

## Envía antecedentes científicos y técnicos solicitados en Res Núm. 309 exenta del 6 de abril de 2023.

Pablo Pastén González <[REDACTED]>

Jue 06-07-2023 22:15

Para:npcasuelos <npcasuelos@mma.gob.cl>

CC:José Antonio Díaz Sánchez <[REDACTED]>;asvega <[REDACTED]>;SANDRA ISABEL CORTES ARANCIBIA <[REDACTED]>;Alejandra Precht <[REDACTED]>;[REDACTED]

📎 1 archivos adjuntos (16 MB)

2023-NPCA Suelos-Antecedentes investigadores CEDEUS UC-env.pdf;

Junto con saludar, en representación de un grupo multidisciplinario de investigadores del centro de excelencia CEDEUS, tengo el agrado de adjuntar en formato digital antecedentes científicos, técnicos y sociales debidamente fundados, para ser considerados en la elaboración del Anteproyecto de la Norma Primaria de Calidad Ambiental de Suelos.

Como investigadores con experiencia relevante en el área de esta norma, quedamos a su disposición para resolver preguntas o profundizar aspectos del documento.

Asimismo, manifestamos nuestro interés en integrar comités relacionados con el desarrollo de esta norma, de ser pertinente.

Saludos cordiales,

Dr. Pablo Pastén

### Equipo de trabajo

Pablo Pastén, Ingeniero Civil, PhD en Ingeniería Ambiental, experto en contaminación de aguas y suelos, Profesor Asociado, Escuela de Ingeniería, Pontificia Universidad Católica de Chile, Investigador Principal CEDEUS. [REDACTED]

Sandra Cortés, Médica Veterinaria, Dra. en Salud Pública, Profesora Asociada, Escuela de Medicina Pontificia Universidad Católica de Chile, Investigadora Asociada CEDEUS. [REDACTED]

Alejandra Vega, Ingeniera Civil, Dra. en Cs de la Ingeniería, experta en contaminación de aguas y suelos, Investigadora CEDEUS. [REDACTED]

Alejandra Precht, abogada, Master of Legal Institutions, experta en derecho ambiental, Investigadora CEDEUS. [REDACTED]

José Antonio Díaz, ingeniero civil, Mg Cs Ingeniería, Profesional CEDEUS. [REDACTED]

---

[Pablo A. Pastén, PhD](#)

[Profesor Asociado, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental](#)

[Investigador Principal, CEDEUS](#)

[Pontificia Universidad Católica de Chile](#)

[ORCID/ CEDEUS / PUC / QS](#)

[Av. Vicuña Mackenna 4860, Macul, Santiago, CHILE](#)

## Antecedentes Anteproyecto Norma Primaria de Calidad Ambiental de Suelos

### Equipo investigación calidad de suelos y salud CEDEUS-UC


Pablo Pastén, Sandra Cortés, José Díaz, Alejandra Precht, Alejandra Vega

05/07/23

A través de este documento hacemos llegar antecedentes que se solicitamos considerar para la elaboración del anteproyecto de la Norma Primaria de Calidad Ambiental para suelos de Chile, según Resolución Exenta N°309 del Ministerio de Medio Ambiente con fecha 06 de abril 2023.

Este documento incluye antecedentes relevantes para los contenidos a normar y contienen una fundamentación científico-técnica. Incluyen artículos científicos y propuestas se han desarrollado en el marco del Centro para el Desarrollo Urbano Sustentable CEDEUS, financiado por ANID a través del concurso FONDAP 1522A0002. Los artículos y reportes se identifican y resumen en la tabla siguiente y su texto in extenso se presenta más adelante.

	<p><b>Carkovic, A. B., Calcagni, M. S., Vega, A. S., Coquery, M., Moya, P. M., Bonilla, C. A., &amp; Pasten, P. A. (2016). Active and legacy mining in an arid urban environment: challenges and perspectives for Copiapó, Northern Chile. <i>Environmental Geochemistry and Health</i>, 38(4), 1001-1014. doi:10.1007/s10653-016-9793-5</b></p> <p>Este trabajo da cuenta de altas concentración de metales y metaloides tóxicos en áreas urbanas en polvos de calle, generando una distribución a nivel de una ciudad y comparando con valores de referencia. Es un buen ejemplo de cómo métodos de medición rápido y económico sirven como herramienta de screening y priorizar para realización de monitoreos con otras técnicas y la necesidad de intervenciones.</p>
	<p><b>Moya, P. M., Arce, G. J., Leiva, C., Vega, A. S., Gutierrez, S., Adaros, H., . . . Cortes, S. (2019). An integrated study of health, environmental and socioeconomic indicators in a mining-impacted community exposed to metal enrichment. <i>Environmental Geochemistry and Health</i>, 41(6), 2505-2519. doi:10.1007/s10653-019-00308-4</b></p> <p>En este trabajo se estudia la distribución de contaminantes a nivel de ciudad y la correlaciona con la exposición según grupos socioeconómicos de los sectores monitoreados. Junto con la medición de concentraciones de metales en la orina de la población, estos resultados pueden alimentar la elaboración de estrategias de evaluación y control de la exposición ambiental a metales en zonas mineras.</p>
	<p><b>Vega, A. S., Arce, G., Rivera, J. I., Acevedo, S. E., Reyes-Paecke, S., Bonilla, C. A., &amp; Pasten, P. (2022). A comparative study of soil metal concentrations in Chilean urban parks using four pollution indexes. <i>Applied Geochemistry</i>, 141, 105230. doi: ARTN 10523010.1016/j.apgeochem.2022.105230</b></p> <p>Este trabajo compara suelos de parques urbanos de Copiapó, Andacollo, La Serena-Coquimbo y Gran Santiago identificando concentraciones de cobre superiores a la normativa canadiense en gran cantidad de casos. No todos los índices de contaminación de metales sugieren diferencias significativas entre ciudades mineras y no mineras. Este estudio es una herramienta para futuras políticas públicas y planes de remediación de suelos.</p>
	<p><b>Pastén, P., Cortés, S., Moya, P., et al., (2022). Consideraciones ambientales para la planificación territorial en ciudades mineras en Chile. Documento para Política Pública N°28. Centro de Desarrollo Urbano Sustentable, Santiago. <a href="https://doi.org/10.7764/cedeus.dpp.28">https://doi.org/10.7764/cedeus.dpp.28</a></b></p> <p>Se estudiaron concentraciones de algunos metales y metaloides en polvos de calle y suelos de Copiapó. Se presentan estimaciones preliminares de riesgo para la salud de la población por la exposición a estos. Desde la planificación territorial se proponen estrategias para gestionar la calidad ambiental y disminuir riesgos sobre la población residente de ciudades cercanas a la actividad minera.</p>

	<p><b>CEDEUS (2022). Contaminación por metales en suelos de Copiapó: Diagnóstico y propuestas públicas.</b> CEDEUS, Reporte Técnico. Santiago, Chile. <a href="https://www.cedeus.cl/wp-content/uploads/2022/11/Contaminacion-por-metales-en-suelos-de-Copiapó-Diagnostico-y-propuestas-publicas.pdf">https://www.cedeus.cl/wp-content/uploads/2022/11/Contaminacion-por-metales-en-suelos-de-Copiapó-Diagnostico-y-propuestas-publicas.pdf</a></p>
	<p>Se compararon las concentraciones de metales en suelos y polvos de calle de Copiapó con concentraciones naturales de la zona y de referencia internacionales- Se encontró que existe un potencial riesgo a la salud de la población ante esta exposición a metales, como arsénico y cobre. Se analizó cómo la normativa de planificación urbana existente puede ser utilizada para el control de la actual situación, junto con sugerir propuestas y proyecciones para abordar esta problemática.</p>

Asimismo, consideramos también relevante que la elaboración del anteproyecto tome en cuenta los siguientes aspectos, principios, criterios, y herramientas:

#### **a) Diseño sinérgico con otros instrumentos normativos**

Sobre la complementariedad con otros instrumentos normativos existentes, se sugiere que el cuerpo normativo debe ser diseñado para actuar en complementariedad y sinergia con normativa existente que regula el uso del territorio, en particular la Ley General de Urbanismo y Construcciones y su ordenanza. Así, por ejemplo, la norma debería proveer valores de referencia para incluir dentro de las áreas de riesgo aquellas con suelos contaminados, y así restringir el uso residencial y de equipamiento (educacional, salud, recreación, etc.) en aquellos sitios.

#### **b) Criterios de eficiencia, gradualidad, y prevención**

Se sugiere tener en consideración los principios de eficiencia, gradualidad y prevención. La definición de valores normativos para suelos puede tener implicancias significativas sobre actividades humanas, uso del territorio, y actividades de recuperación ambiental. Parece necesario que exista una racionalidad al establecer una priorización y una progresión en el tiempo de parámetros y valores normativos. Sería razonable primero establecer valores normativos que eviten el establecimiento de áreas residenciales<sup>1</sup> en suelos contaminados. Asimismo parece necesario que la acción normativa se enfoque en contaminantes carcinogénicos.

#### **c) Área de aplicación y gradualidad**

Sobre el ámbito de aplicación de la norma, el art. 2 del DS38 (Reglamento Ley 19.300) indica que este será en todo el territorio de la República y el art. 27 indica que las normas deberán verificarse donde existan asentamientos humanos. Se sugiere que en una primera etapa la norma se focalice en suelos de uso residencial, así como suelos donde se emplacen parques, equipamiento, e industrias en cercanía a asentamientos humanos.

#### **d) Consideración de herramientas de screening e inclusión de polvos urbanos**

Para identificar áreas donde sea prioritario enfocar los esfuerzos de monitoreo se sugiere, de acuerdo con las presiones ambientales y parámetros involucrados, emplear metodologías de screening que sean rápidas y costo efectivas. Por ejemplo, para caracterizar la ocurrencia de metales y metaloides en zonas urbanas se ha utilizado exitosamente la fluorescencia de rayos X

<sup>1</sup> Suelo residencial: soporte físico en contacto con actividades humanas relacionadas a vivienda y actividades de recreación, no se considera dentro de esta definición las áreas silvestres, tal es el caso de los parques nacionales o provinciales.

sobre polvos de calle y suelos de parques.<sup>2</sup> Es importante también reconocer que los polvos de calle son una matriz ambiental sólida con relevancia para la salud pública en ambientes urbanos.

#### **e) Determinación de background geoquímico.**

Para su evaluación se sugiere emplear los lineamientos de la NCh3628:2021 Calidad del suelo - Directrices para la determinación de los valores de referencia. De acuerdo al INN, "Esta norma proporciona directrices sobre los principios y métodos principales para la determinación de valores de referencia para sustancias inorgánicas y orgánicas en suelos a escala local/regional, excluyendo la escala puntual. Ofrece pautas para las estrategias de muestreo y procesamiento de datos. Identifica métodos de muestreo y análisis. Esta norma no se aplica a la determinación de valores de referencia para aguas subterráneas y sedimentos."

#### **f) Consideración de valores de referencia internacionales y de estudios previos.**

Se reconoce la necesidad de definir parámetros y valores de acuerdo con normas internacionales de referencia y que impliquen riesgos aceptables o puedan ser considerados seguros para la salud humana, según su uso (residencial e industrial). Se sugiere tener a la vista un espectro amplio de normas de referencia internacionales y adoptar una heurística para seleccionar parámetros y valores (ver Anexo).

#### **Equipo de trabajo**

Pablo Pastén, Ingeniero Civil, PhD en Ingeniería Ambiental, experto en contaminación de aguas y suelos, Profesor Asociado, Escuela de Ingeniería Pontificia Universidad Católica de Chile, Investigador Principal CEDEUS. [REDACTED]

Sandra Cortés, Médica Veterinaria, Dra. en Salud Pública, Académica Escuela de Medicina Pontificia Universidad Católica de Chile, Investigadora Asociada CEDEUS. [REDACTED]

Alejandra Vega, Dra. en Ingeniería Civil, experta en contaminación de aguas y suelos, Investigadora CEDEUS. [REDACTED]

Alejandra Precht, abogada, experta en derecho ambiental, Investigadora CEDEUS. [REDACTED]

José Antonio Díaz, Ingeniero Civil, Magíster en Ciencias de la Ingeniería, Profesional CEDEUS. [REDACTED]

---

<sup>2</sup> Se recomienda ver Carkovic et al. (2016), Moya et al. (2019) y Vega et al. (2022).

## Anexo

Parámetro	País/Fuente	Uso de suelo		
		Residencial	Industrial	
1. As (Arsénico)	EnSoil <sup>3</sup> -valor objetivo	1.6	4.2	
	Ingeniería Alemana-valor alerta	0.195	0.8	
	Ingeniería Alemana-valor intervención	0.39	1.6	
	British Columbia (Canadá)- <sup>4</sup> Matrix numerical standard <sup>5</sup>	40 <sup>6</sup>	20 <sup>6</sup>	400
		40 <sup>6</sup>	40 <sup>6</sup>	
		100 <sup>7</sup>	300 <sup>8</sup>	3000
	Queensland (Australia)	300 <sup>8</sup>	500 <sup>9</sup>	
	País Vasco- VIE-B	30 <sup>10,11,12</sup>		200
	Sao Paulo (Brasil)	55		150
	Alemania-valor test	50		140
Andalucía	36 <sup>11</sup>		40	
México	22		260	
Países Bajos	76		76	
2. Be (Berilio)	EnSoil	32		130
	Queensland (Australia)	60 <sup>7</sup>		500
	British Columbia (Canadá)- <sup>4</sup> Matrix numerical standard <sup>5</sup>	150 <sup>9</sup>		15000
		85 <sup>4</sup>		
		150 <sup>5</sup>		
	Andalucía	145 <sup>11</sup>		1450
México	150		1900	
3. Cd (Cadmio)	EnSoil	114		744
	Ingeniería Alemana-valor alerta	18.5		225
	Ingeniería Alemana-valor intervención	210		450
	Queensland (Australia)	20 <sup>7</sup>		
		90 <sup>8</sup>		900
		150 <sup>9</sup>		
	Sao Paulo (Brasil)	8		20
	British Columbia (Canadá)- <sup>4</sup> Matrix numerical standard <sup>5</sup>	40 <sup>4</sup>		3500
		20 <sup>4</sup>		
		40 <sup>5</sup>		
País Vasco VIE-B	5 <sup>10</sup>		50	
	8 <sup>11</sup>			
	25 <sup>12</sup>			
	75 <sup>11</sup>		750	
México	37		450	

<sup>3</sup> Valores indicados en consultoría realizada por consultora EnSoil a MMA.

<sup>4</sup> "Urban parks"

<sup>5</sup> "Residential low density"

<sup>6</sup> "Residential high density"

<sup>7</sup> "HIL A: Residential with garden/accessible soil (home grown produce <10% fruit and vegetable intake (no poultry), also includes childcare centres, preschools and primary schools."

<sup>8</sup> "HIL B: Residential with minimal opportunities for soil access; includes dwellings with fully and permanently paved yard space such as high-rise buildings and apartments"

<sup>9</sup> "HIL C: Public open space such as parks, playgrounds, playing fields (e.g. ovals), secondary schools and footpaths. This does not include undeveloped public open space where the potential for exposure is lower and where a site-specific assessment may be more appropriate".

<sup>10</sup> "Área de juego infantil"

<sup>11</sup> "Urbano"

<sup>12</sup> "Parque público"



Parámetro	País/Fuente	Uso de suelo	
		Residencial	Industrial
	Países Bajos	13	13
4. CN (Cianuro libre)	Queensland (Australia)	250 <sup>7</sup> 240 <sup>8</sup> 300 <sup>9</sup>	1500
	British Columbia (Canadá)-"Matrix numerical standard"	50 <sup>1</sup> 25 <sup>4</sup> 50 <sup>5</sup>	4000
	País Vasco	5 <sup>10,11,12</sup>	25
	Países Bajos	20	20
5. Cr VI (Cromo)	EnSoil	139	645
	Queensland (Australia)	100 <sup>7</sup> 300 <sup>8</sup> 500 <sup>9</sup>	3600
	País Vasco- VIE-B	90 <sup>10</sup> 200 <sup>11</sup> 400 <sup>12</sup>	550
	Andalucía	20 <sup>11</sup>	10000
	México	280	510
	Países Bajos	78	78
	Italia	2	15
6. Cr (Cromo)	Ingeniería Alemana-valor alerta Ingeniería Alemana-valor intervención	105 210	225 450
	Sao Paulo (Brasil)	300	900
	British Columbia (Canadá)-"Matrix numerical standard"	250 <sup>1</sup> 100 <sup>4</sup> 250 <sup>5</sup>	20000
	País Vasco- VIE-B	8 <sup>10, 11</sup> 10 <sup>12</sup>	15
7. Co (Cobalto)	Queensland (Australia)	100 <sup>7</sup> 300 <sup>8</sup> 600 <sup>9</sup>	4000
	British Columbia (Canadá)-"Matrix numerical standard"	25 <sup>1,4,5</sup>	2000
	Sao Paulo (Brasil)	65	90
	Andalucía (España)	25 <sup>11</sup>	250
	Países Bajos	190	190
8. Cu (Cobre)	EnSoil	5803	48438
	Queensland (Australia)	6000 <sup>7</sup> 17000 <sup>8</sup> 30000 <sup>9</sup>	240000
	Sao Paulo (Brasil)	400	600
	Ingeniería Alemana-valor alerta Ingeniería Alemana-valor intervención	1550 3100	20500 41000
	British Columbia (Canadá)-"Matrix numerical standard"	7500 <sup>1</sup> 3500 <sup>4</sup> 7500 <sup>5</sup>	700000
	Andalucía	3130 <sup>11</sup>	1000
	Países Bajos	190	190
9. Hg (Mercurio)	EnSoil	13	18
	Ingeniería Alemana-valor alerta Ingeniería Alemana-valor intervención	11.5 10	155 43
	Queensland (Australia)	40 <sup>7</sup> 80 <sup>8</sup> 120 <sup>9</sup>	730
	Sao Paulo (Brasil)	36	70

Parámetro	País/Fuente	Uso de suelo	
		Residencial	Industrial
	British Columbia (Canadá)- <sup>10</sup> Matrix numerical standard <sup>10</sup>	25 <sup>1</sup> 10 <sup>1</sup> 25 <sup>1</sup>	2000
	País Vasco- VIE-B	4 <sup>10,11</sup> 15 <sup>12</sup>	40
	Andalucía	6 <sup>11</sup>	15
	México	23	310
	Países Bajos	36 4 <sup>11</sup>	36 4 <sup>11</sup>
10. Mo (Molibdeno)	Ingeniería Alemana-valor alerta	195	2550
	Ingeniería Alemana-valor intervención	390	5100
	Sao Paulo (Brasil)	100	120
	British Columbia (Canadá)- <sup>10</sup> Matrix numerical standard <sup>10</sup>	400 <sup>7</sup> 200 <sup>8</sup> 400 <sup>8</sup>	35000
	País Vasco	75 <sup>10,11</sup> 250 <sup>12</sup>	750
Andalucía	390 <sup>11</sup>	115	
11. Ni (Níquel)	EnSoil	1058	4924
	Ingeniería Alemana-valor alerta	800	10000
	Ingeniería Alemana-valor intervención	1500	20000
	Queensland (Australia)	400 <sup>7</sup> 1200 <sup>8,9</sup>	6000
	Sao Paulo (Brasil)	100	130
	British Columbia (Canadá)- <sup>10</sup> Matrix numerical standard <sup>10</sup>	900 <sup>7</sup> 450 <sup>8</sup> 900 <sup>8</sup>	80000
	País Vasco- VIE-B	110 <sup>10</sup> 150 <sup>11</sup> 500 <sup>12</sup>	800
	Andalucía	1530 <sup>11</sup>	10000
	México	1600	20000
Países Bajos	100	100	
12. Se (Selenio)	EnSoil	789	7592
	Queensland (Australia)	200 <sup>7</sup> 700 <sup>8</sup> 1400 <sup>9</sup>	10000
	Ingeniería Alemana-valor alerta	195	2550
	Ingeniería Alemana-valor intervención	390	5100
	British Columbia (Canadá)- <sup>10</sup> Matrix numerical standard <sup>10</sup>	400 <sup>7</sup> 200 <sup>8</sup> 400 <sup>8</sup>	35000
	Andalucía	390 <sup>11</sup>	3900
México	390	5100	
13. Sb (Antimonio)	EnSoil	49	354
	Sao Paulo (Brasil)	10	25
	British Columbia (Canadá)- <sup>10</sup> Matrix numerical standard <sup>10</sup>	250 <sup>7</sup> 500 <sup>8</sup>	40000
	Andalucía	470 <sup>11</sup>	4700
	Países Bajos	22	22
14. Pb (Plomo)	EnSoil <sup>14</sup>	65	90
	Queensland (Australia)	300 <sup>7</sup> 600 <sup>8</sup>	1500

<sup>13</sup> Hg orgánico<sup>14</sup> Para este caso el valor fue tomado de normativa brasileña.



Parámetro	País/Fuente	Uso de suelo	
		Residencial	Industrial
		1200 <sup>7</sup>	
	Ingeniería Alemana-valor alerta	200	400
	Ingeniería Alemana-valor intervención	400	800
	Sao Paulo (Brasil)	300	900
	British Columbia (Canadá)-"Matrix numerical standard"	120 <sup>14,15</sup>	4000
		120 <sup>10</sup>	
	País Vasco	150 <sup>12</sup>	1000
		450 <sup>12</sup>	
	Andalucía	275 <sup>11</sup>	2750
	México	400	800
	Países Bajos	530	530
15. Tl (Talio)	EnSoil	2	18
	Andalucía	0.23 <sup>11</sup>	2.3
	México	5.2	67
16. Vanadio (V)	British Columbia (Canadá)-"Matrix numerical standard"	400 <sup>8</sup>	
		200 <sup>8</sup>	35000
		400 <sup>5</sup>	
	Andalucía	365 <sup>11</sup>	3650
	México	78	1000
17. Zn (Zinc)	EnSoil	40015	312080
	Ingeniería Alemana-valor alerta	11500	50000
	Ingeniería Alemana-valor intervención	23000	310000
		7400 <sup>7</sup>	
	Queensland (Australia)	3000 <sup>8</sup>	400000
		60000 <sup>9</sup>	
	Sao Paulo (Brasil)	450	1000
		25000 <sup>3</sup>	
	British Columbia (Canadá)-"Matrix numerical standard"	10000 <sup>4</sup>	>1000000
		25000 <sup>5</sup>	
	Andalucía	10000 <sup>11</sup>	10000
	Países Bajos	720	720

British Columbia (Canadá): Environmental Management Act. Regulation of the Minister of Environment and Climate change strategy. Province of British Columbia.

Queensland (Australia): Environmental Protection Act 1994. Schedule B 1 - Guideline on Investigation Levels for Soil and Groundwater.

País Vasco: Anexo III a la Ley 4/2015, de 25 de junio, Ley para la prevención y contaminación del suelo. Valores Indicativos de Evaluación B para la protección de la salud humana. Boletín Oficial del País Vasco, 2 de julio de 2015.

Sao Paulo (Brasil): Valores orientadores para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB).

Alemania: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV): Anhang 2.

Andalucía: Anexo IV N.G.R. para elementos traza en Andalucía. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, 25 de febrero 2015.

México: NORMA Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio.

Países Bajos: Soil Remediation Circular 2013. Rijkswaterstaat Environment. Ministry of Environment and Water Management.

Ingeniería Alemana (2011). Preparación de antecedentes para la elaboración de la "Norma de calidad primaria de suelos". Informe final.

EnSoil (2021). Análisis de metodologías internacionales y determinación de contaminantes a normar en suelo.

## Active and legacy mining in an arid urban environment: challenges and perspectives for Copiapó, Northern Chile

Athena B. Carkovic · Magdalena S. Calcagni · Alejandra S. Vega ·  
 Marina Coquery · Pablo M. Moya · Carlos A. Bonilla · Pablo A. Pastén

Received: 3 August 2015 / Accepted: 3 January 2016 / Published online: 13 January 2016  
 © Springer Science+Business Media Dordrecht 2016

**Abstract** Urban expansion in areas of active and legacy mining imposes a sustainability challenge, especially in arid environments where cities compete for resources with agriculture and industry. The city of Copiapó, with 150,000 inhabitants in the Atacama Desert, reflects this challenge. More than 30 abandoned tailings from legacy mining are scattered throughout its urban and peri-urban area, which include an active copper smelter. Despite the public concern generated by the mining-related pollution, no geochemical information is currently available for Copiapó, particularly for metal concentration in environmental solid phases. A geochemical screening of soils ( $n = 42$ ), street dusts ( $n = 71$ ) and tailings ( $n = 68$ ) was conducted in

November 2014 and April 2015. Organic matter, pH and elemental composition measurements were taken. Notably, copper in soils (60–2120 mg/kg) and street dusts (110–10,200 mg/kg) consistently exceeded international guidelines for residential and industrial use, while a lower proportion of samples exceeded international guidelines for arsenic, zinc and lead. Metal enrichment occurred in residential, industrial and agricultural areas near tailings and the copper smelter. This first screening of metal contamination sets the basis for future risk assessments toward defining knowledge-based policies and urban planning. Challenges include developing: (1) adequate intervention guideline values; (2) appropriate geochemical background levels for key metals; (3) urban planning that considers contaminated areas; (4) cost-effective control strategies for abandoned tailings in water-scarce areas; and (5) scenarios and technologies for tailings reprocessing. Assessing urban geochemical risks is a critical endeavor for areas where extreme events triggered by climate change are likely, as the mud flooding that impacted Copiapó in late March 2015.

**Electronic supplementary material** The online version of this article (doi:10.1007/s10653-016-9793-5) contains supplementary material, which is available to authorized users.

A. B. Carkovic · M. S. Calcagni · A. S. Vega ·  
 P. M. Moya · C. A. Bonilla · P. A. Pastén (✉)  
 Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental,  
 Pontificia Universidad Católica de Chile, Av. Vicuña  
 Mackenna 4860, Macul, Santiago, Chile  
 e-mail: ppasten@ing.puc.cl

A. B. Carkovic · M. S. Calcagni · A. S. Vega ·  
 M. Coquery · P. M. Moya · C. A. Bonilla · P. A. Pastén  
 Centro de Desarrollo Urbano Sustentable CEDBUS, El  
 Comendador 1916, Providencia, Santiago, Chile

M. Coquery  
 Irstea, U.R. MALY, 5 Rue de la Doua,  
 Villeurbanne Cedex, France

**Keywords** Urban geochemistry · Risk assessment · Mining tailings · Heavy metals · Street dust · Soils

### Introduction

The world's urban population will increase from 3.9 (2014) to 5.8 billion people by 2050 according to the



United Nations World Urban Prospects (2014). The expansion of cities is posing sustainability challenges on a global scale, especially in developing countries where residential developments compete with industrial and agricultural use of the land. Environmental pollution from current and past industrial growth in urban and peri-urban areas exposes the urban population to health risks that prompt careful evaluation and response. Special attention is needed in arid areas with the presence of active and legacy mining (Gomez-Alvarez et al. 2011; Park et al. 2014). While active mining drives the local economy and urban expansion, traces of legacy mining—like abandoned tailings—may compromise human and environmental health.

Tailings that have not been closed under environmentally sound plans are likely to become the source of toxic metals in arid environments (Bes et al. 2014; Varrica et al. 2014; Nkosi et al. 2015; Sobrino-Figueroa et al. 2015). Indeed, metal-rich particles are easily mobilized and may reach residential and agricultural areas by wind-driven transport or by water erosion during infrequent but intense storms. Metal-rich particles increase the exposure to metals via inhalation, ingestion and absorption (Mielke and Reagan 1998; Boyd et al. 1999; Mielke et al. 1999). Thus, polluted urban soils and dusts have been considered a matter of public health in many parts of the world (Bloemen et al. 1995; Kelly et al. 1996; Sánchez-Martín et al. 2000; Norra et al. 2006; Wong et al. 2006; Glennon et al. 2014). Furthermore, exposure to toxic metals is likely to be enhanced when tailings, housing and agricultural activities are intermingled, as it is the case of the city of Copiapó, our study site, located in the Atacama Desert in Northern Chile.

Silver mining flourished around Copiapó in the early nineteenth century, when the population was of ~10,000 inhabitants. Copper mining thrives today in the area, while agriculture has expanded vigorously despite its aridity (18 mm/year of rainfall). Agricultural and industrial water use has increased, leaving a dry river bed for the past few years, as available surface water only flows through the channel networks. Urban expansion has been largely unplanned, leaving ~30 tailings from legacy mining operations scattered through the urban and peri-urban area of Copiapó, many near the reaches of the Copiapó River. At the same time, atmospheric pollution from an

active copper smelter has prompted public concern, for the present-day population of ~150,000 inhabitants.

In this study, we report a first geochemical screening of metals in solid phases such as soils, street dusts, and tailings in the arid urban and peri-urban area of Copiapó. We identify challenges for defining knowledge-based policies, control technologies and improved urban planning. Furthermore, evaluating environmental and health risks is a critical task for urban areas likely to suffer extreme events triggered by climate change, like the mud flooding that impacted Copiapó in late March 2015.

## Materials and methods

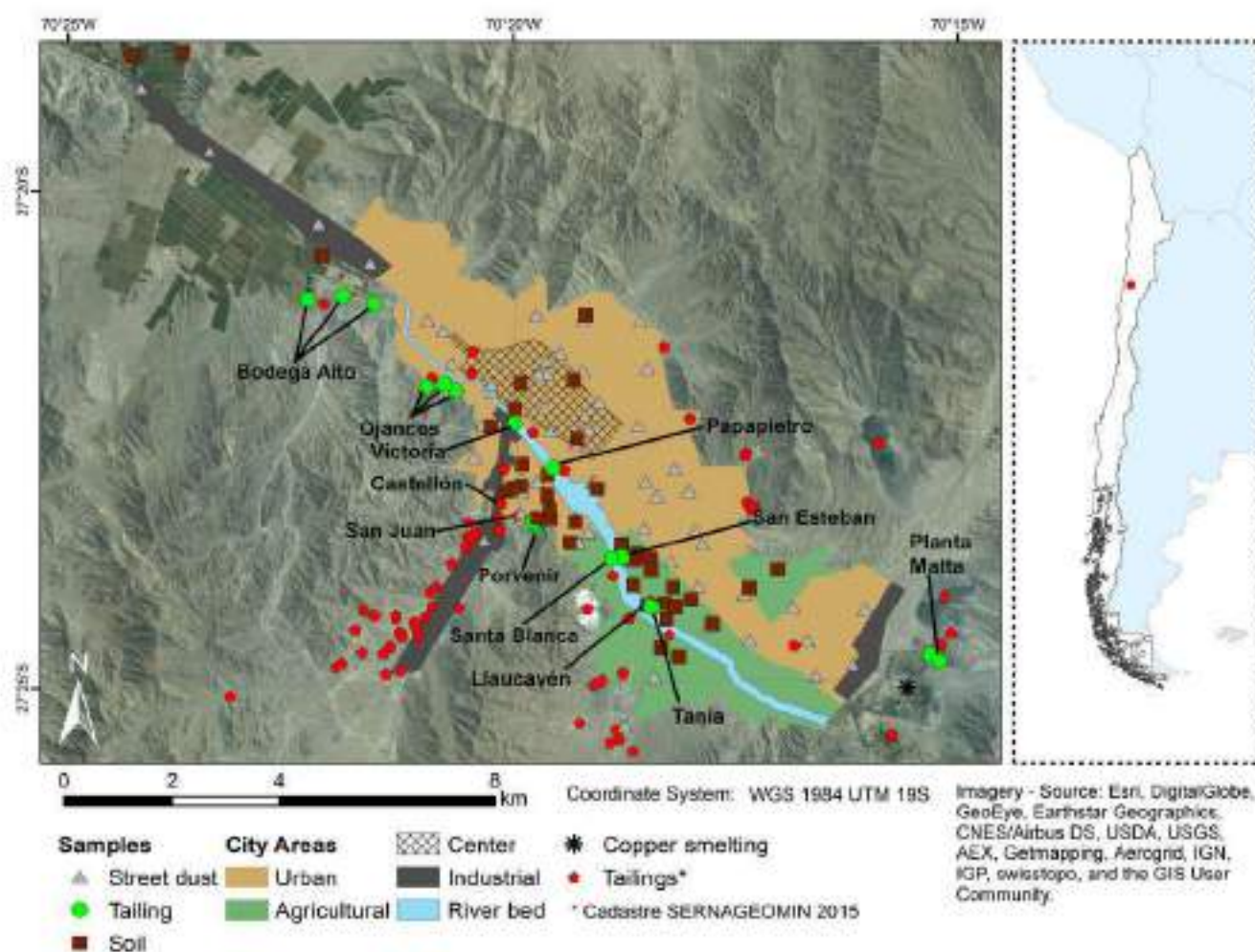
### Study area

The city of Copiapó (between 70°15'–70°25'W and 27°18'–27°26'S) is located in one of the driest places in the world, the Atacama Desert (NASA 2002). It has a mean annual rainfall of 18 mm, concentrated in winter (June and July), and a mean annual temperature of 16.1 °C. Mining represents the biggest contribution to the gross domestic product (GDP) of the region, while more than 30 tailings in the urban and peri-urban area of Copiapó have been considered as environmental liabilities by the Chilean mining agency (Cadastre by the National Geology and Mining Agency of Chile, SERNAGEOMIN 2015). Most of them do not have a protective surface layer and have not been closed under environmentally sound plans. Additionally, a copper smelting operation is located only 8 km east from Copiapó's downtown (see Fig. 1).

### Sampling and sample pretreatment

Samples of soil in urban and peri-urban areas, street dust, and from one mine tailing were obtained throughout the city of Copiapó in November 2014. In addition, samples from 8 other mine tailings were collected in April 2015 (Fig. 1). A sampling strategy modified from Li et al. (2004) was used for soil samples. Composite soil samples of 0–15 cm deep were obtained at every site of interest by quartering 4 different samples taken within a distance of about 5 m from each other using a stainless still auger.





**Fig. 1** Location of the city of Copiapó, sample sites, areas of the city and main tailings located in the urban and peri-urban areas

Sampling sites included city squares and parks (residential/park soils), agricultural areas in peri-urban parts of the city, and agricultural areas located near (<1 km) tailings. Street dust samples were collected from both sides of the streets by sweeping with a plastic brush  $\sim 1 \text{ m}^2$  as described in Banerjee (2003) and Al-Khashman (2007). Street dust sampling sites were located within a  $1 \times 1 \text{ km}^2$  grid throughout the city, and with a denser grid ( $500 \times 500 \text{ m}^2$ ) in El Palomar, a residential area close to several tailings in the southwest of the city. The surface of the tailings was sampled using a stainless steel auger (0–15 cm depth). Nine tailings were chosen for sampling, aiming at filling the main gaps in data availability, and for their proximity to the City center and the Copiapó riverbed. One of them, the Porvenir tailing, was extensively sampled because it had also been described as a potentially

contaminated and harmful tailing, but it had sparse chemical characterization (Soubllette et al. 2011), while the other 8 tailings were sampled each at 3 or less points to preliminary assess their metal composition. In the Porvenir tailing, samples were collected on top and around it from points spatially distributed in a systematic way.

In total, 42 composite soil samples, 71 street dust samples, 30 Porvenir tailing samples and 38 samples from other tailings were obtained. All samples were pretreated, which means they were oven-dried ( $40^\circ \text{C}$ ) and sieved (<2 mm) in the laboratory.

#### Analytical methods

Metals' concentration was measured in the pretreated samples (dried and sieved through a 2-mm mesh) with X-ray fluorescence spectroscopy (XRF) with a



portable Innov-X Delta DS6000 equipment using two methods (two beam mining and soil 3 beam). In this aim, a fraction of pretreated sample was placed in a plastic cup of 23 mm high and 39 mm of diameter, and measured with both methods.

Physicochemical properties such as organic matter (OM) content and pH were also measured. The OM content was determined by oxidation with a mixture of dichromate and sulfuric acid (Nelson and Sommers 1996), and pH was determined by measurement on aqueous soil suspension in a 1:2.5 volume fraction with a pH meter (Pansu and Gautheyrou 2006). X-ray diffraction (XRD) analyses were performed with a diffractometer (D2 Phaser, Bruker AXS, Germany) at 30 kV and 10 mA using Cu-K $\alpha$  radiation for a selection of the samples (25 soil and street dust samples, and 27 tailing samples). For XRD analyses, pretreated samples were micronized with a mill using agate grinding elements (McCrone Micronising Mill, Westmont, IL, US).

For descriptive statistics, values under the estimated limit of quantification (LQ) were replaced with LQ divided by 2 (LQ/2). As street dust samples were spatially distributed in a 1-km<sup>2</sup> grid, maps of dot plots were made to visually represent the spatial distribution of the concentrations, using ArcGIS 10.3.1 (ESRI, Redlands CA).

#### Data validation

An analysis was performed to evaluate XRF analytical and quantification performance as recommended by the US Environmental Protection Agency Method 6200 (Sackett and Martin 1998). Systematic analysis of certified reference materials (CRM, NIST 2702, marine sediment and NIST 2781, domestic sludge) was performed; then, accuracy and uncertainty of measurements were calculated with the use of control charts, to validate the method for the studied elements. Moreover, the analytical uncertainty for the actual samples was verified for the 3 studied matrices (soil, street dust, tailings) with duplicate analysis of one sample for each matrix for 5 different days.

The uncertainty values along with the mean measured concentrations (of both certified reference materials and the 3 samples of the 3 matrices) were used to estimate an actual limit of quantification (LQ) for each element. The LQ was estimated as the threshold from which higher concentration values

showed lower uncertainties (<60 %). This LQ is different than the instrumental limits of detection, and is usually higher. In addition, the certified standard material IAEA-457 (marine sediment) was also analyzed as a quality control.

Results were deemed valid for As, Co, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn for a specific method (two beam mining or soil 3 beam), and LQ along with the frequency of quantification for the different sample types measured is shown in Table 1.

A comparison between results from XRF and inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) was performed for the elements with validated method measurement, except for Co. ICP-MS measurement after microwave acid digestion (9 HNO<sub>3</sub>:3 HCl) was used to analyze total metals' concentrations of 34 of the samples used in this study. The comparison between XRF and ICP-MS data showed coefficients of determination of 0.92 (As), 0.93 (Cu), 0.85 (Fe), 0.97 (Mn and Pb) and 0.96 (Zn), as shown in the Online Resource 1 to 6. However, Fe and Mn showed systematically higher values when measured with XRF compared to ICP-MS. This could be due to the incorporation of Fe and Mn into the silicate matrix of the samples, as hydrofluoric acid (HF), which digests silicates, was not used.

## Results and discussion

### Physicochemical properties of the samples

Descriptive statistics of the samples physicochemical properties are shown in Table 2. The pH mean value was close to 7.0 for all 3 matrices. A wide range of pH values was found in tailing samples (3.5–8.8), while a narrower range (7.0–8.4) was found in soil samples. The minimum overall value was reported in a Porvenir tailing sample (pH 3.5), while the maximum was found in a street dust sample (pH 9.3).

Higher concentrations of OM with a mean of 4.5 %, and a broader range of values (0.9–18.9 %) were found on street dust samples compared to soils (with a mean of 2.8 %) and tailings (with a mean of 0.7 % for the Porvenir tailing and 1.0 % for the others). The high values and variability of OM content in dust samples could be attributed to the presence or absence of surrounding vegetation in the streets sampled, such as trees and shrubs, and could also be related to different



**Table 1** Frequency of quantification (%) for selected elements in the different sample types, and estimated limit of quantification (LQ) in mg/kg (obtained with XRF analysis)

Sample type	No. of samples	Frequency of quantification (%)						
		As	Co	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Agricultural soils in peri-urban areas	7	43	57	100	14	100	86	86
Agricultural soils near tailings	17	29	41	100	24	100	88	82
Residential/park soils	18	33	44	100	22	100	61	67
Street dust	71	13	75	100	39	100	83	99
Porvenir tailing	30	20	100	100	100	83	50	40
Other tailings	38	63	97	100	92	95	50	50
		Estimated LQ (mg/kg)						
		36	12	12	35,000	276	22	103

**Table 2** Mean, median, relative standard deviation (% RSD), maximum and minimum values for pH and percentage organic matter content in soils, street dusts and tailings

Sample type	pH					% Organic matter (OM)				
	Mean	Median	% RSD	Max	Min	Mean	Median	% RSD	Max	Min
Soil ( $n = 42$ )	7.7	7.6	4.6	8.4	7.0	2.8	2.5	65.5	8.1	0.5
Street dust ( $n = 71$ )	6.8	6.7	8.4	9.3	5.8	4.5	3.4	80.1	18.9	0.9
Porvenir tailing ( $n = 30$ )	7.1	7.5	19.7	8.8	3.5	0.7	0.6	97.5	3.8	0.1
Other tailings ( $n = 38$ )	7.5	7.8	14.7	8.7	3.9	1.0	1.0	73.3	4.5	0.1

$n$  is the number of samples collected for the different matrices

particle size distribution, as OM may be associated with smaller particles. Samples from the Porvenir tailing had the lowest OM concentrations, similar to values obtained for other tailings. The remaining tailing samples were grouped as "Other tailings" due to the small amount of samples available for each of the 8 other tailings sampled (with 38 samples in total). These results show that tailings have a smaller OM content compared to other matrices, which could make phytoremediation even more difficult considering the aridity of the area and that the potential for revegetation decreases for smaller OM contents (Cordova et al. 2011).

