

Evaluación de la disposición de arenas de fundición en relación a la protección del recurso hídrico subterráneo.

Programa I.W.E.M.

Roberto E. Miguel, Robert S. Dungan, Roxana B. Banda Noriega y Atilio A. Porta

^{1,3} Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales (FCH-UNCPBA), Pinto 390, (7000) Tandil, Buenos Aires, Argentina.

² Northwest Irrigation and Soil Research Laboratory (USDA) 3793 North 3600 East, (83341) Kimberly, Idaho, USA.

⁴ Atilio A. Porta Centro de Investigaciones Medio Ambientales (FCE-UNLP) Calle 115 y 47, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: estebanmiguel@gmail.com

RESUMEN

El modelo de evaluación de gestión de residuos industriales (IWEM) es una herramienta para la toma de decisión y prevención de la contaminación del recurso hídrico subterráneo. El objetivo del trabajo fue determinar la modalidad adecuada de disposición de arenas descartadas de fundición (ADF) al aplicar el software IWEM. Se utilizaron las concentraciones de Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn determinadas en 96 ADF sometidas al procedimiento de lixiviación EPA-1310B. Se corrieron en el IWEM las concentraciones bajo condiciones de clima húmedo, subhúmedo y seco. Este programa se corrió bajo determinadas condiciones hidrogeológicas de pH, permeabilidad, espesor y profundidad del nivel freático, y como carga contaminante se utilizó un relleno de 10.000 m³. Los resultados indican que en climas húmedos y subhúmedos los metales lixiviados no presentan un peligro para la calidad del recurso hídrico subterráneo a excepción de algunas ADFs que deben disponerse en rellenos con barrera compuesta debido a las concentraciones de Pb.

Palabras clave: gestión de residuos, prevención de la contaminación, lixiviado, metales pesados, recurso hídrico subterráneo.

ABSTRACT

The industrial waste management model (IWEM) is a tool used to prevent the pollution of groundwater resources. The aim was to determine the appropriate mode of disposal of waste foundry sands (WFS) using the software IWEM. The concentration of Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn was analyzed in 96 WFS subjected to leaching procedure EPA 1310b. The concentrations were run in the IWEM taking into account humid, median tendency and dry weather conditions. The program was run with hydrogeological condition of pH, permeability, depth and thickness, and the landfilled area was a 10,000 m³. The results indicate that in humid and median tendency weather the leached metals do not present a danger to the quality of groundwater resources except for some WFS that It need to be disposed in landfills with composite barrier due to the Pb concentrations.

Keywords: waste management, pollution prevention, leaching, heavy metals, groundwater.

Introducción

Los residuos industriales deben gestionarse de acuerdo a su naturaleza, como primer criterio si responde o no a un residuo peligroso. Los peligrosos deben tratarse y/o disponerse en rellenos de seguridad, los considerados no peligrosos pueden enviarse directamente a disposición final en forma conjunta con otros residuos sólidos. Sin embargo, generalmente los residuos industriales no son correctamente identificados y su modalidad de disposición es no controlada. En este contexto, el recurso

hídrico subterráneo se expone a una carga contaminante, que dependiendo de sus condiciones hidrogeológicas y climáticas, lo pondrá en peligro en diferente grado. Las agencias de regulación ambiental en Argentina no cuentan con modelos de simulación como herramienta que soporten la toma de decisiones sobre la modalidad de disposición adecuada de un residuo industrial, sobre todo, cuando este no sobrepasa los valores de los parámetros de la regulación ambiental para considerarlo peligroso. Las arenas descartadas de fundición (ADF) son ejemplo de un residuo industrial que

