



# Evaluación de la exposición humana a elementos potencialmente tóxicos procedentes del consumo de arroz

*José Daniel Sánchez Alonso*

**Tutor:** Arturo Hardisson de la Torre

**Co-tutora:** Soraya Paz Montelongo

Máster en Seguridad y Calidad de los Alimentos

Trabajo de Fin de Máster

Curso 2019/2020



Departamento de Obstetricia y Ginecología, Pediatría, Medicina Preventiva y Salud Pública, Toxicología, Medicina Legal y Forense y Parasitología Universidad de La Laguna

**AUTORIZACIÓN**

**Dr. Arturo Hardisson de la Torre y Dra. Soraya Paz Montelongo**, Profesores Titulares del Área de Toxicología del departamento de Obstetricia y Ginecología, Pediatría, Medicina Preventiva y Salud Pública, Toxicología, Medicina Legal y Forense y Parasitología de la Universidad de La Laguna,

INFORMAN:

Que **D. José Daniel Sánchez Alonso**, alumno del Máster Universitario en Seguridad y Calidad de los Alimentos de la Universidad de La Laguna, ha realizado bajo nuestra dirección el Trabajo Fin de Máster con el título **“Evaluación de la exposición humana a elementos potencialmente tóxicos procedentes del consumo de arroz”**

Revisado el presente trabajo, autorizamos su presentación para que proceda a su lectura y defensa pública para optar al título del Máster Universitario en Seguridad y Calidad de los Alimentos.

En San Cristóbal de La Laguna a 3 de julio del 2020

Fdo: Arturo Hardisson de la Torre

Fdo: Soraya Paz Montelongo

Este documento incorpora firma electrónica, y es copia auténtica de un documento electrónico archivado por la ULL según la Ley 39/2015.

*La autenticidad de este documento puede ser comprobada mediante el [sistema de validación de firmas electrónicas](#)*

Identificador del documento: 2615039 Código de verificación: P7vIoCLI

Firmado por: Arturo Hardisson de la Torre

Fecha: 04/07/2020 09:11:12

**UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA**

Soraya Paz Montelongo

04/07/2020 09:11:58

**UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA**

## Resumen

El arroz constituye el alimento básico para más de la mitad de la población mundial, siendo una importante fuente de carbohidratos, proteínas, vitamina B, tiamina, riboflavina y niacina. Sin embargo, debido al aumento de la concentración de contaminantes en el entorno, así como la gran capacidad de absorción y acumulación del arroz, hace que éste pueda contener niveles peligrosos de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) como As, Cd, Pb y Hg. La ingesta elevada de estos elementos conlleva una serie de efectos adversos sobre la salud de los consumidores, algunos de ellos irreversibles. Por ese motivo, el objetivo del presente trabajo es determinar el contenido de As, Cd, Pb y Hg en muestras de arroz comercializado en Tenerife y evaluar el riesgo tóxico derivado de la ingesta de este alimento. Debido al estado de alarma decretado por el virus Covid-19 no se ha podido concluir con la parte experimental de este proyecto de fin de máster, razón por la cual se ha optado por realizar una revisión bibliográfica y la posterior evaluación del riesgo a partir de datos previamente publicados por otros autores. Como resultado se ha obtenido que la presencia de elementos potencialmente tóxicos en el arroz procedente de diversos países productores y exportadores excede los niveles máximos establecidos como seguros, lo cual se asocia a un riesgo importante de padecer enfermedades crónicas en todos los grupos etarios.

## Abstract

Rice contributes as the staple food for more than half of the world's population and is an important source for carbohydrates, proteins, vitamin B, thiamine, riboflavin and niacin. However, due to the increasing contaminants concentration in the environment, as well as the great absorption and accumulation capability of rice, it may contain hazardous levels of potentially toxic elements (PTEs) such as As, Cd, Pb and Hg. The high intake of these elements leads to several adverse effects on the consumers' health, some of them irreversible. Thus, the aim of this essay is to determine the concentration of As, Cd, Pb and Hg in several samples of rice commercialized in Tenerife, and to determine the toxic risk derived from the intake of this staple food. Because of the alarm state decreed due to Covid-19 virus, it was not possible to conclude the experimental part of this end-of-master project, reason why it was decided to perform a bibliographic review and further risk evaluation from the previous data published by other researchers. As a result, it has been concluded that the presence of potentially toxic elements in rice coming from various producing and exporting countries exceeds the limit values considered as safe, what can be associated to an important risk of suffering chronic diseases in all age groups.

## Índice

<b>1. Introducción.....</b>	<b>5</b>
<b>2. Objetivos.....</b>	<b>6</b>
<b>3. Material y Métodos .....</b>	<b>7</b>
<b>3.1. Muestras .....</b>	<b>7</b>
<b>3.2. Determinación del contenido de Cd y Pb en las muestras de arroz.....</b>	<b>8</b>
<b>3.3. Determinación del contenido de As y Hg en las muestras de arroz.....</b>	<b>9</b>
<b>3.4. Método analítico .....</b>	<b>9</b>
<b>3.5. Búsqueda bibliográfica.....</b>	<b>10</b>
<b>4. Resultados y Discusión .....</b>	<b>11</b>
<b>4.1. Comparaciones entre los resultados para diferentes países .....</b>	<b>11</b>
<b>4.2. Estimación de la ingesta y contribución porcentual por países.....</b>	<b>14</b>
<b>5. Conclusiones .....</b>	<b>18</b>
<b>6. Referencias.....</b>	<b>19</b>

## 1. Introducción

El rápido crecimiento tecnológico, la urbanización y el desarrollo industrial en las últimas décadas han incrementado los riesgos para la salud pública asociados a la contaminación ambiental, como la producida por metales pesados (Vatanpour et al., 2020). La contaminación de los suelos con estos elementos potencialmente tóxicos (EPTs) ha resultado uno de los problemas ambientales más importantes en muchos países desarrollados y en vías de desarrollo (Hang et al., 2009). En consecuencia, recientemente ha surgido la preocupación por la posible contaminación de los cultivos de arroz por elementos pesados.