#### Metals in urban and agricultural soils

Table 3 shows the mean and the range of the metal concentrations obtained with XRF for the three types of soil samples: agricultural in peri-urban parts of the city, agricultural near tailings and residential/park soil. A comparison was performed between the

results and the Canadian and Brazilian guidelines (CCME 2003; Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental 2005). International soil guideline values vary widely, as they are based on country-specific health and environmental goals and local geochemical contexts. For this study, the Canadian guideline was chosen as an example of a conservative limit at which no appreciable human health risk is expected. The Brazilian guideline was chosen because it represents a closer reality in Latin America and it has been used previously as an intervention value by Chilean authorities (SEREMI MINSAL 2011). Chile has not adopted a soil quality standard or guideline yet. Table 4 shows the two mentioned guidelines for the metals studied, except for Fe and Mn that do not have guidelines in those countries. The US EPA's regional screening level (RSL) (US EPA 2015) is also displayed as additional information, but it was not included in the comparison analysis because it has no reference values for agricultural soil. The comparison between the results

**Table 3** Mean and range (mg/kg, dry weight) of metal concentration obtained with XRF for the different types of samples

Sample type	Mean and range of concentrations (mg/kg)						
	As	Co	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Agricultural soils ( <i>n</i> = 7)	32.1 (<36–63)	13.3 (<12–21)	209 (78–349)	21,180 (<35,000–43,257)	1049 (736–1178)	50.4 (<22–102)	176 (<103–307)
Agricultural soils near tailings ( <i>n</i> = 17)	25.8 (<36–52)	10.7 (<12–15)	379 (68–2116)	25,618 (<35,000–84,349)	1501 (711–4591)	39.6 (<22–74)	126 (<103–175)
Residential/park soils ( <i>n</i> = 18)	36.8 (<36–125)	12.7 (<12–35)	201 (64–570)	24,657 (<35,000–67,775)	1236 (717–2321)	50.0 (<22–41.7)	147 (<103–655)
Street dust ( <i>n</i> = 71)	28.5 (<36–489)	15.2 (<12–38)	690 (111–10,224)	29,732 (<35,000–110,847)	779 (518–1283)	54.7 (<22–275)	257 (<103–2743)

*n* is the number of samples collected for different matrices

**Table 4** Canadian and Brazilian soil quality guidelines and US EPA screening levels for different land uses, metal concentration in mg/kg (dry weight)

Guideline	Land use	Element concentration (mg/kg)				
		As	Co	Cu	Pb	Zn
Canada <sup>a</sup>	Agricultural	12	40	63	70	200
	Residential/parks	12	50	63	140	200
	Commercial	12	300	91	260	360
	Industrial	12	300	91	600	360
Brazil <sup>b</sup>	Agricultural	35	35	200	180	450
	Residential	55	65	400	300	1000
	Industrial	150	90	600	900	2000
USA <sup>c</sup>	Residential	0.68	2.3	310	400*	2300**
	Industrial	3	35	4700	800*	35,000**

\* Lead and compounds (US EPA 2015)

\*\* Zinc and compounds (US EPA 2015)

<sup>a</sup> Numerical limits recommended to support and maintain designated uses of the soil environment (CCME 2003)

<sup>b</sup> Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2005)

<sup>c</sup> Screening level regions 3, 6, 9 (US EPA 2015)

of this study and the Canadian and Brazilian guidelines is shown in Table 5.

In the case of Cu, which was quantified in all soil samples (as shown in Table 1), 100 % exceeded the Canadian guideline for each sample type, and between 11 and 59 % of the samples, depending on the soil type, exceeded the Brazilian guideline. The mean Cu in soils was about 3 times the Canadian guideline for residential/park areas and agricultural soils in peri-urban areas, and 6 times higher for agricultural soils near tailings. The concentrations of Pb also outranged the limits of both soil quality guidelines in some cases. Mean Pb concentrations were below the guidelines limits, but 29 % of agricultural soils and 6 % of

agricultural soils near tailings exceeded the Pb Canadian guidelines and 6 % of residential/park soils exceeded both countries' limits. Although soils in residential/parks areas have higher mean values and a wider range of Pb concentrations compared to agricultural areas near tailings, both Canadian and Brazilian residential guidelines are about twice their corresponding agricultural guideline. For Zn, between 0 and 29 % of soil samples exceeded the Canadian guideline depending on the sample type, and all the samples had lower concentrations compared to the Brazilian guideline. Mean concentrations of Zn were below the Canadian guideline for all types of soils, but samples containing concentrations higher than the



**Table 5** Percentage of samples that exceed Canadian and Brazilian soil guidelines

Sample type	Land use for guideline comparison	Percentage (%) of samples exceeding the guidelines (Canada/Brazil) per element				
		As	Co	Cu	Pb	Zn
Agricultural soils ( $n = 7$ )	Agricultural	43 <sup>a</sup> /43 <sup>a</sup>	0/0	100/57	29/0	29/0
Agricultural soils near tailings ( $n = 17$ )	Agricultural	29 <sup>a</sup> /29 <sup>a</sup>	0/0	100/59	6/0	0/0
Residential/park soils ( $n = 18$ )	Residential/parkland	33 <sup>b</sup> /17	0/0	100/11	6/6	17/0
Street dust ( $n = 71$ )	Residential/parkland	13 <sup>b</sup> /3	0/0	100/37	7/0	42/3

The “/” separates the percentage obtained for Canada and Brazil guidelines

<sup>a</sup> Percentages calculated as frequency of quantification because the LQ estimated was higher than the guideline for the respective land use

limit were located in agricultural soils away from tailings and mainly in the residential/parks areas. For As, the Canadian guideline (12 mg/kg) is lower than the LQ (36 mg/kg), and As was quantified in only 15 of the 42 samples. Therefore, all soil samples in which As was quantified by XRF outranged the Canadian guideline. For the Brazilian guideline, the agricultural value was also lower than the LQ; thus, all agricultural samples quantified showed concentrations above the guideline. For residential/parks samples, the As Brazilian guideline was higher than the LQ, and less samples (17 %) were above the guideline.

As shown in Table 5, for every metal and soil type studied, the Canadian guideline had a higher (or equal) percentage of samples outranging the guideline, compared to the Brazilian guideline. This is because the Canadian guideline has lower guideline values, or is a more conservative limit. This makes evident the need to define an appropriate guideline for Chilean soils.

Due to traffic and industrial atmospheric emissions, urban soils may receive higher metal loads than rural or agricultural soils (Massas et al. 2010). Other studies have grouped Cu, Pb and Zn in one cluster linked to anthropogenic sources (Manta et al. 2002; Imperato et al. 2003; Moller et al. 2005), as it appears to be the case of Pb and Zn observed in this study. Nonetheless, the proximity of many tailings and the prevalence of wind-driven dispersion can be considered as key factors in the occurrence of metals in Copiapó, particularly for Cu in soils of urban and peri-urban sites.

#### Metals in street dust samples

There are no established guidelines of metal concentrations for street dusts. Thus, Table 5 compares street

dust concentrations to residential guideline values for soils (Table 4). Some street dust samples widely exceeded the Canadian limit for residential soil for Cu, Pb and Zn. For Pb, the mean value was below the Canadian guideline, while only 7 % of the samples exceeded the Pb guideline. On the other hand, Cu and Zn had higher mean values when compared to the Canadian guideline, and for Cu, all 71 samples exceeded the soil guideline. The large Cu concentrations in street dusts could be attributed to the presence of Cu tailings in the area and the current and past atmospheric emissions from the local Cu refinery. The effect of these sources may be enhanced by the low mean annual rainfall (18 mm/year). Other studies have linked high Cu, Pb and Zn in street dust samples to corrosion and abrasion of vehicles parts such as brake linings (e.g., Massas et al. 2010). Regarding As, the LQ (36 mg/kg) is higher than the Canadian guideline (12 mg/kg), causing the same scenario found for the comparison of soil samples; but in this case, only 13 % of street dust samples showed concentrations higher than the LQ and thus outranged the guideline. For the comparison with the Brazilian guidelines, samples hardly exceeded the guideline, except for Cu, for which 37 % of the street dust samples were above that limit, while the mean concentration (690 mg/kg) was also above the Brazilian guideline (400 mg/kg).

Street dust samples showed higher Co, Cu, Fe, Pb and Zn concentrations compared to soil samples (Table 3), particularly for Cu. The average concentration of Cu in street dust samples was about 690 mg/kg, compared to an average of 275 mg/kg for soil samples, while the maximum Cu concentration (10,224 mg/kg) was about 5 times higher than the



maximum obtained for soils samples (2116 mg/kg). It has been observed that fine particles in dust contain higher metal concentrations due to their high specific surface area (Wang et al. 2006). Several studies have also shown that as the particle size decreases, metal concentrations increase (e.g., Al-Rajahi et al. 1996; Ljung et al. 2006). In this study, Cu smelting emissions and wind-driven dust from tailings could enrich the fine fraction of dust. Another factor that could explain high Cu concentrations in street dusts is the higher levels of OM concentrations compared to the other sample types; indeed, Cu has a strong affinity with OM, which could result in the observed metal enrichment.

### Metals in tailings

For tailings, the value of upper confidence limit 95 % (UCL 95 %) for metal concentrations was calculated, based on US EPA (2002) guidelines, and used for comparison with other tailings from Copiapó reported by Soubllette et al. (2011), while the comparison with the Canadian and Brazilian guidelines was performed for the industrial land use. This comparison was made because mining operations and liabilities are normally considered as industrial sites, but according to the Copiapó city master plan, most of the tailings are scattered within the residential and agricultural zones, mainly near the riverbed and the hillsides surrounding the city (Fig. 1).

The values of UCL 95 % and the range of metal concentrations measured by XRF are displayed in Table 6 for the Porvenir tailing and the 8 other tailings sampled in this study, shown as a group. Results on metal concentrations measured by ICP-OES for 4 other tailings (Castellón, San Juan, Tania and Llaucavén) reported by Soubllette et al. (2011) are also shown in Table 6.

The tailings showed large differences in their composition; in particular, the Llaucavén tailing had the highest UCL 95 % values for As (138 mg/kg), Cu (6903 mg/kg) and Pb (321 mg/kg). Arsenic could not be quantified in some tailings, but all tailing samples where As was quantified exceeded the Canadian guideline for industrial soils (12 mg/kg, Table 4). Co, Cu, Fe and Mn were quantified in a large majority of the tailing samples analyzed in this study, while Pb and Zn were only quantified in about half of the samples (Table 1). For Cu, every sample exceeded the Canadian guideline, with concentrations over 24 times

higher than the guideline value of 91 mg/kg. On the other hand, for Co and Pb, all tailings showed concentrations below the Canadian guideline for industrial soils (300 and 600 mg/kg, respectively). Metal concentrations in tailings measured with XRF in this study (Porvenir and Other tailings) showed the highest Fe and Mn concentrations, probably because of a systematic difference of XRF measurements with the ICP-OES method used for the 4 tailings reported by Soubllette et al. (2011). For Zn, only one tailing (Porvenir) exceeded the Canadian guideline of 360 mg/kg, with a UCL 95 % concentration of 1023 mg/kg. When compared to the Brazilian guidelines for industrial soils, only two elements showed higher concentrations: Cu and Co. For Cu, every tailing exceeded the guideline, which is more than 6 times higher than the Canadian guideline. For Co, two tailings (Porvenir and San Juan) showed higher concentrations than the Brazilian guideline (90 mg/kg), unlike the comparison with the Canadian guideline, which has a higher value (300 mg/kg).

The large variation in elemental concentrations observed across tailings suggests diverse ore compositions, mineral extraction and/or leftover rock treatment before waste disposal. All tailings exhibited very high concentrations of Cu (UCL 95 % between 1200 and 6900 mg/kg), suggesting that inefficient methods were used at the time of ore processing. Large residual concentrations of Cu in the tailings hint a possibility of reprocessing depending on the market outlook. The high Fe concentrations (UCL 95 % of 52,000–444,000 mg/kg) represent the main component of the leftover rock.

In Chile, there are no soil quality guidelines, while comparison with international standards raises concerns due to dissimilar values and different contexts of application. Generating guideline values that consider background concentrations that naturally occur in different areas of the country is a challenge that should be addressed urgently. Furthermore, having tailings adjacent or immersed in residential areas is a source of additional difficulties regarding which guideline should be used for comparison of contamination level and risk assessment.

### Geochemical mapping

The spatial analysis of the metal distribution in street dusts showed enrichment of metals in different areas



**Table 6** Summary of metal concentration in Porvenir tailing and 8 other tailings (this study) and 4 other tailings studied by Soubllette et al. (2011), in mg/kg (dry weight)

	Porvenir <sup>a</sup>	Other tailings <sup>d</sup>	Castellón	San Juan	Tania	Llucavén
As	76.5 (<36–543)	123 (<36–400)	* (<1.2–31.6)	* (<1.2–4.5)	87.2 (<1.2–102.1)	138 (<1.2–166.4)
Co	144 (17–345)	71.1 (<12–181)	55.8 (23.8–75.2)	168.8 (23.1–274.2)	44.9 (14–49.9)	49.7 (9.2–97.6)
Cu	2163 (90–10,002)	3500 (88–8026)	3095 (582.7–4901)	1190 (323.7–1592)	3126 (1754–3579)	6903 (441.7–15,219)
Fe	443,858 (38,317–872,296)	206,058 (<35,000–591,364)	52,173 (20,029–63,480)	95,951 (51,536–131,020)	87,089 (47,086–107,941)	86,449 (4351–156,402)
Mn	2286 (<276–6604)	3198 (<276–14,265)	579.8 (319.7–708.1)	538.7 (98.7–684.9)	1644 (625–2228)	261.6 (90.1–388.1)
Pb	85.2 (<22–577)	137 (<22–645)	14.1 (1.2–22.3)	133.1 (1.4–204.4)	97 (17.5–150.6)	321.1 (1.9–940)
Zn	1023 (<103–4190)	306 (<103–1040)	56.5 (0.3–68.5)	76.7 (7.6–124.7)	338.6 (84.6–450.8)	113.4 (16.1–241.9)

The values correspond to the upper confidence limit 95 % (UCL 95 %) and range (maximum and minimum values)

<sup>a</sup> Metal concentrations in samples collected in Porvenir ( $n = 30$ ) and other tailings (8 tailings,  $n = 38$ ) were measured by XRF in this study, while metals in the other 4 tailings were measured by ICP-OES

<sup>b</sup> More than 50 % of the samples were below the detection limit

of the city, which can be related to the proximity of tailings and the copper smelter. For Cu, Fe and Co, a similar distribution was found (as illustrated for Cu in Fig. 2a). Higher concentrations were predominant in the southeastern agricultural area and the southwestern industrial area. These areas are located near tailings and the copper refinery. For Fe and Co, there was also a slight enrichment in the northwestern area, which is categorized as industrial (Fig. 1). As opposed to this distribution, Pb and Zn (Figs. 2b, 3a) showed enrichment in the northwestern industrial area, with some differences between those two metals: An enrichment of Pb was also found in downtown Copiapó, while an enrichment of Zn was observed in the southwestern and industrial areas. This is consistent with the common association of these two metals with traffic and industrial emissions (Massas et al. 2010). For Mn (Fig. 3b), a different distribution was found, with enrichment in the southern end of the city area.

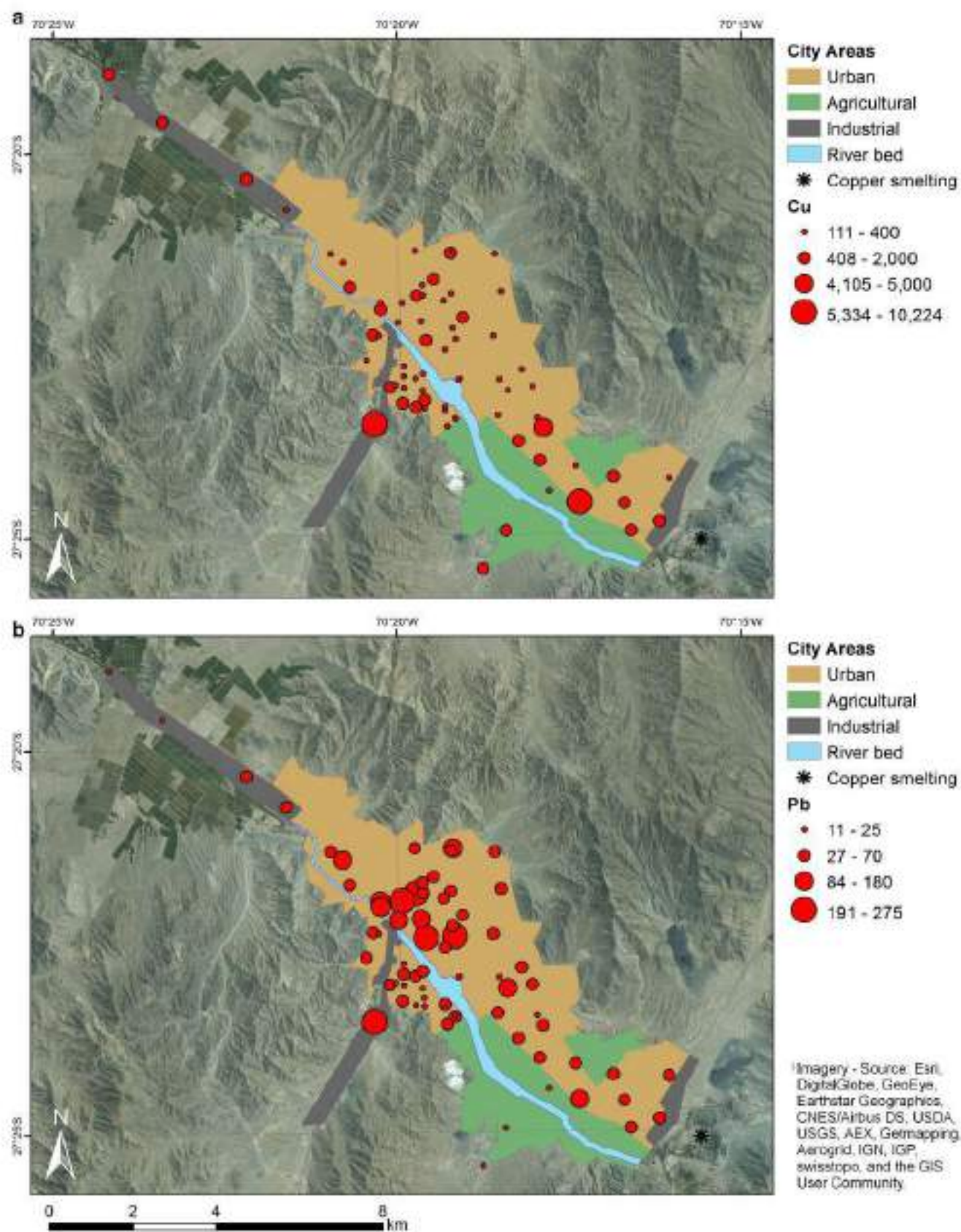
#### XRD analyses

Major XRD crystalline phases identified in 25 soils and street dust samples usually included quartz,

feldspars, phyllosilicates and calcite, while some samples also contained halite, magnetite, gypsum and siderite. XRD analyses of 27 samples from abandoned tailings also included the major phases found in soils and street dusts, plus a more diverse range of other crystalline phases, such as olivine, hematite, andradite, nantokite and pargasite. Sulfide phases were not detected in significant amounts. Furthermore, the prevalent detection of calcite in soils, dusts and tailings along with the arid conditions of Copiapó resulted in a lower potential for the generation of acid mine drainage conditions and transfer of contaminants to the aqueous phase.

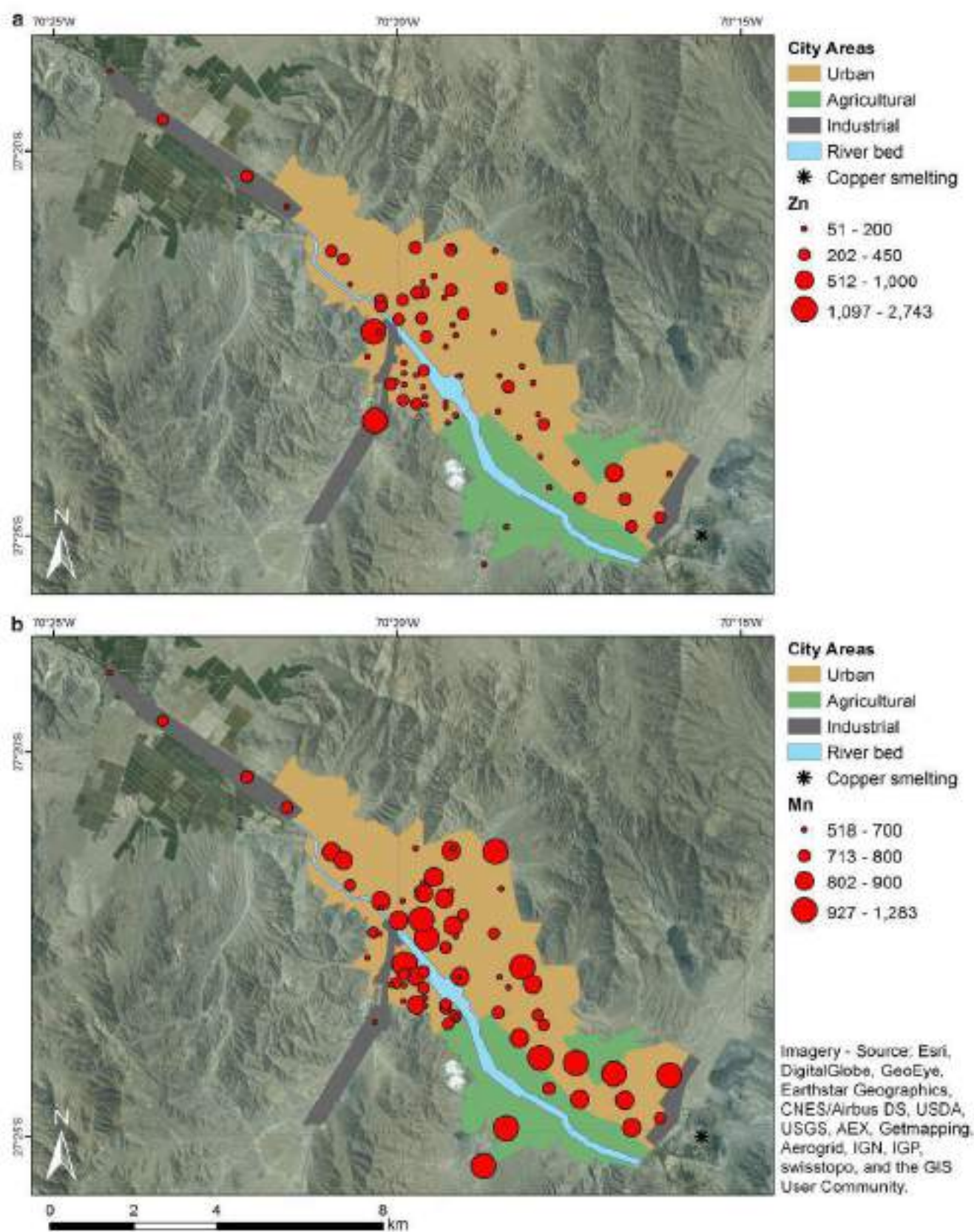
#### Conclusions and perspectives

A first geochemical screening was conducted for Copiapó, a city that serves as a model of mining, aridity and unplanned urban growth. This overview of metal contamination was conducted for three different matrices: soils, street dusts and tailings. The comparison of soil concentrations with international guidelines showed that the guidelines were exceeded for some metals, especially for Cu, for which the



**Fig. 2** Distribution of metal concentration obtained with XRF for street dust samples in the city of Copiapó, for **a** Cu and **b** Pb, in mg/kg (dry weight)





**Fig. 3** Distribution of metal concentration obtained with XRF for street dust samples in the city of Copiapó, for **a** Zn and **b** Mn, in mg/kg (dry weight)

Canadian guideline was exceeded in all soil samples. Fewer samples exceeded the guidelines for As, Pb and Zn, while no sample exceeded the guidelines for Co. Although these guidelines are intended for comparing with soils, street dust samples were compared with the residential guidelines as a reference. This comparison also showed that Cu concentrations in street dust samples often exceeded the limits, as well as concentrations of As, Pb and Zn in some samples.

Metal concentrations of street dust samples were mapped to identify areas of metal enrichment or hot spots, as street dust samples were collected over a 1-km<sup>2</sup> grid throughout the city. Enrichment areas were found in the proximity of tailings and a copper smelter, especially for Cu, Fe and Co in street dusts. Areas of Zn and Pb enrichment were also identified, although these metals showed a different spatial distribution pattern compared to Cu. High concentrations of Zn and Pb were observed in the industrial area (probably due to industrial emissions) and downtown Copiapó. Some areas of lower metal enrichment were also identified, which might constitute possible candidates for future residential developments.

Tailings located within and near the city are an important potential source of metal contamination, as higher maximums of metal concentrations were found in the tailings compared to soil or street dust samples for every metal except Cu, for which street dust samples showed higher maximums. However, XRD analyses showed a prevalent detection of calcite resulting in a lower potential for the generation of acid mine drainage conditions. Wind-driven transport and aridity are likely key factors controlling the occurrence and distribution of these contaminants in the area.

As perspectives of this study, finding innovative engineering solutions and cost-effective alternatives to pollution and dispersion of metals from abandoned urban tailings is a critical challenge for Copiapó, for reducing potential health threats. Control technologies could include cover or encapsulation (dry in situ stabilization or geomembrane coverage), toxicity and mobility reduction (e.g., soil amendment or phytoremediation), and tailing reprocessing for Cu extraction. Phyto-based technologies should be critically scrutinized and tested before being adopted, considering the low OM content in tailings and water scarcity intensified by urban, mining and agriculture consumption. Reprocessing also needs a careful evaluation of

the conditions that would make it technically and economically feasible; the high concentration of Cu in some tailings could render reprocessing as an attractive remediation alternative.

Further studies are still needed as more than 30 tailings are located in the Copiapó urban and peri-urban area and can act as a source of contaminants, but they have not been studied completely. This study prompts confirmatory sampling and an analytical effort with a denser grid in areas of high metal enrichment. Additional studies are also needed for sites far from pollution sources to determine naturally occurring background levels. This screening sets the basis for future risk assessments toward defining knowledge-based policies and urban planning. City planners and regulators, together with scientists, need to consider the dynamics of pollutant occurrence, dispersion and exposure pathways to improve urban planning and minimize the risks to human health in Copiapó.

Besides confirmatory sampling and more analytical efforts, challenges include developing (1) adequate intervention guideline values, (2) appropriate background levels for key metals, (3) urban planning that considers contaminated areas, (4) cost-effective control strategies for abandoned tailings in water-scarce areas and (5) scenarios and technologies for tailing reprocessing. Assessing urban geochemical risks is a critical endeavor for areas where extreme events triggered by climate change are likely, as the mud flooding that impacted Copiapó in late March 2015.

**Acknowledgments** The authors thank CEDEUS Conicyt Proyecto Fondap 15110020 and Proyecto Fondecyt 1130936 for financial support. We acknowledge logistics support from the Chilean Ministry of the Environment, the Municipality of Copiapó and Aguas Chañar. Our thanks also to Fernanda Carrasco and Felipe Medina from the Water Quality Laboratory, Pontificia Universidad Católica de Chile, for their help with sampling and samples analyses.

## References

- Al-Khashman, O. A. (2007). Determination of metal accumulation in the deposited street dusts in Amman, Jordan. *Environmental Geochemistry and Health*, 29, 1–10.
- Al-Rajahi, A., Seaward, M. R., & Edwardst, H. G. (1996). Particle size effect for metal pollution analysis of atmospherically deposited dust. *Atmospheric Environment*, 30, 145–153.



- Banerjee, A. D. K. (2003). Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India. *Environmental Pollution*, 123, 95–105.
- Bes, C. M., Paró, T., Bernal, M. P., & Clemente, R. (2014). Assessment of the environmental risks associated with two mine tailing soils from the La Unión-Cartagena (Spain) mining district. *Journal of Geochemical Exploration*, 147, 98–106.
- Bloemen, M. L., Markert, B., & Llieth, H. (1995). The distribution of Cd, Cu, Pb and Zn in topsoils of Osnabrück in relation to land use. *Science of the Total Environment*, 166, 137–148.
- Boyd, H. B., Pedersen, F., Coir, K. H., Damborg, A., Jakobsen, B. M., Kristensen, P., & Samsøe-Petersen, L. (1999). Exposure scenarios and guidance values for urban soil pollutants. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 30, 197–208.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). (2003). *Canadian environmental quality guidelines*. Summary table, Updated December 2003.
- Comunidade de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2005). *DECISÃO DE DIRETORIA No 195-2005-E*. São Paulo: CETESB.
- Cordova, S., Neaman, A., Gonzalez, I., Ginocchio, R., & Fine, P. (2011). The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils. *Geoderma*, 166(1), 135–144.
- Department of Economic and Social Affairs United. (2014). *World urbanization prospects, the 2014 revision: Highlights*. New York: United Nations.
- Glennon, M. M., Harris, P., Ottesen, R. T., Scanlon, R. P., & O'Connor, P. J. (2014). The Dublin SURGE Project: Geochemical baseline for heavy metals in topsoils and spatial correlation with historical industry in Dublin, Ireland. *Environmental Geochemistry and Health*, 36, 235–254.
- Gomez-Alvarez, A., Valenzuela-Garcia, J. L., Meza-Figueroa, D., de la O-Villanueva, M., Ramirez-Hernandez, J., Almandariz-Tapia, J., et al. (2011). Impact of mining activities on sediments in a semi-arid environment: San Pedro River, Sonora, Mexico. *Applied Geochemistry*, 26(12), 2101–2112.
- Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D., & Violante, P. (2003). Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental Pollution*, 124, 247–256.
- Kelly, J., Thornton, I., & Sitpsen, P. R. (1996). Urban geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochemistry*, 11, 363–370.
- Li, X. D., Lee, S. L., Wong, S. C., Shi, W. Z., & Thornton, I. (2004). The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution*, 129, 113–124.
- Ljung, K., Selinus, O., Otabbong, E., & Berglund, M. (2006). Metal and arsenic distribution in soil particle sizes relevant to soil ingestion by children. *Applied Geochemistry*, 21, 1613–1624.
- Manta, D. S., Angelose, M., Bellanca, A., Neri, R., & Sprovieri, M. (2002). Heavy metals in urban soils: A case of Palermo (Sicily), Italy. *The Science of the Total Environment*, 300, 229–243.
- Massas, I., Ehalicostis, C., Kalivas, D., & Panagopoulou, G. (2010). Concentrations and availability indicators of soil heavy metals; the case of children playgrounds in the city of Athens (Greece). *Water, Air, and Soil pollution*, 212, 51–63.
- McKay, C. P. (2002). *Two dry for life: The Atacama Desert and Mars*. Ad Astra, NASA Ames Research Center. <http://spacewardbound.nasa.gov/docs/McKay2002AtacamaAdAstra1.pdf>.
- Mielke, H. W., Gonzales, C. R., Smith, M. K., & Mielke, P. W. (1999). The urban environment and children's health: Soils as an integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, U.S.A. *Environmental Research (Section A)*, 81, 117–129.
- Mielke, H. W., & Reagan, P. L. (1998). Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environmental Health Perspectives*, 106(Suppl. 1), 217–229.
- Moller, A., Muller, H. W., Abdullah, A., Abdelgawad, G., & Utermann, J. (2005). Urban soil pollution in Damascus, Syria: Concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*, 124, 63–71.
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabaai, C. T. Johnston, & M. E. Sumner (Eds.), *Methods of soil analysis, part 3: Chemical methods* (pp. 961–1010). Madison, WI: Soil Science Society of America Inc., American Society of Agronomy Inc.
- Nkosi, V., Wichmann, J., & Voyi, K. (2015). Chronic respiratory disease among the elderly in South Africa: Any association with proximity to mine dumps? *Environmental Health*, 14(33), 1–8.
- Norra, S., Lanka-Panditha, M., Kramar, U., & Stuben, D. (2006). Mineralogical and geochemical patterns of urban surface soils, the example of Pforzheim, Germany. *Applied Geochemistry*, 21, 2064–2081.
- Pansu, M., & Gautheyrou, J. (2006). *Handbook of soil analysis. Mineralogical, organic and inorganic methods*. Berlin: Springer.
- Park, J. H., Hodge, V., Gersterberger, S., & Stave, K. (2014). Mobilization of toxic elements from an abandoned manganese mine in the arid metropolitan Las Vegas (NV, USA) area. *Applied Sciences (Basel)*, 4(2), 240–254.
- Sackett, D., & Martin, K. (1998). *EPA method 6200 and field portable X-ray fluorescence*. Bedford, MA: US EPA.
- Sánchez-Martin, M. J., Sánchez-Camuzano, M., & Lorenzo, L. F. (2000). Cadmium and lead contents in suburban and urban soils from two medium-sized cities in Spain: Influence of traffic intensity. *Bulletin of Environment Contamination and Toxicology*, 64, 250–257.
- SEREMI MINSAL [Secretaría Regional Ministerio de Salud]. (2011). *Reporte anual actividades 2011*. Plan de Salud de polimetales SEREMI de salud de Arica y Parinacota, Chile.
- SERNAGEOMIN. (2015). *Catastro nacional de depósitos de relave, depósitos activos y no activos 2015*. Gobierno de Chile: Departamento de depósito de relaves, Servicio Nacional de Geología y Minería.
- Sobrino-Figueroa, A. S., Becerra-Rueda, O. F., Magallanes-Ordóñez, V. R., Sanchez-Gonzalez, A., & Marmolejo-

- Rodríguez, A. J. (2015). Toxicity in semiarid sediments influenced by tailings of an abandoned gold mine. *Environmental Monitoring and Assessment*, *187*(1), 1–8.
- Soublette, N., Heyer, J., & Cortés, I. (2011). *INFORME FINAL. Investigación preliminar y confirmatoria de suelos con potencial presencia de contaminantes (SPPC)*. Comunas de Copiapó y Tierra Amarilla, Chile. 580 pp.
- US EPA. (2002). *Calculating upper confidence limits for exposure point concentrations at hazardous waste sites*. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response, United States Environmental Protection Agency.
- US EPA. (2015). *Regional screening level (RSL) summary table*. Risk assessment, United States Environmental Protection Agency.
- Varrica, D., Tamburo, E., Milia, N., Vallascas, E., Cortimiglia, V., De Giudici, G., et al. (2014). Metals and metalloids in hair samples of children living near the abandoned mine sites of Sulcis-Iglesiente (Sardina, Italy). *Environmental Research*, *134*, 366–374.
- Wang, X., Qin, Y., & Chen, Y. (2006). Heavy metals in urban roadside soils, part 1: Effect of particle size fractions on heavy metals partitioning. *Environmental Geology*, *50*, 1061–1066.
- Wong, C., Li, X., & Thornton, I. (2006). Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, *142*, 1–16.



## ORIGINAL PAPER

## An integrated study of health, environmental and socioeconomic indicators in a mining-impacted community exposed to metal enrichment

Pablo M. Moya · Guillermo J. Arce · Cinthya Leiva · Alejandra S. Vega · Santiago Gutiérrez · Héctor Adaros · Luis Muñoz · Pablo A. Pastén · Sandra Cortés

Received: 18 October 2018 / Accepted: 23 April 2019 / Published online: 2 May 2019  
 © Springer Nature B.V. 2019

**Abstract** The occurrence of toxic metals and metalloids associated with mine tailings is a serious public health concern for communities living in mining areas. This work explores the relationship between metal occurrence (e.g., spatial distribution in street dusts), human health indicators (e.g., metals in urine samples, lifestyle and self-reported diseases) and socioeconomic status (SES) using Chañaral city (in northern Chile) as study site, where a copper mine tailing was disposed in the periurban area. This study model may

shed light on the development of environmental and health surveillance plans on arid cities where legacy mining is a sustainability challenge. High concentrations of metals were found in street dust, with arsenic and copper concentrations of  $24 \pm 13$  and  $607 \pm 911$  mg/kg, respectively. The arsenic concentration in street dust correlated with distance to the mine tailing ( $r = -0.32$ ,  $p$ -value = 0.009), suggesting that arsenic is dispersed from this source toward the city. Despite these high environmental concentrations, urinary levels of metals were low, while 90% of the population had concentrations of inorganic arsenic and its metabolites in urine below 33.2  $\mu\text{g/L}$ , copper was detected in few urine samples (< 6%). Our results

**Electronic supplementary material** The online version of this article (<https://doi.org/10.1007/s10653-019-00308-4>) contains supplementary material, which is available to authorized users.

P. M. Moya · G. J. Arce · A. S. Vega ·  
 P. A. Pastén · S. Cortés  
 Centro de Desarrollo Urbano Sustentable (CEDEUS), El  
 Comendador 1916, Providencia, Santiago, Chile

C. Leiva · S. Gutiérrez · S. Cortés  
 Departamento de Salud Pública, Pontificia Universidad  
 Católica de Chile, Diagonal Paraguay 362, Piso 2,  
 Santiago, Santiago, Chile

H. Adaros  
 Hospital Jerónimo Méndez Arancibia, Arturo Prat 1000,  
 Chañaral, Chañaral, Chile

L. Muñoz  
 Comisión Chilena de Energía Nuclear, Nueva Bilbao  
 12501, Las Condes, Santiago, Chile

P. A. Pastén  
 Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental,  
 Pontificia Universidad Católica de Chile, Av. Vicuña  
 Mackenna 4860, Macul, Santiago, Chile

S. Cortés (✉)  
 Centro Avanzado de Enfermedades Crónicas (ACCDiS),  
 Sergio Livingstone 1007, Independencia, Santiago, Chile  
 e-mail: [scortes@med.puc.cl](mailto:scortes@med.puc.cl)



detected statistically significant differences in environmental exposures across SES, but, surprisingly, there was no significant correlation between urinary levels of metals and SES. Despite this, future assessment and control strategies in follow-up research or surveillance programs should consider environmental and urinary concentrations and SES as indicators of environmental exposure to metals in mining communities.

**Keywords** Mine tailings · Chile · Metals · Street dust · Urine · Human exposure

## Introduction

Currently, more than 50% of the world population lives in urban areas, a value that is expected to increase in the following years. The unplanned growth of some urban areas close to mining operations has led to mine tailings, residues from the extraction and processing of minerals, being located within the urban limits of these cities or in their periurban areas. When mine tailings are not deposited with appropriate containment measures, wind and water erosion can transport metal-enriched particles from these tailings to neighboring areas, enriching street dusts and soils (Da Silva et al. 2005; García-Giménez and Jiménez-Ballesta 2017; Navarro et al. 2008; Park et al. 2014; Sims et al. 2013).

Street dusts and soils may come into contact with the population either through ingestion or inhalation, exposing them to health risks associated with metals and metalloids (Benhaddya et al. 2016; Kim et al. 2016; Luo et al. 2011; Nkosi et al. 2015; Plumlee and Ziegler 2007). Arsenic (As), for example, is a carcinogenic agent (International Agency for Research on Cancer 2012), while other metals such as chromium (Cr), nickel (Ni) and mercury (Hg) are associated with respiratory, gastrointestinal and neurologic effects (Agency for Toxic Substances and Disease Registry 2018). Consequently, several studies have focused on metal contamination and health effects in mining locations around the world, probing the relationship between environmental concentrations and health risks (Akinwunmi et al. 2017; Benhaddya et al. 2016; Callan et al. 2012; Demetriades et al. 2010; Kim et al. 2016; Nkosi et al. 2015; Peña-Fernández et al. 2016). Nonetheless, the

connection with the socioeconomic status (SES) of the exposed population remains largely unexplored. An integrated approach may reveal socio-environmental inequalities, as previous studies have shown that pollutants can be unevenly distributed in the territories and that SES could determine different exposures among inhabitants (Franck et al. 2014).

Several cases of abandoned mining residues within urban areas have been reported worldwide, with cases occurring in the USA, Spain, Portugal, China, México, Bolivia and Chile, among others (Aragón and Alarcón Herrera 2013; Carkovic et al. 2016; Da Silva et al. 2005; Long et al. 2018; Miller et al. 2004; Navarro et al. 2008; Neuberger et al. 2009). These cases are more frequent in countries with mining-based economies (e.g., Chile), where mining communities can be potentially exposed to contaminants originating from the urban tailings. Furthermore, limited urban planning and the land market can force people with low SES to live close to the mine tailings, causing potential socio-environmental differences expressed as inequalities in environmental exposure and health effects on the population.

In Chile, in particular, there are at least 696 mine tailings, 112 of which are currently active (i.e., they have a known owner and continue to operate) and should have containment measures and continuous surveillance. The rest are either inactive (i.e., they have a known owner but are out of operation) or abandoned (i.e., their owner is not known, they do not have adequate closing measures or they lack updated information). A particular case of inappropriate handling of mine tailings occurred between 1938 and 1975, in which copper (Cu) extraction wastes were dumped into the Salado River, in the Atacama region, ultimately accumulating in its mouth located in the Chañaral Bay. A large pile of > 220 Mton of tailings was left on the coast, creating an artificial beach covering approximately 4 km<sup>2</sup> (Dold 2006), equivalent to more than 50% of the urban area of the city of Chañaral. These large mine tailings do not have proper containment measures, and the metal-enriched material is dispersed by wind erosion toward the city (Dold 2006).