ha comenzado a estudiarse recientemente y cuya modalidad de disposición en numerosos países, incluido Argentina y Brasil, ha sido no controlada. Los antecedentes disponibles demuestran que la mayoría de las ADF deben ser consideradas como residuos no especiales (Dungan y Dees, 2009; Deng, 2009; Miguel et al, 2012). Sin embargo, los tomadores de decisión son renuentes a viabilizar su uso como subproductos en otros procesos productivos con demostrada factibilidad técnica como hormigones, (Sota et al, 2007; Sidique, 2009), mezclas asfálticas en caliente (Marcozzi et al, 2009) cemento portland (Elizalde et al, 2010) y suelo (Dayn et al, 2010). Esta situación conlleva a que los ADF se dispongan mayormente de manera no controlada (Miguel et al, 2009) sin un mínimo estudio previo por parte de fundidores y tomadores de decisión acerca del peligro o no de efectuar dichas disposiciones. Algunas empresas han enviado una fracción de estos materiales a disposición final controlada en rellenos sanitarios e inclusive de seguridad pero los grandes volúmenes generados y los costos asociados al transporte y disposición final imposibilitan absorber los costos. Si bien el uso de las ADF como subproducto en otros procesos productivos

debe ser el objetivo primordial para tender a su gestión integral (Miguel et al, 2005) este parece ser un camino lento y dificultoso. Mientras tanto las ADF continúan disponiéndose de manera no controlada sin contar con herramientas que apoyen y faciliten la toma de decisión sobre como disponerlos a fin de proteger el recurso hídrico subterráneo. En un estudio reciente efectuado con doce muestras de ADF se concluyó que en áreas con extrema vulnerabilidad a la contaminación con climas húmedos y sub-húmedos algunas ADF deben ser dispuestas en rellenos con barrera compuesta (Miguel et al, 2013).

El modelo de evaluación de gestión de residuos industriales (IWEM, por sus siglas en Ingles) desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental es utilizado en Estados Unidos como una herramienta para la toma de decisión y la prevención de la contaminación del recurso hídrico subterráneo (USEPA, 2002). El programa simula el aporte de elementos desde una masa de residuos hacia el recurso hídrico subterráneo a diferentes distancias a partir de la advección y dispersión del contaminante en zona no saturada y saturada en estado estacionario (Figura 1).

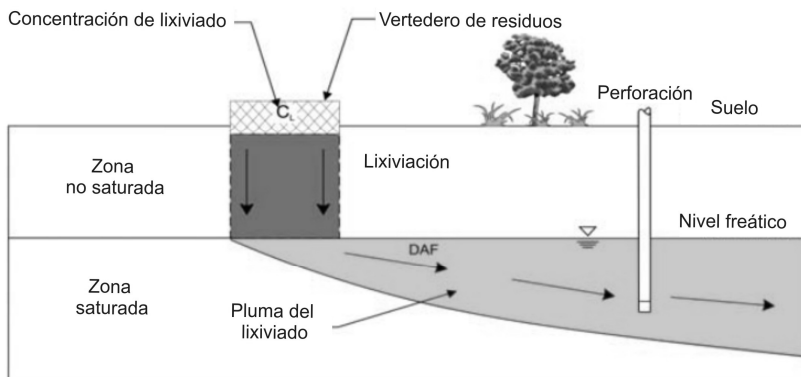


Figura 1. Sección transversal del modelo conceptual subsuperficial utilizado por I.W.E.M. Fuente USEPA, 2002 (modificado por el autor)

La relación entre la concentración del lixiviado en el vertedero y la exposición de las aguas subterráneas en la perforación localizada aguas abajo se representa en la Figura 2. La figura 2a muestra cómo la concentración de lixiviados liberados desde el vertedero disminuye gradualmente con el tiempo como resultado del agotamiento del elemento contaminante en la masa de residuos del vertedero. Como se

muestra en la figura 2b, el constituyente no llega al pozo hasta algún tiempo después de que comience la lixiviación, pero al final la concentración en agua subterránea alcanzará un valor máximo, y luego comenzará a disminuir debido a que la lixiviación desde la unidad del vertedero se produce sólo durante un período finito de tiempo. La concentración máxima de un elemento en la perforación será generalmente

menor que la concentración del lixiviado original como resultado de diversos procesos de dilución y de atenuación que se producen durante el transporte a través de la zona no saturada y saturada. El modelo tiene la capacidad para calcular el promedio máximo de la concentración en las aguas subterráneas en un período de tiempo determinado, según lo representado por la línea horizontal discontinua en la figura 2b.