El arroz constituye el alimento básico para más de la mitad de la población mundial, siendo una importante fuente de carbohidratos, proteínas, vitamina B, tiamina, riboflavina y niacina. Dado que es frecuentemente cultivado en terreno inundado, existe la preocupación de que EPTs puedan ser absorbidos por las raíces y acumulados en el grano (Sharafi et al., 2019). Se ha comprobado que metales como arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg) son transferidos desde el suelo y se acumulan fácilmente en los granos de arroz, presentando de esta manera una alta biodisponibilidad (Mao et al., 2019). Es, por tanto, de vital importancia prestar atención a los contaminantes que puedan estar presentes, ya que los niveles de exposición de los consumidores pueden ser considerables dado el alto consumo de este alimento.

La ingesta crónica de estos EPTs puede presentar efectos perjudiciales en la salud humana, los cuales pueden no ser fácilmente revertidos mediante tratamientos médicos (Hang et al., 2009). Su acumulación gradual en el interior de los tejidos humanos puede desarrollar una toxicidad crónica y susceptibilidad de padecer cáncer (Vatanpour et al., 2020). Además de ser considerados carcinógenos, As, Cd, Pb y Hg pueden inducir diversos efectos adversos en el ser humano. El arsénico puede ser perjudicial para la piel, el sistema respiratorio y el sistema cardiovascular, mientras que el cadmio y el plomo pueden afectar al sistema nervioso y conducir al fallo renal (Mao et al., 2019). Una de las consecuencias derivadas de la ingesta de arroz contaminado con elevadas cantidades de cadmio es la enfermedad descubierta en la década de los 30 denominada Itai-itai (que significa “duele-duele”), la cual exhibe un patrón de alteraciones combinadas con osteoporosis y osteomalacia causando múltiples fracturas, la distorsión de los huesos largos en el esqueleto y daño renal, produciendo como consecuencia un dolor severo en las personas afectadas (Järup & Akesson, 2009). Por otra parte, el mercurio presenta una

marcada tendencia a la acumulación y biomagnificación a lo largo de la cadena trófica, exhibiendo efectos tóxicos relacionados con la forma tóxica en la que se encuentre, así como la vía de acceso al organismo, teniendo un fuerte impacto sobre el tejido nervioso cuando es ingerido a través del tracto digestivo en forma de metilmercurio (Paz et al., 2019).

Uno de los principales contaminantes asociados al arroz es el arsénico, un metaloide altamente móvil en el medioambiente que aparece tanto de forma natural como antropogénica dando lugar a diversas especies tanto orgánicas como inorgánicas, siendo reconocidas las segundas como carcinógenos humanos clasificados en el grupo 1 y dando lugar a un aumento significativo del riesgo de padecer diversas enfermedades tanto en humanos como en animales de experimentación (Shraim, 2017; AECOSAN, 2016).

Existen diversos informes que demuestran que, en comparación con la agricultura de secano, los métodos de cultivo que implican riego por inundación pueden reducir la disponibilidad de metales pesados, reduciendo su acumulación en los granos de arroz. Por otra parte, la gestión del agua de riego puede afectar en gran medida a la biodisponibilidad de metales pesados en el suelo mediante cambios en el pH y el potencial redox de este (Zhang et al., 2019).

Otro enfoque interesante se centra en el hecho de que en la superficie de las raíces de la planta de arroz se forma una abundante placa de hierro, que juega un rol vital en el transporte de metales pesados desde el suelo a las raíces de la planta. En este ámbito, la reducción férrica mediada por bacterias afecta a la disponibilidad de metales pesados en la rizosfera por lo que, mediante la estimulación de la actividad y abundancia de bacterias reductoras del hierro en los arrozales, es posible reducir el contenido en metales de los granos de arroz (Zhang et al., 2019).

El efecto de diferentes métodos de preparación y cocinado del arroz produce también la disminución de EPTs por lo que, a pesar de que la determinación de la cantidad total de metales tóxicos en el arroz puede proporcionar una estimación inicial de la magnitud de la contaminación en este alimento, se debe tener en cuenta la aplicación de distintos procesos antes de su consumo, así como los distintos efectos en la biodisponibilidad de las fases de la digestión (oral, gástrica e intestinal) (Sharafi et al., 2019a, 2019b).

## 2. Objetivos

Los objetivos que se han fijado para el presente trabajo han sido los siguientes:

- Determinar el contenido en elementos potencialmente tóxicos (As, Cd, Pb y Hg) en muestras de arroz consumido a nivel local.
- Comparar el contenido en elementos potencialmente tóxicos entre las distintas marcas comercializadas en grandes superficies de alimentación en Tenerife.
- Evaluar el riesgo tóxico derivado del consumo de arroz teniendo en cuenta la ingesta estimada de este alimento y los valores de ingesta admisible para cada elemento estudiado.

**NOTA:** Debido a la situación actual de suspensión de la actividad lectiva por el Covid-19, no se ha podido analizar las muestras adquiridas, ante lo cual, se procede a realizar un estudio bibliográfico sobre el contenido de elementos potencialmente tóxicos en arroz y la posterior evaluación toxicológica.

### 3. Material y Métodos

#### 3.1. Muestras

Para la realización del presente trabajo se seleccionaron 5 marcas comerciales de arroz (Rocío, Hacendado, La Cigala, Hiperdino Food, SOS) comercializados en grandes superficies y supermercados de la Isla de Tenerife (Canarias, España) (Tabla 1).

Se han elegido aquellas marcas más económicas siendo estas las más vendidas. Se han tomado 5 muestras de cada una y, a su vez, 3 alícuotas de cada muestra.

Tabla 1. Información sobre las muestras a analizar

Marca	N. muestra	Tipo	Categoría	Superficie
Rocío	5	Grano largo	1 <sup>a</sup>	Superguai
Hacendado	5			Mercadona
La Cigala	5			Hiperdino
Hacendado	5	Grano largo integral	Extra	Mercadona
Hiperdino Food	5	Grano largo	1 <sup>a</sup>	Hiperdino
SOS	5	Integral, descascarillado	-	Hiperdino
Total	30			

### 3.2. Determinación del contenido de Cd y Pb en las muestras de arroz

Una vez pesada la cantidad deseada de muestra en una cápsula de porcelana (aproximadamente 5 g), se procede a la anotación del peso exacto y deshidratación de esta a 80 °C en la estufa durante 24 h. Tras esto, volvemos a pesar la muestra para obtener por diferencia el contenido en agua presente en el arroz. Luego, la muestra es digerida en ácido nítrico al 65% con calentamiento en placa calefactora hasta lograr la evaporación del reactivo por completo. Tras la digestión húmeda, la muestra es introducida en el horno mufla programado con una rampa hasta 450 °C en 24 h con calentamiento a dicha temperatura constante durante 24 h más para completar el proceso de mineralización de la materia orgánica (Paz, 2019).