The mine tailings of Chañaral Bay, with high As, Cu and Ni contents (Dold 2006), have been widely recognized as one of the largest cases of mining-related pollution. Over the years, several impacts on the environment, flora, fauna and health of children in



Chañaral have been identified (Castilla 1983; Mesías Monsalve et al. 2018). The health statistics of this city reveal higher rates of hospital discharges than the Atacama region and the country for cardiovascular and respiratory diseases during the 2015–2017 period (Ministerio de Salud 2017). Despite this, official and systematic data of environmental indicators in Chañaral are scarce. No data on the content of metals in air, particles in suspension, soil or street dust are available, the latter being an important indicator of environmental pollution (Salim Akhter and Madany 1993; Yongming et al. 2006) as it receives contribution from other matrices (soil and air by atmospheric deposition) and reflects the history of metal accumulation in the place (Acosta et al. 2014; Salim Akhter and Madany 1993; Wong et al. 2006).

This study seeks to assess whether SES differences affect exposure to metals, as indicated by measurements of metals in street dust and urine samples from Chañaral's population. This integral approach could be applied in other areas affected by active and legacy mining in order to identify vulnerabilities related to SES and to develop proper public policies considering integrated surveillance systems.

## Materials and methods

### Characterization of the study site

We used the city of Chañaral, located in the Atacama region, in northern Chile (Fig. 1), as study site. Chañaral is a coastal city and has a desert climate, with annual precipitations of 12 mm and mean temperatures ranging between 10 and 20 °C (Squeo et al. 2008). The commune of Chañaral has a large extension (5748 km<sup>2</sup>) compared to other communes in the Atacama region. Nevertheless, its urban population (11,083 inhabitants) is concentrated in a small area (7.5 km<sup>2</sup>). Its multidimensional poverty level is high compared to the national indicator but similar to that of the Atacama region. This situation is not observed using income-based poverty indicators, as the mining activity provides relatively high incomes. Nonetheless, occupation rates are lower than the regional and national levels. Additional details on the socio-demographic characterization of Chañaral can be found in Online Resource 1.

According to the latest National Mine Tailings Cadastre (a list of mine tailings in Chile and their location), there are seven tailings in the commune of Chañaral, none of them within the urban limit, four of which are inactive and three abandoned. Despite its extension and the fact that it is partially located within the urban limit (Fig. 1), the mine tailing in the bay of Chañaral is not registered in the latest version of this cadastre. During an unusual precipitation and flooding event in 2015 (Wilcox et al. 2016), its physical stability and chemical stability were considerably affected. The people of Chañaral manifested their concerns about potential adverse health effects associated with the displacement of the mine wastes as a result of the unusual rain and subsequent mud flow. The focus of our work was this mine tailing in the bay, primarily due to its extension, its location and the concerns of the community on their metal exposure.

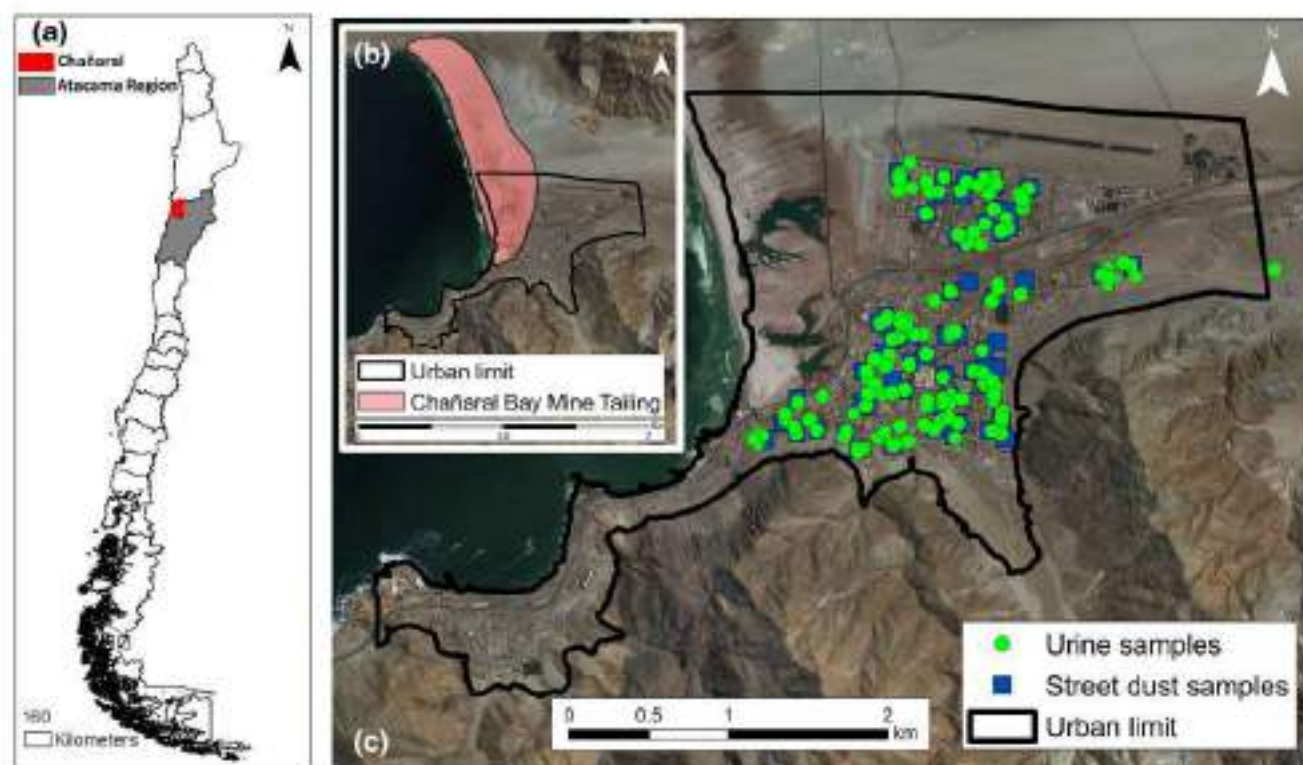
### Fieldwork and collection of samples

A cross-sectional epidemiological study was carried out in July 2016 on a sample of the population. Each participant provided a urine sample to detect and measure urinary levels of metals. The participants were also surveyed in order to collect information on their health status, occupation, life style, metal exposure and risk factors for the most frequent diseases (self-reported data; not all data is presented). Street dust samples were collected during the same period.

### Urine sampling

A representative sample of the adult population (18 to 65 years old) was chosen from the resident population in the city of Chañaral. A sample size of 158 adults was defined (based on Cortés et al. 2016, i.e., considering a prevalence of 28% for the exceedance of the 90th percentile concentration of inorganic arsenic in the US population and a significance level of 5%), using the Open Epi software (Dean et al. 2013; Cortés et al. 2016). The selection of blocks and households was performed based on World Health Organization (WHO) methodologies for the study of chronic diseases at a population level (Cortés et al. 2016). In each household, an adult that met the selection criteria (18–65 years old, at least 8 years of education, absence of mental diseases, living in the city for at least 3 years and having no history of





**Fig. 1** a Chañaral is located in the Atacama region. b Chañaral has a large tailing in the bay (red area), which is partly located within the urban area. c Location of urine (circles) and street

dust (squares) sampling points. Sampling points for each matrix are presented separately in Online Resource 2

occupational exposure to metals in the mining industry) was selected using a Kish grid (World Health Organization, 2008). Each participant gave a unique urine sample (100 mL) that was collected in a sterilized bottle during the visit of the research team, at the time of the survey, after proper hand washing and in privacy conditions. The samples were kept at 4 °C during the first hours after the collection, later maintained in a freezer at − 20 °C in the local hospital and finally transported to the laboratory of the Comisión Chilena de Energía Nuclear (CCHEN) in Santiago (900 km south).

#### Questionnaire implementation

Personal information (age, sex, education level, place of residence, occupational exposure, active and passive smoking, consumption of alcohol, consumption of seafood) was collected using a questionnaire previously used in other researches (Cortés et al. 2016). The questionnaire was administered by the research team, which was previously trained.

Additional information about the questionnaire is presented in Online Resource 3.

#### Street dust sampling

Street dust samples ( $n = 66$ , Fig. 1) were collected within the urban limit of the city using a regular grid with 0.04 km<sup>2</sup> sized cells. In each cell, preference was given to areas near the homes where urine samples were collected. At each sampling site, a representative sample consisting of two sub-samples obtained on each side of the street was collected. To obtain each sub-sample, an area of 1 m<sup>2</sup> was swept using brushes and plastic shovels to collect the dust on the street. Between each sampling point, brushes were strongly shaken and shovels were rinsed with deionized water to avoid cross-contamination (Al-Khashman 2007a; Banerjee 2003; Carkovic et al. 2016).

#### Analytical methods

Urine samples were analyzed for Cu, Cr, Ni, lead (Pb), arsenobetaine (As<sub>bet</sub>, of dietary origin), total As



( $As_{total}$ ) and inorganic As and its metabolites ( $As_{i+me}$ , consisting of arsenate, arsenite, monomethylarsonic acid (MMA) and dimethylarsinic acid (DMA)) in the CCHEN laboratory. Samples were digested and analyzed for Cu, Cr, Ni, Pb and  $As_{total}$  using inductively coupled plasma—mass spectroscopy (Agilent 7500 ICP-MS, Agilent, CA, USA). Each species of  $As_{i+me}$  was determined by high-performance liquid chromatography (HPLC, Waters 600E, Waters, MA, USA) coupled to ICP-MS, whereas  $As_{bet}$  was determined as the difference between  $As_{total}$  and  $As_{i+me}$ . Metals' levels were not adjusted by creatinine, following protocols used in other national surveys measuring metals (e.g., Centers for Disease Control and Prevention 2009, 2018).

Street dust samples were dried at 40 °C for 24 h or until the mass loss was below 5%. Samples were then sieved (< 2 mm), digested by method EPA 3052 and analyzed for manganese (Mn), As, Cu, Ni and Pb in the CCHEN using ICP-MS.

Replicate samples, standards of known concentration and certified reference materials were included in routine analyses for both urine and street dust samples for quality control. Information on the limits of detection and uncertainties associated with these methods can be found in Online Resource 4.

#### Socioeconomic status

The SES of each block was estimated using a nationally validated methodology (Instituto Nacional de Estadísticas 2003). Based on 49 variables obtained from the 2002 Census, a score was calculated for each home, considering data such as building materials and household head education, among others. An average score was then calculated for each block and later classified in deciles, both based on the national situation (Instituto Nacional de Estadísticas 2003) and the local situation of Chañaral. The latter was used throughout this study, unless specified otherwise. Additionally, SES was classified as low (deciles 1 to 3), medium (deciles 4 to 7) and high (deciles 8 to 10) groups.

#### Spatial and statistical analysis of data

Geospatial analyses on street dust and urine samples and SES were performed using ArcGIS 10.3.1 (ESRI, CA, USA). The metal concentrations in street dust

were interpolated using the Kriging method, which allowed for the identification of areas with higher concentrations of metals and the assignment of environmental exposure values to each participant (hereinafter referred to as assigned values). Additionally, each participant was assigned a SES based on proximity to the blocks.

Descriptive statistics were calculated for self-reported data on risk factors for metal exposure and concentrations of metals in urine and street dust samples. Pearson correlation analyses between concentration of metals in street dust samples, concentration of metals in urine samples and SES were performed using XLStat 2009.1.02 (Addinsoft). Box-plots were created to analyze the behavior of variables in relation to the SES, divided in groups, as well as in relation to the distance to the mine tailing, divided in quartiles. The Kruskal–Wallis and Mann–Whitney tests were used for comparison of medians, whereas the Chi-squared test was used for comparison of proportions.

Multivariate linear regressions were performed using SPSS version 24.0 (IBM) to identify variables associated with the urinary levels of metals, adjusted by age and sex and other confounding variables, only when differences were previously established.

## Results and discussion

### Demographic characterization of Chañaral

Data obtained in the survey (Table 1) revealed a high predominance of females in the sampled population, as well as a high prevalence of smoking and that the inhabitants of Chañaral have generally resided in the commune and in the same home for most of their lives. No significant differences were observed in lifestyle characteristics and risk factors. A statistically significant difference was observed in distance to the mine tailing.

### Metal levels in urine

The concentration of metals in urine samples is presented in Table 2. A quantification frequency of 100% and 28.6% was observed for  $As_{i+me}$  and Ni, respectively. However, only 10% of the participants presented  $As_{i+me}$  levels higher than 33.2 µg/L and

**Table 1** Demographic and lifestyle characteristics of the participants, obtained from the responses to the questionnaire

	Socioeconomic status				<i>p</i> -value <sup>a</sup>
	Total	Low	Medium	High	
Number of participants	159	40	85	33	–
Female population (%)	67.1	52.5	71.8	72.7	0.08
Time living in the commune (mean ± SD, years)	42.6 ± 16.2	39.7 ± 19.1	44.3 ± 14.3	42.0 ± 17.2	0.43
Time living in the same home (mean ± SD, years)	22.6 ± 16.1	20.2 ± 19.0	24.4 ± 15.3	20.8 ± 14.5	0.07
Distance to the mine tailing (mean ± SD, meters)	<b>620.6 ± 386.5</b>	<b>977.7 ± 456.4</b>	<b>532.7 ± 284.3</b>	<b>413.9 ± 210.4</b>	<b>0.00</b>
Smoking (%)	32.9	27.5	32.9	39.4	0.56
Working at a Cu, Au or Pb smelter (%)	7.0	10.0	4.7	9.1	0.68
Working in other activities in copper mining (%)	10.8	5.0	12.9	12.1	0.39
Working in artisanal mining (%)	1.3	2.5	1.2	0.0	0.63
Working at a battery factory (%)	3.8	2.5	5.9	0.0	0.29
Working at a vehicle engine repair shop (%)	7.0	7.5	8.2	3.0	0.60
Working in manufacturing of sinkers for artisanal fishing (%)	1.3	0.0	2.4	0.0	0.42

<sup>a</sup>A significance level of 5% (*p*-value = 0.05) is considered; bold rows indicate statistically significant differences

**Table 2** Metal concentration in urine and street dust samples in Chañaral

	Urine <sup>a</sup> (µg/L)						Street dust (mg/kg)				
	As <sub>total</sub>	As <sub>i+m</sub>	Cu	Ni	Pb	Cr	As	Cu	Ni	Pb	Mn
Number of samples	155	155	154	154	154	154	66	66	66	66	66
Mean	39.4	15.4	0.8	1.3	< 0.35	0.5	24	607	14	53	500
Median	10.8	12.8	< 0.35	< 0.35	< 0.35	< 0.35	22	405	13	38	503
Standard deviation	107.4	12.6	2.1	2.1	< 0.35	1.0	13	911	4	51	112
Minimum	< 0.35	0.7	< 0.35	< 0.35	< 0.35	< 0.35	11	140	8	18	246
Maximum	834.0	91.1	17.9	17.7	< 0.35	9.9	105	7,468	27	360	855
90th percentile	74.5	33.2	< 0.35	3.72	< 0.35	< 0.35	33	952	17	75	629
Frequency of quantification (%)	98.1	100	5.8	28.6	0.0	2.6	100	100	100	100	100
Reference value <sup>b</sup>	27.9	11.2	–	–	0.90	–	12	63	45	140	–

<sup>a</sup>Some samples were not measured because there was not enough volume to perform the analyses

<sup>b</sup>Urine reference values correspond to the USA 90th percentile (Centers for Disease Control and Prevention 2009, 2018), whereas the street dust reference values correspond to the Canadian Guidelines for residential soils (Canadian Council of Ministers of the Environment 2018)

higher than 3.7 µg/L for Ni. Low values (< 6%) of quantification were found for Cu and Cr, whereas all samples presented non-detectable levels of Pb. No reference values for urinary levels of metals exist in Chile; however, the median and 90th percentile values of As<sub>total</sub> in Chañaral were 1.8 and 2.7 times larger than the values observed in USA in 2013–2014,

respectively, whereas the values for As<sub>i+m</sub> in Chañaral were 2.9 and 3 times larger than its 2013–2014 USA counterparts (Centers for Disease Control and Prevention 2009, 2018). Nevertheless, the average concentration of As<sub>total</sub> was similar to that of a population exposed to As through groundwater (Wongsasulak et al. 2018), while the average concentration of As<sub>i+m</sub>



was comparable to that measured in the population of a mining area in the United Kingdom (Johnson and Farmer 1989). The details on the comparison with the USA reference values can be found in Online Resource 5.

#### Metal levels in street dust

The concentrations of metals in street dusts are presented in Table 2. The average concentration of Cu in Chañaral (607 mg/kg) was higher than that observed in Kaňk (Czech Republic), another city with mine residues within its urban area (Drahota et al. 2018), and in cities with important industrial activities (e.g., Al-Khashman 2007b; Najmeddin et al. 2018). Other metals in Chañaral, such as As and Pb, however, presented concentrations that were generally lower compared to other cities affected by metal contamination (Cao et al. 2018; Drahota et al. 2018; Zhou et al. 2015). Additional details on the comparison of metal concentration in street dusts with other studies can be found in Online Resource 6. Furthermore, our results were compared with international guidelines for soils, as no national reference values exist. Mean concentrations of As and Cu exceeded Canadian guidelines for soils of residential and agricultural use (12 and 63 mg/kg, respectively), as well as industrial use (12 and 91 mg/kg, respectively). The mean Pb concentration did not exceed international guidelines, but maximum values exceeded guidelines for agricultural and residential soils (70 and 140 mg/kg, respectively). Concentrations of Ni did not exceed the guidelines, whereas no reference values are indicated for Mn. Additional details on Canadian guidelines can be found in Online Resource 5.

Figure 2 shows the spatial distribution of As, Cu, Mn, Ni and Pb concentrations. As-enriched samples were mainly located near the bay tailing. Samples that exceeded the Canadian guidelines for Pb in residential soils concentrated in the southern area of Chañaral, whereas large concentrations of Cu occurred evenly throughout the city. Concentrations of Ni and Mn were low, as the former did not exceed Canadian guidelines for residential use soils, whereas the latter was below the background value for Copiapó, which is the closest area with background data in the Atacama region (unpublished results from authors).

#### Socioeconomic status

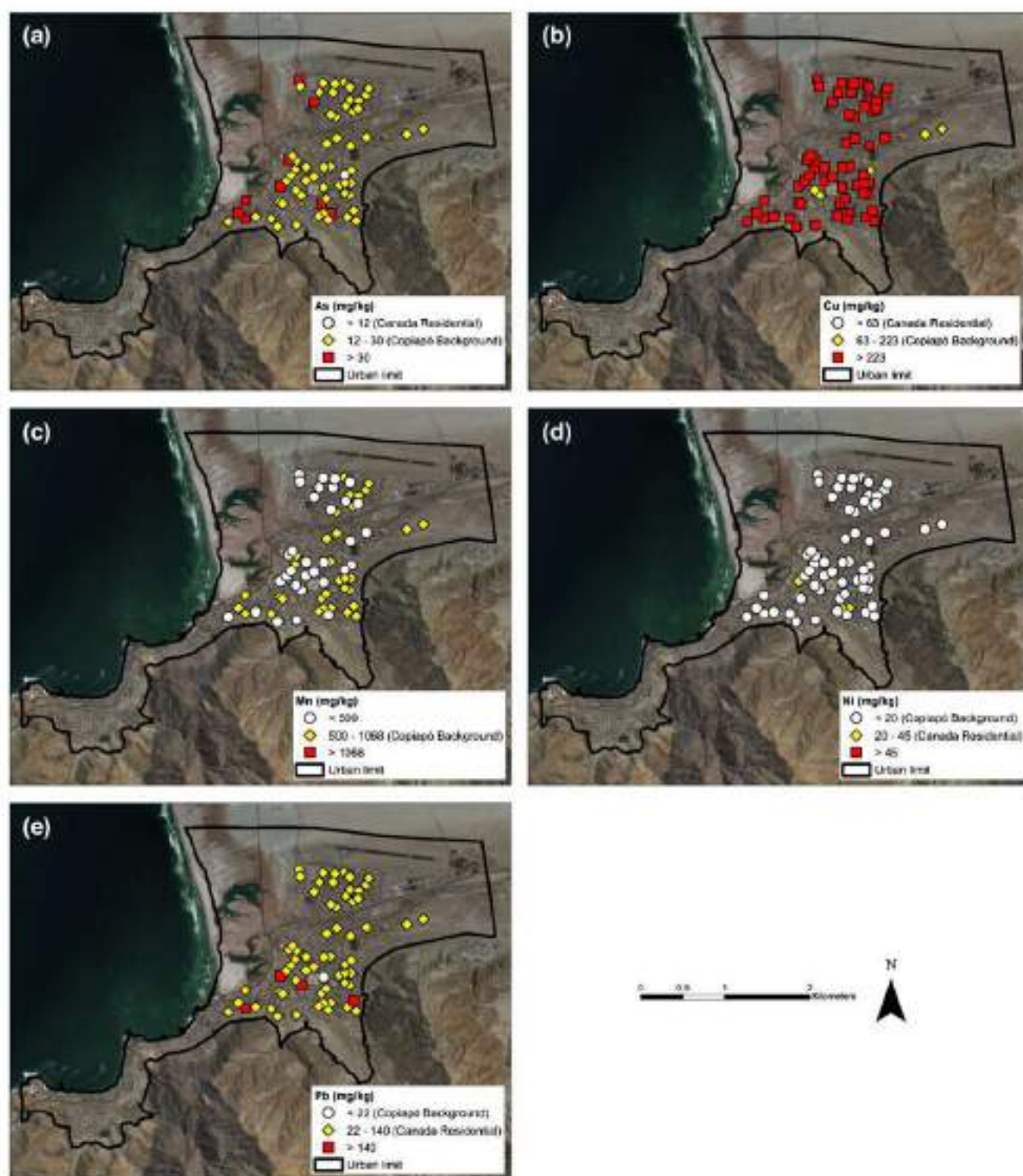
Using the national classification for SES deciles, a trend toward lower deciles and a small variability within the city was observed, as ~ 55% of the population belongs to the low SES group, whereas less than 6% belongs to the high SES group. It was also remarkable that no blocks were classified in the highest decile. The distribution map of local SES (Fig. 3) shows that lower SES inhabitants were mainly concentrated in two areas: next to the mine tailing and toward the outskirts of the city. Additional data on the distribution of national SES deciles can be found in Online Resource 7.

#### Statistical and spatial analysis of data

Figure 4 shows the concentrations of metals in street dusts by quartiles of distance to the mine tailing. Kruskal–Wallis tests reveal that As, Cu and Mn concentrations were statistically and significantly different between quartiles ( $p$ -values of 0.002; 0.045 and 0.037, respectively). High concentrations of As and Cu were observed in areas close to the mine tailing (< 300 m) (Figs. 4a, b), both being metals that are present in high concentrations in the mine tailing in the bay area (Dold 2006). Concentrations of Mn were higher in areas that are further from the mine tailings (Fig. 4c) and could therefore be attributed to other sources. Concentrations of Ni and Pb (Fig. 4d, e) did not significantly differ between quartiles of distance ( $p$ -values of 0.091 and 0.286, respectively); however, a slight positive correlation was observed for Ni (Online Resource 8), i.e., higher concentrations tend to be observed farther from the mine tailing, whereas mean concentrations of Pb were higher in both the closest and the furthest areas (Fig. 4e), suggesting that there is more than one source.

The distance to the bay mine tailing correlated negatively with SES ( $r = -0.66$ ,  $p$ -value < 0.0001), i.e., lower SES population tends to live further from the mine tailing in comparison to higher SES population (Fig. 5a). This is related to the land market, which assigns lower prices to plots further from downtown (Rasse 2016). Despite this trend, the lowest SES group lived next to the mine tailing. As observed in Fig. 5b, c, assigned concentrations of Pb and Mn decreased as SES increased. Assigned concentrations





**Fig. 2** Concentration of **a** As, **b** Cu, **c** Mn, **d** Ni and **e** Pb measured in street dust samples (mg/kg)

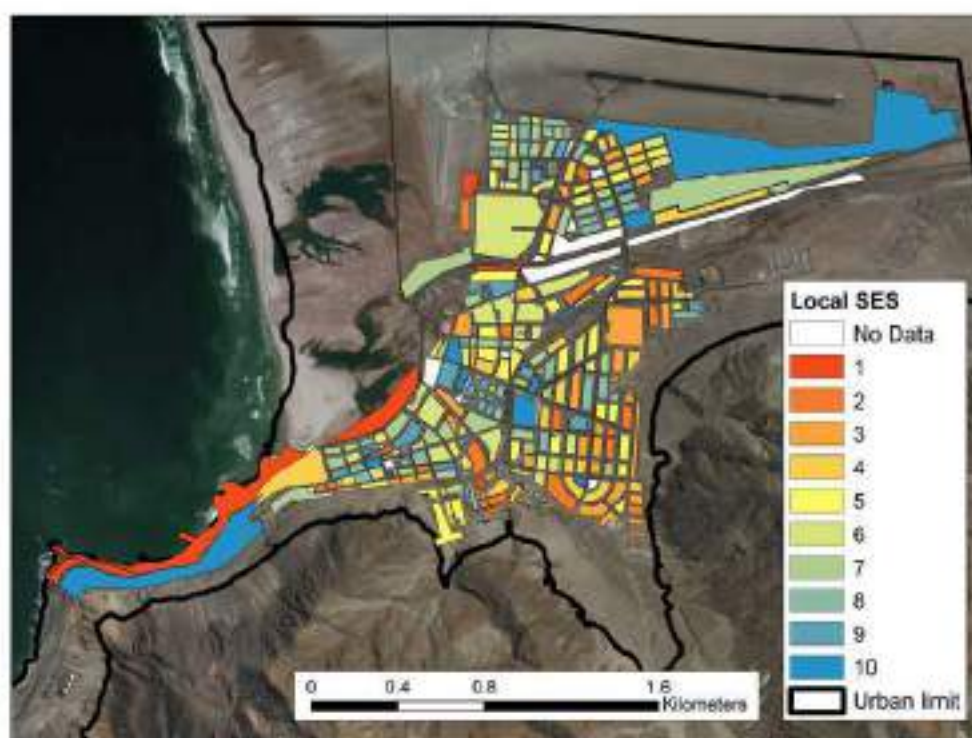
of As did not present statistically significant differences (Table 3).

Urinary level of metals, particularly  $As_{I+III}$ , Ni, Cr and Cu, was not statistically significantly different between SES groups, although it is observed that

higher SES population had lower levels of metals (Table 3). Levels of  $As_{I+III}$  in particular, were not associated with SES in a statistically significant manner, after adjustment by age, distance to the tailing and occupation. Only seafood consumption



**Fig. 3** Distribution of local SES deciles per block in Chañaral, in ascending order of SES (1–10)



was associated with levels of  $As_{i \rightarrow m}$ : As the number of days since a person ate seafood increased,  $As_{i \rightarrow m}$  levels decreased ( $\beta = 0.47$ ; IC 95% 0.14–0.75). This could indicate that seafood consumption not only contributes organic As but could also have different levels of inorganic As. Assessing this, however, would require monitoring of locally produced food.

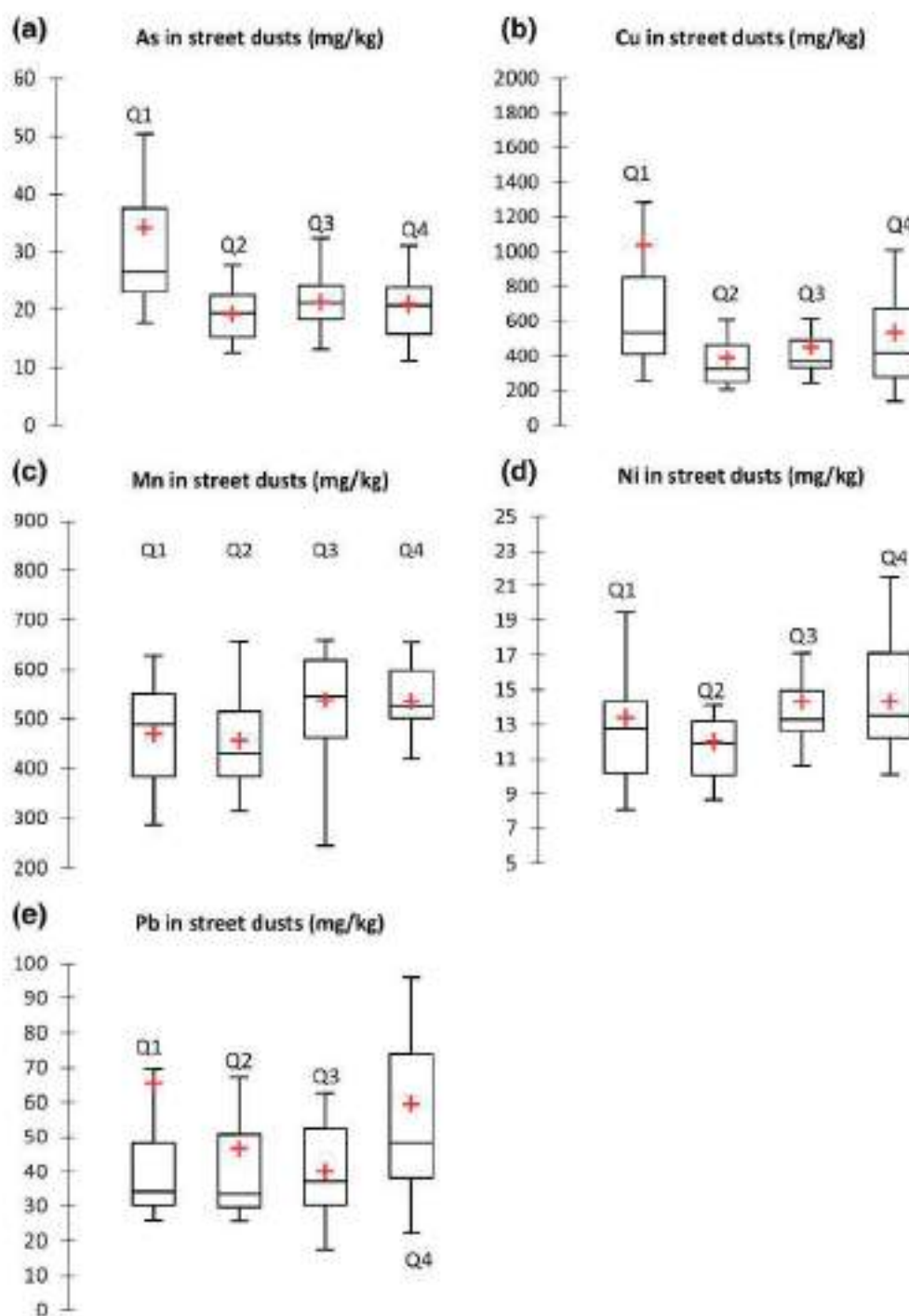
#### Strengths and weaknesses of the study

As a cross-sectional study, the methodology used in this study does not allow for the assessment of chronic exposures and health effects. A different type of study, such as prospective cohorts or panel surveys, is commonly used to this effect. However, the proposed methodology to concurrently measure levels of metals in street dust and urine, as well as SES at a block level, constitutes a set of indicators that can be determined periodically. Such information would be valuable for decision-makers in local and regional authorities in creating and evaluating public policies aimed at improving the health status of the population. This is particularly relevant for mining communities, as they usually value and demand this type of information.

Nevertheless, the proposed sampling methodologies have some limitations, such as metals like copper

and lead being determined in urine samples instead of blood samples as suggested by the WHO for acute exposures (World Health Organization 1998), urine measurements not being corrected by creatinine or environmental concentrations being determined with spot samples and extrapolated. Despite this, these methods are quick and relatively inexpensive and have been used in other studies (Apostoli et al. 2002; Barbosa et al. 2005; Cáceres et al. 2005; Ferreccio et al. 1998, 2000; Benhaddya et al. 2016; Kim et al. 2016), making them appropriate for screening purposes or assessing environmental exposure that can be attributed to specific sources, as in Chañaral's case. Additionally, we have used a multi-elementary technique, which can provide results in a timely manner, further supporting the idea of a quick assessment.

Another strength of this quick and inexpensive methodology is that it could allow for the study of other variables that might affect environmental exposure to metals, such as weather. For example, meteorological conditions in 2012–2013 (higher temperatures, absence of precipitation, lower relative humidity and faster winds in comparison to 2016, see Online Resource 10) could have increased wind-driven dispersion of material from the mine tailing, potentially increasing metal exposure. Such an approach would have also been useful in determining



**Fig. 4** Boxplots of **a** As, **b** Cu, **c** Mn, **d** Ni and **e** Pb in street dusts, grouped by quartiles of distance to the mine tailing in the bay. Upper limits of Q1, Q2 and Q3 are 300, 594 and 821 m, respectively. The area defined by each quartile can be observed in Online Resource 9

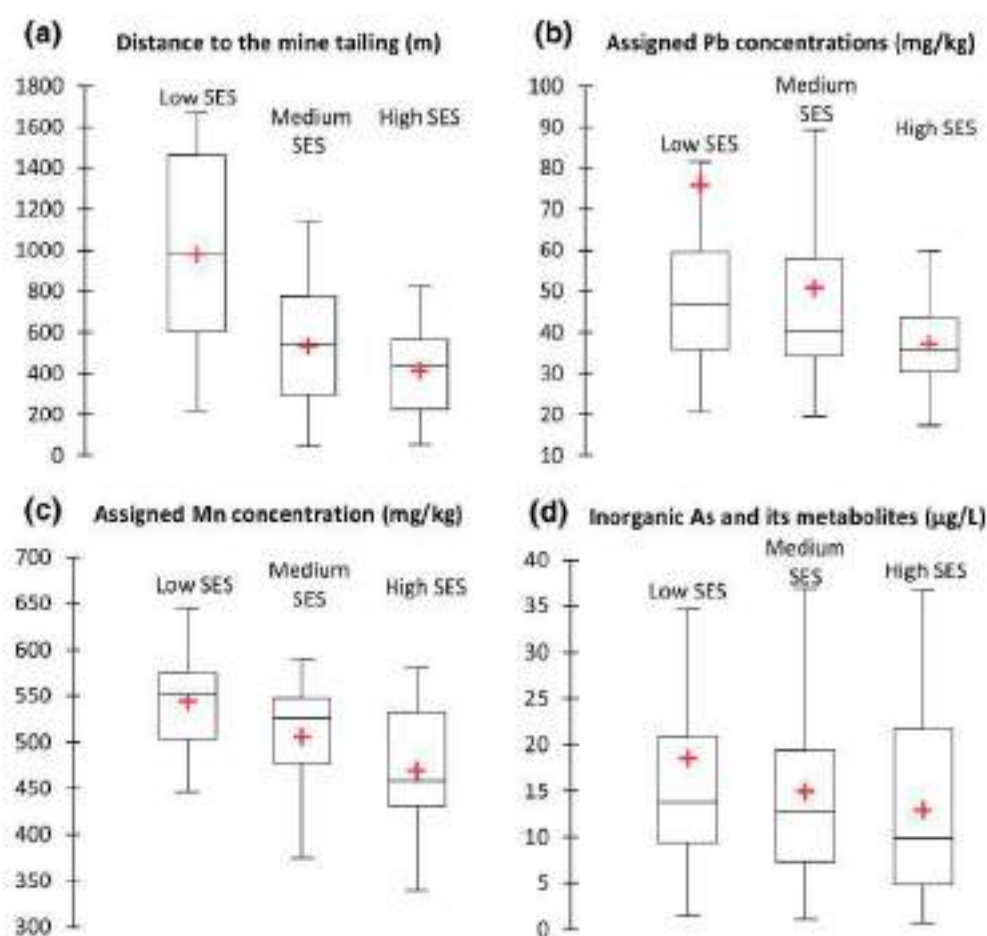
changes in environmental exposure after the flood and mud flows that took place in 2015 due to an extreme rainfall event (Wilcox et al. 2016).

### Conclusions and perspectives

Older epidemiological studies in Chañaral have generated scientific evidence regarding the health-environmental problem, which presents greater risks to the health of its population. In this regard, differences in



**Fig. 5** Boxplots of **a** distance to the mine tailing, **b** assigned Pb concentration in street dust, **c** assigned Mn concentration in street dust and **d**  $As_{total}$  concentration in urine, by SES



**Table 3** Concentration of metals (mean  $\pm$  SD) in street dusts (assigned, in mg/kg) and urine ( $\mu$ g/L) by SES group in Chañaral

Sample type	Metal	Total	Socioeconomic status			<i>p</i> -value <sup>b</sup>
			Low	Medium	High	
Street dust	Number of participants	158	40	85	33	–
	Pb	<b>54 <math>\pm</math> 43</b>	<b>76 <math>\pm</math> 71</b>	<b>51 <math>\pm</math> 25</b>	<b>37 <math>\pm</math> 15</b>	<b>0.01</b>
	Mn	<b>508 <math>\pm</math> 68</b>	<b>544 <math>\pm</math> 50</b>	<b>506 <math>\pm</math> 63</b>	<b>469 <math>\pm</math> 64</b>	<b>0.00</b>
	As	24 $\pm$ 11	23 $\pm$ 14	25 $\pm$ 10	24 $\pm$ 8	0.12
	Cu	<b>606 <math>\pm</math> 770</b>	<b>569 <math>\pm</math> 1136</b>	<b>659 <math>\pm</math> 665</b>	<b>513 <math>\pm</math> 390</b>	<b>0.00</b>
	Ni	<b>13 <math>\pm</math> 2</b>	<b>13 <math>\pm</math> 2</b>	<b>14 <math>\pm</math> 2</b>	<b>13 <math>\pm</math> 1</b>	<b>0.05</b>
Urine <sup>a</sup>	Number of participants	154	39	83	32	–
	Cu	0.7 $\pm$ 2.1	1.3 $\pm$ 3.0	0.7 $\pm$ 2.0	0.4 $\pm$ 0.2	0.35
	Ni	1.3 $\pm$ 2.1	1.5 $\pm$ 2.9	1.3 $\pm$ 1.9	1.1 $\pm$ 1.2	0.99
	Cr	0.5 $\pm$ 1.0	0.6 $\pm$ 1.5	0.4 $\pm$ 0.3	0.6 $\pm$ 1.3	0.97
	$As_{total}$	39.4 $\pm$ 107.4	17.1 $\pm$ 20.4	56.4 $\pm$ 139.8	23.0 $\pm$ 57.4	0.30
	$As_{total}$	15.4 $\pm$ 12.6	18.5 $\pm$ 16.3	15.0 $\pm$ 11.3	13.0 $\pm$ 10.3	0.23

<sup>a</sup>All samples were below the limit of quantification for Pb

<sup>b</sup>A significance level of 5% (*p*-value = 0.05) is considered; bold rows indicate statistically significant differences

Pb levels in blood of children below 15 years old have been identified (Cedrón 2006), while another study evaluated risk factors for exposure to As (Aguirre 2006). Other investigations have measured the concentration of metals in urine samples, as well as the risk perception of the community with respect to these pollutants (Cortés 2009; Cortés et al. 2016). The relationship between daily exposure to PM<sub>2.5</sub> in students near the tailings and the effects in their respiratory function has also been investigated (Cáceres 2012, 2015; Mesías Monsalve et al. 2018; Yohannessen Vásquez et al. 2015). This work, however, is the first study to link environmental exposure (metals in street dust), biological markers (urinary metals) and SES in people from Chañaral.

Our results reveal an exceedance of international guidelines for residential and agricultural soils in street dust samples, despite the aforementioned floods, which produced a wash-off effect (Proyecto Chañaral 2015). Furthermore, As and Cu concentrations in street dusts presented a negative correlation with distance to the mine tailing (i.e., concentrations were higher closer to the mine tailing), suggesting that the mine tailing is a source for these metals. Concentrations of Mn, contrarily, had a positive correlation with distance, suggesting that Mn has other sources.

Despite these concentrations of metals, it is noteworthy that urinary levels of metals were relatively low. Even more, in the particular case of Chañaral, higher values were observed in 2006 using the same methodology (Cortés 2009). Interestingly, no environmental intervention was made by authorities within the 2006–2017 period. However, an unusually strong precipitation event took place in March 2015, leading to floods and mud flows (Wilcox et al. 2016). Possible consequences of this natural disaster could have been the alteration of the exposure to mine wastes; however, there is no information available on metal concentrations in street dusts before 2015 to evaluate changes in exposure.

Correlation analyses reveal a negative correlation between SES and distance to the bay mine tailing. This is explained by the land market situation, which assigns higher prices to the city downtown—close to the bay mine tailing—and lower prices to lands further from downtown. Despite this trend, the lowest SES group lives next to the bay mine tailing. Statistical tests reveal that metals in urine samples did not present statistically significant differences by SES, despite

differences in assigned concentrations of metals in street dust. This makes it important to analyze other aspects such as other sources of exposure (for example, drinking water, diet), as biological monitoring summarizes the contribution of all sources (food drinking water, mine tailings, etc.); the bioavailability of metals in street dust, which can heavily vary in the same region (Calcagni 2016); differences in the intake of dusts and soils (Ruby and Lowney 2012); or intraindividual variability related to sex or other vulnerabilities (Apostoli 2002; Cocker 2014).