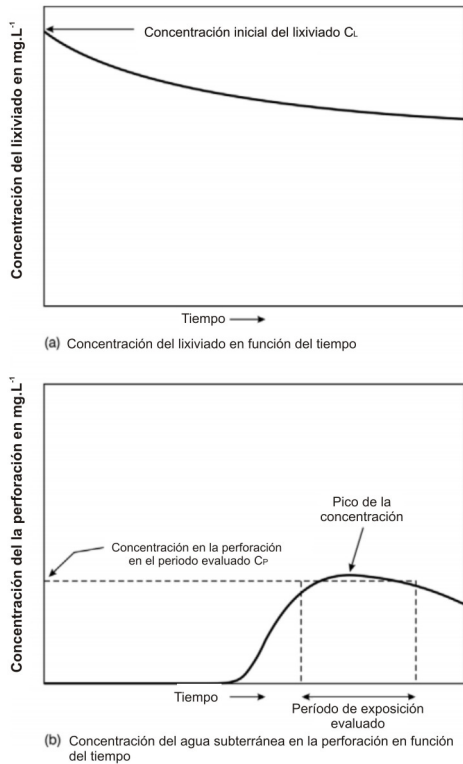


Figura 2. Relación conceptual entre la concentración en lixiviado y la concentración de exposición en agua subterránea. Fuente: USEPA, 2002 (modificado por el autor)

El I.W.E.M. posee dos niveles de trabajo, ambos son sencillos y tienen sus limitaciones especialmente cuando el área donde se dispone un material posee cambios estacionales en la recarga, está sometida a bombeos o cuando la hidrodinámica es compleja, no obstante brinda información útil para la toma de decisión.

Para correr el modelo se requiere conocer la concentración de los elementos extraídos por lixiviación desde un residuo, las características

de la masa de residuo –volumen, altura, profundidad y permeabilidad– y las características hidrogeológicas de un área en estudio –pH del agua, nivel freático, gradiente hidráulico, espesor de acuífero, tipo de suelo y recarga.

Teniendo en cuenta la actual disposición de ADF y la renuencia de los tomadores de decisión a utilizarlas como subproductos, el objetivo del trabajo fue determinar la modalidad adecuada de disposición de ADFs al aplicar el programa I.W.E.M.

Materiales y métodos

Arenas descartadas de fundición

96 muestras de ADF fueron colectadas por método de cuarteo en 18 fundiciones localizadas en la ciudad de Tandil y localidades del Gran Buenos Aires –General Las Heras, General Pacheco y La Matanza- Provincia de Buenos Aires, Argentina. Las muestras fueron sometidas al ensayo de lixiviación EPA SW 846 1310b (Extraction Procedure) establecido en la Ley 24.051 de Residuos Peligrosos de la República Argentina como el método a aplicar para determinar la peligrosidad o no de un material. El ensayo se efectuó en una relación residuo - agua bidestilada 1:16 a pH $5 \pm 0,2$ con agregado de ácido acético 0,5N y se agitó por rotación a 30 RPM durante 24 hs. Luego el extracto se filtró por $0,45 \mu\text{m}$ y se determinó en lixiviado los elementos Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn por espectroscopia de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente.

Programa I.W.E.M.

Como datos de ingreso al programa I.W.E.M. se corrieron las concentraciones máximas y mínimas para cada analito estudiado en los lixiviados extraídos a las 96 ADF. También se corrieron aquellas concentraciones medias y percentil 0,95 superiores a los límites del Código Alimentario Argentino (C.A.A.). Se utilizaron condiciones hidrogeológicas arbitrarias aportadas por el programa por defecto (Tabla 1) y como aporte de contaminante se utilizó un relleno de 10.000 m^3 de residuo, dimensiones de áreas de disposición final relevadas en campo. A modo comparativo se evaluaron las concentraciones esperadas a 1, 10, 50, 100 y 500 metros desde el límite del relleno para diferentes recargas en condiciones de clima húmedo, subhúmedo y seco. Las concentraciones en lixiviado se corrieron en primera instancia para un relleno sin protección. En los casos en que la concentración resultante fue mayor a los límites de regulación del C.A.A. en alguna de las distancias estudiadas, el

modelo se corrió para el analito que corresponda considerando un relleno con protección simple (barrera de arcilla). De

superar los valores del C.A.A se lo corrió para un relleno de barrera compuesta (geomembrana y barrera de arcilla).