Una vez obtenidas las cenizas inorgánicas se procede a su pesado y disolución con ácido nítrico al 1.5% hasta un volumen final de 25 mL en matraz aforado, tras recuperar las mismas de la cápsula de porcelana mediante raspado. De no lograr unas cenizas de color claro y fácilmente solubles, se debe proceder a una nueva digestión en ácido nítrico y reincineración en horno mufla durante la mitad del tiempo establecido para el primer ciclo (rampa hasta 450 °C en 12 h y 12 h más a temperatura constante de 450 °C). La muestra ya preparada es trasvasada a un frasco de polipropileno estéril para proceder a su correcta identificación y almacenamiento a temperatura ambiente (Fig. 1) (Paz, 2019).

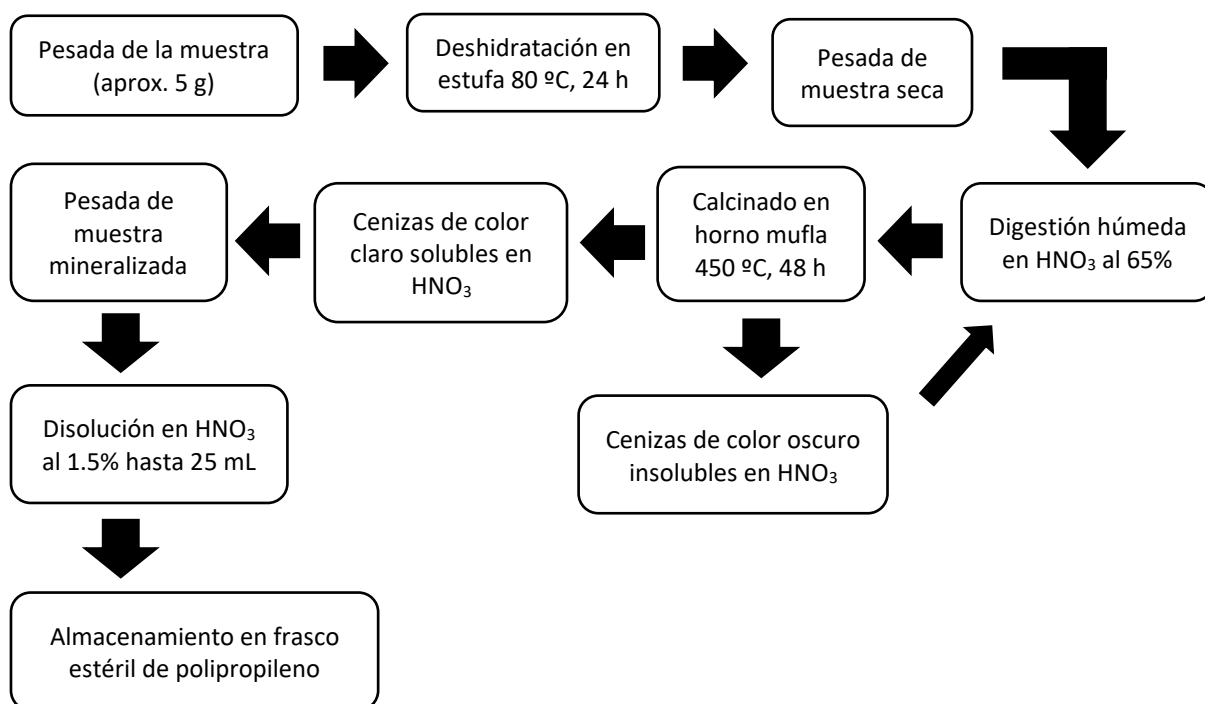


Figura 1. Esquema del tratamiento de las muestras



### 3.3. Determinación del contenido de As y Hg en las muestras de arroz

En primer lugar, se pesa 1 gramo de muestra en tubos de teflón. Posteriormente, se adiciona 4 ml de ácido nítrico concentrado al 65% y 2 ml de peróxido de hidrógeno, y se cierran los tubos. A continuación, los tubos se introducen en el digestor de microondas y se inicia el programa de digestión. Pasados 50 minutos y tras finalizar el proceso de digestión, se extraen los tubos del digestor de microondas y se abren con precaución, pues pueden expulsar vapores. Una vez abiertos los tubos, se pasa el contenido a un matraz Erlenmeyer de capacidad de 10 mL y se enrasa con agua destilada. Finalmente, la disolución es trasvasada a botes herméticos de PET para su posterior análisis (Fig. 2) (Ahmed et al., 2015).