As street dusts constitute a risk factor for metal exposure, it is required that the availability of environmental and health data is assessed and that a surveillance program that integrates environmental, health and SES indicators is developed for mining communities, including periodic monitoring of health-relevant metals. The information obtained will aid in the development of pollution control strategies and public policies aimed at protecting the most vulnerable population. This is particularly important for developing countries that base their economies in the extraction of natural resources, especially mining resources, which leave behind residues with potential negative impacts in public health. It is crucial that such plans are maintained over time, as factors that affect metal exposure, such as the implementation of measures to control pollution, or even meteorological conditions, may change. Furthermore, the implementation of such a surveillance program will allow for the evaluation of the achievement of the Sustainable Development Goal 3's target of reducing the number of deaths and illnesses from hazardous chemicals and air, water and soil pollution and contamination.

**Acknowledgements** This study was funded by the Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT) through Projects CONICYT/FONDAP 15130011 and CONICYT/FONDAP 15110020. The authors acknowledge the Comisión Chilena de Energía Nuclear (CCHEN) for the measurement of metals in biological and environmental samples. The authors appreciate the help of Jheison López and Iván Pinto during the fieldwork phase and from the personnel of the Laboratorio de Calidad del Agua y Geoquímica Ambiental at Pontificia Universidad Católica de Chile (Fernanda Carrasco, Constanza Alfaro and Camila Espinoza). The authors also acknowledge support from Pastoral UC and the Vicerrectoría de Investigación through the XV Concurso de Investigación y Creación para Académicos. Finally, we thank several members of the community of Chañaral and its priest Jaime Pizarro who received us generously in their community during the development of the fieldwork phase of this study.



### Compliance with ethical standards

**Conflict of interest** The authors declare that they have no conflict of interest.

**Statement of human rights** All procedures performed in studies involving human participants were in accordance with the ethical standards of the Pontificia Universidad Católica de Chile, having obtained approval from its Health Science Ethics Committee and the 1964 Declaration of Helsinki.

**Informed consent** Informed consent was obtained from all individual participants included in the study.

### References

- Acosta, J. A., Faz, A., Kalbitz, K., Jansen, B., & Martínez-Martínez, S. (2014). Partitioning of heavy metals over different chemical fraction in street dust of Murcia (Spain) as a basis for risk assessment. *Journal of Geochemical Exploration*, *144*, 298–305. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.02.004>.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2018). *Toxicological profiles*. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>. Accessed 5 June 2018.
- Aguirre, O. (2006). *Exposición a arsénico en población urbana cercana a una fuente de contaminación de relaves en la ciudad de Chañaral*. Tesis para optar al grado de Magíster en Salud Pública. Santiago: Universidad de Chile.
- Akinwunmi, F., Akinhanmi, T. F., Atobatele, Z. A., Adewole, O., Odekanle, K., Arogundade, L. A., et al. (2017). Heavy metal burdens of public primary school children related to playground soils and classroom dusts in Ibadan North-West local government area, Nigeria. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, *49*, 21–26. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.11.006>.
- Al-Khashman, O. A. (2007a). Determination of metal accumulation in deposited street dusts in Amman, Jordan. *Environmental Geochemistry and Health*, *29*(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s10653-006-9067-8>.
- Al-Khashman, O. A. (2007b). The investigation of metal concentrations in street dust samples in Aqaba city, Jordan. *Environmental Geochemistry and Health*, *29*(3), 197–207. <https://doi.org/10.1007/s10653-006-9065-x>.
- Apostoli, P. (2002). Elements in environmental and occupational medicine. *Journal of Chromatography B*, *778*(1–2), 63–97. [https://doi.org/10.1016/S0378-4347\(01\)00442-X](https://doi.org/10.1016/S0378-4347(01)00442-X).
- Apostoli, P., Cortesi, I., Mangili, A., Elia, G., Drago, L., Gagliardi, T., et al. (2002). Assessment of reference values for mercury in urine: the results of an Italian polycentric study. *Science of the Total Environment*, *289*, 13–24. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01013-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01013-0).
- Aragón, M. C. V., & Alarcón Herrera, M. T. (2013). Risk analysis of a residential area close to the tailing dams of an ex-foundry. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, *32*(4), 1150–1154. <https://doi.org/10.1002/ep.11701>.
- Banerjee, A. D. K. (2003). Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India. *Environmental Pollution*, *123*(1), 95–105. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00337-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00337-8).
- Barbosa, F., Jr., Tanus-Santos, J. E., Gerlach, R. F., & Parsons, P. J. (2005). A critical review of biomarkers used for monitoring human exposure to lead: advantages, limitations, and future needs. *Environmental Health Perspectives*, *113*(12), 1669–1674. <https://doi.org/10.1289/ehp.7917>.
- Benhaddya, M. L., Boukholkhal, A., Halis, Y., & Hadjel, M. (2016). Human health risks associated with metals from urban soil and road dust in an oilfield area of Southeastern Algeria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *70*(3), 556–571. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0244-6>.
- Cáceres, D. (2012). *Contaminación por relaves en la zona costera de Chañaral: efectos en la salud ambiental infantil: un estudio de caso*. Congreso Latinoamericano de prevención de riesgos y medio ambiente.
- Cáceres, D. (2015). *Evaluación de los efectos agudos en la función pulmonar por exposición a material particulado fino (MP2.5) en niños que viven próximos a una playa masivamente contaminada por relaves mineros, Chañaral*. Tesis para optar al grado de Doctor en Salud Pública. Santiago: Universidad de Chile.
- Cáceres, D., Pino, P., Montesinos, N., Atalah, E., Amigo, H., & Loomis, D. (2005). Exposure to inorganic arsenic in drinking water and total urinary arsenic concentration in a Chilean population. *Environmental Research*, *98*(2), 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.02.007>.
- Calcagni, M. S. (2016). *Screening geoquímico urbano: ocurrencia, distribución y biodisponibilidad de metales y metaloides en matrices sólidas en Copiapó*. Santiago: Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Callan, A. C., Winters, M., Burton, C., Boyce, M., & Hinwood, A. L. (2012). Children's exposure to metals: A community-initiated study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *62*(4), 714–722. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9727-2>.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2018). *Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health*. <http://ceqg-rcqe.ccmec.ca/en/index.html>. Accessed 28 Aug 2018.
- Cao, Z., Chen, Q., Wang, X., Zhang, Y., Wang, S., Wang, M., et al. (2018). Contamination characteristics of trace metals in dust from different levels of roads of a heavily air-polluted city in north China. *Environmental Geochemistry and Health*, *40*(6), 2441–2452. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0110-3>.
- Carkovic, A. B., Calcagni, M. S., Vega, A. S., Coquery, M., Moya, P. M., Bonilla, C. A., et al. (2016). Active and legacy mining in an arid urban environment: Challenges and perspectives for Copiapó, Northern Chile. *Environmental Geochemistry and Health*, *38*(4), 1001–1014. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9793-5>.
- Castilla, J. (1983). Environmental impact in sandy beaches of copper mine tailings at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin*, *14*(12), 459–464. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(83\)90046-2](https://doi.org/10.1016/0025-326X(83)90046-2).



- Cedrón, A. (2006). *Niveles de plomo en niños expuestos a relaves mineros en Chañaral. Tesis para optar al grado de Magister en Salud Pública*. Santiago: Universidad de Chile.
- Centers for Disease Control and Prevention. (2009). *Fourth report on human exposure to environmental chemicals*. Atlanta, GA. <https://www.cdc.gov/exposurereport/>. Accessed 28 Aug 2018.
- Centers for Disease Control and Prevention. (2018). *Fourth report on human exposure to environmental chemicals, updated tables*. Atlanta, GA. <https://www.cdc.gov/exposurereport/>.
- Cocker, J. (2014). A perspective on biological monitoring guidance values. *Toxicology Letters*, 231(2), 122–125. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2014.09.010>.
- Cortés, S. (2009). *Percepción y medición del riesgo a metales en una población expuesta a residuos mineros. Tesis para optar al grado de Doctor en Salud Pública*. Santiago: Universidad de Chile.
- Cortés, S., Lagos, L. D. C. M., Burgos, S., Adaros, H., & Ferreccio, C. (2016). Urinary metal levels in a Chilean community 31 years after the dumping of mine tailings. *Journal of Health and Pollution*, 6(10), 19–27. <https://doi.org/10.5696/2156-9614-6-10-19>.
- Da Silva, E. F., Fonseca, E. C., Matos, J. X., Patinha, C., Reis, P., & Santos Oliveira, J. M. (2005). The effect of unconfined mine tailings on the geochemistry of soils, sediments and surface waters of the Iousal area (Iberian Pyrite Belt, Southern Portugal). *Land Degradation and Development*, 16(2), 213–228. <https://doi.org/10.1002/ldr.659>.
- Dean, A.G., Sullivan, K.M., & Soe, M.M. (2013). *OpenEpi: Open source epidemiologic statistics for public health, Version 3.01*. <https://www.openepi.com/SampleSize/SSPropor.htm>.
- Demetriades, A., Li, X., Ramsey, M. H., & Thornton, I. (2010). Chemical speciation and bioaccessibility of lead in surface soil and house dust, Lavrion urban area, Attiki, Hellas. *Environmental Geochemistry and Health*, 32(6), 529–552. <https://doi.org/10.1007/s10653-010-9315-9>.
- Dold, B. (2006). Element flows associated with marine shore mine tailings deposits. *Environmental Science and Technology*, 40, 752–758. <https://doi.org/10.1021/es051475z>.
- Dražota, P., Raus, K., Rychlíková, E., & Rohovec, J. (2018). Bioaccessibility of As, Cu, Pb, and Zn in mine waste, urban soil, and road dust in the historical mining village of Kaňk, Czech Republic. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(4), 1495–1512. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9999-1>.
- Ferreccio, C., González, P. C., Milosavljevic, V., Marshall, G., & Sancha, A. M. (1998). Lung cancer and arsenic exposure in drinking water: A case-control study in northern Chile. *Cadernos de Saude Publica*, 14, 193–198.
- Ferreccio, C., González, C., Milosavljevic, V., Marshall, G., Sancha, A. M., & Smith, A. (2000). Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. *Epidemiology*, 11(6), 673–679.
- Franck, U., Klimeczek, H.-J., & Kindler, A. (2014). Social indicators are predictors of airborne outdoor exposures in Berlin. *Ecological Indicators*, 36, 582–593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.023>.
- García-Giménez, R., & Jiménez-Ballesta, R. (2017). Mine tailings influencing soil contamination by potentially toxic elements. *Environmental Earth Sciences*, 76(1), 51. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6376-9>.
- Instituto Nacional de Estadísticas. (2003). *Metodología de clasificación socioeconómica de los hogares chilenos*.
- International Agency for Research on Cancer. (2012). *Arsenic, metals, fibres, and dusts. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, 100C*.
- Johnson, L. R., & Farmer, J. G. (1989). Urinary arsenic concentrations and speciation in Cornwall residents. *Environmental Geochemistry and Health*, 11(2), 39–44. <https://doi.org/10.1007/BF01782991>.
- Kim, J., Park, J., & Hwang, W. (2016). Heavy metal distribution in street dust from traditional markets and the human health implications. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(12), 820. <https://doi.org/10.3390/ijerph13080820>.
- Long, J., Tan, D., Deng, S., & Lei, M. (2018). Pollution and ecological risk assessment of antimony and other heavy metals in soils from the world's largest antimony mine area, China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(3), 679–690. <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1396531>.
- Luo, X., Yu, S., & Li, X. (2011). Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health. *Environmental Pollution*, 159(5), 1317–1326. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.013>.
- Ministerio de Salud. (2017). *Departamento de Estadística e Información de Salud*. <http://www.deis.cl/>.
- Mesías Monsalve, S., Martínez, L., Johannessen Vásquez, K., Alvarado Orellana, S., Klarián Vergara, J., Martín Mateo, M., et al. (2018). Trace element contents in fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in urban school microenvironments near a contaminated beach with mine tailings, Chañaral, Chile. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(3), 1077–1091. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9980-z>.
- Miller, J., Hudson-Edwards, K., Lechler, P., Preston, D., & Macklin, M. (2004). Heavy metal contamination of water, soil and produce within riverine communities of the Río Pilcomayo basin, Bolivia. *Science of The Total Environment*, 320(2–3), 189–209. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.08.011>.
- Najmeddin, A., Keshavarzi, B., Moore, F., & Lahijan-zadeh, A. (2018). Source apportionment and health risk assessment of potentially toxic elements in road dust from urban industrial areas of Ahvaz megacity, Iran. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(4), 1187–1208. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-0035-2>.
- Navarro, M. C., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M. J., Vidal, J., Tovar, P. J., & Bech, J. (2008). Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, 96(2–3), 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.04.011>.
- Neuberger, J. S., Hu, S. C., Drake, K. D., & Jim, R. (2009). Potential health impacts of heavy-metal exposure at the Tar Creek Superfund site, Ottawa County, Oklahoma. *Environmental Geochemistry and Health*, 31, 47–59. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9154-0>.



- Nkosi, V., Wichmann, J., & Voyi, K. (2015). Chronic respiratory disease among the elderly in South Africa: any association with proximity to mine dumps? *Environmental Health*, 14(1), 33. <https://doi.org/10.1186/s12940-015-0018-7>.
- Park, J., Hodge, V., Gerstenberger, S., & Stave, K. (2014). Mobilization of toxic elements from an abandoned manganese mine in the Arid Metropolitan Las Vegas (NV, USA) Area. *Applied Sciences*, 4(4), 240–254. <https://doi.org/10.3390/app4020240>.
- Peña-Fernández, A., González-Muñoz, M. J., & Lobo-Bedmar, M. C. (2016). Evaluating the effect of age and area of residence in the metal and metalloid contents in human hair and urban topsoils. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21), 21299–21312. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7352-3>.
- Plumlee, G. S., & Ziegler, T. L. (2007). The medical geochemistry of dusts, soils, and other earth materials. In H. D. Holland & K. K. Turekian (Eds.), *Treatise on Geochemistry* (Vol. 9–9, pp. 1–61). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b0-08-043751-6/09050-2>.
- Proyecto Chañaral UC. (2015). *Adaptación ambiental y salud pública post aluvión: Chañaral y Atacama*. [https://politicaspUBLICAS.uc.cl/wp-content/uploads/2015/11/Diagnóstico\\_Preliminar\\_Chanaral\\_UC\\_021115.pdf](https://politicaspUBLICAS.uc.cl/wp-content/uploads/2015/11/Diagnóstico_Preliminar_Chanaral_UC_021115.pdf). Accessed 5 July 2018.
- Rasse, A. F. (2016). *Segregación residencial socioeconómica y desigualdad en las ciudades chilenas* (No. 2016/04).
- Ruby, M. V., & Lowney, Y. W. (2012). Selective soil particle adherence to hands: Implications for understanding oral exposure to soil contaminants. *Environmental Science and Technology*, 46(23), 12759–12771. <https://doi.org/10.1021/es302473q>.
- Salim Akhter, M., & Madany, I. M. (1993). Heavy metals in street and house dust in Bahrain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 66(1–2), 111–119. <https://doi.org/10.1007/BF00477063>.
- Sims, D. B., Hooda, P. S., & Gillmore, G. K. (2013). Mining activities and associated environmental impacts in arid climates: A literature review. *Environment and Pollution*, 2(4), 22–43. <https://doi.org/10.5539/ep.v2n4p22>.
- Squeo, F. A., Arancio, G., & Gutiérrez, J. R. (2008). *Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Atacama*.
- Wilcox, A. C., Escarriaza, C., Agredano, R., Mignot, E., Zuazo, V., Otárola, S., et al. (2016). An integrated analysis of the March 2015 Atacama floods. *Geophysical Research Letters*, 43(15), 8035–8043. <https://doi.org/10.1002/2016GL069751>.
- Wong, C. S. C., Li, X., & Thornton, I. (2006). Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142(1), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.09.004>.
- Wongsasulak, P., Chotpanarat, S., Siriwong, W., & Robson, M. (2018). Using urine as a biomarker in human exposure risk associated with arsenic and other heavy metals contaminating drinking groundwater in intensively agricultural areas of Thailand. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(1), 323–348. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9910-0>.
- World Health Organization. (2008). *Manual de vigilancia STEPS de la OMS. El método STEPwise de la OMS para la vigilancia de los factores de riesgo de las enfermedades crónicas*. <http://www.paho.org/spanish/ad/dpc/nc/panam-steps-manual.pdf>. Accessed 28 Jan 2019.
- Yohannessen Vásquez, K., Alvarado Orellana, S., Mesías Monsalve, S., Klarián Vergara, J., Silva Zamora, C., Vidal Muñoz, D., et al. (2015). Exposure to fine particles by mine tailing and lung function effects in a panel of schoolchildren, Chañaral, Chile. *Journal of Environmental Protection*, 06(02), 118–128. <https://doi.org/10.4236/jep.2015.62014>.
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C., & Posmentier, E. (2006). Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment*, 355(1–3), 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.026>.
- Zhou, Q., Zheng, N., Liu, J., Wang, Y., Sun, C., Liu, Q., et al. (2015). Residents health risk of Pb, Cd and Cu exposure to street dust based on different particle sizes around zinc smelting plant, Northeast of China. *Environmental Geochemistry and Health*, 37(2), 207–220. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9640-5>.

**Publisher's Note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



## A comparative study of soil metal concentrations in Chilean urban parks using four pollution indexes

Alejandra S. Vega<sup>a,\*</sup>, Guillermo Arce<sup>a</sup>, Javier I. Rivera<sup>a</sup>, Sara E. Acevedo<sup>b</sup>,  
Sonia Reyes-Paecke<sup>a,c</sup>, Carlos A. Bonilla<sup>a,b</sup>, Pablo Pastén<sup>a,b</sup>

<sup>a</sup> Centro de Desarrollo Urbano Sustentable CEDEUS, Pontificia Universidad Católica de Chile, El Comendador, 1916, Providencia, Santiago, Chile

<sup>b</sup> Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Escuela de Ingeniería, Pontificia Universidad Católica de Chile, Av. Vicuña Mackenna, 4860, Macul, Santiago, Chile

<sup>c</sup> Departamento de Ecología y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, Av. Vicuña Mackenna, 4860, Macul, Santiago, Chile

### ARTICLE INFO

Editorial handling by Prof. Dr. Zizhong Wang

**Keywords:**  
Contamination indexes  
Metal  
Mining activity  
Soil pollution  
Urban parks  
Urban soil

### ABSTRACT

Toxic metal enrichment in urban soils from natural and anthropogenic sources is a public health concern that challenges sustainable urban development. Active and legacy mining is likely a major contributor of localized metal pollution in resource-based economies, although other sources associated with industrial and transportation activities may also contribute in urban settings. In mining countries, such as Chile, with no soil quality regulation, public policies that seek to protect human health should assess metal distributions and pollution indexes to guide interventions, especially in urban green spaces. To assess the role of active and legacy mining waste sites within the urban and peri-urban areas, metal concentrations in the soils of urban parks were measured in this study, and four pollution indexes were calculated for four cities of Chile. Copiapó and Antofagasta in northern Chile represented the cities with several active and legacy mining waste sites located within the urban and peri-urban areas, while consideration La Serena-Coquimbo and Gran Santiago represented the cities in mining districts that lacked major mining waste sites within their urban perimeters. A total of 82 (Copiapó), 30 (Antofagasta), 26 (La Serena-Coquimbo), and 59 (Gran Santiago) composite surface soil samples were collected from the urban parks. Considering Canadian guidelines for residential/parkland soils, the value for Cu (63 mg/kg) was found to be exceeded in 99%, 50%, 100%, and 97% of samples collected from Copiapó, La Serena-Coquimbo, Antofagasta, and Gran Santiago, respectively. The guidelines for lead (140 mg/kg) and zinc (250 mg/kg) were exceeded in less than 12% of samples collected from Copiapó and Gran Santiago. Arsenic was not mainly quantified (< 10% quantification frequency, quantification limit = 36 mg/kg). The calculated modified pollution load, Nemerow, and soil quality indexes indicated that soils in the urban parks were more polluted in cities with urban mine wastes, however, the pollution load index ranked higher metal pollution in Gran Santiago. This study presented the first comparative study of metals in urban parks of Chile, highlighting a large proportion of parks with soil copper concentrations above the international guidelines, while showing higher median values in cities containing urban mine waste disposal sites.

### 1. Introduction

Urban areas are the dominant form of human habitat. Since 2007, more than 50% of global population has been living in urban areas, with an expected increase to 68.4% by 2050 (United Nations Population Division, 2010). Thus, the quality and geochemistry of urban environments should be properly understood as it is crucial for sustainable

development, and environmental health concerns must be addressed (Burghardt et al., 2015; Wong et al., 2006). In particular, urban geochemical data are needed to identify contaminated areas and guide subsequent health risk assessments in urban environments, which is also demanded because of the absence of soil legislations worldwide (Johnson and Ander, 2008).

The rapid increase in urbanization, combined with the overall

\* Corresponding author. Centro de Desarrollo Urbano Sustentable CEDEUS, Pontificia Universidad Católica de Chile, El Comendador, 1916, Providencia, Santiago, Zip code: 7520245, Chile.

E-mail address: [avega@uc.cl](mailto:avega@uc.cl) (A.S. Vega).

<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105230>

Received 26 May 2021; Received in revised form 14 October 2021; Accepted 31 January 2022

Available online 16 February 2022

0883-2927/© 2022 Elsevier Ltd. All rights reserved.



growth of population and industrialization, has harmfully affected ecosystems because of an increase in resource consumption and waste generation (Li et al., 2018; Wong et al., 2006). Urban areas concentrate anthropogenic pollution sources, such as industrial, commercial, traffic-related activities, and municipal waste. These pollution sources, combined with other anthropogenic activities in rural or peri-urban areas (such as agriculture and mining) and geogenic sources (such as parent material enriched in metals), have impacted soil quality in terms of metal concentration (Li et al., 2018; Wong et al., 2006). Metals, as environmental stressors, pose a challenge for sustainable urban development and public health, which must be addressed through multidisciplinary approaches.

Soil is an essential pathway for human exposure to contaminants through direct (ingestion, dermal contact, and inhalation) or indirect interactions (transfer from soil to air, water, or food chain). The contamination of urban soils can be an indicator of human exposure to metals (Wong et al., 2006).

Metals in soils are of particular interest because of their potential toxicity, accumulation, and persistence (Luo et al., 2012; Wong et al., 2006) and can pose potential risk to the population (Chen et al., 2016; Luo et al., 2012), with children and elderly persons being more vulnerable than adults (Landrigan and Goldman, 2011; Fisher et al., 2010). Children are more likely to be exposed through soil ingestion and hand-to-mouth or object-to-mouth activities (Abuhamis, 2002; Tulve et al., 2002; Watt et al., 1993).

An important source of metals in soils is active and legacy mining (Carkovic et al., 2016; Li et al., 2014; Schillereff et al., 2016), predominantly in resource-based economies, such as Chile. Several studies have reported notably Cu, As, Zn, and Pb accumulations, mainly in agricultural lands and sediments near mining activity areas across northern and central Chile (Aguilar et al., 2011; Abamada et al., 2004; Badilla-Olivero et al., 2001; Carradini et al., 2017; De Gregori et al., 2003; Ginochilio et al., 2004; Higuera et al., 2004; Narváez et al., 2007; Oyazun et al., 2006; Romero et al., 2003). These metal accumulations have been associated with the presence of tailings, which are exposed to erosion by wind and water or acid drainage and release metals to the environment. In some cases, tailings have been found in residential areas or in their surroundings (Aragón and Alarcón Herrera, 2013; Carkovic et al., 2016; Moya et al., 2019) because of the rapid population growth and a lack of proper urban planning. Furthermore, due to increasing urbanization, traffic-related and industrial activities other than mining, have become an important source of metal concentration (Nriagu, 1992; Wang et al., 2018; Wong et al., 2006).

Urban population interacts with soil mainly in open spaces, such as parks and recreational facilities. Thus, understanding the geochemistry and quality of urban soils, particularly in parks (Li et al., 2018; Luo et al., 2012), which are frequently visited by the most vulnerable populations (children and elderly persons), is key for avoiding risks associated with human health (De Miguel et al., 2007; Han et al., 2020).

Several studies have shown contaminations by metals (As, Cu, Pb, and Zn) in urban soils in parks, sports areas, schools, and playgrounds (Dao et al., 2013; Ganey et al., 2010; Han et al., 2020; Matijanovic et al., 2009; Rodríguez-Oroz et al., 2018; Valkysa et al., 2016). This contamination has been associated with multiple sources, mainly from anthropogenic activities (Albanese et al., 2006; Luo et al., 2012), although in some sites, contribution by natural (geogenic and pedogenic) metals (Barbieri et al., 2018; Li et al., 2015) or a mixture of both sources (Hiller et al., 2017; Mostert et al., 2012) has been found to be important.

Total concentration of metals is the most used indicator of soil pollution, despite not considering bioavailability or mobility (Weissmannová and Pavlovský, 2017). Bioavailability is relevant for risk assessment (Bradham et al., 2014), but metal concentration is commonly used to compare anthropogenic pollution.

Pollution indexes have been widely used for natural and urban soils to evaluate metal accumulations and their anthropogenic contributions (Dong et al., 2018; Krimm et al., 2015; Mazurek et al., 2017; Qingjie

et al., 2008). Some indexes incorporate a specific metal, such as concentration factor ( $C_f$ ) and accumulation index ( $I_{geo}$ ), where both are calculated based on a pre-industrial reference value or background reference level. Therefore, using an index for urban soils can be questionable because of the near impossibility of determining the geochemical background (geogenic contribution) as soils may have originated from more than one source and/or be exogenous, and be affected by diffuse contamination (Albanese et al., 2006; Wong et al., 2006). Advantageously,  $C_f$  can be extended to be used with guidelines or standards values (Qingjie et al., 2008). On the other hand, integrated indexes that include different elements (from a single pollution index), such as pollution load index (PLI) and Nemerow pollution index ( $PI_{Nemerow}$ ), are available (Weissmannová and Pavlovský, 2017). PLI is based on the geometric mean of a single pollution index for each metal (Karmm et al., 2015), whereas  $PI_{Nemerow}$  is a more complex expression that considers the maximum single pollution index (Gajacsek et al., 2017; Mazurek et al., 2017).

Another way to evaluate the anthropogenic contribution to soil pollution is the source apportionment approach (Mostert et al., 2012; Qu et al., 2013; Qu et al., 2018). However, this approach requires vast knowledge about the pollution sources to obtain precise results or the use of a robust and local spatial receptor model (Qu et al., 2018), which is complicated to achieve because of multiple pollution sources, such as tailings and industrial activities. Another approach could be comparing equivalent background areas, with and without a particular activity (Jung and Thornton, 1996; Oladipo et al., 2014), the latter being used as a control area.

Integrated indexes are commonly used for environmental assessment in large areas with planning purposes (Cai et al., 2015). Generally, the choice of integrated pollution index has been arbitrary. The most frequently used indexes are the geoaccumulation index, the average pollution index, and the ecological risk factor (Cai et al., 2015). Selecting a proper index is key for understanding the degree of contamination (Kowalska et al., 2018), considering both soil use and purpose of the index. According to Cai et al. (2015), the ecological risk index and  $PI_{Nemerow}$  were a good general-use index considering different criterions of comparison (like sensitivity and accuracy) using empirical and real data. Integrated pollution indexes are useful tools to prioritize remediation and action plans to improve soil quality and avoid human exposure, potentially providing a ranking of cities or parks. These tools are further important in states with no soil quality regulations or recommendations for metal concentrations in residential soils.

In recent years, there have been comparative studies of different soil pollution indexes (Abowdy et al., 2021; Cai et al., 2015; Kowalska et al., 2018). These studies showed that the performance of each index will depend on each specific case study. Therefore, the use of different indexes according to the condition of a mining country such as Chile is crucial and is a tool for evaluating contamination in urban soil.

Several studies have focused on the occurrence and health impacts of metals in parks or playgrounds (as mentioned above). However, only a few studies have focused on these areas in mining-affected places (Reis et al., 2014; Taylor et al., 2014) despite the potential metal accumulation in these parks and its consequent human exposure. Although pollution indexes have been used for the comprehensive evaluation of the degree of contamination in soils with different uses, such as farmland, forest, and urban (Kowalska et al., 2018), few studies have used them in urban settings near mining areas. Thus, there is a need to evaluate metal concentration in urban soils, such as parks, near mining areas using pollution index to guide policymakers, decision-makers, and stakeholders to reduce human exposure to metals.

This study focused on comparing cities with and without tailings in their urban and peri-urban areas using four pollution indexes. The aims of this research were: (1) to quantify the concentration of metals in the urban soils of parks in four cities of Chile, (2) to compare metal concentration in cities with and without mining waste in their urban area, and (3) to explore the use of pollution indexes for prioritization and



public policy formulation in mining areas. The evaluation of metals in public spaces is an essential first stage for health risk assessment which will allow us to identify and, in future, take concrete actions to reduce the risk to the population.

## 2. Materials and methods

Metal concentrations in soils of urban parks were screened using pXRF (portable X-ray Fluorescence) in four Chilean cities. From north to south, these cities were Copiapó, La Serena-Coquimbo, Andacollo, and Gran Santiago (Fig. 1). Urban parks were chosen as public green spaces used by children and elders (Man et al., 2020; Shan, 2020). Copiapó and Andacollo were selected as urban areas where several active and legacy mine tailings were located within the urban and peri-urban areas. La Serena-Coquimbo was selected as a comparison area because of its proximity to Copiapó and Andacollo and the lower number of mine waste sites within its urban area. Finally, Gran Santiago was selected as a comparison area in terms of contamination from the tailings (absent). However, as this city is the main urbanized area of the country (contains 39% of the total population of the country) with heavy traffic, it was also considered a comparison area for the influence of urban anthropogenic sources of metals.

In Andacollo and Copiapó, the presence of abandoned mining waste combined with a dry climate facilitates wind erosion and it enhances atmospheric transport of pollutants, which could expose population to risks from potential ingestion or inhalation. The deposited dust could be remobilized depending on weather conditions, which might also expose

local population (Lauillier et al., 2005). Thus, the importance of analyzing and comparing metal concentration in dust and soils in these urban areas using pollution indexes can bridge the gap between research and policymaking. Additionally, non-adjacent cities without major tailings in their urban areas (Santiago and La Serena-Coquimbo), have been added as a guide for pollution indexes comparisons.

### 2.1. Site descriptions

Chile is a long and narrow country, which goes from Andean Mountains in the east to Pacific Ocean in the west. Fig. 1 shows the locations of the four selected Chilean cities. Fig. 2 shows the number of inhabitants of each city (Censo 2017) and the location of tailings is shown according to the National Mine Tailings Cadaster (SERNAMEGOMIN, 2016). It can be seen that mine tailings were concentrated in Copiapó and Andacollo.

Copiapó is located in the Atacama region at an average of 291 m.a.s.l. and is characterized by a desert climate, with an annual precipitation of 12.0 mm and an average annual temperature of 15.2 °C. The main economic activity of the region and municipality is mining (27.7% of the regional GDP (Gross Domestic Product) in 2016 (INE, 2016); 44.9% to 2009 (Canales, 2015), respectively).

La Serena-Coquimbo is a conurbation of both cities of the Coquimbo region at an average of 85 m.a.s.l. This area is characterized by a desert climate, with an annual precipitation of 78.5 mm and an average annual temperature of 13.6 °C. The main economic activity of this region is mining (22.2% of the regional GDP) (INE, 2016). Mining is also the main

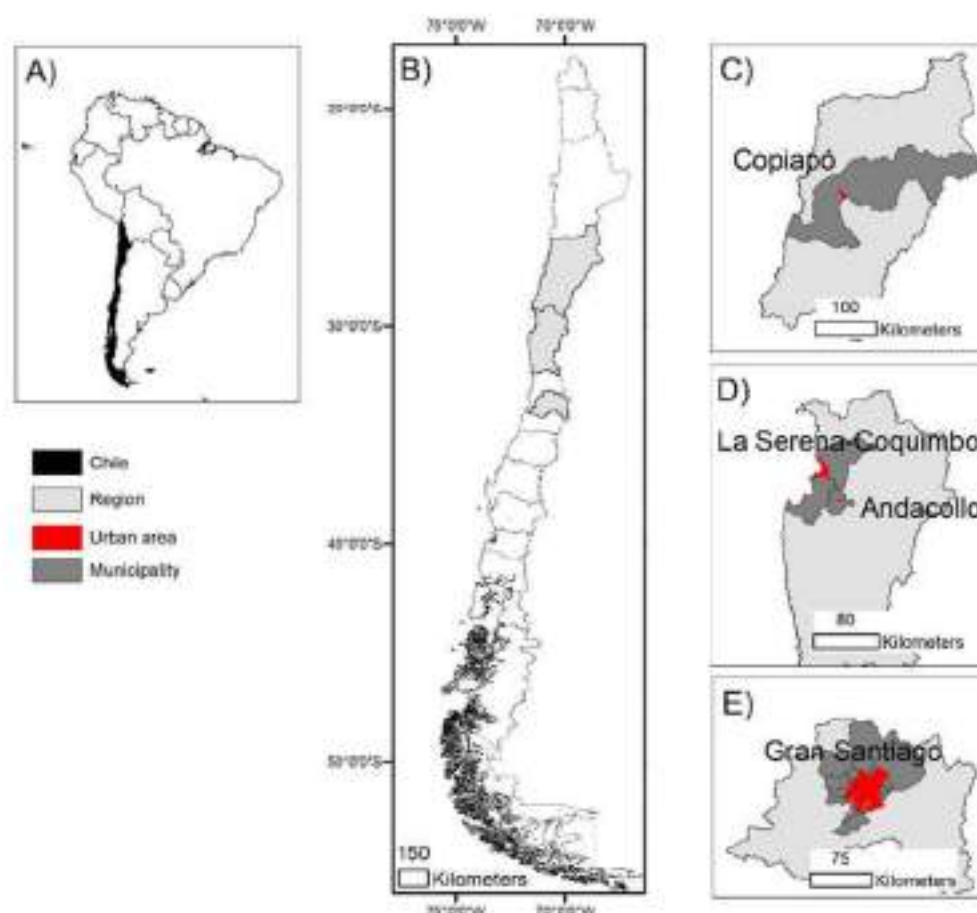


Fig. 1. Study site. A) South America, B) Chile, C) Atacama region (Copiapó), D) Coquimbo region (La Serena-Coquimbo and Andacollo), and E) Metropolitan region (Gran Santiago). The urban area of each city is depicted in red (for interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article).



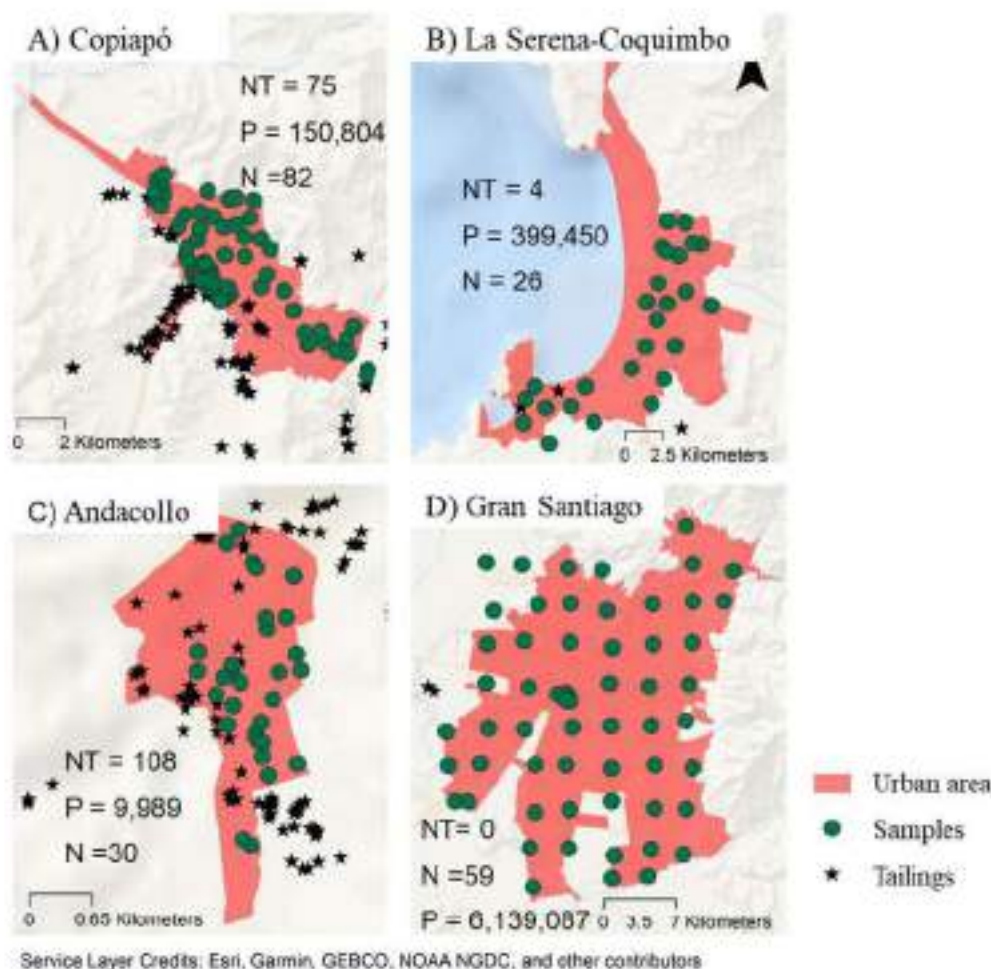


Fig. 2. Sampling distribution of soils in the parks: A) Copiapó, B) La Serena-Coquimbo, C) Andacollo, and D) Gran Santiago. The number of tailings (NT) within 2 km of urban area, as defined by the local government, the number (N) of soil samples collected, and population (P) of each city are presented here.

economic activity of La Serena and Coquimbo municipalities (26.0% for both), followed by personal services (25.6% and 24.9%, respectively) (Canales, 2015). However, these cities are not considered mining cities because of their distance from the tailings in the municipalities.

Andacollo is located in the Coquimbo region at an average of 1,017 m.a.s.l. This area also has a desert climate, with an annual precipitation of approximately 135 mm and an average annual temperature of 17 °C. The main economic activity of the municipality is mining (82.4%) (Canales, 2015).

Gran Santiago city is located in the Metropolitan region and is the capital of the region as well as the country at an average of 567 m.a.s.l. This area has a warm and temperate climate, with an annual precipitation of 312.5 mm and an average annual temperature of 14.4 °C. The economy of the region is based on financial and business services (23.3%), while mining accounts for less than 2% of the regional GDP (INE, 2018).

## 2.2. Sampling and analysis

Soil samples were collected from the parks of the four cities. A total of 82, 26, 30, and 59 topsoil (0–15 cm depth) samples were randomly collected from Copiapó, La Serena-Coquimbo, Andacollo, and Gran Santiago, respectively. The locations of the parks sampled in the cities are presented in Fig. 2. In each park, four random points at a distance of ~2 m from each other were sampled with a stainless steel auger and combined to obtain one composite sample per park similar as described in Cukovic et al. (2016) following standardized protocols. Sampling

tools were washed with deionized water before and after sampling to avoid cross-contamination. Prior to analysis, all samples were oven-dried at 40 °C and sieved to <2 mm in the laboratory. The pH and metal contents of the samples were analyzed.

### 2.2.1. Analytical methods

Soil pH was determined with a pH meter (Thermo, Orion 420A+) using a soil to water ratio of 1:2.5 (w/v) (Panau and Gautheyrou, 2006). The total metal content in the soil was determined using a portable X-ray fluorescence spectrometer (portable Innov-X Delta D66000) following the same methodology used in Cukovic et al. (2016). Each element was validated, with its limit of quantification (LQ) being previously estimated for the same study area (Cukovic et al., 2016). The validated elements were As, Ca, Co, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn. Additionally, replicate samples, blanks, and reference materials were included in the routine analysis for quality assurance and control.

### 2.2.2. Statistical analysis

Descriptive statistics, Pearson correlation analyses, principal component analysis (PCA) based on the correlation matrix and non-parametric Mann-Whitney tests were performed for raw data using XLSTAT (Addinsoft Inc., NY, USA). These analyses were performed to identify metal enrichment and correlations between cities and elements. For statistical analyses and calculation of different indexes, values below the estimated LQ were replaced by half of the LQ (LQ/2).

The Bartlett's test of sphericity (p-value < 2.2 e-16, which is lower than the defined significance level) and Kaiser-Meyer-Olkin criterion



(0.61, which is above the suggested minimum of 0.6) showed that raw data of all cities are likely suitable for PCA.

Concentrations are compositional data, which carry exclusively relative information and require different treatment in statistical analysis (Kynčlová et al., 2017). Moreover, experiences show that use raw data can reveal interesting features (but it can be considered an incomplete and biased analysis) (Facevicová et al., 2016). Combination with logratio alternatives of the standard statistical methods present considerable improvements (Soente et al., 2018), with centered logratio (clr) transformation most used in geochemical studies. For these reasons, Pearson correlation and PCA was developed in raw and transformed (clr) data. The clr transformation was performed using the CoDaPack software (Comas-Cuñ and Thió-Henestrosa, 2011), considering As, Ca, Co, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn.