Tabla 1. Parámetros del relleno, medio físico-natural y condición climática

Parámetros del relleno			
Volumen de material dispuesto	10.000 m ³		
Altura del relleno	1 m		
Profundidad del relleno bajo subsuelo	1 m		
Permeabilidad del residuo	Alta permeabilidad		
Parámetros subsuperficiales			
pH de agua subterránea	7,0		
Profundidad del nivel freático (m)	5,18 m		
Gradiente hidráulico	0,0057		
Conductividad hidráulica (m.año ⁻¹)	1,89E4		
Espesor del acuífero (m)	10,1		
Suelo (peor condición)	Franco arenoso		
Recarga según modalidad de disposición m.año⁻¹			
Condición climática	Sin barrera	Barrera simple	Barrera compuesta
Seco (Phoenix, AZ)	1,0E-5	1,7E 5	
Subhúmedo (Indianápolis, IN)	0,130	0,044	Monte Carlo
Húmedo (Seattle, WA)	0,439	0,043	
Coef. de partición suelo-agua: modelo de especiación geoquímica MINTEQA2 (USEPA, 2002)			

Resultados y discusión

Lixiviados en arenas de fundición

Las concentraciones de Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en el lixiviado extraído a las arenas descartadas de fundición se presentan en la Tabla 2. Las concentraciones de los elementos Ag, Cd y Ni se encontraron por debajo del límite de detección del método (LDM) en todas las muestras analizadas. Para los elementos Ba, Cr, Cu y Zn la concentración máxima detectada fue de 0,151; 0,087; 0,015 y 1,90 mg.L⁻¹; respectivamente. Para el total de 96 muestras analizadas estos elementos se hallaron por debajo de los límites de la Ley Nacional de Residuos Peligrosos de Argentina (L.N.R.P.) y el Código Federal de Regulaciones de Estados Unidos (C.R.F.), además los valores no superaron los límites de potabilidad determinados en el Código Alimentario Argentino (C.A.A.)

Respecto al Pb se advierte que 72 de las 96 muestras presentaron concentraciones por debajo de LDM, sin embargo se detectó una concentración máxima de 7,77, un percentil 0,95 de 0,532 y una media de 0,219 mg.L⁻¹. De las 24 muestras con concentraciones por encima del LDM sólo 4 superan el límite de la L.N.R.P., sin embargo 23 superan el límite de agua potable establecido en el C.A.A. (datos no presentados). Estas muestras corresponden a ADF generadas

en procesos de producción que utilizan para la elaboración de moldes resinas químicas con Pb como constituyente. Si se eliminaran del análisis las muestras de ADF procedentes de este proceso productivo los resultados de Pb se encontrarían por debajo del límite del C.A.A. (datos no presentados).

Tabla 2. Concentración máxima, percentil 0,95, media y mínima de elementos en lixiviado

	Concentración (mg.L⁻¹) †					
	Min	Max	0,95	Media	LRP	CRF CAA
Ag ^{†96}	<0,007	--	--	0,004	5	5 0,05
Ba ⁶	<0,004	0,151	0,073	0,021	1	100 1
Cd ⁹⁶	<0,003	--	--	0,002	0,5	1 0,005
Cr ⁸⁴	<0,007	0,087	0,007	0,004	5	1 0,05
Cu ⁷³	<0,005	0,015	0,009	0,003	100	1
Ni ⁹⁶	<0,02	--	--	0,010	1,34	0,02
Pb ⁷²	<0,042	7,77	0,532	0,219	1	5 0,05
Zn ²⁶	<0,006	1,90	0,390	0,068	500	- 5

† Valores por debajo del LDM se consideraron a la mitad para cálculos de media y percentil 0,95

‡ Cantidad de muestras por debajo del LDM LRP, Ley Nacional Residuos Peligrosos de Argentina; CRF, Código de Regulaciones Federales de Estados Unidos; concentraciones del CAA, Código Alimentario Argentino.