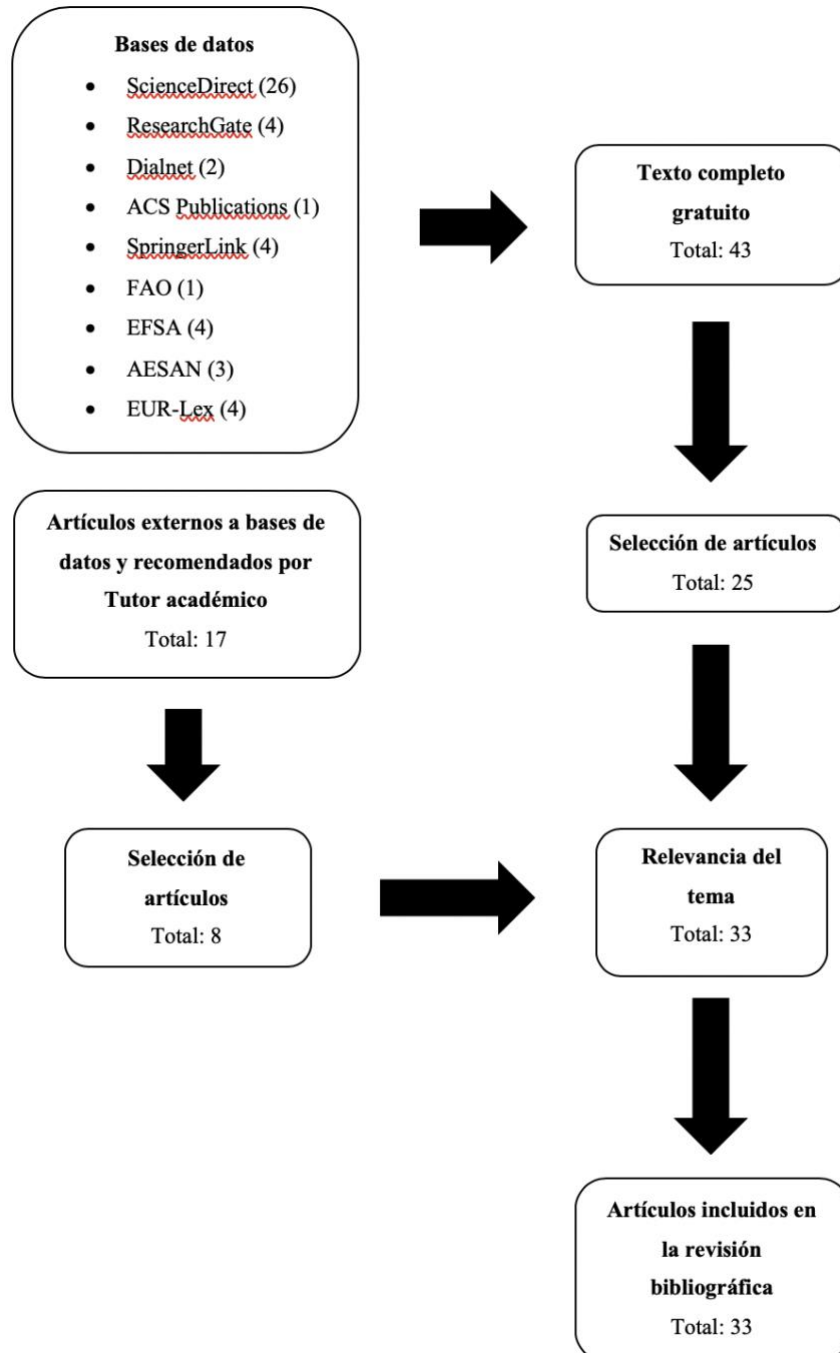
Figura 2. Esquema del procedimiento de tratamiento de las muestras

### 3.4. Método analítico

Los niveles de As, Cd, Hg y Pb serían determinados mediante Espectrometría de Emisión Atómica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES) modelo ICAP 6300 Duo Thermo Scientific (Waltham, MA, Estados Unidos) con un muestreador automático Auto Sampler (CETAX modelo ASX-520). Las condiciones instrumentales del aparato son las siguientes: potencia de RF aproximada (radiofrecuencia) de 1.2 kW, flujo de gas (flujo del nebulizador, flujo auxiliar) de 0.5 L/min, velocidad de la bomba de inyección de 50 rpm y tiempo de estabilización de 0 s. La determinación ICP-OES utiliza argón líquido (99,999% de pureza, Air Liquid, España).

**NOTA:** Como se ha mencionado anteriormente, no se ha podido determinar el contenido de As, Cd, Hg y Pb por el estado de alarma decretado desde el 14 de marzo de 2020. Por lo que se recurrió a la búsqueda bibliográfica que se comenta en el siguiente apartado.

### 3.5. Búsqueda bibliográfica



## 4. Resultados y Discusión

### 4.1. Comparaciones entre los resultados para diferentes países

Como se ha mencionado anteriormente, se ha recurrido a la recopilación de datos publicados previamente por otros autores con el fin de establecer una comparación entre muestras de arroz de distintos países.

Las muestras descritas corresponden a muestras de arroz blanco o descascarado, del que se han eliminado, total o parcialmente, el salvado y el germen (Codex Standard, 1995). A priori, se puede observar (Tabla 2) como destacan principalmente los valores correspondientes a la presencia de Cd y Pb en las muestras de procedencia iraní (Vatanpour et al., 2020). Son destacables, también, las concentraciones de estos dos metales en ciertas muestras procedentes de China, Bangladesh e India (Hang et al., 2009; Ahmed et al., 2015; Sharafi et al., 2019a).

Tabla 2. Niveles de EPTs en arroz (mg/kg)

Referencia	País	Cd	Pb	Hg	As	
Rahman et al., 2014	Australia	0,00076	0,4			
Al-Saleh and Shinwari, 2001		0,0063	0,1321			
Watanabe et al., 1989		0,00281				
Ahmed et al., 2015	Bangladesh	0,088	0,713		0,321	
Meharg et al., 2013		0,099				
Rahman et al., 2014		0,073	0,019			
Meharg et al., 2013	Camboya	0,006				
Yu et al., 2016	China	0,21			0,32	
Mao et al., 2019		0,064	0,098	0,007	0,132	
Hang et al., 2009		0,019	0,171	0,0145	0,199	
		0,224	2,042	0,022	0,155	
		0,035	0,356	0,029	0,07	
Zhao et al., 2010		0,072				
Fu et al., 2008		0,0345	0,355	0,0288	0,0695	
Watanabe et al., 1996		0,0155				
Shraim, 2014		EE. UU.	0,018	0,056		
Meharg et al., 2013			0,018			
Al-Saleh and Shinwari, 2001	0,0062		0,0885			
Watanabe et al., 1996	0,00743					
Al-Saleh and Shinwari, 2001	Egipto	0,0037	0,0527			
Kawada and Suzuki, 1998	España	0,031				
Meharg et al., 2013		0,024				