### 2.2.3. Pollution index

Concentration factor, also called the contamination factor, was used to identify contamination by a single element. Equation (1) was used to calculate this for As, Co, Cu, Pb, and Zn as guidelines are available for these metals.

$$C_f^i = \frac{C_i}{C_{ri}} \quad (1)$$

where  $C_f^i$  is the concentration of metal  $i$ , and  $C_{ri}$  is the baseline, reference value, or national criteria for metal  $i$  (Qingjie et al., 2008). Owing to the impossibility of determining the background values and the lack of guidelines for soil quality for any land use in Chile, the concentration factor was calculated using the reference values for Co, Cu, Pb, and Zn provided by the Canadian guidelines for residential/parkland soils (CGME, 2000). For As, Brazilian guidelines for residential soil were used (CETESB, 2016) because values provided in the Canadian guidelines were below the LQ estimated in this study.

Contamination in each park was determined using PLI and  $PI_{Nemerow}$ . PLI was calculated as the geometric mean of the single factor pollution index for each metal (Karim et al., 2015), which included As, Co, Cu, Pb, and Zn (concentration factor was used). A modified PLI was calculated using the arithmetic mean of the concentration factor for each metal (PLI mod), similar to average pollution index (Qingjie et al., 2008). The geometric mean is always less than the arithmetic mean, therefore the use of the arithmetic mean is more conservative, with greater differences in locations that have both high and low concentration factors.

$PI_{Nemerow}$  (Giaporelli et al., 2017; Mazarek et al., 2017) was calculated using Equation (2) as follows:

$$PI_{Nemerow} = \sqrt{\left(\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m C_f^i\right)^2 + C_{f_{max}}^2} \quad (2)$$

where  $C_f^i$  is the single pollution index of a particular metal (concentration factor was used),  $C_{f_{max}}$  is the maximum value of the single pollution index for all measured metals, and  $m$  is the number of metals considered (five in this study).

These indexes were selected considering: (i) their easy applicability by scientists or policy makers, (ii) simplicity of formulas that make their interpretation easier, and (iii) their common use.

Finally, a city index was calculated as the arithmetic or geometric mean of PLI or  $PI_{Nemerow}$  for all parks in each city. Additionally, soil quality index (SoQI) was obtained for each city for all samples using Soil Quality Index 1.0 spreadsheet model (CGME, 2007). The guidelines were updated according to the standards mentioned above.

## 3. Results and discussion

### 3.1. Metal occurrence

The measurements of central tendencies (arithmetic mean, geometric mean, and median) of the metals (Cu, Mn, Pb, and Zn) in the park soils of the four cities of Chile are presented in Table 1. Other statistics (standard deviation, frequency of quantification, and comparison with guidelines), elements (As, Ca, Co, and Fe), and pH can be found in the appendix (Appendix Tables SM1–4).

The arithmetic mean concentrations  $\pm$  standard deviations (mg/kg) of Cu and Pb were  $361 \pm 1,490$  and  $31 \pm 47$ ;  $80 \pm 68$  and  $24 \pm 21$ ;  $833 \pm 666$  and  $<22$ ; and  $191 \pm 127$  and  $48 \pm 65$  in Copiapó, La Serena-Coquimbo, Andacollo, and Gran Santiago, respectively (Table 1 and Appendix Table SM1–4), while the arithmetic mean concentrations  $\pm$  standard deviations (mg/kg) of Mn and Zn were  $947 \pm 168$  and  $114 \pm 125$ ;  $660 \pm 128$  and  $<103$ ;  $1,210 \pm 397$  and  $<103$ ; and  $1,119 \pm 129$  and  $179 \pm 119$  in Copiapó, La Serena-Coquimbo, Andacollo, and Gran Santiago, respectively (Table 1 and Appendix Table SM1–4).

The decreasing order of the cities for the concentration of Cu was: Andacollo > Copiapó > Gran Santiago > La Serena-Coquimbo; for Pb: Gran Santiago > Copiapó > or = La Serena-Coquimbo > or = Andacollo; for Mn: Andacollo > Gran Santiago > Copiapó > La Serena-Coquimbo; and for Zn: Gran Santiago > Copiapó > or = Andacollo = La Serena-Coquimbo, based on all the calculated central tendencies (arithmetic mean, geometric mean, and median). It was not possible to identify a pattern for most contaminated cities based on these central tendencies, such as high values being found only in the mining cities or a single city having the highest concentration for all metals. The results only showed higher central tendency values for Cu in the cities containing urban mine waste disposal sites.

Cu concentrations ranged from  $<12$  to 13,520 mg/kg. The highest overall value was reported in Copiapó, while the lowest was found in La Serena-Coquimbo. Copiapó showed the broadest range of Cu among all cities, with the concentrations ranging from 54 to 13,520 mg/kg.

The ranges for Pb, Mn, and Zn were narrower than those for Cu, between  $<22$  and 432, 463–2,455, and  $<103$ –935 mg/kg, respectively. The highest overall values for Pb, Mn, and Zn were reported in Gran Santiago, Andacollo, and Copiapó, respectively. Simultaneously, the lowest values for Mn were found in La Serena-Coquimbo, whereas all cities reported  $<22$  and  $<103$  mg/kg values for Pb and Zn, respectively.

Arsenic was quantified a few times ( $<10\%$  quantification frequency, quantification limit = 36 ng/kg, only quantified in Copiapó) (Appendix Tables SM1–4), with its highest overall value found to be 159 mg/kg. The high value of As found in Copiapó contrasted with other

**Table 1**  
Three central tendencies for metal concentrations in the parks of different cities of Chile.

		mg/kg			
		Co	Mn	Pb	Zn
Copiapó (mining city)	Arithmetic mean	361	947	31	114
	Geometric mean	172	933	<22	<103
	Median	154	922	23	114
La Serena-Coquimbo	Arithmetic mean	80	660	24	<103
	Geometric mean	58	649	<22	<103
	Median	62	627	<22	<103
Andacollo (mining city)	Arithmetic mean	833	1,210	<22	<103
	Geometric mean	669	1,148	<22	<103
	Median	610	1,256	<22	<103
Gran Santiago	Arithmetic mean	191	1,119	48	179
	Geometric mean	156	1,112	31	152
	Median	137	1,108	29	155
Guidelines	Canadian-Residential/parkland	65	-	140	250
	Brazilian-Residential	2,100	-	240	7,000



cities of Chile (De Gregori et al., 2003; Rodríguez-Oroz et al., 2018; Tume et al., 2014), but was similar to the values reported in the studies conducted in northern Chile (De Gregori et al., 2003) or lower than the values found in industrial areas (Tume et al., 2018b). This value was similar to other previously reported values for Copiapó (Čurković et al., 2016). This might be explained by the natural background of the area and mining activity in Copiapó. Previous studies by this group in Copiapó showed the As concentration ranged between 9 and 182 mg/kg in peri-urban geomaterials (not published), with a calculated background of 30 mg/kg (Moyn et al., 2019).

Mining cities (Copiapó and Andacollo) did not show consistently higher mean concentrations compared to non-mining cities (La Serena-Coquimbo and Gran Santiago), suggesting that pollution sources, in addition to mining, such as traffic and industrial emissions, coexisted in Chilean cities (Čurković et al., 2016; Massas et al., 2010; Wong et al., 2006). Additionally, this result could be explained by the high variability of metal contents in the tailings due to the geochemistry of the processed ore-body (SERNAMEMIN, 2020). However, the highest overall values for Cu, Zn, As, and Mn were also found in the mining cities, suggesting that these metals were specifically related to active and legacy mining, and the geology in these areas.

### 3.2. Comparison with the guidelines and reported values mainly in urban soils or parks

The average concentrations of As, Co, Cu, Mn, Pb, and Zn were found to be in the range of the values observed in the cities of other countries and Chile, except for the average concentration of Cu in Copiapó and Andacollo, which were extreme values (above the 3<sup>rd</sup> quartile plus three times the interquartile range) (Appendix Table SM5). However, these concentrations were similar to that reported in Kaik, a village in Czech Republic with tailings in its urban area similar to Copiapó (Drahota et al., 2018) (Appendix Table SM5). Mn in Andacollo and Gran Santiago reported similar values as that in Copiapó (Čurković et al., 2016), while the mean value of As in Copiapó was lower than that reported for Kaik in Czech Republic (Drahota et al., 2018).

In the urban soils of Chile, some studies have reported the presence of metals, mainly focusing on As, Cu, Pb, and Zn (Rodríguez-Oroz et al., 2010; Salmañigabeshi et al., 2015; Tume et al., 2014, 2018a, 2018b, 2019). The mean values for As in the parks were within the range, as reported in previous studies (Appendix Table SM5). The mean Cu concentration in Andacollo was greater than those reported in previous studies. Gran Santiago and Copiapó also showed higher mean values for Cu than those found in the cities of Talcahuano, Hualpén (south of Chile), and Arica (north of Chile) (non-mining cities) (Appendix Table SM5). Pb has been reported to have higher concentrations in Puchuncaví-Ventanas (soil surrounding small villages), Talcahuano, and Arica cities, as reported by Salmañigabeshi et al. (2015), Tume et al. (2014), and Tume et al. (2018b), respectively, than those found for all the cities selected in this study. Among the cities selected in this study, Gran Santiago exhibited a higher mean value for Zn, which was lower than the values reported for Talcahuano in Tume et al. (2014) and Arica in Tume et al. (2018b).

Furthermore, values in each park were compared with international guidelines prescribed for residential soils. Canadian guidelines were used for all elements, except As, for which Brazilian guidelines were used. The values for Cu were found to exceed guidelines in all cities (99%, 50%, 100%, and 97% of samples of Copiapó, La Serena-Coquimbo, Andacollo, and Gran Santiago, respectively). The Canadian guidelines for Pb and Zn were exceeded in a few samples, only in Copiapó and Gran Santiago (2% and 5% for Pb and 4% and 12% for Zn, respectively). For As, Brazilian guidelines was exceeded in three samples of Copiapó (4%) (Appendix Tables SM1–4). Our research found parks that exceeded the soil guidelines for the protection of environment and human health, implying a potential health risk to the surrounding population or people who use these parks for recreational purposes.

### 3.3. Statistical analysis

#### 3.3.1. Raw data

For all samples of all cities, As (metalloid) concentrations showed positive correlations with Cu, Pb, and Zn ( $r = 0.7$ ,  $0.6$ , and  $0.6$ , respectively, all significant, note As had low quantification frequency (<10%). The presence of Cu, Pb, and Zn has been linked to anthropogenic sources (Massas et al., 2010; Möller et al., 2005). Additionally, positive correlations were found between Co and Fe ( $r = 0.9$ ) and Zn and Pb ( $r = 0.9$ ). Co and Fe have been considered to be predominantly derived from geogenic sources, whereas Zn and Pb are commonly associated with traffic emissions and the wearing of vehicle components (Li et al., 2001; Massas et al., 2010).

Due to their different geological conditions and anthropogenic pressures, a correlation test between the metals for each city was performed. In Copiapó, all correlations (mentioned above) were found to be higher, mainly for As with Pb and Zn. Additional correlations were also found (Cu with Pb and Zn). Previous studies in this area have shown high Zn and Pb concentrations in street dust in industrial (related to industrial emissions) and downtown areas (Čurković et al., 2016). In La Serena-Coquimbo, no strong correlation was found, except for Pb and Zn ( $r = 0.7$ ) which showed less strength than the trend observed for all cities together (note that Fe and As were not quantified in this city). In Andacollo, only the correlation between Co and Fe was found to be high ( $r = 0.9$ ), while Pb and Zn showed a significantly weak relationship, probably because of low population and traffic in the city, and As was not quantified. Finally, in Gran Santiago, correlations between Co-Fe and Zn-Pb were similar to that of all cities together, and two new correlations were found between Fe-Mn and Co-Mn (not strong). Arsenic was not quantified in any of the parks of Gran Santiago. Additional information and details are provided in Appendix Tables SM6–10.

PCA showed two main components F1 and F2 with eigenvalues >1, which represented 65% of the cumulative total variance of all samples. The first component (F1; 37% of the total variance) showed a high correlation with As, Cu, Pb and Zn (>0.7). The second component (F2; 28% of the total variance) showed a high correlation with Co and Fe (>0.7) and moderate with Mn (>0.55). Mn was grouped with Fe and Co (see Appendix Fig. SM1), related to a geogenic origin (Massas et al., 2010). The PCA results for each city varied each other (results not shown), suggesting different sources of metals in each case.

Differences between Co, Fe, Mn, and pH in mining and non-mining cities were not statistically significant ( $p > 0.05$ ), suggesting similar concentrations likely from geogenic origins in the study area. Mann-Whitney test carried out for paired cities did not show statistically significant ( $p > 0.05$ ) differences in the concentrations of: (1) As between Copiapó-Andacollo, Copiapó-La Serena-Coquimbo, and Copiapó-Gran Santiago, which was probably due to the high quantification limit set in the pXRF method; (2) Cu between Copiapó-Gran Santiago; (3) Mn between Andacollo-Gran Santiago; and (4) Pb and Zn between Copiapó-La Serena-Coquimbo. These results suggested other sources of contamination, besides mining, such as industrial and traffic activities.

#### 3.3.2. Transformed clr data

Correlations based on compositional transformed data set showed differences compared to raw data. Unlike As in raw data, transformed clr.As not showed high correlations with any element. Positive correlations were found between clr.Co and clr.Fe ( $r = 0.7$ ) and clr.Zn and clr.Pb ( $r = 0.7$ ), slightly lower than with raw data. Additionally, new negative correlations were found between clr.Co and clr.Pb ( $r = -0.6$ ) and clr.Fe and clr.Pb ( $r = -0.6$ ). Additional information and details are provided in Appendix Tables SM11–15.

PCA showed three main components F1, F2 and F3 with eigenvalues >1, which represented 79% of the cumulative total variance of all samples transformed. The first component (F1; 38% of the total variance) showed a high correlation with clr.Co and clr.Fe (<0.8) and with clr.Pb and clr.Zn (>0.8). The second component (F2; 27% of the total



**Table 2**  
Park classification using PLI.

Class	N° of parks	Cities
Low level of pollution	192	All cities
Moderate level of pollution	4	Copiapó, Gran Santiago
High level of pollution	1	Copiapó
Extreme high level of pollution	0	-

**Table 3**  
PLI mod classification of the parks (arithmetic mean).

Pollution level	N° of parks	Cities
Low	129	Copiapó, La Serena-Coquimbo, Gran Santiago
Moderate	45	All cities
High	19	Copiapó, Antofagasta, Gran Santiago
Extremely	4	Copiapó, Antofagasta

**Table 4**  
Park classification using  $PI_{Normalized}$ .

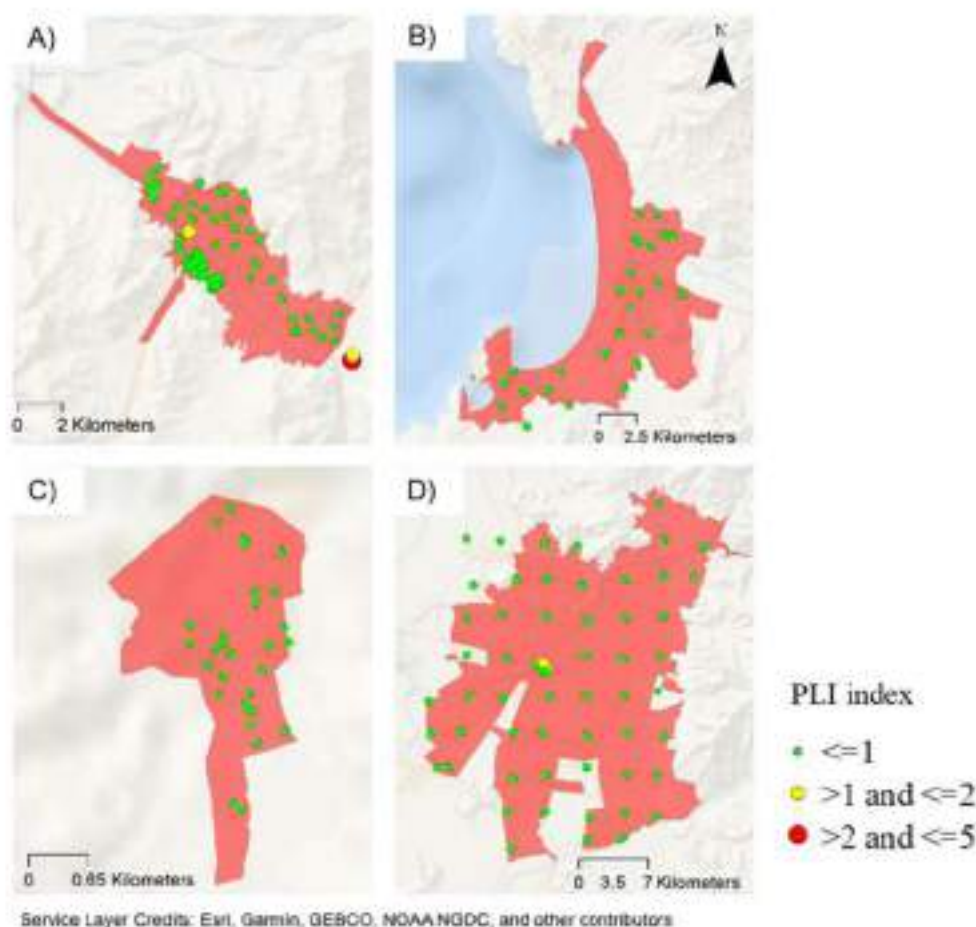
Pollution level	N° of parks	Cities
Clean	0	-
Warning	38	Copiapó, La Serena-Coquimbo, Gran Santiago
Slight	56	Copiapó, La Serena-Coquimbo, Gran Santiago
Moderate	25	Copiapó, Antofagasta, Gran Santiago
Heavy	32	Copiapó, Antofagasta, Gran Santiago

variance) showed a high correlation with  $chr.As$  and  $chr.Ca$  ( $>0.7$ ) and with  $chr.Cu$  ( $<-0.65$ ) and moderate with  $chr.Mn$  ( $>0.55$ ). And the third component ( $F3$ ; 13% of the total variance) showed a high correlation with  $chr.Cu$  ( $>0.65$ ) (see Appendix Fig. SM2).  $chr.Zn$  and  $chr.Pb$  were more clearly separated from other anthropogenic elements in the compositional transformed plot, which are related with traffic activities. Although the objective of the study is not to identify emission sources, this preliminary PCA analysis provides information on the potential source of pollution and relation of elements.

### 3.4. Pollution index

In this study, threshold pollution values, instead of background values, were used because of the difficulty of obtaining these values for urban soils (Abunese et al., 2006; Wong et al., 2006) and the focus of the study being health risk. For the threshold values selected in this study, soil quality standards prescribed in the Canadian guidelines for the protection of environmental and human health for residential/parkland soils were used (CCME, 2020), while Brazilian guidelines (São Paulo) for residential soil were used for As values (CETESB, 2016).

Selecting a proper index is key for understanding the degree of contamination (Kowalska et al., 2018), considering both soil use and purpose of the index. In this study, both aspects were reflected in the selection of the threshold pollution value. An advantage of the selected indexes was that they were easily applicable, however, they lacked information about metal availability in soils for risk assessment, and their aggregation does not consider weighting factors (Kowalska et al., 2018). According to Cai et al. (2015),  $PI_{Normalized}$  is a good general-use index



**Fig. 3.** PLI distribution: A) Copiapó, B) La Serena-Coquimbo, C) Antofagasta, and D) Gran Santiago. Only one sample is shown in red (for interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article).



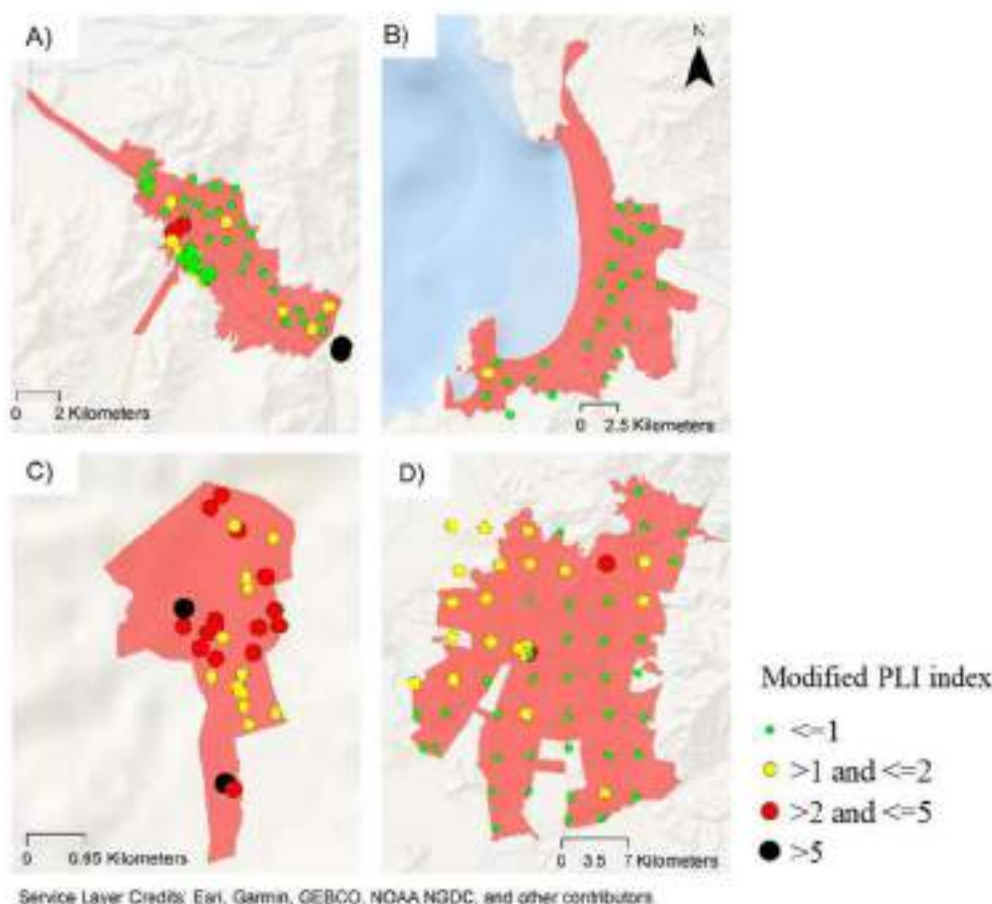


Fig. 4. PLI mod distribution: A) Copiapó, B) La Serena-Coquimbo, C) Andacollo, and D) Gran Santiago.

which meets the objectives of this study.

PLIs are shown in Tables 2 and 3. Classifications based on Wei and Yang (2010) study are as follows (for mean value, similar PLI mod, the same scale for PLI and PLI mod was used for simplicity and comparability): low level pollution if  $PLI \leq 1$ , moderate level pollution if  $1 < PLI \leq 2$ , high level pollution if  $2 < PLI \leq 5$ , and extremely high level pollution if  $PLI > 5$ . According to this classification, 97.5%, 2%, and 0.5% parks showed low, moderate, and high level pollution, respectively, with no park exhibiting an extremely high level pollution when the geometric mean was used for the calculation of the PLI (Table 2). However, when the arithmetic mean was used (PLI mod), this classification changed to 11.7% parks showing high or extreme level pollution (Table 3). In the first case where geometric mean was used, only one park in Copiapó showed high level pollution, which was concordant with the high contamination found in the mining areas. In the second case where arithmetic mean was used, parks in Copiapó, Andacollo, and Gran Santiago showed high or extremely high levels of pollution (23 in total). Moreover, parks showing extremely high-level pollution were situated in Andacollo and Copiapó, with both being mining areas (four in total and equally distributed).

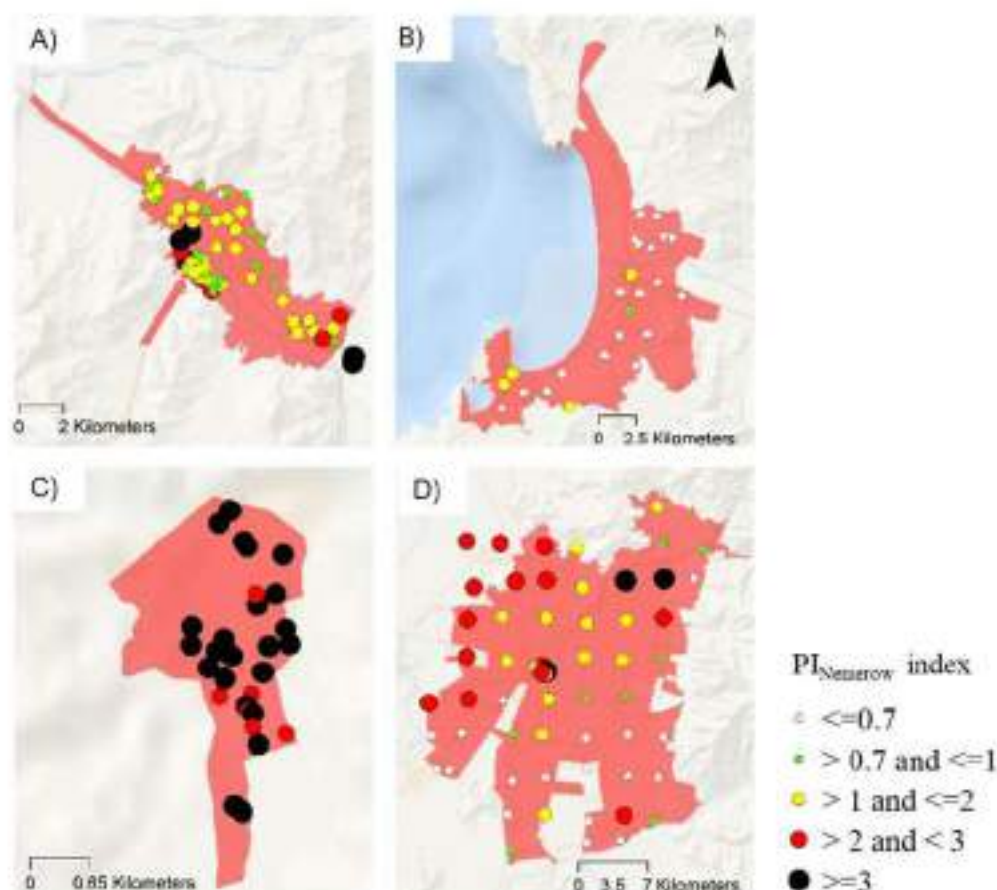
$PI_{homocor}$  is shown in Table 4, with the pollution classes being:  $\leq 0.1$ , clean; 0.7–1, warning limit; 1–2, slight pollution; 2–3, moderate pollution; and  $\geq 3$ , heavy pollution (Gajdarek et al., 2017; Manarek et al., 2017). According to this index, no parks classified as clean, and 19%, 13%, and 16% fell in the warning limit, moderate, and heavy pollution classes, respectively (Table 4). Parks classified under moderate and heavy pollution classes were located in Copiapó, Andacollo (both mining cities), and Gran Santiago.

The park-wise distributions of the integrated indexes in the cities are presented in Figs. 3–5.

Indexes integrated by city are listed in Table 5. Two of the indexes ranked the cities as: Andacollo > Copiapó > Gran Santiago > La Serena-Coquimbo ( $PI_{mod}$  and  $PI_{homocor}$ ), and only one ranked as: Andacollo > Gran Santiago > Copiapó > La Serena-Coquimbo (PLI) (Table 6). La Serena-Coquimbo was always categorized as the city with the lowest pollution level (independent of the index used), which was concordant with its condition as a low-density comparison city without major tailings. Andacollo and Copiapó are mining cities, where tailing without proper chemical and physical stabilization are located near the population, while Gran Santiago is a densely populated city compared to the other Chilean cities (with high atmospheric pollution (Jorquem, 2002)). All integrated indexes did not always classify mining cities as more contaminated than non-mining cities, contrary to the expectations.

SoQI scores obtained are shown in Table 7. SoQI index considers three factors for its calculations: (1) scope (percentage of parameters with no compliance to their respective guidelines), (2) frequency (percentage of individual concentrations with no compliance to their respective guidelines), and (3) amplitude (quantity by which the contaminants exceed their respective guidelines) (CCME, 2007). According to the developers of the index, it can be used to compare contaminated sites. SoQI is classified as very low (90–100), low (70–90), medium (50–70), high (30–50), and very high (0–30) (CCME, 2007). The ranking of contaminated cities using this score was Copiapó > Andacollo > Gran Santiago > La Serena-Coquimbo.

Finally, the three integrated indexes ( $PI_{mod}$ ,  $PI_{homocor}$ , and SoQI) showed that mining areas were more polluted than non-mining areas. However, one integrated index (PLI) showed that pollution level at Gran Santiago (non-mining city) was slightly higher than Copiapó (mining city), with all cities being classified under low level class. This highlighted the importance of selecting the index judiciously, and also that



Service Layer Credits: Esri, Garmin, GEBCO, NOAA/NODC, and other contributors

Fig. 5.  $PI_{Narrow}$  distribution: A) Copiapó, B) La Serena-Coquimbo, C) Antofagasta, and D) Gran Santiago.

Table 5  
City-wise pollution index.

	$PI^a$		$PI_{mod}^b$		$PI_{Narrow}^c$	
	value	Pollution level	value	Pollution level	value	Pollution level
Copiapó	0.39	Low	1.4	Moderate	2.6	Moderate
La Serena-Coquimbo	0.26	Low	0.4	Low	0.6	-
Antofagasta	0.47	Low	2.8	High	6.0	Heavy
Gran Santiago	0.46	Low	0.9	Low	1.4	Slight

a = geometric mean and b = arithmetic mean of the respective index by park in each city.

Table 6  
City ranking based on pollution index (from 1 to 4, where 1 is more contaminated and 4 is less contaminated).

	$PI$ by city <sup>a</sup>	$PI_{mod}$ by city <sup>b</sup>	$PI_{Narrow}$ by city <sup>c</sup>
Copiapó	3	2	2
La Serena-Coquimbo	4	4	4
Antofagasta	1	1	1
Gran Santiago	2	3	3

a = geometric mean and b = arithmetic mean of the respective index by park in each city.

industry and traffic activities contribute significantly to metal concentrations in densely populated cities, such as Gran Santiago. In Gran Santiago high concentrations of Cu, Zn and Pb have been reported in the particulate material (Sax et al., 2007).

Table 7  
City-wise SoQI index and ranking.

	SoQI	Rank of concern	Ranking
Copiapó	24	Very high	1
La Serena-Coquimbo	09	Medium	4
Antofagasta	44	High	2
Gran Santiago	47	High	3

#### 4. Conclusions

This study was the first to perform geochemical screening using pXRF for four Chilean cities, which were compared as the representatives of mining activities. This screening focused on soils in parks as these areas were considered pollution indicators (metals deposited from traffic and industrial emissions accumulate in soil) and primary sources of exposure to metals for the most vulnerable population (children and



elderly persons visiting this open space).

The ranking of the contaminated cities did not always show mining cities to be more contaminated.  $PLI_{mod}$ ,  $PLI_{Nederow}$  and  $SoQI$  showed that mining areas were more contaminated than non-mining areas. However,  $PLI$  showed that non-mining cities (for example Gran Santiago) were more contaminated than Copiapó, a city with many mine waste disposal sites located in the urban area. This inconsistency highlighted the importance of judiciously selecting the appropriate index to be used.

$PLI$  did not show any differences in the pollution classification between mining and non-mining cities as all cities were classified under the low-level pollution class. In contrast,  $PLI_{mod}$  classified the two non-mining cities under the low-level pollution class, and the two mining cities under moderate and high-level pollution classes.

Contrary to the expectations, the findings of this study showed that the contamination in non-mining cities, such as Gran Santiago, with different pollution sources can be similar to that of a city exposed to mining activity. This finding should be considered in the action plans prepared for environmental remediation and avoiding population exposure.

Owing to lack of national guidelines or standards for soil quality, indexes used in this study were selected based on the inputs required for them and their utility to rank cities or parks (at a disaggregated level) for potential remediation and action plans. These indexes provide the first step toward better understanding the occurrence of contaminants in urban areas, enhancing health studies, and providing a tool for policy-makers, decision-makers, and stakeholders to develop remediation plans for areas with potential presence of pollutants. Further research is needed to improve our knowledge about metal concentrations in urban public areas near mining and industrial zones for protecting environment and human health, including bioavailability of metals and population exposure.

The  $r_{mv}$  and transformed  $clr$  data analysis showed principal features and correlations of metals concentrations, nevertheless, future work is needed to characterize the geochemical and anthropogenic sources in each city.

Moreover, our results highlight the need to evaluate the use of different indexes and their suitability depending on the additive effects of anthropic activities and the metal backgrounds.

## Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## Acknowledgements

This research was supported by ANID/FONDAP 15110020. The authors thank D. Bastias, F. Carrasco, F. de la Barrera, T. Gutierrez, and P. Moya for laboratory and campaign assistance and helpful discussions.

## Appendix. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105230>.

## References

Abowaly, M.E., Beal, A.A.A., Abd Elhalek, E.E., Elsayed, S., Abu-Samra, R.M., Alkhamari, A.S., Meghann, F.S., Ghobry, E.H., Alzami, S.A.M., Elh, E.M., 2021. Assessment of soil pollution levels in north Nile Delta, by integrating contamination indices, GIS, and multivariate modeling. *Sustainability* 13.

Abruzzo, P.W., 2002. Soils: their implications to human health. *Sci. Total Environ.* 291, 1–32.

Aguiluz, R., Horzumbal, C., Guete, H., Neuman, A., 2011. Spatial Distribution of Copper, Organic Matter and  $PH_4$  in Agricultural Soils Affected by Mining Activities, pp. 125–140.

Ahmad, A., Sandoero, P., Anar Entoy, M., Meydoun, J., Richter Dak, P., 2004. Extractability of arsenic, copper, and lead in soils of a mining and agricultural zone in Central Chile. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 35.

Alhassan, S., Ouedraogo, D., Lina, A., De Vivo, B., 2008. Chapter eight - urban geochemical mapping. In: De Vivo, B., Balkin, H.E., Lina, A. (Eds.), *Environmental Geochemistry*. Elsevier, Amsterdam, pp. 155–174.

Acogon, M.C.V., Almaraz Herrera, M.T., 2015. Risk analysis of a residential area close to the tailing dams of an ex-Souidry. *Environ. Prog. Sustain. Energy* 32, 1150–1154.

Radilla-Olbalain, R., Ginecchini, R., Rodríguez, P.H., Caspedes, A., González, S., Allet, H. E., Lagos, G.E., 2001. Relationship between soil copper content and copper content of selected crop plants in central Chile. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 2749–2757.

Ruchel, M., Suppa, G., Negro, A., 2003. Soil pollution: anthropogenic versus geogenic contributions over large areas of the Lazio region. *J. Geochem. Explor.* 105, 73–85.

Rowe, C., Abayasinghe, M.T.D., Fernandez-Braun, A., Garmez, S., Sierra, C., Gallego, J. R., 2016. Combining raw and compositional data to determine the spatial pattern of Potentially Toxic Elements in soils. *Sci. Total Environ.* 631–632, 1117–1126.

Brookman, K.D., Laird, P.D., Rasmussen, P.E., Schoof, R.A., Serda, S.M., Siciliano, S.D., Hughes, M.F., 2014. Assessing the bioavailability and risk from metal-contaminated soils and dusts. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 20, 272–286.

Burghardt, W., Mosel, J.L., Zhang, G.-L., 2015. Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and railway areas (SURTMA). *Soil Sci. Plant Nutr.* 61, 3–21.

Cai, L., Xu, Z., Bao, P., He, M., Dou, L., Chen, L., Zhou, Y., Zhu, Y.-G., 2015. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and source of arsenic and heavy metals in the agricultural soils in Shunde, Southeast China. *J. Geochem. Explor.* 140, 189–195.

Carrasco, A., 2013. Chile, 2009. *Descontaminación del PIR Regional por Proxidades Comunas y según grandes sectores de actividad*.

Carkovic, A.B., Calcegi, M.S., Vega, A.S., Coquery, M., Moya, P.M., Benillo, C.A., Fuenzalida, P.A., 2018. Arsenic and legacy mining in an arid urban environment: challenges and perspectives for Copiapo, Northern Chile. *Environ. Geochem. Health* 30, 1001–1014.

CCME, 2007. *Soil Quality Index 1.0: Technical Report*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

CCME, 2020. *Canadian Environmental Quality Guidelines Summary Table, Update 2018*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg (accessed March 2020).

CETESB, 2018. *Decreto de Decreto N° 256/2018-E, de 22 de noviembre de 2018*. CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo.

Chen, H., Tang, Y., Lu, S., Wang, Y., Wu, J., Wang, J., 2016. Source apportionment and health risk assessment of trace metals in surface soils of Beijing metropolitan. *Chin. Chemoplayers* 144, 1002–1011.

Coma-Cafu, M., Tilio-Huancaran, S., 2011. *CoDaPack 1.0: a stand-alone, multi-platform compositional software*. In: Egoavre, M., T-D R., Ortega, M.J. (Eds.), *CoDaWork 1: 4th International Workshop on Compositional Data Analysis*. Scit Fello de Chile.

Corralán, F., Mera, F., Calderón, X., 2017. Trace element content in soil after a sediment-laden flood in northern Chile. *J. Soil Sediments* 17, 2500–2515.

Dao, L., Huanzhen, L., Heli, G., Zhang, C., 2012. Spatial distribution of potentially bioavailable metals in surface soils of a contaminated sports ground in Galway, Ireland. *Environ. Geochem. Health* 35, 227–235.

De Gregori, I., Fuentes, E., Rojas, M., Pinochet, M., Pardo-García, M., 2003. Monitoring of copper, arsenic and antimony levels in agricultural soils imported and non-imported by mining activities, from three regions in Chile. *J. Environ. Monit. : JEM* 5, 207–205.

De Miguel, E., Schuster, I., Chacón, E., Orlones, A., Charlierworth, S., 2007. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere* 66, 505–513.

Dong, R., Jia, Z., Li, S., 2018. Risk assessment and source identification of soil heavy metals in a typical county of Chongqing Municipality, Southwest China. *Process Saf. Environ. Protect.* 113, 275–281.

Dražić, P., Štúr, K., Štybliková, E., Režavec, J., 2018. Bioavailability of As, Cu, Pb, and Zn in mine waste, urban soil, and food diet in the historical mining village of Štúr, Czech Republic. *Environ. Geochem. Health* 40, 1495–1512.

Euroveco, K., Babek, O., Hanz, K., Kumpas, T., 2016. Element geochemistry of the Devonian/Cariferiferous boundary - a compositional approach. *Appl. Geochem.* 75, 211–221.

Capircó, M., Kowalska, J., Mazurek, R., Pajek, M., 2017. Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland). *Chemosphere* 179, 148–158.

Ginecchini, R., Cavallio, C., Toro, I., Rastamante, E., Silva, V., Sepúlveda, N., 2004. Micro-spatial variation of soil metal pollution and plant recruitment near a copper smelter in Central Chile. *Environ. Pollut.* 127, 345–355.

Ganey, M., Zegura, G.J., Dugan, N., Quay, T.T., 2010. Exposure assessment and risk characterization from trace elements following soil ingestion by children exposed to playground, park and picnic areas. *J. Hazard Mater.* 182, 656–664.

Han, Q., Wang, M.S., Cao, J.L., Gu, C.L., Liu, Y.P., He, X.D., He, Y.C., Liu, Y., 2020. Health risk assessment and bioavailabilities of heavy metals for children in soil and dust from urban parks and schools of Jiaozuo, China. *Environ. Toxicol. Saf.* 101, 11.

Hijeritos, F., Oyuzun, R., Oyuzun, J., Maturana, H., Lillo, J., Morúa, D., 2004. Environmental assessment of copper-gold-silver mining in the Andafalco and Punitaqui districts, northern Chile. *Appl. Geochem.* 19, 1055–1064.