Por otro lado, es importante considerar que los vertederos de ADF están conformados casi

exclusivamente por este material, aunque en ocasiones suelen disponerse junto a residuos inertes provenientes de fundiciones o productos de demolición (ladrillos, hormigón, tierra) debido a su uso como material de relleno (Miguel, 2009). En dos trabajos con ADF sometidas al ensayo ASTM D3897 se advirtió que el pH medio fue de 8,27 (Deng, 2009) y $7,6 \pm 1,2$ (Miguel et al, 2013). El método ASTM utiliza agua bidestilada como extractante sin controlar el pH, situación similar a lo que acontece en un vertedero. En el método EPA 1310B el pH se controla en $5 \pm 0,2$ para simular el lixiviado de residuos dispuestos en rellenos sanitarios junto a residuos sólidos urbanos domiciliarios. Por lo tanto, utilizar los resultados de metales en lixiviados extraídos en el método EPA 1310B para correr el I.W.E.M. es un criterio conservador debido a que este último extrae mayor cantidad de elementos a la fase acuosa que el método ASTM (Miguel et al, Op Cit).

Resultados de las corridas en I.W.E.M.

Las concentraciones máximas y mínimas para cada uno de los analitos determinadas en las 96

ADFs fueron corridas en el I.W.E.M. bajo diferentes condiciones climáticas y distancias del límite del relleno aportando la concentración esperada en agua subterránea a percentil 0,90. Para el analito Pb, se corrió adicionalmente la concentración media y percentil 0,95 debido a que superaban los límites de potabilidad del C.A.A.

Bajo condiciones de clima húmedo

En la tabla 3 se presentan las concentraciones en agua subterránea para vertederos localizados en regiones húmedas. Los resultados muestran, como es de esperar, una reducción de las concentraciones de los distintos elementos a medida que nos alejamos del límite del relleno sin barrera de protección. La concentración máxima de Cr corrida en el modelo arrojó valores en agua subterránea por encima del límite del C.A.A. hasta los 50 metros del límite del relleno ($0,06 \text{ mg.L}^{-1}$). Por otro lado, la concentración máxima, percentil 0,95 y media de Pb arrojaron valores superiores al límite de potabilidad en todas las distancias estudiadas con concentraciones a 500 metros del relleno de 1,82; 0,125 y 0,052 mg.L^{-1} , respectivamente.

Tabla 3. Concentraciones mg.L^{-1} esperadas aguas debajo de un vertedero en agua para clima húmedo bajo diferentes barreras de protección

Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
Sin barrera							
Ag	Max	0,007	0,006	0,005	0,005	0,002	0,002
Ba	Max	0,151	0,114	0,113	0,113	0,011	0,035
	Min	0,004	0,004	0,004	0,003	0,003	8,6E-04
Cd	Max	0,005	0,003	0,003	0,002	0,002	7,5E-04
Cr	Max	0,087	0,079	0,078	0,077	0,06	0,045
	Min	0,007	0,006	0,006	0,006	0,004	2,1E-05
Cu	Max	0,015	0,014	0,013	0,013	0,011	0,008
	Min	0,003	0,005	0,004	0,044	0,003	7,1E-04
Ni	Max	0,02	0,018	0,018	0,018	0,014	0,005
Pb	Max	7,77	7,11	6,99	6,89	5,45	4,23
	0,95	0,532	0,487	0,479	0,471	0,37	0,288
	Med	0,219	0,201	0,197	0,194	0,154	0,119
	Min	0,042	0,038	0,038	0,037	0,029	0,011
Zn	Max	1,90	1,74	1,71	1,69	1,32	1,03
	Min	0,006	0,005	0,005	0,005	0,004	0,001
Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
Barrera simple							
Cr	Max	0,087	6,4E-11	2,3E-08	5,9E-08	6,6E-07	--
Pb	Max	7,77	1,72	1,45	1,25	0,797	0,52
	0,95	0,532	0,119	0,101	0,088	0,055	0,036
	Med	0,219	0,05	0,042	0,038	0,023	0,014
Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
Barrera compuesta							
Pb	Max	7,77	0	6,3E-18	2,7E-16	0	0
	0,95	0,532	0	2,7E-10	1,8E-14	5,0E-17	--
	Med	0,219	0	--	--	--	--

Cuando se corrió el modelo para un vertedero con barrera simple de arcilla la concentración máxima

de Cr se encontró muy por debajo de los límites de C.A.A. Respecto al Pb, la concentración

máxima hallada en ADF superó nuevamente los límites del C.A.A. con 0,161 mg.L⁻¹ a 500 metros del relleno. Sin embargo, la concentración percentil 0,95 y media superaron el límite del C.A.A. a 100 y 1 m de distancia del relleno; respectivamente. Al correr el modelo con barrera compuesta de arcilla y geomembrana se advierte que ninguna de las concentraciones supera el límite C.A.A.