Meharg et al., 2013	Francia	0,010		
	Ghana	0,020		
Sharafi et al., 2019a	India	0,01462	0,7357	0,1726
		0,01057	1,2084	0,132
Meharg et al., 2013		0,078		
Shraim, 2014			0,110	
Sharafi et al., 2019b		0,146	0,736	0,173
Al-Saleh and Shinwari, 2001		0,0275	0,173	
Sharafi et al., 2019a		0,0827	0,0475	0,1043
		0,0514	0,0502	0,0846
Ghazanfarirad, 2014		0,022	0,0916	0,057
Vatanpour et al., 2020		Irán	0,552	2,657
	0,38		7,099	
	0,656		11,038	
	0,505		4,666	
	0,561		6,503	
	0,547		6,681	
	1,476		16,542	
	0,583		9,708	
	1,257		18,177	
	0,65		8,44	
Sharafi et al., 2019b		0,535	7,676	
Sharafi et al., 2019b		0,083	0,047	0,104
Almayahi and Aljarrah, 2020	Iraq	0,018	0,133	
Meharg et al., 2013	Italia	0,038		
Rahman et al., 2014		0,0005	0,317	
Kawada and Suzuki, 1998	Japón	0,065		
Meharg et al., 2013		0,059		
Watanabe et al., 1996		0,0557		
Meharg et al., 2013		0,050		
Sharafi et al., 2019a	Pakistán	0,0705	0,1486	0,1003
		0,0199	0,1481	0,0950
Sharafi et al., 2019b		0,07	0,149	0,100
Rahman et al., 2014		0,0045	0,067	
Meharg et al., 2013	Sri Lanka	0,081		
		0,027		
Al-Saleh and Shinwari, 2001	Tailandia	0,0134	0,037	
		0,0130	0,419	
Rahman et al., 2014		0,0051	0,016	
Phuong et al., 1999	Vietnam	0,008		0,208

Comparando los valores medios obtenidos para cada país estudiado (Tabla 3) respecto a los límites establecidos a nivel legislativo en España y la Unión Europea para el arroz (Tabla 4), se observa que, en el caso del cadmio, se sobrepasa este valor en las muestras estudiadas procedentes de Irán; en el caso del plomo se sobrepasa el límite en las muestras procedentes de Australia, Bangladesh, China, India, Irán, Italia y Tailandia; y en el caso del arsénico los valores son elevados en las muestras de arroz procedentes de Vietnam. Para el mercurio no se ha podido establecer un valor umbral en este alimento.

Tabla 3. Valores medios de concentración de distintos EPTs por país (mg/kg)

País	Cd	Pb	Hg	As
Australia	0,0033	<b>0,3</b>		
Bangladesh	0,087	<b>0,366</b>		
Camboya	0,006			
China	0,08	<b>0,604</b>	0,020	0,16
EE. UU.	0,012	0,072		
Egipto	0,0037	0,0527		
España	0,028			
Francia	0,010			
Ghana	0,020			
India	0,055	<b>0,593</b>		
Irán	<b>0,529</b>	<b>6,628</b>		0,159
Iraq	0,018	0,133		0,087
Italia	0,0193	<b>0,317</b>		
Japón	0,060			
Nepal	0,050			
Pakistán	0,04	0,128		0,098
Sri Lanka	0,081			
Tailandia	0,018	<b>0,228</b>		
Vietnam	0,007	0,016		<b>0,208</b>

Los valores encontrados para el mercurio hacen referencia a un solo país (China), por lo cual no se puede establecer una comparación, aunque los valores obtenidos no son considerados como significativos durante el estudio de la Ingesta Diaria Estimada (IDE) y su contribución a la ingesta admisible, como se verá más adelante.

Tabla 4. Límites de concentración para los EPTs bajo estudios en arroz en España

Elemento	Límite (mg/kg)	Publicación
Cd	0,20	REGLAMENTO (CE) No 1881/2006
Pb	0,20	
Hg	-	-
iAs	0,20	REGLAMENTO (UE) No 2015/1006

Se puede de nuevo observar como los valores medios obtenidos para las muestras procedentes de Irán merecen especial atención por su elevada magnitud, encontrando una concentración de cadmio un 160% por encima del valor legal establecido en España y una concentración de plomo 33 veces mayor de lo permitido.

#### 4.2. Estimación de la ingesta y contribución porcentual por países.

Se procede a calcular la IDE para, de esta manera, establecer la aportación dietética a través del consumo de arroz a la ingesta de EPTs y establecer el riesgo asociado a su consumo. Para ello, se consultan los límites establecidos por EFSA (*European Food Safety Authority*) para la ingesta de los elementos objetos del presente estudio, los cuales se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Límites de ingesta para los EPTs bajo estudio en la Unión Europea

Elemento	Límite	Sexo o edad	Valor	Organismo
Cd	TWI	Indiferente	2,5 µg/kg P.C./Semana	EFSA, 2009
Pb	TDI	Adultos	1,50 µg/kg P.C./día <sup>1</sup>	EFSA, 2013
		Niños <7 años	0,63 µg/kg P.C./día <sup>2</sup>	
Me-Hg	TWI	Indiferente	1,3 µg/kg P.C./semana	EFSA, 2012
iHg			4 µg/kg P.C./semana	
iAs	MOE		0,3-8 µg/kg P.C./día	EFSA, 2010

<sup>1</sup>Efectos en SBP (Sistolic Blood Pressure), <sup>2</sup>Efectos nefrotóxicos, <sup>3</sup>Efectos neurotóxicos.

EPTs: Me-Hg=metilmercurio; iHg=mercurio inorgánico; iAs=arsénico inorgánico. Límites: TWI=Ingesta Semanal Tolerable; TDI=Ingesta Diaria Tolerable; MOE=Margen de Exposición. Organismos: EFSA=European Food Safety Authority.

Se obtiene así el aporte a la ingesta tolerable para toda la población (hombres, mujeres y niños), fijando un peso medio de 75 kg en el caso del grupo poblacional de los hombres, 65 kg en el caso del grupo correspondiente a las mujeres y 38,48 kg en el caso de los niños (AESAN, 2006). Se considera para ello, un consumo de 100 g de arroz/día y de 200 g de arroz/día.

Tabla 6. IDE y porcentaje de contribución para el cadmio en arroz descascarado

País	Cd		TWI=2,5 µg/kg P.C./semana					
	IDE (mg/día)		% hombres		% mujeres		% niños	
	100 g/día	200 g/día	100	200	100	200	100	200
Australia	0,0003	0,0007	1	2	1	3	2	5
Bangladesh	0,0087	0,0173	32	65	37	75	63	126
Camboya	0,0006	0,0012	2	4	3	5	4	9
China	0,0084	0,0169	31	63	36	73	61	123