Hiller, E., Mihaljević, M., Filera, L., Lechka, L., Jurković, L., Kollárová, T., Fajčíková, K., Šamuková, M., Tomášková, V., 2017. Occurrence of selected trace metals and their oral bioavailability in urban soils of kindergarten and parks in Bratislava (Slovak



- Republic) is evaluated by simple in vitro digestion procedure. *Estuaries Environ. Sci.* 144, 611–621.
- INE. 2010. *Compendio Estadístico*. Publicación Anual. Instituto Nacional de Estadística. Santiago, C.C. Andar. E.L. 2008. Urban geochemical mapping studies: how and why we do them. *Environ. Geochem. Health* 30, 511.
- Jaqueira, H. 2002. Air quality at Santiago, Chile: a box modeling approach. II. PM<sub>2.5</sub>, coarse and PM<sub>10</sub> particulate matter fractions. *Atmos. Environ.* 36, 331–344.
- Jang, M.C., Theriotat, I. 1996. Heavy metal concentrations of soils and plants in the vicinity of a lead zinc mine, Korea. *Appl. Geochem.* 11, 53–59.
- Kadir, Z., Qureshi, S.A., Mian, M. 2015. Geochemical baseline determination and pollution assessment of heavy metals in urban soils of Karachi, Pakistan. *Ecol. Indicat.* 49, 356–364.
- Kamali, J.B., Manzari, B., Ghasemi, M., Zolaki, T. 2010. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination: A review. *Environ. Geochem. Health* 40, 2395–2420.
- Kyackwa, P., Hain, K., Filizotas, P. 2017. Correlation between compositional pairs based on systematic balances. *Math. Geosci.* 49, 777–790.
- Laird, M.A.S., Mielke, H.W., Filappis, G.M., Johnson, D.L. 2005. Secondary and children's blood lead levels: developing a predictive model using climatic variables and blood lead data from Indianapolis, Indiana. *Synthese*, New York and New Orleans, Louisiana (USA). *Environ. Health Perspect.* 113, 793–800.
- Landigan, P.J., Goldman, L.R. 2011. Children's vulnerability to toxic chemicals: a challenge and opportunity to strengthen health and environmental policy. *Health Aff.* 30, 942–950.
- Li, G., Sun, Q.X., Ren, Y., Luo, X.S., Zhu, Y.G. 2015. Urban soil and human health: a review. *Environ. J. Soil Sci.* 59, 196–215.
- Li, J.O., Fu, L.J., Liao, Q.L., Zhu, W., Bai, X.Q., Xu, Y., Zhang, L.F., Hua, M., Gu, Y. 2013. How anthropogenic activities affect soil heavy metal concentration on a broad scale: a geochemistry survey in Yangtze River Delta, Eastern China. *Environ. Earth Sci.* 73, 1023–1030.
- Li, X., Zhou, C., Liu, F.S. 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Appl. Geochem.* 16, 1361–1368.
- Li, Z., Ma, Z., van der Walje, T.J., Yuan, Z., Huang, L. 2014. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. *Sci. Total Environ.* 460–469, 843–853.
- Liu, X., Yu, S., Zhu, Y.-p., Li, X.-d. 2012. Trace metal contamination in urban soils of China. *Sci. Total Environ.* 421–422, 17–30.
- Marjanovic, M.D., Vukobrat, M.M., Antonovic, B.G., Dimitrijevic, S.I., Jovanovic, D.M., Mijatovic, M.N., Ristic, M.D. 2009. Heavy metals concentration in soils from parks and green areas in Belgrade. *J. Serb. Chem. Soc.* 74, 697–706.
- Mason, I., Eklund, C., Kalver, D., Panagopoulou, G. 2010. Contamination and availability indicators of soil heavy metals: the case of children's playgrounds in the city of Athens (Greece). *Water, Air, Soil Pollut.* 212, 51–63.
- Mazurek, R., Kowalska, J., Gajnek, M., Zdrojowy, P., Jozefowska, A., Zaleski, T., Rogals, W., Tymonik, M., Oleszka, E. 2017. Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution. *Chemosphere* 168, 839–850.
- Müller, A., Müller, K.W., Abdallah, A., Abdalqader, G., Urmann, J. 2005. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghazal. *Geoderma* 124, 63–71.
- Muebert, M.M.R., Ayala, G.A., Ekor, S. 2012. Multi-criteria ranking and source identification of metals in public playgrounds in Queensland, Australia. *Geoderma* 173, 173–183.
- Moya, F.M., Ares, G.J., Leiva, C., Vega, A.S., Gutiérrez, E., Adroco, H., Muñoz, L., Pardo, P.A., Castro, S. 2019. An integrated study of Health, Environmental and Socioeconomic indicators in a Mining-Impacted Community Exposed to Metal Enrichment. *Environmental Geochemistry and Health*.
- Narayan, J., Richter, P., Tural, M.J. 2007. Preliminary physical chemical characterization of river water and sediments affected by copper mining activity in central Chile. Application of multivariate analysis. *J. Chil. Chem. Soc.* 52.
- Nriagu, J.O. 1992. Trace metal pollution in Africa. *Sci. Total Environ.* 121, 1–37.
- Olafun, O., Olayinka, A., Awotayo, O. 2014. Ecological Impact of Mining on Soils of Southwestern Nigeria.
- Oyarzun, R., Lillo, J., Oyarzun, J., Figueroa, P., Matamoros, H. 2006. Heavy metal anomalies in stream sediments from mineral watersheds in northern Chile: when geological and structural analysis contribute to understanding environmental disturbances. *Int. Geol. Rev.* 48, 1133–1144.
- Pardo, M., Guebrevo, J. 2006. *Handbook of Soil Analysis: Mineralogical, Organic and Inorganic Methods*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Qingli, G., Jun, D., Yunchun, X., Qingli, W., Lijiang, Y. 2003. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *J. China Univ. Geosci.* 19, 230–241.
- Qu, M.-K., Li, W.-D., Zhang, C.-R., Wang, H.-Q., Yang, Y., He, L.-Y. 2013. Source apportionment of heavy metals in soils using multivariate analysis and geochemical. *Ecologphere* 23, 437–444.
- Qu, M., Wang, Y., Huang, B., Zhu, Y. 2013. Source apportionment of soil heavy metals using robust absolute principal component scores robust geographically weighted regression (RAPCS-RGWR) receptor model. *Sci. Total Environ.* 468, 205–210.
- Rain, A.P., Patrício, C., Nozck, Y., Robert, S., Diaz, A.C. 2014. Assessing human exposure to aluminium, chromium and vanadium through outdoor dust ingestion in the Basin Miraz de Provence, France. *Environ. Geochem. Health* 36, 903–917.
- Rahse, J., Todd, G., Meyer, D., Zandee, C. 2010. The elderly as a sensitive population in environmental exposures: making the case. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 207, 95–157.
- Rodríguez-Díaz, B., Vidal, R., Fernández, F., Lambre, F., Quiroa, F. 2018. Metal concentrations and source identification in Chilean public children's playgrounds. *Environ. Monit. Assess.* 190, 703.
- Romero, L., Alessi, H., Campino, P., Fandiño, L., Odu, B., Dafre, C., Esguerra, T., Thornton, I., Farago, M. 2003. Arsenic enrichment in waters and sediment of the Rio Maipo (second region, Chile). *Appl. Geochem.* 18, 1399–1416.
- Salmuñigabeha, S., Palermo-Marin, M.R., Becerra, E., Rueda-Holgado, F., Wain-Rodríguez, C., Fariña-Rúa, X., Vidal-Cortez, V., González-Balir, F., Nalho-Gil, E. 2015. Long-term assessment of ecological risk from deposition of elemental pollutants in the vicinity of the industrial area of Puchuncaví-Ventanas, central Chile. *Sci. Total Environ.* 527–528, 335–343.
- Sa, S.N., Fournier, P., Ruiz-Rodríguez, P., González-Balir, F., González, E., Oyola, P. 2007. Trends in the elemental composition of fine particulate matter in Santiago, Chile, from 1990 to 2003. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 57, 545–555.
- Schillerst, D.N., Chivers, R.C., Macdonald, R., Cooke, J.M., Wells, K.E. 2014. Quantifying system disturbance and recovery from historical mining-derived metal contamination of freshwater: northwest England. *J. Paleolimnol.* 56, 201–221.
- SENEGADOMIN. 2018. *Cuadro Nacional de Depósitos de Resaca de Chile*. Gobierno de Chile. Oficina de Resaca de Resaca. Servicio Nacional de Geología y Minería.
- SENEGADOMIN. 2020. *Datos de Cuadrantes de Depósitos de Resaca de Chile*. Servicio Nacional de Geología y Minería.
- Shao, X.-Z. 2020. Association between the time patterns of urban green space visitations and visitor characteristics in a high-density, metropolitan city, China. *Urban, 07, 102562*.
- Taylor, M.P., Mould, S.A., Kristensen, L.J., Rasmussen, M. 2014. Environmental arsenic, cadmium and lead dust emissions from metal mine operations: implications for environmental management, monitoring and human health. *Environ. Res.* 135, 296–303.
- Tulva, N.S., Seppä, J.C., McCurdy, T., Cohen Hubal, E.A., Mays, J. 2002. Frequency of breathing behavior in young children. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 12, 259–264.
- Tuzo, F., González, E., Hogg, R.W., Mansfield, V., Boca, N., Bock, J. 2018. Spatial distribution of potentially harmful elements in urban soils, city of Talcahuano, Chile. *J. Geochem. Explor.* 184, 333–344.
- Tuzo, F., González, E., Reyes, F., Fuentes, J.P., Boca, N., Bock, J., Medina, G. 2018. Source analysis and health risk assessment of trace elements in urban soils of Huelmo, Chile. *Catena* 175, 304–316.
- Tuzo, F., King, R., González, E., Bustamante, G., Soverini, F., Boca, N., Bock, J. 2018. Trace element concentrations in schoolyard soils from the port city of Talcahuano, Chile. *J. Geochem. Explor.* 147, 229–236.
- Tuzo, F., Boca, N., Bahía, R., King, R., Bock, J. 2018. An assessment of the potentially hazardous element contamination in urban soils of Antof, Chile. *J. Geochem. Explor.* 184, 345–357.
- United Nations Population Division. 2018. *World Urbanization Prospects: the 2018 Revision*. Custom Data Acquired via Webova.
- Valdovinos, V., Iyastovic, G., Salsamendi, S., Gremisio, U. 2018. Soil Contamination by Heavy Metals in Playgrounds of Esfapartez in Valdivia.
- Wang, M.E., Liu, R., Chen, W.P., Peng, C., Marlet, B. 2013. Effect of urbanization on heavy metal accumulation in surface soils, Beijing. *J. Environ. Sci-China* 64, 328–334.
- Wang, J., Thornton, I., Come Nowell, J. 1993. Physical evidence supporting the transfer of soil Pb into young children via hand-to-mouth activity. *Appl. Geochem.* 8, 269–273.
- Wei, B., Yang, L. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem. J.* 94, 99–107.
- Weissmayer, H.D., Pavlovich, J. 2017. Indices of soil contamination by heavy metals - methodology of calculation for pollution assessment (mini-review). *Environ. Monit. Assess.* 189, 516.
- Wong, C.S.C., Li, X., Thornton, I. 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environ. Pollut.* 102, 1–16.



# CONSIDERACIONES AMBIENTALES PARA LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL EN CIUDADES MINERAS EN CHILE

DOCUMENTO PARA  
POLÍTICA PÚBLICA



Centro de Desarrollo  
Urbano Sustentable

Octubre 2022  
Nº28

**CONSIDERACIONES  
AMBIENTALES PARA  
LA PLANIFICACIÓN  
TERRITORIAL EN  
CIUDADES MINERAS  
EN CHILE**

© Centro de Desarrollo  
Urbano Sustentable  
CEDEUS

**Autores**

CEDEUS:  
Pablo Pastén, Sandra Cortés,  
Pablo Moya, Alejandra Vega, Sonia  
Reyes, Alejandra Precht, Jorge  
Precht, Francisca Musalem

Cómo citar este documento:

Pastén, P., Cortés, S., Moya, P.,  
et al., (2022). *Consideraciones  
ambientales para la planificación  
territorial en ciudades mineras en  
Chile*. Documento para Política  
Pública N°28. Centro de Desarrollo  
Urbano Sustentable, Santiago.  
<https://doi.org/10.7764/cedeus.dpps.28>



Atribución-NoComercial 4.0  
Internacional (CC BY-NC 4.0)  
Primera edición, corregida  
Octubre 2022 / N°28

**CONSIDERACIONES  
AMBIENTALES PARA  
LA PLANIFICACIÓN  
TERRITORIAL EN  
CIUDADES MINERAS  
EN CHILE**

DOCUMENTO PARA  
POLÍTICA PÚBLICA



**CEDEUS**

Centro de Desarrollo  
Urbano Sustentable



## PUNTOS CENTRALES

El hecho presenta evidencia acerca de las altas concentraciones de algunos metales y metales pesados en polvos de calle y suelos de Copiapó y realice estimaciones preliminares de riesgo para la salud de la población. Además, analiza cómo desde la planificación territorial se puede gestionar la situación ambiental de ciudades en el contexto minero para disminuir riesgos sobre la población residente.

## INTRODUCCIÓN

Entre las problemáticas ambientales que afectan a las ciudades mineras, una de las más graves es la exposición crónica de la población a metales a través del aire, del suelo o aguas. En 2016, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) evaluó numerosos sitios con potencial presencia de contaminantes (CENMA, 2016), entre ellos los "hoteles urbanos", e identificó múltiples sitios con contaminantes metálicos, concluyendo que existen carencias de información con respecto al contenido de metales en los suelos urbanos y periurbanos en nuestra zona de estudio, la ciudad de Copiapó.

El Centro de Desarrollo Urbano Sustentable (CIDEUS) realizó un diagnóstico de la condición ambiental de Copiapó, para luego estimar de forma preliminar el riesgo a la salud de la población debido a la ingestión de polvos de calles y suelos enriquecidos con metales. Parte de la investigación identificó el origen de los metales en la ciudad y cómo se distribuyen en Copiapó.

Luego, se evaluó cómo los Instrumentos de Municipalidad Territorial (IT) y los Instrumentos de Gestión Ambiental pueden ser utilizados para evitar, controlar o mitigar el uso de suelo con presencia de contaminantes a partir de una priorización por las implicaciones sanitarias poblacionales. Asimismo, el documento entrega recomendaciones a la política pública para ciudades insertas en un contexto minero.



## ANTECEDENTES

## Caso de estudio: Copiapó

Las concentraciones de metales medidas en suelos y polvos de calles en Copiapó indicaron altos valores para arsénico y cobre. Para ambos elementos se superan en más del 90% de las muestras con respecto a la norma de referencia para suelos urbanos de Canadá. Existen también casos puntuales de concentraciones que superan las normas de referencia internacionales para cobalto, mercurio y plomo.

El trabajo de campo determinó una línea base o background de metales en suelos de Copiapó (condiciones naturales para 14 elementos) a través de 59 muestras de zonas naturales. El 40% de las muestras poseen concentraciones de arsénico sobre los valores de referencia establecidos para el caso de Polvos de calles (28 mg/kg, según regulación de UE) (Secretaría Regional Ministerio de Salud, 2011). El 30% de las concentraciones basales de níquel y manganeso corresponden a más del doble de las reportadas por estudios con mediciones similares realizadas en otros países y que en el caso del cobre es más de siete veces.

Esta información es coincidente con la alta presencia de yacimientos mineros y con que, geológicamente, la zona presenta un elevado contenido de metales en el suelo. Por otro lado, debido a la deposición atmosférica de emisiones industriales, se observó una mayor concentración de metales en la parte superficial (entre 0 y 5 cm de profundidad) de los suelos en zonas naturales cercanas al área minera-industrial. Por ejemplo, las concentraciones de arsénico aumentaron en promedio

208% en las muestras superficiales más cercanas a la fundición de cobre versus las profundas (más de 20 cm de profundidad). Así, el polvo que llega a la ciudad desde las zonas aledañas es rico en metales debido a las condiciones naturales de la zona y además por la actividad industrial presente en la misma.

Al comparar los valores medidos con la línea base se determina un factor de enriquecimiento (porcentaje). Un factor de enriquecimiento indica el aporte de fuentes de metales NO naturales en relación a la condición natural (Sutherland, 2003), en este caso aplicado sobre los polvos de calles y suelos para comparar la condición urbana con la línea base natural. Valores altos implican alto aporte no natural. Diferentes metales relacionados a la actividad minera presentan factores de enriquecimiento por sobre la condición natural, como el caso del arsénico con un 29%, el cobre con un 79%, el mercurio con un 63% y plomo con un 75% de las muestras de polvo de calles enriquecidas. Dentro de la ciudad, el enriquecimiento depende del lugar en donde fue tomada la muestra. En el caso del estudio, existe un enriquecimiento leve en todo Copiapó, pero intensificado en sectores cercanos a relaves ricos en mercurio, como el relave Ojitos, ubicado en el centro de la ciudad, y el relave Santa Bárbara, cercano a la zona agrícola de San Fernando, ambos provenientes de la actividad extractiva de oro (que comúnmente utiliza mercurio en forma artesanal y a pequeña escala). En el caso del cobre, los enriquecimientos son mayores en las zonas cercanas a relaves de la minería del cobre y la fundición.

Los altos factores de enriquecimiento y su distribución en el territorio nos indican dos hechos: a pesar del alto

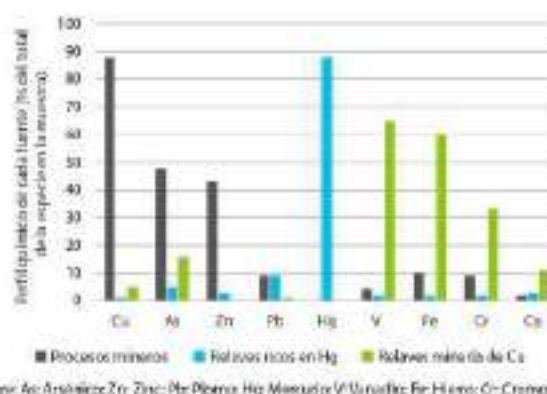


Figura 1. Perfil químico de ochenta y dos muestras de polvo de calles de Copiapó, Chile, de acuerdo a su origen. Fuente: Elaboración propia.

aporte natural de metales, existe un enriquecimiento debido a causas humanas; y el enriquecimiento de metales depende altamente de las fuentes cercanas. Se identificaron seis fuentes cuya actividad aporta metales a los polvos de calles y suelos de la ciudad: 1) los relaves ricos en mercurio; 2) los relaves de la minería del cobre; 3) los procesos mineros realizados por la minería activa en la zona; 4) las emisiones del tráfico; 5) agricultura; y 6) el polvo originado en los suelos naturales de la región. Cinco de estas fuentes son de origen antropógeno y sólo una es de origen na-

tural, destacando que tres de ellos se relacionan con actividades mineras pasadas o actuales, cuyo perfil químico se presenta en la figura 1.

Los procesos mineros son la principal fuente de cobre, arsénico y zinc en el área; los relaves ricos en mercurio son el principal origen de este metal en la ciudad y las relaves de la minería del cobre aportan además elementos como vanadio, hierro y cromo. El aporte de los procesos mineros activos es homogéneo en toda la ciudad, con mayores niveles en las zonas industriales,



Por otro lado, polvos de calles de las zonas cercanas a los relaves Santa Blanca y Ojancos, presentan mayor concentración de mercurio. Mientras que los relaves de la minería del cobre se ubican en la zona agrícola e industrial al sur de la ciudad, en donde se cuentan a sus impactos. Este escenario sugiere una potencial fuente de exposición a las personas debido al consumo involuntario de metales a través de alimentos producidos localmente, tal como verduras allí cultivadas.

Las evaluaciones de riesgo a la salud son un método opcional para estimar el nivel de riesgo al que se expone la población expuesta a metales. Se basa en las concentraciones ambientales existentes, su biodisponibilidad, una ruta o rutas de exposición y una concentración a la cual la exposición se considere segura. Si la sustancia tiene un potencial tóxico y está en una concentración sobre el límite de exposición estimado que se considere segura para la salud, podría relacionarse con daños a la salud a nivel poblacional, especialmente cuando esta exposición ocurre por largos períodos de tiempo, presentando un riesgo carcinogénico, o no, según sus perfiles toxicológicos. Es importante también considerar las características de las personas expuestas por las diferentes vías (aire, agua, suelo, alimento).

Quántos organismos están niños y adultos también dependerá de la bio-disponibilidad del metal en el medio ambiente. Según la definición de la ATSDR "la bio-disponibilidad es el porcentaje de la cantidad total de una sustancia química que se absorbe en el organismo expuesto, o más, la cantidad absorbida de la sustancia química puede producir algún efecto". Esto podría ser variable para cada uno de los alimentos químicos evaluados.

La estimación preliminar de la bio-disponibilidad para el plomo en muestras de suelo, polvos de calles y relaves de Copaló indicó que, en promedio, la bio-disponibilidad es de 84% en relaves, 72% en suelos y 69% en polvo de calles. En palabras simples, por ejemplo, si un niño consume un puñado de relave que contiene plomo, y luego consume un puñado del mismo tamaño y con la misma concentración de plomo, pero de polvo de calle, el plomo que estaría ingiriendo a su cuerpo es mayor en el caso del relave que con el polvo de calle.

Considerando la distribución de las concentraciones de los metales, su enriquecimiento y la estimación de riesgo teórico para la salud, se establecieron cinco áreas que deberían ser priorizadas en futuros estudios de evaluación de riesgo o de daños a la salud de la población (véase Figuras 2). Dos corresponden a zonas residenciales: una en el centro de la ciudad (Área B) y la otra en la población El Palomar en la ribera sur del río Copaló (Área C). En estas áreas se sugiere establecer un monitoreo ambiental y una caracterización integral del estado de salud, especialmente en niños, y niños para caracterizar adecuadamente la zona y establecer la importancia de los determinantes ambientales y sociales que influyen en el estado de salud de la población.

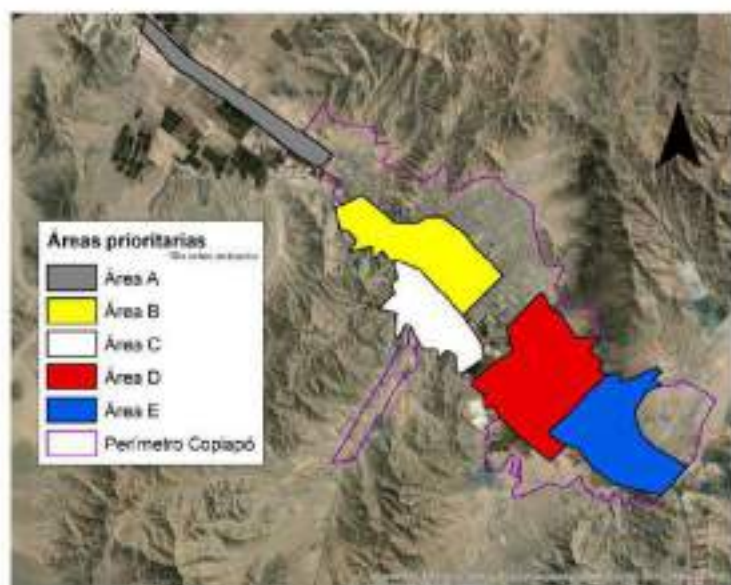


Figura 2. Áreas prioritarias para la evaluación de riesgo del estado de salud poblacional. Las cinco áreas prioritarias se delimitaron según el riesgo potencial en las áreas de calles, las concentraciones de metales, el estado preliminar de riesgo y la ubicación de las áreas de metales. Fuente: Ribera y Nuñez.

## ESTADO ACTUAL DE LA POLÍTICA PÚBLICA

Se presenta un análisis de las normas sobre planificación territorial y de otros instrumentos ambientales en relación a la presencia de contaminaciones en suelos.

### Instrumentos de Planificación Territorial - Áreas restringidas al desarrollo urbano

La Ordenanza General de Urbanismo y Construcción (OGUC) establece art. 21.1.7 que "En los planes reguladores podrán definirse áreas restringidas al desarrollo urbano" estableciendo restricciones de dos tipos: i) aquellas que por su peculiar naturaleza y ubicación no son susceptibles de edificación, tales como franjas o cordones de protección de obras de infraestructura peligrosa ("áreas no edificables"), y ii) áreas que reúnen algún tipo de riesgo ya sea por causas naturales o antrópicas, en las cuales se restringe la edificación, previo estudio fundado ("áreas de riesgo") (Figura 3). Entre las causas para declarar áreas de riesgo no se incluye la contaminación, sino que se señala de manera general "zonas o terrenos con riesgos generados por la actividad humana", pudiendo entenderse que, en estas áreas, por la contaminación entendida como contaminación de suelos, se restringe la edificación en razón de una estabilidad productiva. En zonas similares, la determinación de estas áreas debiese utilizarse como herramienta principal para evitar exposición de organismos a contaminación de suelos y fomentar la remedialción de los mismos en caso que se requieran utilizar en especial para fines habitacionales o áreas verdes.

La ambientación urbanística se expresa en el "Cua-

derno 1 Zonificación para la planificación territorial" de la División de Planificación Regional del ex Ministerio de Planificación y Cooperación (2015), que señala que la contaminación es un factor a considerar desde la perspectiva de que ciertas actividades desarrolladas por la población pueden afectar negativamente el entorno, de modo que justifiquen una limitación o restricción al desarrollo de dicha actividad.

### Evaluación Ambiental Estratégica

La Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) permite entregar una visión ambiental en etapas tempranas de la toma de decisiones. Se encuentra regulada en la Ley N° 19.200 sobre Bases Generales de Medio Ambiente y el Decreto Supremo N° 32 (2015), es obligatoria para los Planes Reguladores Comunales (PRC) y planes intercomunales nuevos. En el proceso de EAE para un Instrumento de Planificación Territorial (IPT), no sólo se presentan los antecedentes técnicos como base para establecer zonas de riesgo, sino que también por su amplitud, transversalidad y objetivos permite que las calidades de suelo (como la presencia de contaminación) puedan considerarse al definir los usos de suelo.

Sin embargo, existe un problema sobre las modificaciones a los IPT, puesto que el artículo 29 del Reglamento de EAE, no considera como modificaciones sustanciales en el aspecto de suelo. Instrumento de planificación, las medidas que se puedan tomar sobre "áreas de riesgo" para Planes Reguladores Intercomunales o Metropolitanos y tampoco para los casos de los PRC o Seccionales.



Figura 3. Esquema Áreas restringidas al desarrollo urbano. Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo a la encuesta de opinión, el establecimiento de un área de riesgo por contaminación del suelo que limite el futuro asentamiento con fines residenciales no es considerada una modificación sustancial del Plan Regulador Comunal y de acuerdo al Reglamento de la EAE vigente, dicha modificación al PRC no deberá pasar por EAE.

### Normas de Calidad del Suelo

En Chile no existe una norma de calidad primaria de suelo, tal como existe en agua y en aire, es decir, relacionadas de manera directa con la presencia de contaminantes y estándares de contaminación que afecte la salud. Las normas de calidad de suelo son regulaciones sectoriales que buscan proteger desde su uso sinvo apropiado y centran su regulación en la conservación de los suelos degradados, evitando la pérdida de su capacidad productiva. Entre ellas están la Ley 20.412 que establece un sistema de incentivos para contribuir a la sustentabilidad agroambiental del recurso suelo recuperando su potencial productivo, el Decreto Ley N° 3557 (1960) con el propósito de

protección agrícola, y el DFL N° 235 (1999) del Ministerio de Agricultura, que establece un sistema de incentivos para la recuperación de suelos degradados.

Desde hace varios años el Ministerio de Medio Ambiente ha intentado infructuosamente avanzar en esta materia. Así, por ejemplo, la Resolución Denta N° 177 (2016) del Ministerio del Medio Ambiente, establece el Primer programa de regulación ambiental (2016-2017, el Título IV Residuos, suelo y evaluación de riesgos establece en la sección criterios de sustentabilidad: la tema de "la gestión de los suelos con potencial presencia de contaminantes, mediante la aplicación de la metodología de evaluación de riesgo" y entre sus políticas y planes, únicamente contempla "la actualización de la legislación nacional para la gestión de sitios con presencia de contaminantes y su plan de acción". En este sentido, el instrumento parece quedarse en una etapa previa a la de elaboración de una norma de calidad para suelos que contemple su impacto en la salud de las personas.

<sup>1</sup> Decreto Supremo N° 32 de la Ley N° 19.200, sobre Bases Generales de Medio Ambiente, Artículo 29 inciso tercero. Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental 2016 de octubre de 2015.

<sup>2</sup> Además, existe consenso en el mundo que la EAE contribuye de manera significativa a mejorar los planes de desarrollo territorial para mitigar mejor los problemas ambientales en las zonas urbanas (CARRAZO, 2016).



## RECOMENDACIONES

Considerando los antecedentes presentados, los cuales se pueden revisar en el documento extendido del Centro de Desarrollo Urbano Sustentable (CEDEUS) estimamos que es fundamental considerar las siguientes propuestas:

## En materia de planificación territorial

- a. Incorporar en la elaboración de los futuros instrumentos de Planificación territorial y modificaciones a los existentes, estudios fundados para declarar "áreas de riesgo", bajo la categoría de "Zonas o terrenos con riesgos generados por la actividad intervencional humana".

Chile cuenta con un registro de normas de referencia para el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental: <http://ma.gob.cl/documentacion/normas-de-calidad-y-valores-referenciales>. Mientras no se elaboren las normas propias para nuestro país, se sugiere utilizar éstas.

- b. Incorporar al artículo 26 del Reglamento de la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE), lo referente a las hipótesis de modificación sustancial de instrumentos de Ordenamiento Territorial que generan un EAE, modificación del siguiente texto: "incorpora bajo la letra c) referida a Plan Regulador Comunal o Seccional, un nuevo numeral, a saber: "vi) Se incorporan nuevos ámbitos de riesgo generados por actividad intervencional humana".

- c. Sugierimos la elaboración de normas de uso de suelo al interior del Instituto Nacional de Normalización (INN) que luego pueden ser recogidas en la

Ordenanza General de Urbanismo y Construcción (OGUC) y de referencias a los usos residencial, áreas verdes, actividad agrícola y espacios públicos. En el desarrollo de estas normas debe considerarse la geología del país y evaluar los niveles naturales de metales para definir así los niveles base background para las distintas zonas de Chile.

- d. En el largo plazo, desarrollar normas de calidad de suelos, con foco en la protección de las personas, identificando zonas que pudieran representar riesgos para la salud de la población. En ello se debe considerar la geología del país y evaluar los niveles naturales de metales para definir los niveles base o background para cada zona, de igual importancia es la caracterización de estas poblaciones en cuanto a otros aspectos que pueden aumentar su vulnerabilidad, tal como aspectos sociales (ej. situación de pobreza) o bien biológicos, tal como la proporción de población infantil y la presencia de sitios de aprendizaje o de recreación a las zonas de riesgo.

Sin embargo, la falta de esta normativa nos obliga para no utilizar los importantes mecanismos que contempla la legislación urbanística y las normas internacionales que expresamente son incorporadas como referencias en materia ambiental.

## En materia técnica y métodos a considerar

- a. Establecer en el reglamento los métodos de muestreo y determinaciones analíticas para polvos de calles y suelos, considerando la alta heterogeneidad y los distintos contextos, propios de estos sistemas ambientales donde se lleva a cabo el estudio.

- b. Certificar laboratorios que cumplen con estándares de confiabilidad y confiabilidad para medir metales en polvos y suelos, para contar a nivel nacional con análisis en condiciones y calidad similares.

c. Elaboración de estudios técnicos en áreas de riesgo urbanizadas o futuras a urbanizar, realizando un diagnóstico del contenido de metales en los suelos y polvos de calles para estimar el riesgo a la salud de la población que se instalen en dichos lugares de manera preliminar. Este insumo también podrá ser útil para establecer áreas prioritarias para futuros estudios o intervenciones. La identificación de las potenciales fuentes importantes de contaminación es vital para la mitigación, pudiendo realizarse con el modelo de receptor (RMF) desarrollado por la United State Environmental Protection Agency (USEPA) y aplicado por CEDEUS.

- d. Establecer prioridades de intervención para las fuentes de contaminación presentes en la ciudad, como los relevos urbanos, dando urgencia a aquellos que tengan potencialmente de riesgo a la salud de la población, siguiendo por la presencia de contaminantes carcinogénicos como lo es el arsénico u otros elementos asociados a detección cognitiva, tales como el plomo, mercurio, entre otros. Una posible solución para los relevos urbanos puede ser la aplicación de tecnologías para la neutralización de estos residuos o estabilizadores físicos y químicos, disminuyendo la exposición de la población que tiene contacto con ellos de manera involuntaria.

<sup>1</sup> INN no avanzado en el desarrollo de normas técnicas de suelo.

<sup>2</sup> Similar al trabajo que ha realizado ANEP y SEMPAQUAN en los últimos años.

## REFERENCIAS

- Calcagni, M.S. (2016).** Screening geoquímico a Bona: ocurrencia, distribución y bio disponibilidad de metales y metaloides en matrices sólidas en Copiapó. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias de la Ingeniería. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Calcagni, M.S., Bonilla, C.A., and Pastén, P.A. (2019).** Active and legacy mining in an arid urban environment: challenges and perspectives for Copiapó (Northern Chile). International Conference of the SEGH: Urban Soils and Metal Contamination Issues - Remedies! March 30- April 1, 2019, Arlington, TX, USA.
- Calcagni, A.B., Vega, A.S., Coquery, M., Moya, P.M., Calcagni, M.S., Bonilla, C.A., Pastén, P.A. (2016).** Active and legacy mining in an arid urban environment: challenges and perspectives for Copiapó, Northern Chile. *Environmental Geochemistry and Health*, 38(4), 1001-1014.
- CEDES (2020).** Contaminación por metales pesados en suelos de Copiapó. Diagnóstico y propuestas públicas. CEDES, Reporte Técnico. Santiago, Chile.
- Centro Nacional del Medio Ambiente, CENMA (2016).** Diagnóstico y evaluación de potenciales riesgos en las canchales de Copiapó y Tierra Anartilla.
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)/Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) (2016).** Evoluciones del desarrollo ambiental. Chile 2016. Santiago, 2016.
- Cortés, S., Arce, G., Leiva, C., Muñoz, L., Gutiérrez, S., Moya, P., Vega, A., Pastén, P. (2018).** Legacy Mine Tailings in Urban Areas: Assessing Heavy/Metal Exposure from Street Dust. *Geoderma* 2018, August 12-17, 2018 in Torino, USA.
- Decreto Supremo N°47 (1992)** del Ministerio de Vivienda y Urbanismo. Fija nuevo texto de la Ordenanza General de la Ley General de Urbanismo y Construcciones.
- Decreto Supremo N°40 (2012)** del Ministerio del Medio Ambiente. Aprueba Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.
- Decreto Supremo N°32 (2015)** del Ministerio del Medio Ambiente. Aprueba Reglamento para la Evaluación Ambiental Estratégica.
- Ministerio de Planificación y Cooperación (2005).** Zonificación para la Reintegración Territorial. Serie Planificación Territorial, Cuadernario 1.
- Moya, P., Pastén, P., Coquery, M., Bonilla, B., Vega, A., Carikovic, A., Calcagni, M. (2015).** Decoding Metal Associations in an Arid Urban Environment with Active and Legacy Mining: the Case of Copiapó, Chile. 2015 AGU (American Geophysical Union) Fall meeting, Dec. 14-18, 2015. San Francisco, USA.
- Moya, P.M. (2017).** Identificación de fuentes contaminantes en suelos y polvos de calle. El caso de Copiapó, Chile. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias de la Ingeniería. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Moya, P.M., Arce, G.J., Leiva, C., Vega, A.S., Gutiérrez, S., Adarce, H., Muñoz, L., Pastén, P., Cortés, S. (2019).** An integrated study of health, environmental and socioeconomic disorders in a mining-impacted community exposed to metal enrichment. *Environmental Geochemistry and Health*, 41, 2105-2119.
- Secretaría Regional Ministerio de Salud (2011).** Plan de Salud de Polvos de Serech de Salud de Arica y Pitrivacora.
- Servicio de Evaluación Ambiental (2012).** Guía de Evaluación de Impacto Ambiental. Riesgo para el salud de la población en el SEM. Gobierno de Chile.
- Servicio Nacional de Geología y Minería, SERNAGEOMIN (2016).** Centro de Depósitos de Anillos.
- Sutherland, B.A., Tolosa, C.A. (2008).** Multi element analysis of road-deposited sediment in an urban drainage basin, Honolulu, Hawaii. *Environmental Pollution*, 110(B), 483-495.
- Vega, A. S., Moya, P., Arce, G., Coquery, M., Cortés, S., Pastén, P. (2018).** Metal enrichment and human exposure in an arid city with current and legacy mining: the Andacollo case. Chile. 2018 AGU Fall Meeting, December 10-14, 2018 Washington DC, USA.
- Vega, A.S., Arce, G., Moya, P., Acevedo, S., De la Barrera, F., Reyes, S., Bonilla, C., Pastén, P.A. (2019).** Concentration of metals in urban soils in Chile: effect of mining activity. 2018-2019 International Solid Meeting, January 6-9 2019. San Diego, USA.
- Vega, A.S., Arce, G., Carikovic, A., Moya, P., Coquery, M., Pastén, P.A. (2019).** Dynamic of metals in street dust after a mudslide: Case of mining city in Chile Fall 2019 National Meeting News, August 26-29 2019, San Diego, CA, USA.
- Vega, A.S., Arce, G., Rivera, J.J., Acevedo, S.E., Reyes-Paecke, S., Bonilla, C.A., Pastén, P. (2022).** A comparative study of soil metal concentrations in Chilean urban soils using four pollution indices. *Applied Geochemistry*, 141, 105290.

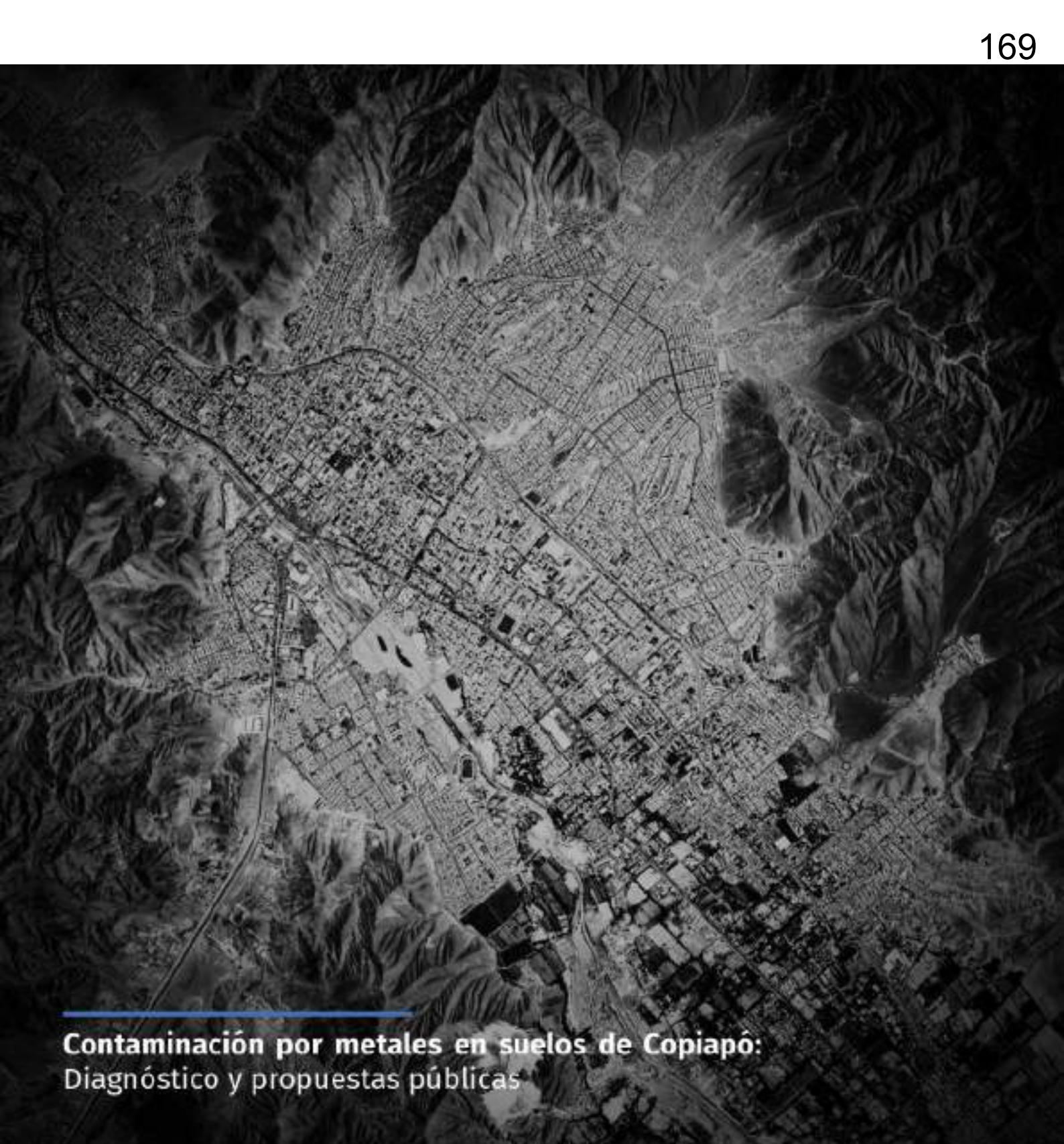




## DOCUMENTO PARA POLÍTICA PÚBLICA

---

[www.cedeus.cl](http://www.cedeus.cl)  
[comunicaciones@cedeus.cl](mailto:comunicaciones@cedeus.cl)



**Contaminación por metales en suelos de Copiapó:**  
Diagnóstico y propuestas públicas





## CONTAMINACIÓN POR METALES EN SUELOS DE COPIAPÓ: DIAGNÓSTICO Y PROPUESTAS PÚBLICAS

El Centro de Desarrollo  
Urbano Sustentable  
CEDEUS

Cómo citar este documento:

**CEDEUS (2022).** Contaminación  
por metales en suelos de Copiapó:  
Diagnóstico y propuestas públicas.  
CEDEUS, Reporte Técnico. Santiago,  
Chile.