Bajo condiciones de clima subhúmedo

Las concentraciones esperadas para vertederos localizados en regiones subhúmedas se presentan en la tabla 4. A excepción de Pb todas las concentraciones corridas para un vertedero no controlado se hallaron por debajo del límite del C.A.A. La concentración máxima y percentil 0,95 de Pb arrojaron concentraciones superiores al límite de potabilidad en todas las distancias estudiadas con valores a 500 metros del relleno de 1,10 y 0,076 mg.L⁻¹, respectivamente. La concentración media de Pb a 500 m se encontró

por debajo del límite de potabilidad. Para rellenos con barrera simple, la concentración máxima de Pb superó nuevamente los límites del C.A.A. con 0,286 mg.L⁻¹ a 500 metros del relleno. Sin embargo, la concentración percentil 0,95 y media superaron el límite del C.A.A. a 100 y 1 m de distancia del relleno; respectivamente. Se advirtió que las concentraciones a distintas distancias para clima subhúmedo para un vertedero con barrera simple (arcilla) presenta concentraciones levemente superiores a éstos rellenos clima húmedos (ver Tabla 1 y 3). Ésta situación, a priori no esperable, se debe a que el valor de recarga utilizado en el modelo es mayor para sitios impermeabilizados con arcilla en regiones subhúmedas. Los datos de recarga del modelo provienen de trabajos de campo antecedentes en rellenos con las condiciones estudiadas (USEPA, 2002). Al correr el modelo con barrera compuesta de arcilla y geomembrana se advierte que ninguna de las concentraciones supera el límite C.A.A.

Tabla 4. Concentraciones mg.L⁻¹ esperadas aguas debajo de un vertedero en agua subterránea para clima subhúmedo bajo diferentes barreras de protección

Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
		Sin barrera					
Ag	Max	0,007	0,004	0,004	0,004	0,003	0,002
Ba	Max	0,151	0,098	0,094	0,090	0,067	0,052
	Min	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001
Cd	Max	0,003	0,003	0,003	0,002	9,6E-6	0,001
Cr	Max	0,087	1,0E-5	0,001	0,005	0,016	0,016
	Min	0,007	7,6E-7	7,5E-7	7,7E-7	7,4E-6	1,7E-4
Cu	Max	0,015	0,009	0,009	0,009	0,008	0,005
	Min	0,003	0,003	7,5E-7	0,003	0,002	0,002
Ni	Max	0,02	0,013	0,012	0,012	0,009	0,007
Pb	Max	7,77	5,04	4,85	4,65	3,49	2,71
	0,95	0,532	0,343	0,327	0,313	0,237	0,184
	Med	0,219	0,141	0,135	0,130	0,098	0,077
	Min	0,042	0,027	0,026	0,025	0,019	0,015
Zn	Max	1,90	1,23	1,18	1,13	0,850	0,656
	Min	0,006	0,003	0,004	0,004	0,003	0,002
Concentración en Lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
		Barrera simple					
Pb	Max	7,77	1,713	1,513	1,385	0,991	0,731
	0,95	0,532	0,124	0,106	0,098	0,068	0,050
	Med	0,219	0,056	0,045	0,040	0,028	0,021
Concentración en lixiviado		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
		Barrera compuesta					
Pb	Max	7,77	0	7,9E-18	4,1E-16	0	0
	0,95	0,532	0	3,1 E-16	2,1E-14	2,9E-13	0
	Min	0,219	0	--	--	--	--

Bajo condiciones de clima seco

Para vertederos localizados en regiones secas sin barrera de protección las concentraciones

esperadas en agua subterránea para todos los analitos estudiados a distintas distancias se hallaron muy por debajo de los límites del C.A.A.