EEUU	0,0012	0,0025	5	9	5	11	9	18
Egipto	0,0004	0,0007	1	3	2	3	3	5
España	0,0028	0,0055	10	21	12	24	20	40
Francia	0,0010	0,0020	4	7	4	9	7	15
Ghana	0,0020	0,0040	7	15	9	17	15	29
India	0,0055	0,0111	21	41	24	48	40	81
Irán	0,0529	0,1059	<b>198</b>	<b>395</b>	<b>228</b>	<b>456</b>	<b>385</b>	<b>770</b>
Iraq	0,0018	0,0036	7	13	8	16	13	26
Italia	0,0019	0,0039	7	14	8	17	14	28
Japón	0,0060	0,0120	22	45	26	52	44	87
Nepal	0,0050	0,0100	19	37	22	43	36	73
Pakistán	0,0041	0,0082	15	31	18	36	30	60
Sri Lanka	0,0081	0,0162	30	60	35	70	59	<b>118</b>
Tailandia	0,0018	0,0036	7	13	8	15	13	26
Vietnam	0,0007	0,0013	2	5	3	6	5	10

Se observa en los resultados obtenidos que, tal y como se adelantaba en el apartado anterior, las mayores contribuciones a la ingesta de cadmio (Tabla 6) corresponden a los arroces procedentes de Irán, Bangladesh y China, en orden decreciente. En el caso de las muestras procedentes de Irán se supera en un 670% la ingesta semanal tolerable en el estadio correspondiente a un consumo de 200 g de arroz al día en niños menores de 7 años. En el caso de las muestras correspondientes a arroces de Bangladesh y China, en dicho estadio se superan los límites establecidos en un 26 y 23%, respectivamente.

Tabla 7. IDE y porcentaje de contribución para el plomo en arroz descascarado

<b>Pb</b>												
TDI según efectos (ver Tabla 5)			Efectos en SBP				Efectos nefrotóxicos				Efectos neurotóxicos	
País	IDE (mg/día)		% hombres		% mujeres		% hombres		% mujeres		% para niños	
	100 g/día	200 g/día	100	200	100	200	100	200	100	200	100	200
Australia	0,0266	0,0532	24	47	27	55	56	<b>113</b>	65	<b>130</b>	<b>138</b>	<b>277</b>
Bangladesh	0,0366	0,0732	33	65	38	75	77	<b>155</b>	89	<b>179</b>	<b>190</b>	<b>380</b>
China	0,0604	0,1209	54	<b>107</b>	62	<b>124</b>	<b>128</b>	<b>256</b>	<b>148</b>	<b>295</b>	<b>314</b>	<b>628</b>
EEUU	0,0072	0,0145	6	13	7	15	15	31	18	35	38	75
Egipto	0,0053	0,0105	5	9	5	11	11	22	13	26	27	55
India	0,0593	0,1185	53	<b>105</b>	61	<b>122</b>	<b>125</b>	<b>251</b>	<b>145</b>	<b>289</b>	<b>308</b>	<b>616</b>
Irán	0,6628	1,3256	<b>589</b>	<b>1178</b>	<b>680</b>	<b>1360</b>	<b>1403</b>	<b>2806</b>	<b>1619</b>	<b>3237</b>	<b>3445</b>	<b>6890</b>
Iraq	0,0133	0,0266	12	24	14	27	28	56	32	65	69	<b>138</b>
Italia	0,0317	0,0634	28	56	33	65	67	<b>134</b>	77	<b>155</b>	<b>165</b>	<b>330</b>
Pakistán	0,0128	0,0256	11	23	13	26	27	54	31	63	67	<b>133</b>
Tailandia	0,0228	0,0456	20	41	23	47	48	97	56	<b>111</b>	<b>119</b>	<b>237</b>
Vietnam	0,0016	0,0032	1	3	2	3	3	7	4	8	8	17

Al analizar los datos obtenidos en el caso del Pb (Tabla 7), los resultados son más preocupantes. En el estadio correspondiente a niños menores de 7 años con un consumo elevado de arroz (200 g/día) se supera el límite establecido como tolerable en 10 de los 13 países bajo estudio, destacando una ingesta 69 veces mayor al límite mencionado en el caso de las muestras procedentes de Irán, y suponiendo esto un importante riesgo de desarrollar efectos neurotóxicos debido a una ingesta crónica de este alimento. En los estadios correspondientes a adultos con un consumo elevado de arroz, se observa un riesgo elevado de sufrir efectos nefrotóxicos a partir de muestras procedentes de Irán, China, India, Bangladesh, Italia, Australia y Tailandia; así como efectos en SBP en aquellas procedentes de Irán, China e India, en ambos casos citadas en orden decreciente. Un consumo moderado de este alimento en países productores de arroz con elevada concentración de plomo puede suponer una reducción considerable del riesgo a manifestar efectos crónicos. Sin embargo, esto no siempre es posible dado que, en países como Bangladesh, el arroz supone el aporte principal de nutrientes durante las tres comidas realizadas diariamente por el 80% de la población total, así como para la población en situación de pobreza que carece de acceso a diversos alimentos (Ahmed et al., 2015).

Tabla 8. IDE y porcentaje de contribución para el mercurio en arroz descascarado

Hg														
TWI según compuesto (ver Tabla 5)			Me-Hg						iHg					
País	IDE (mg/día)		% hombres		% mujeres		% niños		% hombres		% mujeres		% niños	
	100 g/día	200 g/día	100	200	100	200	100	200	100	200	100	200	100	200
China	0,0020	0,0041	15	29	17	34	28	57	5	9	5	11	9	18

En los resultados obtenidos para el mercurio, a partir de datos encontrados únicamente para un país, podemos observar que el consumo de arroz procedente de China no presenta un riesgo considerable para el desarrollo de patologías asociadas a la ingesta de este elemento. Únicamente debe tenerse en consideración el aporte de mercurio correspondiente a un consumo elevado de arroz en niños menores de 7 años, prestando atención a otras fuentes de este EPT que puedan complementar el 57% de la TWI aportado a través de este alimento. Cabe destacar que en los resultados encontrados no se tiene en cuenta la especiación del mercurio que se determina, por lo que este valor de IDE de Me-



Hg puede suponer una sobreestimación del riesgo asociado al consumo de arroz al considerar el Hg total como mercurio orgánico, más tóxico que sus especies inorgánicas (AECOSAN, 2019).