Atribución-NonComercial 4.0  
Internacional (CC BY-NC 4.0)  
Primera edición  
Octubre 2022



## TABLA DE CONTENIDOS

1 Información para tomadores de decisión	7
2 Contaminación, salud y minería en el ámbito en desarrollo urbano sustentable	14
3 Copilado: metales en suelos y polvos de calles, problemas de salud y condiciones de vivienda	17
3.1 Metales: catiónes, aniones sales, interacciones y caso de estudio	17
3.2 ¿Se expone la población a riesgo a la salud?	19
3.2.1 ¿Qué metales presentan un posible riesgo a la salud? Situaciones potenciales del riesgo	20
3.2.2 Limitaciones de la metodología y proyecciones	35
3.3 Línea base y equipamiento de metales para zonas urbanas	25
3.3.1 ¿Cuáles son las concentraciones de metales en zonas naturales?	25
3.3.2 Equipamiento en zonas urbanas ¿Déficit natural o humano?	26
4 ¿Cuáles son las fuentes del equipamiento de metales?	29
4.1 Procesos mineros	30
4.2 Relaves mineros en minería	31
4.3 Relaves de la minería del cobre	32
5 ¿Cuáles son las áreas prioritarias para futuros estudios de riesgo?	32
6 Identificación urbana y calidad química de suelos	34
6.1 Regulación sobre zonificación	34
6.2 Áreas restringidas de depósito urbano	35
6.3 Evaluación ambiental estratégica	40
6.4 Planificación urbana y normas	41
6.4.1 ¿Normas de calidad ambiental o normas de uso?	41
6.4.1.1 Normas de calidad de suelo	41
6.4.1.2 Normas de uso	44
6.4.2 Decreto de emergencia sanitaria	46
7 Conclusiones	46
7.1 Conclusiones técnicas	46
7.2 Propuestas y proyecciones	50
Bibliografía	53
Glosario	58
Anexo técnico	60
Equipo	70



El presente documento tiene como objetivo informar sobre la situación actual de la ciudad de Copajá, donde coexisten zonas urbanizadas con asentamientos y minas mineras, exponiendo potencialmente a la población a metales y metales pesados. Se realizó una evaluación de la situación con los métodos complementarios. Primero se compararon las concentraciones de metales en suelos y polvo de calle con valores de referencia internacionales. En segundo lugar, se realizó un estudio con énfasis en las posibles consecuencias en la salud de la población. El experimentado fue la comparación con las concentraciones de metales naturales de la zona para descartar que la situación tenga un origen natural. Los métodos aplicados que en Copajá existe un potencial riesgo de salud para la población debido a metales como arsénico y níquel. Además, se identificaron, a través de diversas metodologías, las fuentes que aportan metales en la ciudad, destacando principalmente los aportes de las actividades mineras. Se establecieron como áreas dentro de la ciudad como priorizadas para futuros estudios de riesgo y acciones de control. Se analizó la normativa de planificación urbana existente relacionada a la problemática de calidad de suelos y cómo esto puede ser aplicado para el control de la actual situación. Por último, se sugieren propuestas y proyecciones para abordar esta problemática presente en la ciudad de Copajá.

## 1. INFORMACIÓN PARA TOMADORES DE DECISIÓN

En el siglo XX la ciudad de Copajá sufrió un explosivo crecimiento demográfico producto del exponencial desarrollo de la actividad minera en la zona. El **crecimiento urbano ocurrió en forma descentralizada**, sin una planificación adecuada, **alcanzando sectores industriales mineros** en la zona periurbana. Esta proximidad de los **nuevos pobladores** se asentaron en lugares que potencialmente poseían empacamiento de metales en suelos, suelos y polvo de calles, debido a la cercanía con **industrias mineras y sus relaves**, exponiendo potencialmente a la población a diversos metales y sus **consecuencias en la salud**. Este problema continúa actualizándose en diversas ciudades y poblados de Chile, como ellos Chusara, Diego de Almagro, El Salado, Andacollo, Rapel, Tierra Amarilla y Copiapó. Este último caso representa el mismo caso de estudio con **más de 30 relaves mineros en la zona urbana y periurbana de la ciudad**.

### Objetivos

El objetivo general del presente trabajo de investigación fue realizar un **diagnóstico rápido** y simple de la **condición ambiental de Copiapó**, para luego editar de forma preliminar el **riesgo a la salud de la población y definir áreas para futuras evaluaciones de riesgos para la salud e intervenciones integrales (salud, ambiente, sociales) en la ciudad**. Además, se realizaron estudios complementarios con el objetivo de identificar el origen de los metales en la ciudad, las **fuentes** de donde provienen y cómo estas influyen en Copiapó. También se espera analizar y entender cómo los **instrumentos de planificación territorial** pueden ser utilizados para controlar la situación de los relaves en la ciudad.

### Metodología

Se obtuvieron **muestras de polvo de calles y suelos** para determinar la distribución y concentraciones de metales a las que la población se encuentra potencialmente expuesta. Se obtuvieron muestras de polvo de calle debido a que corresponden a un indicador de la contaminación urbana y tienen la ventaja de guardar la historia de acumulación de metales del lugar (Acosta, Fari, Kabisz, Jansen, & Martínez-Martínez, 2014; Salem & Madany, 1993). Por otro lado, se tomaron **muestras de relaves** para caracterizar químicamente una de las potenciales fuentes de contaminación por metales. Todos los muestros se analizaron bajo metodologías estandarizadas y validadas internacionalmente.

**Diagnóstico ambiental y potencial riesgo para la población:** para determinar la situación ambiental urbana de la ciudad y si existe un potencial riesgo para la población frente a metales, se utilizaron tres enfoques de comparación, análisis y estudio:

- 1) Comparaciones de **concentraciones urbanas** con **valores de referencias internacionales**.
- 2) Estimación de **potenciales riesgos para la salud** como consecuencia de la exposición a sistemas urbanos con metales.

3) Estimación de la **línea base natural de metales** para detectar el origen natural de estos.

**Estados complementarios:** a modo de ejemplo se muestra y se presenta de igual manera la situación actual de la ciudad en relación con otros estudios que se encuentran en construcción:

- 1) Identificación de **fuentes contaminantes** de la ciudad.
- 2) Determinación de **zonas prioritarias para futuros estudios orientados a salud poblacional**.
- 3) Análisis de **instrumentos de planificación urbana** y su relación con aspectos de contaminación.

#### Resultados

A continuación, se presentan los principales resultados de trabajo realizado en la ciudad de Copacabana:

1) **Concentraciones urbanas y valores de referencia:** los concretados e elementos de las muestras se compararon bajo los criterios y normas de referencia internacional para suelos de sectores residenciales (Canadá y Brasil) y de valores de referencia establecidos para el caso de Polímetales de Arica. En la Tabla 1-1 se observan el número de muestras que superan cada uno de estos valores de referencia en comparación con el total de muestras obtenidas. Cabe resaltar que los valores de Canadá son en general más exigentes frente a Brasil y que en el caso del **arsénico** existe **superación de los valores de referencia utilizados en Arica para establecer el nivel de potencial peligro para la población**. Un caso particular y emblemático de Copacabana es la **Plaza Colipí**, lugar que debe ser estudiado en mayor detalle debido al **potencial riesgo para la población**. Los suelos de esta plaza poseen altas concentraciones de contaminantes como arsénico, mercurio y plomo, originados en el **antiguo retape** ubicado en el mismo lugar donde se ubica la actual plaza.

2) **Potenciales riesgos para la salud de la población:** se realizó una evaluación técnica del riesgo a la salud de la población. Para estudio preliminar considero que los recipientes de mayor exposición y riesgo potencial son los **riños** **membranas** **de café** y que la principal vía de exposición corresponde a la **ingesta oral de café o polvo de café enriquecido en metales**. Para esta estimación se utilizaron las recomendaciones de la Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) del departamento de salud de Estados Unidos y de la Environmental Protection Agency (EPA). Estos resultados preliminares indican que el **arsénico, cobalto y cobre poseen un potencial riesgo para la salud** y que se necesitan estudios de mayor profundidad para evaluar la situación de la ciudad a cabalidad. Todas las condiciones de la estimación, se considera que el riesgo a la salud es **cuantificable** y que no se puede descartar la existencia de riesgo para niños y otros metales como el cadmio, mercurio, plomo y zinc. La exposición de una **ingesta de material realizada solo de forma casual es conservadora y puede subestimar el riesgo real al que se expone la**

Elemento	Número de muestras que superan los valores de referencia <sup>1,2</sup>					
	Canadá <sup>3</sup>	Suelo	Brasil <sup>4</sup>	Suelo	Polímetales Arica <sup>5</sup>	Suelo
Arsénico	66/71	41/42	3/71	2/42	26/71	26/42
Cobalto	2/71	2/42	1/71	1/42	-	-
Cromo	4/71	0/42	0/71	0/42	-	-
Cobre	71/71	39/42	5/71	1/42	-	-
Mercurio	3/71	1/42	4/71	21/42	-	-
Níquel	8/71	0/42	0/71	0/42	-	-
Plomo	8/71	1/42	0/71	1/42	8/71	1/42
Vanadio	9/71	2/42	-	-	-	-
ZNC	16/71	2/42	0/71	0/42	-	-

Tabla 1-1 Número de muestras que superan valores de referencia para sectores residenciales. Fuente: *Elaboración propia*.

<sup>1</sup> Un árbol se presentaba como "árboles de muestra que superan el nivel de referencia de metales pesados". Consultado para los detalles obtenidos en ICP-OES.

<sup>2</sup> Canadian Council of Ministers of the Environment (2005). Canadian soil quality guidelines for the protection of human health and future health generations.

<sup>3</sup> Canadian Council of Ministers of the Environment (2001). *Resolución 01/02/02/01*.

<sup>4</sup> Secretaría Regional Ministerial de Salud (2011). *Plan de Salud de la Población (PSPP) de salud de niños y adolescentes*. Consultado en línea el 15 de mayo de 2016.

**población**, ya que existen otras vías de exposición como la inhalación, el contacto dérmico, la ingestión de alimentos y agua. En los estudios de riesgo se debe considerar también y deben considerarse tanto explícitamente como en su detalle, identificando los principales riesgos relacionados a la materia que pueden presentar peligro para la población. Deben realizarse futuros estudios de salud que incluyan estudios de toxicología para conocer la exposición real que tiene la población. La estimación preliminar de la **bio-disponibilidad de metales** en muestras de suelo, polvo de café y riños indica que en general es **mejor en riños, seguido por polvo de café y luego suelos**. Lo anterior indica que el **material de retape posee mayor cantidad de metales que son potencialmente absorbidos por el cuerpo humano, a una misma concentración total**.

3) **Concentraciones naturales e valores background:** las condiciones geológicas del área de estudio y la alta cantidad de yacimientos minerales respalda la posibilidad de un alto aporte natural de metales hacia la ciudad. Se detectó **alteraciones en línea base para Copacabana**, similares a valores background (Tabla 1-2), para comparar con las condiciones naturales. Se obtuvieron diez resultados de este estudio; por su lado, se observó un **enriquecimiento generalizado debido a la deposición atmosférica de las emisiones originadas en la industria química** que impacta en riños en arsénico que afecta a los suelos naturales de la zona. Se destaca que de las 59 muestras naturales obtenidas 40 de ellas poseen concentraciones de arsénico sobre los valores de referencia establecidos para el caso de Polímetales de Arica. Y, por otro lado, resalta que los **enriquecimientos naturales**

Ministerio de Salud y Superintendencia de Salud (2016). *Informe de Salud de la Población de Copacabana*. Consultado en línea el 15 de mayo de 2016.

Ministerio de Salud y Superintendencia de Salud (2016). *Informe de Salud de la Población de Copacabana*. Consultado en línea el 15 de mayo de 2016.

Ministerio de Salud y Superintendencia de Salud (2016). *Informe de Salud de la Población de Copacabana*. Consultado en línea el 15 de mayo de 2016.

Ministerio de Salud y Superintendencia de Salud (2016). *Informe de Salud de la Población de Copacabana*. Consultado en línea el 15 de mayo de 2016.

Ministerio de Salud y Superintendencia de Salud (2016). *Informe de Salud de la Población de Copacabana*. Consultado en línea el 15 de mayo de 2016.

Ministerio de Salud y Superintendencia de Salud (2016). *Informe de Salud de la Población de Copacabana*. Consultado en línea el 15 de mayo de 2016.



para algunos metales se encuentran muy elevadas (cobres, hierro y manganeso) con respecto a similares estudios internacionales. Como consecuencia, el polvo que llega naturalmente a la ciudad es rico en metales debido a las condiciones naturales de la zona.

Valores background (mg/kg)		
Elemento	Símbolo	Copalí
Aluminio	Al	33,251
Antimonio	Sb	33
Cadmio	Cd	22
Cromo	Cr	31
Cobre	Cu	223
Hierro	Fe	47,307
Molibdeno	Mo	9,21
Manganeso	Mn	1,089
Níquel	Ni	33
Plomo	Pb	22
Tiempo	Te	2,192
Vanadio	V	133
Zinc	Zn	193

Nota: No existen estudios de referencia para copalí. Fuente: Elaboración propia a partir de (17)

En base a las concentraciones naturales se observan los factores de enriquecimiento que descartan el aporte natural que existe en las muestras urbanas y de esta forma indican cuando existe enriquecimiento por fuentes no naturales. Metales como el arsénico, cobre, mercurio y plomo, al ser más abundante relacionados a las actividades mineras, presentan factores de enriquecimiento sobre la condición natural. Dentro de la ciudad el enriquecimiento depende de la ubicación de las muestras, en el caso del mercurio existe un enriquecimiento similar en todo Copalí, pero intensificado en sectores cercanos a relaves ricos en mercurio (Quincea y Santa Blanca). En el caso del cobre los enriquecimientos son mayores en las zonas cercanas a relaves de la mina del cobre y a la fundición. Esta información nos orienta dos hechos, por un lado, que a pesar del alto aporte natural de metales aun así existe un enriquecimiento debido a causas humanas y segundo que el enriquecimiento de metales depende altamente de las fuentes cercanas.

4. **Identificación de fuentes de metales en polvos de calle y suelos urbanos** es luego de que se definieron las zonas mínimas de fondo de identificar las fuentes originarias de los metales, al ser posible se usan diferentes orígenes ya sea natural o antropogénico. Nueve relaves de Copalí fueron caracterizados química y físicamente para conocer a qué metales se expone la población. Luego de un estudio de ejemplo (Mina de Pata de Ocaño Positivo) se identificó el origen del enriquecimiento de metales en los suelos y polvos de calle de la ciudad. Se identificó un fuerte responsable de aportar diversos metales a la ciudad, correspondiente a los relaves ricos en mercurio, los relaves de la minería

del cobre, los procesos mineros, el tráfico, las prácticas agrícolas y el aporte de los suelos naturales de la región. Cinco de estas fuentes son de origen humano y ocho de origen natural, destacando cuatro de estas fuentes se relacionan con las actividades mineras en la ciudad.

Se analizaron los tres factores relacionados a la minería de la zona para los polvos de calles, primero los procesos mineros, que aportan el 88% del cobre, 48% del arsénico, 43% del zinc y 9% del plomo, además poseen un mayor efecto en las zonas industriales y mineras de la ciudad. En segundo lugar, los relaves ricos en mercurio, aportan 88% del mercurio, 8% del plomo y 5% del arsénico, sus aportes se concentran en las zonas cercanas a los relaves Quincea y Santa Blanca, ambos con altas concentraciones de Hg relaves ubicados cerca del centro de la ciudad y en la zona agrícola de San Fernando, respectivamente. Por último, los relaves de la mina del cobre aportan 55% del vanadio, 60% del hierro, 33% del cromo, 54% del arsénico, 11% del calcio y 5% del cobre, existe un aporte generalizado de esta fuente en toda la ciudad, pero los mayores aportes se concentran en los sectores de mayor densidad de mineros, en la zona agrícola e industrial al sur de la ciudad.

3) **Áreas prioritarias para futuras evaluaciones de riesgo para la salud** en base al enriquecimiento en la ciudad, la comparación con las condiciones naturales, el estudio preliminar del riesgo a la salud y la ubicación de los relaves, se establecieron cinco áreas que deberían ser priorizadas en futuras evaluaciones de riesgo a la salud de la población de Copalí, como parte de intervenciones integrales en la zona (Figura 7-15). En las cinco áreas, dos corresponden a zonas residenciales, por lo que se supone una mayor exposición para la población, correspondiente al área centro de la ciudad (Área B) y a la población El Polón en la ribera sur del río (Área C).

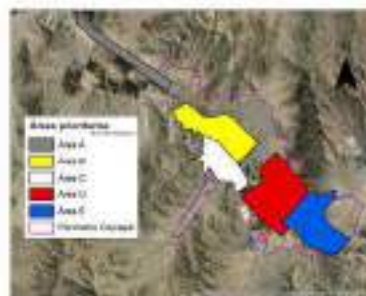


Figura 7-15 Áreas prioritarias para futuras evaluaciones de riesgo para la salud. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Dirección de Salud Pública.

6. **Implicancias del presente estudio en normativa, planificación territorial y riesgos para la salud por exposición a metales:** el estudio demuestra la importancia de contar con normas de calidad para metales en Chile y con líneas base de metales para los suelos nativos del país. Se deben establecer normas y líneas base en las zonas de interés, a nivel nacional en todo el país, de modo de poder identificar sitios contaminados por acción humana o debido a las condiciones naturales del lugar. En las zonas con contaminación identificada se debe limitar las actividades de la población, especialmente para aquellos subgrupos más vulnerables como los niños.

La necesidad para el crecimiento sustentable de la ciudad que se contiene la planificación urbana, la contaminación y la evaluación de riesgos van de la mano en la salud poblacional en el diseño de instrumentos de Planificación Territorial (PT). La regulación del uso de suelo urbano en la Ley General de Urbanismo y Construcciones (LUGC) no muestra evidencia que permita afirmar que para efectos de definir los usos de suelo de cada zona o determinar la zonificación se considere como un factor relevante el nivel de contaminación del suelo por la presencia de metales u otras causas, ni la calidad del mismo asociada a los usos que pueden fijar los planes reguladores. Sin embargo, en los PT es posible establecer "áreas de riesgo", dentro de las cuales se encuentran las "zonas o terrenos con riesgos generados por la actividad o intervención humana". Sería posible incorporar bajo esta categoría las áreas de suelos contaminados con metales que padecen por el riesgo a la salud de las personas que en el futuro habitarán dichas áreas, permitiendo que el área pueda desarrollarse como habitacional límite o transición si es que se desarrollan las acciones necesarias, en otro caso de remediación.

Por otro lado, dentro de la **Evaluación Ambiental Estratégica de los PT** deben incluirse los aspectos de calidad de suelo y zonas de riesgo para ser considerados durante la elaboración de los mismos la situación de contaminación en los suelos de cada ciudad y los riesgos en la salud de sus habitantes. De tal modo, si bien es necesario realizar ajustes en el campo de la planificación territorial, hoy en día existen herramientas que se pueden utilizar, al menos para emitir **avisos públicos** en áreas que muestran con estos resultados suficientes para que desde una perspectiva preventiva no existan asentamientos.

#### Conclusiones

Se presentan las principales conclusiones de este trabajo. Más detalles pueden ser consultados en la sección de conclusiones en el cuerpo del informe.

1) El arsénico y el cobre superan en numerosas muestras las normas de Canadá y Brasil para suelos residenciales. El arsénico supera también los valores límites para el caso de Polimetales de Arica.

2) En base a la estimación de coeficientes de riesgo se concluyó que el arsénico, cobalto y cobre tienen el potencial de producir consecuencias crónicas (se asocian a cáncer) en la salud de niños menores a 6 años que ingerirían los materiales de estudio cuando juegan en el jardín, a pesar de ser una estimación conservadora del riesgo a la

salud, por lo cual se requerirían estudios adicionales focalizados en la zona orientada a establecer intervenciones integrales en las dimensiones de salud, ambiente, educación, social, según sea el caso y su posterior evaluación.

3) Se estimó la línea base de metales para el sector de estudio, donde el cobre, hierro, manganeso y zinc destacan por sus altos niveles, compatible con niveles internacionales. Niveles de arsénico anormalmente altos en muestras naturales puntuales se atribuyeron a la larga historia de deposición atmosférica de las emisiones originadas en la fundición de cobre.

4) Las focos de enriquecimiento muestran el efecto antropogénico en la ciudad, destacando el aporte natural. Estos demuestran que el arsénico, cobre, manganeso y plomo se encuentran enriquecidos dentro de la zona urbana debido a actividades antropicas.

5) El estudio realizado por CIDEA, los factores de enriquecimiento los coeficientes de riesgo, la superación de valores de referencia internacionales y nacionales, la biodisponibilidad de los metales y la situación de los recursos hídricos justifican que en Copiapó existe un potencial riesgo para la salud de la población.

6) Existen herramientas en la normativa de regulación que permiten proteger a futuros asentamientos poblacionales ante posibles zonas de riesgo antropicas sin necesidad de modificaciones legales o dictación de normas de calidad.

7) La existencia de lugares habitados y a la vez enriquecidos con metales puede requerir decretos de emergencia sanitaria según sea el caso, como también planes de descontaminación y prevención, siempre bajo una perspectiva de un programa integral que siempre sea evaluado periódicamente en cuanto a su efectividad para proteger la salud poblacional y la prevención de enfermedades vinculadas a la calidad ambiental. Además, **es necesario evaluar** de manera sistemática, la duración de normas, zonas saturadas o latentes y otros planes, con un horizonte de tiempo de años, según el común de los casos.



**3 CONTAMINACIÓN, SALUD Y MINERÍA ENRELAZADAS EN EL DESARROLLO URBANO SUSTENTABLE**

La actividad minera de la Región de Atacama se remonta a la época Inca y prehispánica (Zorú Troppet 2013, Zorú Troppet & Scott 2011) y continúa hoy en día como la principal actividad económica en la región. Esta actividad da origen a los principales poblados mineros, muchos de los cuales crecieron alrededor de operaciones y residencias mineras. La Figura 2-1 muestra que la presencia de ciudades y procesos mineros data desde el origen de Copiapó. Este placeo antiguo de San Francisco de la Selva de Copiapó de 1722 muestra (a) la existencia de tugurios de adobe en el área cercana al río debido al agua escaseada para el riego; (b) las máquinas son molinos artesanales donde se extrae oro usando acopque (mercurio); (c) que existen explotaciones de diversos minerales en localidades de Copiapó, 63 en aquella época, el 60 presentaba flujo subterráneo en sectores de la ciudad.



Figura 2-1. Sitios de origen de las operaciones de oro y plata de Copiapó en 1722, en un proceso urbano urbano, en un tugurio y tugurios, y áreas mineras planificadas y operadas en una fuente, red, 1867.

En el siglo XXI la ciudad de Copiapó enfrenta un problema ambiental significativo y conducto del aumento excesivo de la actividad minera en la zona. El crecimiento urbano ocurrió en forma incontrolada, sin planificación adecuada, alcanzando sectores industriales mineros adyacentes. Esto generó que los nuevos poblados se instalasen en lugares que preferencial-

mente poseen un quórum de metales en el aire, suelo y polvo de calles. Como también en lugares cercanos industrialmente y sus desechos, exponiendo a la población a diversos metales y sus potenciales implicancias en la salud poblacional. Algunos con secuencias de salud son diversos tipos cáncer por larga exposición al arsénico, el cobre, el cadmio y mercurio se relaciona a diversas enfermedades crónicas (gastrointestinales, renal y respiratorias).

La problemática de las ciudades mineras y la exposición de la población a metales aún no tiene solución a nivel nacional. Esta situación continúa ocurriendo hoy en día en diversas ciudades y poblados de Chile, entre ellos Chaitán, Diego de Almagro (15<sup>o</sup> y 16<sup>o</sup> de Arica), Illapel, Tena, Amalia y Copiapó. En el último, nuestro caso de estudio con más de 34 niveles mineros en la zona urbana y periurbana de la ciudad.

Copiapó se sitúa en el Distrito de Atacama, en condiciones de extrema aridez. Las precipitaciones corresponden a 18 mm anuales y temperaturas medias de 16,1 °C. La ciudad posee 190.204 habitantes y abarca una superficie de 54 km<sup>2</sup> aproximadamente. Dentro de la ciudad y su cercanías existen más de 36 niveles mineros que la historia y el crecimiento de la ciudad han dejado numerosos en los censos urbanos y tugurios de la ciudad. Además, cerca al fin del centro de la ciudad, una fundición de cobre que funciona desde 1912 hasta la fecha. La situación de las "relaves urbanos" se encuentra actualmente en etapa de evaluación por el gobierno nacional (Ministerio del Medio Ambiente (MMA), quien limitó un estudio que en su primera fase determinó la existencia de sitios con potencial presencia de contaminantes mineros. Se estableció una prestación para continuar los estudios de riesgo a la salud a través del Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA, 2012). Cabe señalar que el estudio fue actualizado, considerando que la contaminación de Fe y Cu no significan un riesgo a la salud de los receptores en la zona urbana de exposición atmosférica (CENMA). Ambos estudios realizados se centran en el riesgo y nivel de mineros, sin embargo, aún existen brechas de información con respecto al contenido de metales y la calidad del suelo en las zonas urbanas y periurbanas.

Actualmente la ciudad de Copiapó ha realizado diversos esfuerzos para mejorar y remediar relaves. Algunos ejemplos son la construcción de un centro comercial que reemplazó el área dentro de parte del relieve Opónco. También el mejoramiento y estabilización del relieve San Juan para dar paso a la construcción de un skate park. Algunos otros ejemplos son la construcción de la plaza Cacique Colpe donde antes estuvo un relave, como también la re-valoración del relieve Victoria para la construcción de la segunda etapa del parque Kukulá.

Además, los relaves están siendo evaluados por el SERAGOTMIN, según estándares de peligrosidad a la seguridad de la población y la contaminación por sus efectos en la salud de la población y el ecosistema, para tener un control de los posibles contaminantes mineros y priorizar la mitigación y fomentar el reposicionamiento y reutilización.<sup>1</sup>

**Objetivos**  
El primer objetivo que persiguió el presente trabajo fue realizar un diagnóstico riguroso y a profundidad de la condición ambiental de Copiapó, para luego estudiar de forma preliminar el riesgo a la salud de la población y definir áreas prioritarias en la ciudad. El segundo objetivo fue identificar el origen de los metales pesados en la ciudad, las fuentes donde se originan y cómo estas influyen en Copiapó. Se obtiene objetivos a ser analizados y entender

<sup>1</sup> El estudio ambiental del Área Operativa Urbana del Relave de Copiapó, desarrollado en 1997 por el Ministerio del Medio Ambiente, disponible en: [http://www.mma.gub.cl/contaminacion/relaves/relaves.html](http://www.mma.gub.cl/contaminacion/relaves/relaves/relaves.html)  
<sup>2</sup> Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA), 2012. Evaluación del riesgo a la salud de los receptores en la zona urbana de exposición atmosférica (CENMA). Ambos estudios realizados se centran en el riesgo y nivel de mineros, sin embargo, aún existen brechas de información con respecto al contenido de metales y la calidad del suelo en las zonas urbanas y periurbanas.  
<sup>3</sup> Ministerio del Medio Ambiente (MMA), 2012. Evaluación del riesgo a la salud de los receptores en la zona urbana de exposición atmosférica (CENMA). Ambos estudios realizados se centran en el riesgo y nivel de mineros, sin embargo, aún existen brechas de información con respecto al contenido de metales y la calidad del suelo en las zonas urbanas y periurbanas.

como los instrumentos de planificación territorial pueden ser utilizados para controlar la situación de los metales en la ciudad, junto a otros instrumentos.

#### Métodos

Para los objetivos anteriores se emplearon los siguientes métodos: se obtuvieron muestras de polvo de calles y suelos para determinar la distribución y ocurrencia de metales a los cuales la población de la ciudad estaría expuesta. Se obtuvieron muestras de polvo de calle de bitúmenes que corresponden a un indicador de contaminación por metales y tienen la ventaja de guardar la historia de acumulación de metales del lugar (Jaloto et al., 2014; Salem, Madany, 1992). En zonas residenciales los polvos de calle se consideran más representativos de la contaminación del suelo. Por otro lado, algunos suelos fueron caracterizados químicamente como uno de las fuentes principales de contaminación por metales. Todas las muestras obtenidas fueron analizado bajo metodología estandarizadas y validadas (Paso más detallado ver Anexo Técnico A.1).

**Campañas de muestreo:** Como campañas de muestreo fueron realizadas entre los años 2014 y 2016. En total se obtuvieron 31-42 muestras de suelos urbanos (zonas agrícolas, parques y plazas), 06-71 muestras de polvo de calles en una grilla de 1 km<sup>2</sup> en busca de una representatividad espacial de metales que abarca toda la ciudad. (a) Se muestreo de suelos naturales en sectores permitidos para conocer la actividad de metales presentes naturalmente en la zona, (b) 10 polvos de calles con el objetivo de definir el rango de distribución del material de las calles y (c) 143 muestras de suelos urbanos dentro de Copalco.

**Análisis químicos:** Las concentraciones de metales se obtuvieron con dos métodos, uno por medio de fluorescencia por láser (p-XRF) y con un plasma de acoplamiento inductivo con espectroscopía de emisión óptica (ICP-OES). El resultado fue medido con un reactivo de DMA-80.

**Diagnóstico ambiental y potencial riesgo para la población:** Para determinar la situación ambiental urbana de la ciudad y si existe un potencial riesgo para la población frente a metales, se utilizaron tres enfoques de comparación, análisis y estudio que son enumerados a continuación:

- 1) Comparación de concentraciones abarcar con valores de referencia internacionales
- 2) Estimación de potenciales riesgos para la salud a consecuencia de las concentraciones urbanas
- 3) Estimar el nivel de riesgo de metales para determinar un orden natural de los metales

**Estudios complementarios:** A modo de complementar y comprender de mejor manera la situación actual de la ciudad se realizaron otros estudios que se enumeran a continuación:

- 1) Análisis de concentraciones en función de la edad y la dependencia de materia social
- 2) Identificación de fuentes contaminantes de la ciudad
- 3) Determinación de zonas prioritarias para futuras evaluaciones de riesgo a la salud y otras intervenciones de gestión
- 4) Análisis de instrumentos de planificación urbana y su relación con aspectos de contaminación

## 3. COPALCO: METALES EN SUELOS Y POLVOS DE CALLES, PROBLEMAS DE SALUD Y CONDICIONES NATURALES

### 3.1 Metales: valores referenciales internacionales y caso de estudio

El estudio de la calidad del aire y del agua ha sido abordado en las ciudades de todo el país y actualmente existe un monitoreo constante de su calidad junto con normativa regulatoria, a diferencia de los suelos y polvos de calle. Los últimos con los sistemas de la ciudad con una menor cantidad de estudios ambientales que destacan en su importancia debido que en ellos se abarcan en todas las partes de las fuentes contaminantes dentro de una ciudad, como también pueden ser un amplio espectro químico a diferencia de otros sistemas más dinámicos, como lo son el aire y el agua.

En noviembre de 2014, CIDEUS realizó un estudio enfocado a evaluar la presencia de metales en los suelos y polvos de calles de la ciudad de Copalco (CIDEUS, 2015). Los datos de muestreo de polvos de calle y suelos se conjuntó con la ubicación del sitio y se reflejó en la figura 2-1.

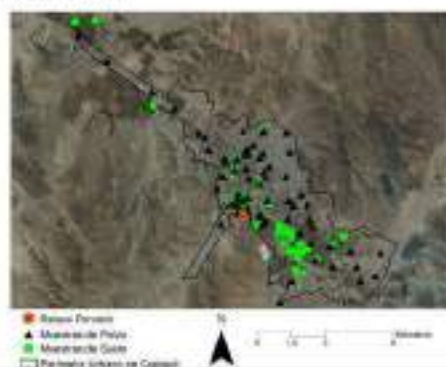


Figura 2-1 Ubicación de suelos, polvo y tierra obtenidos en Copalco. Se abarcan las estaciones de monitoreo de suelos y polvos de calle de la ciudad para tener una representatividad espacial representativa de las ciudades en Copalco. Los datos de metales de polvo de calle se obtuvieron en parámetros de la ciudad, Estación Perseus (ver coordenadas de inicio a fin de la línea de información de esta publicación). Fuente: Información propia.

Dentro de los principales resultados, se resulta la existencia de **muestras con altas concentraciones de metales** como el cobre en suelos y polvos de calles (4,91.5 mg/kg).



y 18,821 mg/kg, respectivamente), el arsénico en suelos y en polvo de calles (1,22 mg/kg y 447 mg/kg, respectivamente) y el plomo en suelos y en polvo de calles (410 mg/kg y 128 mg/kg, respectivamente) y el mercurio en suelos (75 mg/kg). Dentro de las muestras de suelos destaca el caso de la **Plaza Cacique Colipi donde se identificaron altas concentraciones de plomo, mercurio y arsénico**, lugar donde antes existió un relave minero. Por otro lado, los polvos de calles poseen mayores concentraciones promedio de metales respecto a los suelos, para elementos como níquel, plomo, zinc y mercurio (Maza, 2017).

**En Chile no existen normas de calidad de suelos ni de polvo de calles** para comparar los valores medidos en la ciudad, en su defecto se utilizan los valores de referencia de investigaciones de Canadá y Brasil para suelos residenciales. Pero deben considerarse que los suelos pueden contener más metales que los suelos debido a la cantidad de material freático, esta situación no refleja la composición realista debido a la similitud de los dos sistemas como opción por la necesidad de establecer niveles de exposición frente a la exposición de la población a este material. Se presenta en la Tabla 3-1 el número de muestras que sobrepasaron concentraciones sobre los valores de referencia respectivos para cada metal. Se destaca el caso del cobre donde casi la totalidad de las muestras de suelo y polvo de calles superó el valor de referencia de Canadá. Por otro lado, las concentraciones de arsénico superan en numerosas ocasiones valores de referencia de Canadá y también los valores usados en el caso de Polimetales de Arica, siendo este un metal de preocupación para Copiapó.

Elemento	Número de muestras que superan los valores de referencia*					
	Canadá <sup>1</sup>		Brasil <sup>2</sup>		Polimetales Arica <sup>3</sup>	
	Suelo	P polvo	Suelo	P polvo	Suelo	Suelo
Arsénico	64/71	41/42	3/71	2/42	29/71	26/42
Cobalto	2/71	2/42	0/71	1/42	--	--
Cromo	4/71	6/42	6/71	6/42	--	--
Cobre	71/71	39/42	0/71	1/42	--	--
Mercurio	1/71	1/42	4/71	23/42	--	--
Níquel	0/71	0/42	4/71	6/42	--	--
Plomo	6/71	1/42	6/71	1/42	0/71	1/42
Vanadio	9/71	4/42	--	--	--	--
Zinc	14/71	2/42	0/71	0/42	--	--

\*Nota: 1 y 2 Datos de muestras que superan valores de referencia de países referenciados, fuente: Espinosa y Prieto

3 Los datos de concentración como "Número de muestras que superan el valor de referencia" de metales pesados se encuentran en el Anexo 2 de este informe.

4 Chile tiene la Ley N° 17.334 de 2003, que establece el uso de metales pesados en la producción y el uso de productos químicos.

5 Los datos de referencia de metales pesados se encuentran en el Anexo 2 de este informe.

6 Los datos de referencia de metales pesados se encuentran en el Anexo 2 de este informe.

La concentración de cada metal varía dependiendo de la ubicación de la muestra en la ciudad. Cabe destacar que el **cobre presentó concentraciones mayores en zonas cercanas a relaves mineros y a la fundición de cobre**. Por otro lado, el **zinc y el plomo presentaron mayores valores en la zona centro de la ciudad**.

Un número importante de muestras sobrepasó los valores de referencia internacionales para el **cobre y arsénico**. En casos más excepcionales se superan valores referenciales de **cobalto, mercurio, plomo, vanadio y zinc**. El **arsénico** en las muestras de suelos y polvos de calles de Copiapó superó, en más del 40% del total, los valores de la **Medida para el caso de Polimetales de Arica**.

### 3.2 ¿Se expone la población a riesgos a la salud?

Se tienen pocos antecedentes del efecto que esta situación de entredamiento de metales podría implicar en la salud de la población. Múltiples vías de exposición son las relacionadas a estos materiales sólidos en la ciudad. Un diagrama ilustrativo de la situación en Copiapó se presenta en la figura 3-3, donde se indican algunos **rutas de exposición por las que el material enriquecido en metales puede entrar al cuerpo humano y afectar de manera crítica la salud de la población**.



Figura 3-3. Diagrama de vías de exposición a metales pesados en Copiapó. Fuente: Espinosa y Prieto

### 3.2.1 ¿Qué metales presentan un potencial riesgo a la salud? Estimación preliminar del riesgo

Para entregar información relativa a los riesgos en la salud, se analizaron los resultados bajo los parámetros. Esperamos comprender el coeficiente de riesgo (HQ) por el término en inglés Hazard Quotient, el cual indica cuándo una muestra puede tener consecuencias en la salud de una persona. Este indicador es de utilidad para estimar rápidamente el potencial riesgo a la salud de la población si se ingieren estos materiales empaquetados en metales, generalmente en los envases de base para futuros estudios de riesgo. El segundo parámetro es la biodisponibilidad de los elementos en las distintas tipos de muestras (suelos, polvo de calles y pavos). Esto corresponde a la fracción de la concentración total de un elemento que es propensa a ser absorbida por un ser vivo, en el caso que eventualmente se produzca la ingesta del material que lo contiene. Este estudio de biodisponibilidad es preliminar y corresponde a una aproximación en base a análisis de extracciones secundarias para ocho elementos de interés (arsénico, cadmio, cobalto, cromo, cobre, hierro, plomo y zinc).

#### Hazard Quotient (HQ)

Para las 42 muestras de suelo y las 71 muestras de polvo de calles se estudió el coeficiente de riesgo (HQ). En base a las recomendaciones de la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) del Departamento de Salud y Servicios Humanos de Estados Unidos, se obtuvo una dosis estándar para ingesta oral en niños menores de 6 años, la población más vulnerable ante el suelo y polvo de calles de la ciudad. Se utilizó la concentración ambiental obtenida en este estudio, la tasa de consumo y factores de exposición (Muestras de exposición diaria de consumo en base a recomendaciones de la ATSDR/ATSDR, 2005). Si el HQ es mayor a 1 se puede afirmar que se está sobre el umbral de riesgo lo que sugiere que podrían existir riesgos para la salud de las personas expuestas. En los casos en que no se supera la unidad, no se puede asegurar que no se presente un riesgo para la salud. Lo anterior debido a que en este estudio no se cubren todas las vías de exposición a metales, solo la exposición por consumo (Inchaurrista, 2016). A pesar de esto, elementos como el arsénico son considerados como "carcinógenos humanos comprobados" por instituciones como la Agencia Internacional de Investigación en Cáncer y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. En el caso de estos elementos no se puede establecer una dosis mínima donde no existe un riesgo asociándose a todas las concentraciones a algún riesgo para la salud, en este estudio se entregó por resultados de evaluación de riesgo no carcinógenos debido a la exposición a estos. Detalles técnicos del cálculo de HQ pueden ser consultados en el Anexo técnico A.2.

En la Tabla 3-2 se indica la cantidad de muestras que poseen HQ sobre 1 (potencialmente presentan un riesgo a la salud de la población) con respecto a la totalidad de las muestras. Preliminarmente el cromo y el zinc no presentan muestras con valores sobre 1 lo que indica que no son metales de preocupación para la población de Copape. El arsénico, cobalto y cobre, poseen muestras con HQ sobre 1 indicando que dentro de la ciudad existe un potencial riesgo a la salud de la población frente a la exposición a estos metales. Cabe destacar la alta cantidad de muestras que poseen HQ de arsénico

alto como también la presencia de una muestra de polvo con un muy alto HQ de arsénico (166) correspondiente a una muestra de polvo tomada en el área industrial de la ciudad. A pesar de que la cantidad de muestra con valores altos de HQ para el cobre son bajas, este metal es un elemento más común que el arsénico y la exposición analizada podría no corresponder a toda la exposición permitida por un individuo, pero esto depende de la vía oral, dérmica, respiratoria, la ingesta de alimentos y agua (Calogri, 2016). Se debe tener en cuenta las altas malas condiciones y exposición a metales en las fuera del alcance de los métodos usados en este estudio.

	Arsénico	Cobalto	Cromo	Cobre	Zinc
Suelos	20/42	7/42	0/42	1/42	0/42
Pavos	23/71	13/71	0/71	2/71	0/71

Tabla 3-2 Número de muestras con HQ sobre 1 con respecto a la totalidad de muestras evaluadas. Fuente: Información propia

El CDMA en el año 2016 realizó una evaluación de los potenciales riesgos en las comunas de Copiapó y Tierra Ancha (CDMA, 2016). Se detectó un alto nivel de contaminación de las muestras de polvo sedimentable obtenidas respecto a las condiciones nacionales. Evidencia de una posible resuspensión de partículas provenientes de sitios con Potencial Riesgo de Contaminación como las refinadoras de azúcar. El estudio concluye que no es posible descartar la presencia de contaminantes en Copiapó y se recomienda realizar futuros estudios de riesgo con enfoque en niños. Este estudio confirma los hallazgos de CDMA, sin ciertos arsénico y polvo de calderas de las refinadoras de Copiapó, destacando así la importancia de futuros estudios de riesgo enfocados en niños de las zonas mencionadas en relación con estos tipos de contaminación humana.

En la Figura 3-3 y Figura 3-4, se presentan los mapas de ubicación de los HQ en suelos y polvo de calles. A través de esta herramienta se pueden identificar sectores de la ciudad que se encuentran propensos a tener un riesgo para la salud. Para el caso del **suelo** (Figura 3-3) se observa que **existen dos zonas con potencial riesgo a la salud**, la primera en el **sector El Palomar** en la zona sur del río y la segunda en la zona agrícola **cerca a los ríos Los Muecos, San Roque y Tania** (más información sobre ríos en Anexo técnico A.5).