Tabla 5. Concentraciones mg.L⁻¹ esperadas aguas debajo de un vertedero en agua subterránea para clima húmedo bajo diferentes barreras de protección

Concentración en		1 m	5 m	10 m	50 m	100 m	500 m
lixiviado		Sin barrera					
Ag	Max	0,007	4,3E-12	1,8E-10	1,5E-9	1,1E-8	8,1E-13
Ba	Max	0,151	1,7E-8	5,1E-8	6,2E-8	9,0E-7	8,6E-6
	Min	0,004	1,1E-15	3,1E-6	2,10E-9	1,2E-8	0
Cd	Max	0,003	4,3E-15	1,6E-10	2,0E-9	1,1E-8	1,8E-8
	Max	0,087	2,2E-17	5,6E-11	4,7E-10	4,0E-9	9,0E-12
Cr	Min	0,007	6,6E-10	9,3E-9	1,4E-9	1,1E-8	1,1E-8
	Max	0,015	2,7E-16	9,8E-11	1,2E-9	7,5E-9	2,2E-9
Cu	Min	0,003	1,1E-15	5,6E-9	2,0E-9	1,1E-8	1,8E-8
	Max	0,02	4,9E-18	7,7E-10	2,7E-9	6,8E-9	2,8E-9
Ni	Max	0,02	4,9E-18	7,7E-10	2,7E-9	6,8E-9	2,8E-9
	Max	7,77	2,9E-17	6,3E-12	1,2E-11	7,6E-12	8,1E-17
Pb	0,95	0,532	2,1E-18	2,1E-11	1,6E-10	1,3E-9	0
	Med	0,219	8,7E-18	3,4E-11	2,2E-10	2,7E-9	5,7E-14
	Min	0,042	4,9E-17	1,2E-9	7,3E10	5,0E-9	0
	Max	1,90	3,1E-16	1,5E-11	3,8E-11	1,6E-10	1,5E-15
Zn	Max	1,90	3,1E-16	1,5E-11	3,8E-11	1,6E-10	1,5E-15
	Min	0,006	6,9E-16	1,2E-9	1,6E-7	1,0E-8	0

Conclusiones

Del estudio de metales en lixiviados se determinó que cuatro de las 96 muestras de arenas descartadas de fundición superan los límites de Pb establecido en la Ley de Residuos Peligrosos 24.051 (1 mg.L⁻¹). 23 lixiviados de muestras de ADF superaron el límite de potabilidad del Código Alimentario Argentino (0,05 mg.L⁻¹). Estas muestras se corresponden con un proceso productivo particular de elaboración de moldes que posee Pb como constituyente.

Las concentraciones máximas de los elementos Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni y Zn en lixiviados corridas en el I.W.E.M. arrojaron que en climas húmedos, subhúmedos y secos estos metales no presentan un peligro para la calidad del recurso hídrico subterráneo si las ADF se disponen en rellenos sin protección. Sin embargo, las ADF provenientes de moldes elaborados con resinas con Pb como constituyente deben disponerse en rellenos con barreras simples (arcilla) o compuestas (arcilla y geomembrana) en regiones con climas húmedos y subhúmedos para proteger el recurso.

Más allá de los resultados aquí alcanzados, es necesario que cada industria analice sus residuos y evalúe junto a las autoridades de aplicación el tipo de vertedero a utilizar teniendo en cuenta las condiciones del medio físico natural de disposición.

No obstante, la valorización de las arenas descartadas de fundición como subproductos en otros procesos productivos debe ser el objetivo a seguir en pos de tender a la gestión integral de este material.

Agradecimientos

Este trabajo se efectuó gracias a las Becas de Posgrado Tipo I y Tipo II otorgadas por CONICET al primer autor. Se destaca el apoyo del personal técnico del Northwest Irrigation and Soil Research Laboratory, USDA, Kimberly, Idaho en los análisis de Laboratorio, especialmente al Dr. Jim Ippolito.