Tabla 9. IDE y porcentaje de contribución para el arsénico en arroz descascarado

As														
MOE			Límite inferior = 0,3 µg/kg P.C./día						Límite superior = 8 µg/kg P.C./día					
País	IDE (mg/día)		% hombres		% mujeres		% niños		% hombres		% mujeres		% niños	
	100 g/día	200 g/día	100	200	100	200	100	200	100	200	100	200	100	200
China	0,0158	0,0315	70	<b>140</b>	81	<b>162</b>	<b>137</b>	<b>273</b>	3	5	3	6	5	10
India	0,0159	0,0318	71	<b>142</b>	82	<b>163</b>	<b>138</b>	<b>276</b>	3	5	3	6	5	10
Irán	0,0087	0,0175	39	78	45	90	76	<b>152</b>	1	3	2	3	3	6
Pakistán	0,0098	0,0197	44	87	50	<b>101</b>	85	<b>171</b>	2	3	2	4	3	6
Vietnam	0,0208	0,0416	92	<b>185</b>	<b>107</b>	<b>213</b>	<b>180</b>	<b>360</b>	3	7	4	8	7	14

En el caso del As, la EFSA no ha establecido un punto de referencia toxicológico pues no se dispone de información suficiente sobre la exposición total de arsénico inorgánico a través de la dieta, considerando apropiado identificar un rango de posibles exposiciones totales a la dieta de los estudios epidemiológicos claves y adoptando el enfoque del margen de exposición (MOE) (AECOSAN, 2016). En esta tesitura se ha establecido el porcentaje de contribución de la ingesta estimada respecto del valor inferior y superior de este MOE (Tabla 9). Los resultados obtenidos muestran una importante aportación en referencia al límite inferior del MOE a través de la ingesta estimada de arsénico mediante arroz procedente de Vietnam, India, China, Pakistán e Irán, en orden decreciente. El porcentaje de contribución respecto del límite superior del MOE no es significativo.

De igual manera que en el caso del mercurio, en los resultados encontrados no se ha tenido en cuenta la especiación del arsénico, lo cual puede dar lugar a una sobreestimación del riesgo asociado al consumo de arroz al considerarse el contenido total de arsénico como arsénico inorgánico, de mayor toxicidad que las especies orgánicas de este elemento (AECOSAN, 2016).

## 5. Conclusiones

- I. Tras la realización del presente trabajo se concluye que la presencia de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) en el arroz es un problema actual al cual se debe prestar la debida atención, especialmente al tratarse de un alimento básico en la dieta de gran parte de la población mundial y que tiende a acumular metales.
- II. Se han encontrado elevadas concentraciones de cadmio en muestras procedentes de Irán, lo que supone un importante riesgo para el desarrollo de enfermedades crónicas tanto para adultos como para niños, independientemente si se realiza un consumo moderado o excesivo de este alimento.
- III. En el caso del plomo, se ha encontrado que un 58% de los países que hemos estudiado presentan concentraciones por encima del límite establecido por EFSA (Adultos: 1,50  $\mu\text{g}/\text{kg P.C.}/\text{día}$ ; 0,63  $\mu\text{g}/\text{kg P.C.}/\text{día}$ ; Niños: 0,5  $\mu\text{g}/\text{kg P.C.}/\text{día}$ ) en este alimento. Destacan de nuevo los valores obtenidos para las muestras procedentes de Irán, las cuales contienen 33 veces la cantidad límite permitida de este elemento y que puede dar lugar a enfermedades a nivel neuronal en niños, y a nivel tanto renal como en la presión osmótica en adultos.
- IV. Para el caso del mercurio, los resultados encontrados únicamente permiten verificar que la concentración de este elemento en las muestras procedente de China no supone un riesgo de desarrollo de enfermedades crónicas debido al consumo continuo de este alimento, a pesar de no disponerse de un análisis de especiación de dicho elemento.
- V. Dada la inexistencia de referencias toxicológicas para una adecuada caracterización del riesgo relativo debido a la presencia de arsénico en los alimentos, solo se ha podido determinar que, en los trabajos revisados de los países en estudio, no se excede el límite superior (0,3-8  $\mu\text{g}/\text{kg P.C.}/\text{día}$ ) del margen de exposición establecido. De nuevo, se requiere un mayor número de estudios que incorporen datos sobre la proporción de las diferentes especies químicas de este elemento presentes en el arroz, lo cual es imprescindible para evitar una sobreestimación del riesgo asociado a su consumo.
- VI. Asimismo, se propone considerar otros factores en la evaluación del riesgo en futuros estudios, como son la pérdida de lixiviación de los elementos estudiados durante el proceso de preparación y cocinado del arroz, así como la biodisponibilidad de los EPTs durante las distintas etapas de la digestión.

## 6. Referencias

- 1) AECOSAN, (2015). Agencia Española de Consumo, Seguridad Alimentaria y Nutrición. Plomo. Revista del Comité Científico.
- 2) AECOSAN, (2016). Agencia Española de Consumo, Seguridad Alimentaria y Nutrición. Arsénico. Revista del Comité Científico.
- 3) AESAN, (2006). Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición. Modelo de la dieta española para la determinación de la exposición del consumidor a sustancias químicas. Revista del Comité Científico.
- 4) Ahmed, K., Shaheen, N., Islam, S., Al-Mamun, H., Islam, S., Banu, C. P. (2015). Trace elements in two staple cereals (rice and wheat) and associated health risk implications in Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187, 326.
- 5) Almayahi, B.A., Aljarrah, N. (2020). Relationship between heavy metals and alpha particles as a marker of environmental pollution in rice consumed in Najaf, Iraq. *Heliyon*. 6, e03134.
- 6) Al-Saleh, I., Shinwari, N. (2001). Report on the levels of cadmium, lead, and mercury in imported rice grain samples. *Biological Trace Element Research*. 83, 91-96.
- 7) Arsénico. Disponible online en: [http://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad\\_alimentaria/ampliacion/arsenico.html](http://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/ampliacion/arsenico.html)
- 8) Codex Standard, (1995). Norma del Codex para el arroz. 198-1995.
- 9) EFSA, (2009). Scientific Opinion: Cadmium in food. *The EFSA Journal*. 980, 1-139.
- 10) EFSA, (2009). Scientific Opinion: Scientific Opinion on Arsenic in Food. *The EFSA Journal*. 7(10):1351.
- 11) EFSA, (2010). Scientific Opinion: Scientific Opinion on Lead in Food. *The EFSA Journal*. 8(4):1570, 1-147.
- 12) EFSA, (2012). Scientific Opinion: Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *The EFSA Journal*. 10(12):2985.
- 13) Fu, J., Zhou, Q., Liu, J., Liu, W., Wang, T., Zhang, Q., Jiang, G. (2008). High levels of heavy metals in rice (*Oryza sativa* L.) from a typical E-waste recycling area in southeast China and its potential risk to human health. *Chemosphere*. 71, 1269-1275.
- 14) Ghazanfarirad, N., Dehghan, K., Fakhernia, M., Rahmanpour, F., Bolouki, M., Zeynali, F., Asadzadeh, J., Bahmani, M. (2014). Determination of Lead, Cadmium and Arsenic Metals in Imported Rice into the West Azerbaijan Province, Northwest of Iran. *Journal of Novel Applied Sciences*. 3-5, 452-456.