Referencias

- Argentina, Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica. Código Alimentario Argentino Ley 18284. Capítulo XII, Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada (on line). Disponible en: http://www.anmat.gov.ar/alimentos/codigoa/CAPITULO_XII.pdf [28 de mayo de 2013].
- Argentina, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Niveles de guía de calidad de suelos Anexo II, Tabla 9. Ley Nacional de Residuos Peligrosos 24.051 Decreto 831/93 (on line). Disponible en: <http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/normativa/File/AnexoVI.pdf> [28 de mayo de 2013].
- Dayton, A.A., Whitacre, S.D., Dungan, R.S. y Basta, N.T. 2010. Characterization of physical and chemical properties of spent foundry sands pertinent to beneficial use in manufactures soils. *Journal Plant Soil*. 329:27-33.
- Deng, A., 2009. Contaminants in waste foundry sands and its leachate. *International Journal Environment and Pollution*. 38:425-443.
- Dungan, R.S., Dees, N.H., 2009. The characterization of total and leachable metals in foundry molding sands. *Journal of Environmental Management* 90:539-548.

- Elizalde, S., Di Maio, A y Miguel, R.E. 2010. Valorización de Residuos de Arenas de Fundición en la Fabricación del Cemento Portland. *Congreso Latinoamericano de Fundición COLFUN 2010*. Actas en CD. CABA; Buenos Aires, Argentina.
- Marcozzi, R.G., Miguel, R.E., Sota, J.D. y Banda Noriega, R.B. 2009. Comportamiento técnico – ambiental de mezclas asfálticas en caliente con incorporación de residuos de arenas de diferentes procesos de fundición. *XV Congreso Ibero-Latinoamericano del Asfalto (CILA) I*: 1481-1490. Lisboa, Portugal.
- Miguel, R. E., Banda Noriega, R.B. y Sota, J.D. 2005. Residuos de Arenas de Fundición. Bases para la Gestión Sustentable. Congreso *Internacional ISWA*. Actas en CD. CABA, Buenos Aires, Argentina.
- Miguel, R.E. 2009. Gestión de residuos de arenas de fundición en Tandil y su impacto en el sistema hídrico subterráneo. Tesis de maestría de la Facultad Regional La Plata de la Universidad Tecnológica Nacional, La Plata, Argentina. Pag 130- Inédita.
- Miguel, R.E., Ruiz de Galarreta, V.A. y Banda Noriega, R.B. 2009 Impact to groundwater resources by landfill foundry industries waste in Tandil, Buenos Aires, Argentina. A preliminary study, en: *Boletín Geológico y Minero*, 120(4):583-594.
- Miguel, R.E., J.A. Ippolito, A.B. Leytem, A.A. Porta, R.B. B. Noriega y R.S. Dungan. 2012. Analysis of total metals in waste molding and core sands from ferrous and non-ferrous foundries. *Journal of Environmental Management*, 110:77 - 81.
- Miguel, R.E., Ippolito, J.A., Porta, A.A., Banda Noriega, R.B. y Dungan, R.S. 2013 Use of Standardized Procedures to Evaluate Metal Leaching From Waste Foundry Sands. *Journal of Environmental Quality*. 42(2): 615-620.
- Miguel, R.E., Porta, A.A., Banda Noriega, R.B. 2013. Modelo de evaluación de gestión de residuos industriales aplicado en arenas descartadas de fundición. Ciencia, Docencia y Tecnología. Trabajo aceptado, En edición.
- Siddique, R., Schutter, G y Noumowe, A. 2009. Effect of used-foundry sand on the mechanical properties of concrete. *Construction and Building Materials* 23:976-980.
- Sota J.D., Barreda M.L., Monzon J.D., Banda Noriega R.B. y Miguel R.E. 2007. Hormigones de cemento Pórtland con arenas de fundición. *Revista Cemento Hormigón*. 900:46-55.
- U.S. EPA. (2002). Industrial Waste Management Evaluation Model (IWEM) Technical Background Document. EPA530-R-02-012. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, DC. <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/industrial/tools/iwem/sect-int.pdf> > [28 de mayo de 2013].
- U.S. EPA. 2004. Test Method for Evaluation of Solid Waste, Physical/Chemical Methods SW 846. Method 1310B, Extraction Procedure (EP) Toxicity Test Method and Structural Integrity Test. Disponible on line en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1310b.pdf> [28 de mayo de 2013].