- 15) Hang, X., Wang, H., Zhou, J., Ma, C., Du, C., Chen, X. (2009). Risk assessment of potentially toxic element pollution in soils and rice (*Oryza sativa*) in a typical area of the Yangtze River Delta. *Environmental Pollution*. 157, 2542-2549.
- 16) Järup, L., Akesson, A. (2009). Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 238, 201–20.
- 17) Kawada, T., Suzuki, S. (1998). A Review on the Cadmium Content of Rice, Daily Cadmium Intake, and Accumulation in the Kidneys. *Journal of Occupational Health*. 40, 264-269.
- 18) Mao, C., Song, Y., Chen, L., Ji, J., Li, J., Yuan, X., Yang, Z., Ayoko, G. A., Frost, R. L. y Theiss, F. (2019). Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice. *Catena*. 175, 339-348.
- 19) Meharg, A. A., Norton, G., Deacon, C., Williams, P., Adomako, E. E., Price, A., Zhu, Y., Li, G., Zhao, F. J., McGrath, S., Villada, A., Sommella, A., De Silva, P. M. C. S., Brammer, H., Dasgupta, T., Islam, M. R. (2013). Variation in Rice Cadmium Related to Human Exposure. *Environmental Science & Technology*. 47, 5613-5618.
- 20) Mercurio – Disponible online en: [https://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad\\_alimentaria/ampliacion/mercurio.html](https://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/ampliacion/mercurio.html)
- 21) Paz, S., Rubio, C., Frías, I., Gutiérrez, A. J., González-Weller, D., Martín, V., Revert, C., Hardisson, A. (2019). Toxic metals (Al, Cd, Pb and Hg) in the most consumed edible seaweeds in Europe. *Chemosphere*. 218, 879-884.
- 22) Phuong, T. D., Chuong, P. V., Khiem, D. T., Kokot, S. (1999). Elemental content of Vietnamese rice. Part 1. Sampling, analysis and comparison with previous studies. *The Analyst*. 124, 553-560.
- 23) Plomo – Disponible online en: [https://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad\\_alimentaria/ampliacion/plomo.html](https://www.aecosan.msssi.gob.es/AECOSAN/web/seguridad_alimentaria/ampliacion/plomo.html)
- 24) Rahman, M. A., Rahman, M. M., Reichman, S. M., Lim, R. P., Naidu, R. (2014). Heavy metals in Australian grown and imported rice and vegetables on sale in Australia: Health hazard. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 100, 53-60.
- 25) Sharafi, K., Nodehi, R. N., Mahvi, A. H., Pirsaeheb, M., Nazmara, S., Mahmoudi, B. & Yunesian, M. (2019). Bioaccessibility analysis of toxic metals in consumed rice through an in vitro human digestion model – Comparison of calculated human health risk from raw, cooked and digested rice. *Food Chemistry*. 299, 125126.
- 26) Sharafi, K., Yunesian, M., Mahvi, A. H., Pirsaeheb, M., Nazmara, S., Nodehi, R. N. (2019). Advantages and disadvantages of different pre-cooking and cooking methods in removal of essential and toxic metals from various rice types-human health risk

- assessment in Tehran households, Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 175, 128-137.
- 27) Shraim, A. M. (2017). Rice is a potential dietary source of not only arsenic but also other toxic elements like lead and chromium. *Arabian Journal of Chemistry*. 10, S3434–S3443.
- 28) Unión Europea. Reglamento (CE) N° 1881/2006 de la Comisión de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Diario Oficial de la Unión Europea L 364/5*, 20 de diciembre de 2006.
- 29) Unión Europea. Reglamento (UE) N° 2015/1005 de la Comisión de 25 de junio de 2015 que modifica el Reglamento (CE) N° 1881/2006 por lo que respecta al contenido máximo de plomo en determinados productos alimenticios. *Diario Oficial de la Unión Europea L 161/9*, 26 de junio de 2015.
- 30) Unión Europea. Reglamento (UE) N° 2015/1006 de la Comisión de 25 de junio de 2015 por el que se modifica el Reglamento (CE) N° 1881/2006 en cuanto al contenido máximo de arsénico inorgánico en los productos alimenticios. *Diario Oficial de la Unión Europea L 161/14*, 26 de junio de 2015.
- 31) Vatanpour, N., Feizy, J., Talouki, H. H., Es'haghi, Z., Scesi, L., y Malvandi A. M. (2020). The high levels of heavy metal accumulation in cultivated rice from the Tajan river basin: Health and ecological risk assessment. *Chemosphere*. 245, 125639.
- 32) Watanabe, T., Nakatsuka, H., Ikeda, M. (1989). Cadmium and lead contents in rice available in various areas of Asia. *Science of The Total Environment*. 80, 175-184.
- 33) Watanabe, T., Shimbo, S., Moon, C. S., Zhang, Z. W., Ikeda, M. (1996). Cadmium contents in rice samples from various areas in the world. *The Science of the Total Environment*. 184, 191-196.
- 34) Yu, H. Y., Ding, X., Li, F., Wang, X., Zhang, S., Yi, J., Liu, C., Xu, X., Wang, Q. (2016). The availabilities of arsenic and cadmium in rice paddy fields from a mining area: The role of soil extractable and plant silicon. *Environmental pollution*. 215, 258-265.
- 35) Zhang, Q., Chen, H., Huang, D., Xu, C., Zhu, H., Zhu, Q. (2019). Water managements limit heavy metal accumulation in rice: Dual effects of iron-plaque formation and microbial communities. *Science of the Total Environment*. 6878, 790-799.
- 36) Zhao, K., Liu, X., Xu, J., Selim, H. M. (2010). Heavy metal contaminations in a soil-rice system: Identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. *Journal of Hazardous Materials*. 181, 778-787.