En el caso del **arsénico**, presenta un potencial riesgo a la salud en áreas cercanas a las del **casalito**. Pero además presenta otras zonas con potencial riesgo, en el centro de la ciudad y también en el área cercana a la fundición de cobre. En resumen se detectaron 5 áreas de prioridad, el centro de la ciudad, la población El Palomar, el sector industrial al oeste de la ciudad, el sector agrícola próximo a ríos y el área más cercana a la fundición.

Por último se estimó el **Upper Confidence Interval (UCI)**, 95% para las concentraciones de metales en la ciudad, este valor recomendado por la estadounidense Protection Agency es el que representa un sitio con un valor que garantiza no ser superado con un 95% de confianza. Luego se calculó el HQ correspondiente a este valor en el caso del arsénico los valores para el HQ corresponden a 3.5 y 1.5 para polvo de calle y suelos respectiva-





Figura 3.2. Ubicación de 18 muestras y 3 HQ de cobalto HQ. Se muestran algunos que pertenecen al entorno. Fuente: por sistema, sobre el ambiente urbano de Bogotá, encuesta de contaminación, febrero 2016, población 1000.



Figura 3.3. Ubicación de muestras y HQ de cobalto HQ. Se muestran algunos que pertenecen al entorno. Fuente: por sistema, sobre el ambiente urbano de Bogotá, encuesta de contaminación, febrero 2016, población 1000.

mento, lo que indica que el arsénico es un riesgo potencial para la población de toda la ciudad. En el caso del cobalto los valores corresponden a 0,1 y 1,3 para polvo de calles y suelos, respectivamente. Esto no indica que existe un potencial riesgo en los suelos de la ciudad debido al cobalto. Por último, para el cobre los valores son 0,8 y 0,05 para polvo y suelo respectivamente, lo que indicaría que a pesar de existir zonas de alto HQ no es una característica generalizada de la ciudad.

#### Biodisponibilidad

La biodisponibilidad corresponde a la parte de la concentración total de un metal que está disponible para ser absorbida por seres vivos si se produce la ingesta del metal por los mismos. Este estado de biodisponibilidad corresponde a una aproximación en base a la facilidad con que los elementos se separan de la matriz y quedan disponibles para ser ingeridos y metabolizados en el organismo (Calzagni, 2016). Se realizó la evaluación de la biodisponibilidad en los siguientes 10 elementos: aluminio, cadmio, cobalto, cromo, cobre, hierro, plomo y zinc. Para una selección del total de elementos, correspondiente a 18 muestras de polvo de calles, 3 muestras de suelos urbanos y 3 muestras del estero Paratiro. Estas muestras fueron sometidas a extracciones sucesivas, que buscan simular la absorción y liberación de estos elementos bajo diversas condiciones para luego con esta información evaluar posteriormente la biodisponibilidad del elemento en la muestra. Detalles técnicos de la obtención de la biodisponibilidad pueden ser consultados en el Anexo técnico A-6.

Después de tres tipos de muestras evaluadas, los resultados indican que en general los suelos poseen mayor biodisponibilidad (en porcentajes) que el total en la muestra para los ocho elementos evaluados, seguida en orden decreciente por pavos de calles y luego por los suelos urbanos. En el caso de los suelos y polvo de calles los metales con mayor biodisponibilidad fueron el cadmio, zinc y hierro, y los de menor el aluminio y el cromo. Cabe destacar que la biodisponibilidad depende de la muestra en estudio, existiendo alta variabilidad en los resultados y por lo tanto en el potencial riesgo de salud (Calzagni, 2016).

En consecuencia, vive en los alrededores de los ríos y la actividad desarrollada sobre ellos (deportiva y recreativa), **expone a la población a metales que poseen mayor biodisponibilidad** respecto a metales en polvo de calles y suelos de la ciudad, lo que aumenta el potencial riesgo para la salud de la población.

#### 3.2.2. Limitaciones de la metodología y perspectivas

Se concluye que el arsénico, cobalto y cobre pueden ser considerados como un potencial riesgo a la salud poblacional. Por otro lado, se debe resaltar que la estimación de riesgo realizada es preliminar y debido a esto no se puede descartar la existencia de riesgos asociados a otros metales (cadmio, mercurio, plomo o zinc), ni riesgos potenciales en otros sitios que en este estudio no presentaron problemas. **Los ríos de exposición considerados en esta estimación fueron la ingesta de suelo o polvo, pero existen otras vías de exposición como lo es el contacto dérmico o la inhalación de material resuspendido, o incluso el consumo de alimentos de producción local.**

Además, el tamaño de las partículas consideradas para este estimación de riesgo (<2 mm) genera un **resultado conservador**, debido a que la fracción más fina (<250  $\mu\text{m}$ ) es la recomendada internacionalmente para estimaciones de riesgo y que corresponde a una fracción que se encuentra más enriquecida en metales (Dobson, Flores, & Agre-ñán-Hernán, 2017; Ding, Tang, Jinghuiang, Quanying & Mingyong, 2014; Sun et al., 2017). Nuestras mediciones indican que la fracción <51  $\mu\text{m}$  (incluida en la fracción <250  $\mu\text{m}$ ) se encuentra más enriquecida que la fracción gruesa para todos los metales. En particular para el arsénico, en suelos y polvo de calles, el enriquecimiento promedio corresponde a un aumento de 41% y 35% respectivamente. En el caso del cobre, en suelos y polvo de calles el enriquecimiento corresponde a 470% y 120% respectivamente. Los valores anteriores resultan más altos que nuestros resultados son observados. La metodología utilizada para estimar la biodisponibilidad se basa en extracciones sucesivas, pero existen métodos más pesados que simulan la biodisponibilidad en experimentos *in vitro* simulando las condiciones dentro del cuerpo humano (Dionisi et al., 2006). La estimación preliminar de la biodisponibilidad se realizó para ocho elementos y se cree hoy que en futuros estudios debe priorizarse además otros metales asociados a actividades urbanas, como lo es el mercurio.

El estudio de potenciales riesgos en la comuna de Copacabana realizado por el CONAMA, sugiere que el enfoque de los futuros evaluaciones de riesgo y de potenciales estudios orientados específicamente a salud y biorremediación de exposición, debería centrarse principalmente en niños e infantes como la principal subpoblación expuesta. En estos casos, los sistemas de estudio deberán ser los polvos sedimentarios como también los Sólidos en Suspensión de Contaminantes (CONAMA, 2018). Antes recomendaciones concordar con los resultados de riesgo preliminar obtenidos por CEDEUS, indicando que los sistemas con mayor riesgo potencial en Copacabana, en orden decreciente, el material de relieve, los polvos de calle y los suelos urbanos.

La información recopilada en este estudio, que concuerda con la presentada por el CONAMA, opone que en futuros estudios de caracterización del estado de salud y ambiente deben considerarse las zonas urbanas de la ciudad como prioritarias. Los futuros estudios deberán seguir par un mayor detalle en el muestreo ambiental para disminuir la heterogeneidad espacial y abarcar la biodisponibilidad de las muestras para complementar el diagnóstico ambiental realizado. De esta forma, podrá darse a conocer la exposición actual que tiene la población a los metales, realizando estudios de bioensayos de metales en matrices como sangre, orina o fluido cefalorraquídeo, junto a una descripción detallada del estado de salud que pudiera esperarse según los perfiles toxicológicos de los elementos químicos presentes en el ambiente. En la Figura 3-11 se indica un modelo del caso de futuro estudio de riesgo, como también indica la vía de exposición, fuentes y receptores en la ciudad. Dada las condiciones de riesgo de la ciudad, el riesgo es el principal mecanismo de dispersión del material particulado, originado en polvo, suelo y relieve. Excesivamente llega a la población a través de la inhalación o ingestión pudiendo existir un potencial riesgo a la salud para la población en los niños, niñas y adolescentes.



Figura 3-11 Modelo conceptual para el estudio de riesgo de Copacabana y se dirige a la relación del punto de inicio de contaminación, las vías de exposición, los usos de destino, los receptores, los usos de destino y los riesgos. El uso de destino son actividades recreativas, recreativas en Copacabana (CEDEUS, 2018).

### 3.1.3 LÍNEA BASE FORTALECIMIENTO DE METALES PARA ZONAS URBANAS

Las ciudades urbaneas se establecieron en zonas cercanas a los puntos de extracción de mineral, en consecuencia, los suelos donde se emplazan poseen naturalmente, altas concentraciones debido a la presencia de zonas geológicas enriquecidas en metales. CEDEUS evaluó las concentraciones naturales de la zona para así conocer la línea base natural de metales que posee Copacabana para luego comparar las concentraciones urbanas con los valores naturales obtenidos.

### 3.1.3.1 ¿CÓMO SON LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN ZONAS NATURALES?

Se obtiene máximo de suelo en sectores alejados de la ciudad, con el objetivo de obtener niveles naturales de metales, se seleccionaron lugares alejados a potenciales fuentes de contaminación y dentro de las principales zonas geológicas del sector. De esta forma se obtuvieron 39 muestras de suelos a distintos que fueron recolectadas en 6 diferentes formaciones geológicas. Luego se determinó la concentración de 14 elementos (Pb, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Mn, Zn, Co, Ni, V, As, Hg, Mo) para proceder al cálculo de un valor representativo de las concentraciones de metales de la zona periferia de estudio, llamados valores naturales o *background* de la zona de Copacabana. El método de cálculo utilizado (método de Lapierre) se basa en el deciente de muestras que presentan un comportamiento anómalo respecto al grupo total. De esta forma, las muestras que potencialmente se encuentran con aporte humano son descartadas, de esta manera se reducen las muestras para la obtención de los valores *background* representativos de la zona a evaluar.

Se presenta en la Tabla 3-11 los valores obtenidos para la zona de Copacabana y se indican a modo de comparación resultados de otros estudios urbanos a nivel internacional. En comparación



con los demás estratos, los valores *background* obtenidos son elevados para el cobre, hierro, manganeso y zinc. Estos altos valores concuerdan con la presencia de múltiples yacimientos minerales en las alrededores de Copalá, que arrojan concentraciones más elevadas frente a la situación natural de otros países (Moja, 2017).

Situación de las concentraciones naturales en la zona han sido realizadas por el CENMA en el año 2016, se obtuvieron valores similares a los obtenidos por CIDEUS. Cabe destacar que aquel estudio fue realizado con metodología de muestreo unitario a las viviendas por CIDEUS, pero en total se obtuvieron 456 muestras para obtener las concentraciones naturales de la zona, obsequiando mejor validez estadística con resultados (CENMA, 2016). A pesar de esto la metodología de citada entidad por CENMA se basa solo en comportamiento estadístico con base en un conjunto de muestras no contaminadas que puede no ser el caso de la zona de estudio.

Algunas de las muestras naturales se desvirtúan para la estimación de los valores *background* ya que estas presentan influencia humana en sus concentraciones. Este efecto antropológico identificado se debe al aumento de las concentraciones en la capa superficial del suelo con respecto a la zona profunda, atribuido a la deposición atmosférica de las emisiones de la fundición sobre las suelos naturales. Cabe destacar que esta situación sugiere también que el efecto de las emisiones de la fundición sobre los niveles de metales se expande al menos por toda la región (Göthagen, Kallsta, Schmidt-Thieme, & Johansson, 2002; Moja, 2017).

Por otro lado, las muestras obtenidas en las zonas naturales y periurbanas de Copalá presentarían un alto riesgo y cobre superior de los valores de referencia. Mientras que las zonas urbanas rurales (Tabla 3-4). Se destaca también en este caso la situación del estudio en que un 68% de las muestras de suelo natural superan las concentraciones sugeridas para el caso de Polimetales de Alica.

Ambas situaciones hacen pensar que existe alta actividad de arsénico en los sectores naturales de Copalá, niveles anómalos y que se han atribuido a la larga historia de deposición atmosférica antropológica por las emisiones de la fundición de cobre que funciona desde 1962 hasta la fecha y su rango de dispersión alcanza a toda la región (Göthagen et al., 2002; Hedberg-Göthagen, & Johansson, 2005; Moja, 2017; Williams & Brown, 1996).

### 3.3.2 Enriquecimiento en zonas urbanas y zonas naturales y humanas

Las concentraciones en las muestras urbanas fueron comparadas con la línea base natural obtenida para el área de estudio. De esta forma se buscó descartar al componente natural y resaltar solo el efecto de origen humano. Para esto se utilizaron factores de enriquecimiento (EF) que indican la cantidad de veces que la concentración de una muestra se encuentra sobre la línea base estimada, es decir, sobre las condiciones naturales. Valores de EF menores a 2 corresponden a muestras sin enriquecimiento; EF entre 2 y 3 a un enriquecimiento moderado; EF entre 3 y 30 a enriquecimiento significativo; EF entre 30 y 40 a enriquecimiento muy alto y EF sobre 40 a sectores extraordinariamente enriquecidos (Sutherland, 2001; Instituto Mexicano de Investigación de las Fuentes de contaminación

Elemento	Símbolo	Valores <i>background</i> (mg/kg)			
		Copalá	España	Irán	México
Aluminio	Al	23,231	--	68,006	--
Arsénico	As	30	--	--	41
Cobalto	Co	22	11	19	8
Cromo	Cr	81	86	106	--
Cobre	Cu	221	38	30	30
Hierro	Fe	47,897	19,023	22,006	--
Mercurio	Hg	8.21	--	--	0.28
Manganeso	Mn	1,058	452	791	--
Níquel	Ni	20	31	33	24
Plomo	Pb	23	38	30	47
Tiempo	Ti	2,102	--	--	--
Vanadio	V	158	--	--	--
Zinc	Zn	105	83	128	103

Tabla 3-3. Valores *background* y promedio para Copalá y otros países, información obtenida en línea sobre el *background* en suelo a Moja (2017).

1. Moja et al. (2017). Línea base de suelo de Copalá y región de Miguira, Toluca.
2. Cornejo et al. (2014). Valores *background* en la Provincia de Almería, España.
3. Organización IDNIS. Valores *background* en el norte de Tabasco, México.

Elemento	Indicadores -- muestras <i>background</i>		
	Canadá residencial	Brasil residencial	Polimetales de Alica
Arsénico	54 / 58	64 / 58	40 / 58
Cobalto	0 / 58	0 / 58	--
Cromo	0 / 58	0 / 58	--
Cobre	53 / 58	0 / 58	--
Mercurio	0 / 58	1 / 58	--
Níquel	0 / 58	0 / 58	--
Plomo	1 / 58	0 / 58	0 / 58
Vanadio	11 / 58	--	--
Zinc	2 / 58	0 / 58	--

Tabla 3-4. Número de muestras que superan los valores *background* de referencia de valores *background*. Fuente: Elaborado en zona de Moja (2017).

\*Indicador de riesgo de salud de la población en la zona de estudio. Fuente: Elaborado en zona de Moja (2017).

podrán ser consultados en el Anexo Técnico A.3.

En los suelos de la ciudad se detectaron EF muy altos en muestras portátiles para el cobre, mercurio y plomo, y EF extremadamente enriquecidos para cobre y mercurio principalmente en sitios ubicados en las aberturas de los relaves. En el caso de los polvos de calles muestreados como el sitio 16, cobre, mercurio, plomo y zinc presentaron el grupo EF clasificados como enriquecimiento muy alto, y algunos muestreados con EF extremadamente enriquecidos para cobre y mercurio.

Esta resultó a una EF que varía diferentes dependiendo de la ubicación espacial dentro de la ciudad. En la Figura 4-4 y Figura 3-7, se muestran los EF en las muestras de suelos y polvo de calles para cobre y mercurio, respectivamente. Destaca además que para el cobre hay mayores enriquecimientos en zonas cercanas a relaves y la fundición de cobre, y que para el mercurio las zonas de mayor enriquecimiento son los sectores cercanos a relaves con altas concentraciones de mercurio, como el relave Quince y Santa Blanca (más detalles sobre los relaves en Anexo Técnico A.3).

En base a estos resultados se concluye que dentro de la ciudad existen **fuentes en las zonas urbanas de arsenito, cobre, mercurio y plomo** que enriquecen de metales a suelos y polvos de calles. Las **zonas de mayor enriquecimiento se encuentran en las cercanías de las fuentes contaminantes**, como relaves o la fundición de cobre. Los polvos de calles tienen en su gran concentración en promedio que los suelos de la ciudad, pero metales como el cobre, cobre, hierro, plomo, zinc y zinc, ya pesar de **eliminar el alta aporte natural, aun así, existe enriquecimiento de metales en los suelos urbanos y polvos de calles** tornando esta situación todavía más crítica.

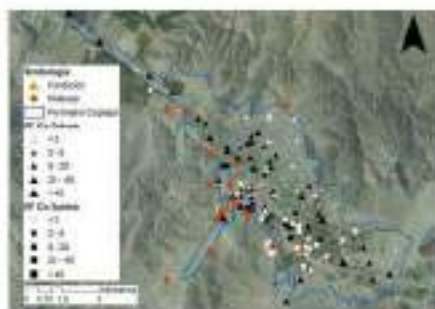


Figura 3-6. Mapa de factores de enriquecimiento de metales (EF) para muestras de suelos y polvo de calles, en Copalim. Fuente: Análisis de laboratorio de suelos, relaves y polvo de calles de la ciudad de Copalim, febrero - mayo 2017.

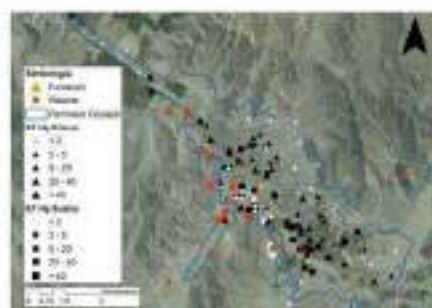


Figura 3-7. Mapa de factores de enriquecimiento de metales (EF) para muestras de suelos y polvo de calles, en Copalim. Fuente: Análisis de laboratorio de suelos, relaves y polvo de calles de la ciudad de Copalim, febrero - mayo 2017.

#### ¿Cuáles son las fuentes del enriquecimiento de metales?

Con la información de las concentraciones obtenida de las muestras de la campaña de monitoreo del 2017, se realizó una modelación para identificar qué fuentes afectan a los suelos y polvo de calles de la ciudad. Se utilizó el modelo "Hansa de factorización positiva (PF3+)" as lo identifica mediante las correlaciones (primero de las muestras, las fuentes que aportaron los metales. Se utilizaron otras técnicas de laboratorio para confirmar las modelaciones realizadas. Se usó la mineralogía de suelos y polvo de calles para identificar el efecto de los relaves; se utilizó un microscopio electrónico para buscar partículas volcánicas evidentes por la fundición de cobre; se obtuvo material particulado PM10 y se analizó su composición para identificar las emisiones de fuentes en Copalim (Joya, 2017). Por otro lado, se usó relieve factorización química y bioelementos para conocer la concentración de metales presente en cada uno, como también comprender cómo se comportan las fuentes basadas en la dispersión del material de relaves (resultados y discusión en estos temas podrán consultarse en el Anexo Técnico A.3).

En base a este estudio se identificaron **6 tipos de fuentes que afectan a suelos y polvos de calles de Copalim: los procesos mineros, los relaves enriquecidos en mercurio, los relaves de la minería del cobre, el aporte natural, las prácticas agrícolas y las emisiones del tráfico** (Joya, 2017). A continuación, se detalla las características y el potencial efecto sobre la ciudad de las seis fuentes relacionadas a la minería, lo que se relaciona con los elementos de mayor enriquecimiento en la ciudad y que potencialmente son más críticos para la salud (arsénico, cobre, plomo y mercurio). Dada la distribución

"PF3+ (Liu et al., 2014) es un modelo de factorización positiva (PF3+) que se utiliza para identificar las fuentes que afectan a los suelos y polvo de calles de la ciudad."

"Bioelementos (Liu et al., 2014) es un modelo de factorización química y bioelementos que se utiliza para conocer la concentración de metales presente en cada uno, como también comprender cómo se comportan las fuentes basadas en la dispersión del material de relaves (resultados y discusión en estos temas podrán consultarse en el Anexo Técnico A.3)."



espacial de los pedregos de café en estas se utilizaron para estimar las zonas que afecta toda una de las fuentes.

#### 4.1 Procesos mineros

Esta fuente realiza a los aportes de cobre (88%), arsénico (89%), zinc (43%) y plomo (9%) a los pedregos de café, estos aportes corresponden al que realizan los procesos mineros en las alrededores de la ciudad, en donde se incluye la fundición de cobre. Estos cuatro metales se han relacionado a fundiciones de cobre y toda la industria de la minería (De Gregori, Fuentes, Rojas, Rescher, & Pastor-Galarraga, 2005; Hedberg et al., 2005; Paris et al., 2014; Salazar-González et al., 2015). Este aporte se verifica en las partículas inhalables encontradas en las muestras de polvo de calle, también en los filtros de PM10 obtenidos dentro de la ciudad que contienen una gran cantidad de azufre y confirman el efecto de las emisiones fundición sobre la ciudad (esta fuente de aporte significativo para la zona). Por otro lado, cabe destacar que algunos muestras naturales presentaron enriquecimiento en metales como el cobre, arsénico, zinc y plomo, sugiriendo que el efecto de la fundición de cobre no es solo sobre la ciudad, sino que sobre toda la zona de estudio.

En la Figura 4-1 se representan las zonas de la ciudad que son más afectadas por la fuente de procesos mineros. Esta distribución es parcial muestra que en las zonas industriales y mineras de la ciudad es donde existe un mayor efecto de esta fuente antropogénica.

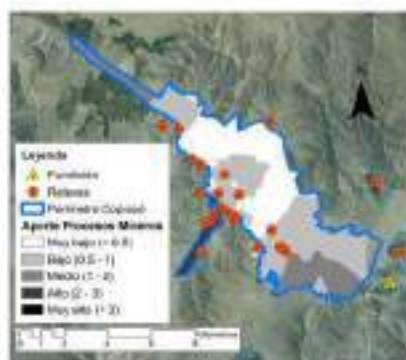


Figura 4-1. Distribución espacial de los aportes de los metales pesados (Pb, Cu, Zn, As) por procesos mineros (fuente de contaminación) en los pedregos de café en las poblaciones de Copalim, Oaxaca, México, 2017.

Centro de Estudios e Informes Científicos

#### 4.2 Relieves enriquecidos en mercurio

El principal aporte de esta fuente a los pedregos de café es el mercurio (88%), pero también aporta con plomo (8%) y arsénico (3%). Los relieves con alto contenido de Hg son la única fuente significativa de este metal en la ciudad. Estos relieves se encuentran ubicados cercanos a la zona (cerro de Copalim, en la población El Palomar) y en la zona agrícola cercana a San Fernando (esta fuente sobre relieves en Anexo técnico A.3). La cercanía de los relieves a estas zonas es concordante con los altos factores de enriquecimiento de mercurio en las muestras de suelo y polvo en estas zonas (Figura 3-7); por otro lado la falta de caracterización de la totalidad de los relieves en la ciudad podría entregar tanto un subestimamiento como el sobrestimamiento de mercurio generados como también sobre el transporte de metales en la ciudad (Orta, 2017).

En la Figura 4-2 se presentan las zonas de la ciudad más afectadas por el material de relieves enriquecidos en mercurio. Se destaca la presencia del sector cercano al relieve Copalim, en el centro de la ciudad con alto aporte de mercurio debido a la dispersión sobre del material en esa dirección. De la misma forma la zona agrícola se ve afectada por relieves con Hg, pero en menor medida. Se debe estudiar en más detalle el efecto del relieve Copalim sobre el centro de la ciudad ya que es potencialmente una zona con alta exposición de la población al Hg.

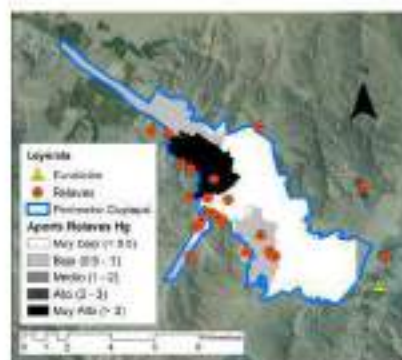


Figura 4-2. Distribución de la ciudad sobre relieves de mercurio en las poblaciones de Copalim, Oaxaca, México, 2017. Este aporte es el más significativo por esta fuente, se estudia en la ciudad y población agrícola. Anexo técnico A.3.

Centro de Estudios e Informes Científicos

#### 4.3 Relaves de la minería del cobre

En la muestra se realizaron aportes de vanadio (63%), hierro (60%), cromo (33%), arsénico (18%), cadmio (11%) y cobalto (9%) a los polvos de calles de la ciudad. Debido a la alta cantidad de relaves en la ciudad el aporte es generalizado en todo Copalí, con mayores volúmenes en las zonas cercanas a los relaves (Figura 4-3). Los análisis de la mineralogía de los relaves y de los muestras de polvos de calle o suelos, confirman que el material de relave está depositándose en las polvos y suelos de la ciudad. Como se ilustra en la Figura 4-4 existen mayores aportes en los sectores de mayor densidad de relaves, es la zona agrícola y la zona industrial hacia el sur de la ciudad.

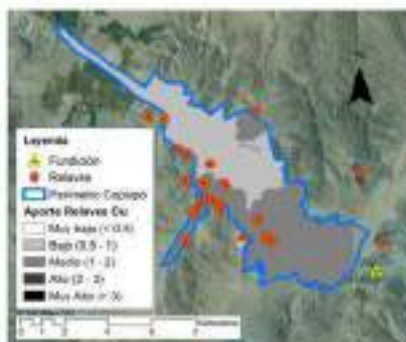


Figura 4-3. Distribución de relaves en la ciudad de Copalí. Se muestra relaves de los sectores del cobre. Los relaves poseen altos niveles de los contaminantes que se analizaron en el presente estudio (Pérez y otros, 2019).

#### 5. ¿Cuáles son las áreas prioritarias para futuras evaluaciones de riesgo y otros estudios de salud?

La información espacial de los mapas de enriquecimiento dentro de la ciudad (Figura 3-8 y Figura 3-9), la ubicación de los relaves y sus coeficientes de riesgo (HQ) (Figura 3-3 y Figura 3-4) y la presencia de relaves con alto contenido de metales potencialmente peligrosos (ver Anexo técnico A.3), fueron utilizados para determinar zonas prioritarias para futuras evaluaciones de riesgo e intervenciones basadas en el estado de salud de la población de Copalí.

Las consideraciones prioritarias las zonas que presentan alguna de las características siguientes: (1) sectores de enriquecimiento de un nivel medio-alto en suelos y polvos de

calle; (2) sitios donde el HQ para algún metal (Área superior a 1) asociados a incrementos de riesgos potenciales para determinar eventos de salud y (3) elementos presentes en los relaves, concentraciones y ubicación con respecto a la población (detalles en Anexo técnico A.3). La información generada indicó que se pueden definir 5 zonas prioritarias para futuros estudios de riesgo y de salud en Copalí (Figura 5-1).

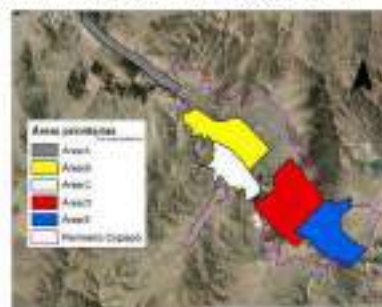


Figura 5-1. Áreas prioritarias zonas de alto contenido de riesgo en Copalí. Las áreas se seleccionan en función de presencia de relaves (A, B, C, D, E), alta concentración de relaves en el caso de cobalto (Área E), alto nivel en el estado de enriquecimiento y su presencia en áreas de mayor densidad (Área C). Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla 5-1 se detallan las concentraciones de las 5 áreas identificadas, cabe destacar la alta presencia de enriquecimiento de mercurio en las cinco áreas. Como también el HQ de arsénico y cobalto sobre 1 para todas las áreas. Por último, destacar que las áreas B y C son zonas residenciales por lo que la exposición potencial es mayor.

Área de priorización	Metales con HQ > 1	Metales con EF > 5 en Suelos	Metales con EF > 5 en Polvo de Calle
Área A	As, Cu	Hg	As, Cu, Hg, Pb, Zn
Área B	As, Cr	As, Hg, Pb	Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
Área C	As, Cr	Hg	Cr, Cu, Hg, Pb
Área D	As, Co, Cu	Co, Cu, Hg, Pb	Cr, Cu, Hg, Pb
Área E	As, Co, Cu	Hg	Co, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn

Tabla 5-1. Características de las áreas prioritarias de riesgo en la ciudad de Copalí. Fuente: Elaboración propia. Fuente: Pérez y otros (2019) y Anexo técnico A.3.

Centro de Estudios e Investigaciones Científicas



## 6. PLANIFICACIÓN URBANA Y CALIDAD QUÍMICA DE SUELOS

### 6.1 Regulación sobre zonificación

La regulación del uso de suelo urbanas en la Ley General de Urbanismo y Construcciones (LGUC)<sup>37</sup>, es muestra evidencia que permite afirmar que para efectos de definir los usos de suelo de cada zona o determinar la zonificación, se considera como un factor relevante el nivel de contaminación del suelo por la presencia de metales u otras causas similares, ni la calidad del mismo asociado a los usos que puedan tener los planes reguladores.

El artículo 17 de la LGUC señala que el uso de suelo urbano en las áreas urbanas se regirá por lo dispuesto en los Planes Reguladores, y las orientaciones que se le establecen en los terrenos serán concordantes con dicho propósito. Por su parte, el artículo 2.134 de la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones (OGUC) refiere que "Conforme a este instrumento de Planificación Territorial, en el ámbito que les compete, definir los usos de suelo de cada zona". La norma agrega que "Para la fijación y aplicación de dichos usos de suelo, estos se regirán en la siguiente orden de jerarquía de aplicación: de emplearse simultáneamente en la misma zona, lo cual deberá ser reglado así por el Instrumento de Planificación Territorial correspondiente, en orden correspondiente a sus efectos de uso y otros:

- Residencial
- Equipamiento
- Actividades productivas
- Infraestructura
- Espacio público
- Área verde"

Por su parte, según dispone los artículos 46 de la LGUC y 2.135 de la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones, en los casos en que no exista Plan Regulador Comunal vigente, se podrán aprobar Planes Seccionales, utilizando el procedimiento establecido para la aprobación de los Planes Reguladores Comunales y consistirán en una memoria explicativa básica, en una ordenanza local que fije las condiciones mínimas de uso de suelo, de zonificación y del trazado viario y en uno o más planos que regulen lo anterior.

No ocurre lo mismo en el plano seccional ahora llamado plano de estudio en el artículo 28 de la LGUC, en el cual debe establecerse aspectos tales como áreas de construcción obligatoria, de remodelación, de conjunto armónico, zonificación detallada, entre otros; pero la norma le restringe a aquellas manzanas calificadas por las condiciones topográficas o morfología de la zona, o por la exigencia de materializar obras públicas o instalaciones. Lo anterior, no quiere decir margen a la incorporación de medidas cuya vigencia pueda provenir de otros medios.

En todo caso, la Administración ha considerado que el desarrollo urbano puede ser objeto de limitaciones. De acuerdo con una publicación realizada por la División de Planificación Regional del Ministerio de Planificación, en enero de 2005, titulada "Guía sobre la Zonificación para la planificación territorial"<sup>38</sup>, la contaminación es un factor tomado en consideración desde la perspectiva de que ciertas actividades desarrolladas por la

población pueden afectar negativamente al entorno, de modo que justifican una limitación o restricción al desarrollo de la actividad.

### 6.2 Áreas restringidas de desarrollo urbano

A nuestro juicio los PT pueden establecer restricciones al uso del suelo en razón de la contaminación del mismo y el vehículo para ello es el establecimiento de "áreas restringidas al desarrollo urbano", contando con el instrumento propio para ello, a través de la promulgación del artículo fundado de riesgo contenido en la Memórea Explicativa del PT. El artículo 21.17 de la OGUC establece la restricción al desarrollo urbano, al señalar que "En los planes reguladores podrá definirse áreas restringidas al desarrollo urbano, por **causar un perjuicio por el uso de los cementerios humanos**" (Lo destacado es nuestro).

La norma distingue entre dos tipos de áreas restringidas:

El "áreas restringidas" aquellas que por su especial naturaleza y ubicación no son susceptibles de edificación, en virtud de lo prescrito en el inciso primero del artículo 10 de la LGUC. La Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones (OGUC) las define como "aquellas franjas y radios de protección de obras de infraestructura peligrosa, tales como aeropuertos, helipuertos, torres de alta tensión, embalses, acueductos, oleoductos, gasoductos, líneas similares, establecidos por el ordenamiento jurídico vigente"<sup>39</sup>.

El "áreas de riesgo" son "aquellos territorios en los cuales, por su ubicación, se trata de determinar tipo de construcciones por razones de seguridad contra desastres naturales u otros similares, que requieran para su edificación la incorporación de obras de ingeniería o de otros índole similares para subsanar o mitigar tales efectos"<sup>40</sup>.

Las "zonas restringidas", no tienen relación con el problema planteado puesto que establecen franjas o radios de protección de obras de infraestructura tal como lo señalamos.

En relación a las "áreas de riesgo", entendemos que en esta categoría puede tener cabida la restricción al asentamiento humano en razón de la contaminación del suelo, pues en ella se limita la edificación por razones de seguridad contra desastres naturales u otros semejantes, tal como fue citado anteriormente.

En esta segunda parte del precepto, la disposición permite expresamente la analogía, así es como pueden definirse áreas de riesgo fundado en razones de seguridad, atendido la existencia de contaminación o calidad deficiente del suelo que, reduciendo a la norma general, constituye un peligro, al menos, potencial para la salud de la población.

Al respecto, adicionalmente, el inciso segundo de la misma disposición establece que las "áreas de riesgo" se determinarán en base a las siguientes características:

1. Zonas inundables o potencialmente inundables, debido a múltiples causas a materiales o barreras, u a la proximidad de lagos, ríos, arroyos, quebradas, cursos de agua no canalizados, superfluencias eparanas.
2. Zonas propensas a avalanchas, rodadas, aluviones o erosiones conuadas.
3. Zonas en peligro de ser afectadas por actividad volcánica, desde lava o flujos piroclásticos.
4. Zonas o terrenos con riesgos generados por la actividad o interacción humana.

Son áreas restringidas, dado que la edificación de áreas de riesgo se define toda posible

<sup>37</sup> Ley N.º 17.336, de 1990, que crea el Ministerio de Urbanismo y Construcciones (MUC), con el fin de regular el desarrollo urbano, la construcción de viviendas y la construcción de obras de infraestructura pública. El artículo 17 de la LGUC establece que el uso de suelo urbano en las áreas urbanas se regirá por lo dispuesto en los Planes Reguladores, y las orientaciones que se le establecen en los terrenos serán concordantes con dicho propósito. Por su parte, el artículo 2.134 de la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones (OGUC) refiere que "Conforme a este instrumento de Planificación Territorial, en el ámbito que les compete, definir los usos de suelo de cada zona". La norma agrega que "Para la fijación y aplicación de dichos usos de suelo, estos se regirán en la siguiente orden de jerarquía de aplicación: de emplearse simultáneamente en la misma zona, lo cual deberá ser reglado así por el Instrumento de Planificación Territorial correspondiente, en orden correspondiente a sus efectos de uso y otros:

- Residencial  
- Equipamiento  
- Actividades productivas  
- Infraestructura  
- Espacio público  
- Área verde"

<sup>38</sup> "Guía sobre la Zonificación para la planificación territorial", División de Planificación Regional, Ministerio de Planificación, enero de 2005.

<sup>39</sup> "Áreas restringidas", aquellas que por su especial naturaleza y ubicación no son susceptibles de edificación, en virtud de lo prescrito en el inciso primero del artículo 10 de la LGUC. La Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones (OGUC) las define como "aquellas franjas y radios de protección de obras de infraestructura peligrosa, tales como aeropuertos, helipuertos, torres de alta tensión, embalses, acueductos, oleoductos, gasoductos, líneas similares, establecidos por el ordenamiento jurídico vigente".

<sup>40</sup> "Áreas de riesgo", son "aquellos territorios en los cuales, por su ubicación, se trata de determinar tipo de construcciones por razones de seguridad contra desastres naturales u otros similares, que requieran para su edificación la incorporación de obras de ingeniería o de otros índole similares para subsanar o mitigar tales efectos".

<sup>41</sup> Artículo 21.17 de la OGUC.

<sup>42</sup> Artículo 21.17 de la OGUC.

lidad de edificar, sino que condiciona la edificación al cumplimiento de ciertas condiciones.

En este sentido, el mismo término de licencia como establece que: "para autorizar proyectos o trabajos en áreas de riesgo, se requerirá que se acompañe con respectiva solicitud de permiso de edificación, un estudio técnico, elaborado por un técnico especializado y aprobado por el organismo competente, que determine si es viable que deban ejecutarse para la utilización, incluido el eventual de riesgo ambiental (...) cuando correspondiere".

Faseja: "Este tipo de proyectos pueden ser obra parcial o totalmente en el terreno que se hubiere ejecutado la acciones de mitigación en el terreno estado. En estas áreas, el plan regulador establecerá las normas urbanísticas que gobiernen los proyectos una vez que completen la requisi- ta de estabilidad en el terreno".

De acuerdo a la ODG 207, Circular Dec. N° 0815, de fecha 17 de diciembre de 2006, que trata el impacto de la formulación y ámbito de acción de planes reguladores comunales, la determinación de las áreas de riesgo del territorio sujeto a planificación debe fundarse sobre los resultados que surge el estudio de factibilidad de riesgos, contenido en la Memoria Explicativa del Plan Regulador, documento técnico cuyo objetivo es definir peligrososidad o potencial para el empobrecimiento de asentamientos humanos en determinadas territorios. El estudio de riesgo que respalda las decisiones de planificación debe contener el análisis y los efectos territoriales de las intervenciones que represente el territorio.

En este contexto, los métodos diagnósticos utilizados por el equipo CECUS permiten obtener un diagnóstico preliminar del estado de los suelos en ciudades diferentes. Estos métodos son aplicables también a sectores que sean objeto de futuras expansiones urbanas y proyectos de gran envergadura. Como se observó en Casapalca el estudio de calidad de suelos es un aporte para el país y es un potencial metodológico para emplearse en la evaluación preliminar del riesgo por contaminación que presentan los suelos, de manera de generar estrategias e intervenciones saludables y sostenibles para proteger la salud de la población y prevenir enfermedades vinculadas a la calidad ambiental a largo de nuestro país.

Las ventajas de los métodos utilizados se ven reflejados en la rapidez para establecer las condiciones en los suelos y puntos de cotejo en terreno, mediante métodos sistemáticos y repetibles y usando equipos de costo medio que nos indican preliminarmente el estado ambiental de la ciudad. Además el análisis preliminar de riesgo a la salud socioeconómico es de rápida ejecución en comparación a evaluaciones integrales de riesgo de salud poblacional. El análisis conjunto de ambos tipos de información propicia los alcances para establecer preliminarmente "áreas de riesgo" las que pueden orientar a mejorar diferentes acciones de salud ambiental, entre ellas, evaluaciones específicas de riesgos para la salud y evaluaciones integrales desde diferentes disciplinas, tales como desarrollo sistemas de vigilancia integrales de salud y ambiente, campañas educativas, monitoreo ambiental en diversos matrices y a medida de contaminantes, o incluso diagnósticos poblacionales de salud, complementados por la implementación de elementos químicos en matrices biológicas (por ejemplo en pelo, sangre, orina). Las definiciones a tomar dependerán del contexto socioeconómico de la zona afectada y de las acciones de exposición establecidas en cada caso, pero que emanarán a partir de la experiencia acumulada y de la asesoría recibida desde esta experiencia preliminar de la ciudad.

Las "áreas de riesgo" serán determinadas en el Ordenanza

Local y Planos que conforman el Plan Regulador Comunal (PRC) en concordancia con el PRU y, como se ha mencionado anteriormente, una de ellas la conforman las áreas de riesgo por riesgos generados por la actividad e intervención humana.

Es así como las áreas de riesgo quedan establecidas por medio del PRU y de este modo pudimos ver establecido por parte del PRU tanto para áreas urbanas como rurales. En el caso de las áreas urbanas el artículo 2.1.17 ODG en sus inciso se genera el artículo 2.1.17.1 ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...) indicando que "mediante estudios de mayor detalle, los planes reguladores comunales, podrán precisar o delimitar dichas áreas de riesgo". Por su parte, en las áreas rurales permite la restricción en concreto tal como se señaló en el artículo 2.1.17.2 ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...).

De una revisión poco actualizada se podría estimar que la Contraloría General de la República (CGR) ha sostenido una postura consistente, puesto que en el Dictamen N° 37.765 de fecha 8 de agosto de 2008, sobre el expediente se presentó la misma una vez más al tipo nos ocupamos al analizar la revisión de terrenos que habían sido delimitados y ocupados por actividades generadoras de contaminación que también es usado.

El dictamen analiza el caso concreto por relación a la calificación de "zona no edificable", calificación más estricta y definitiva que la de "área de riesgo".

El Dictamen no es controla nuestro postura puesto que respecto considera que, a la fecha del dictamen, el artículo 2.1.17 no distingue entre zonas no edificables y áreas de riesgo, éste regulaba únicamente las permisos, basados en su efecto, "zonas no edificables o de condiciones restringidas de edificación". En este sentido, el análisis del dictamen en cuanto establece que un tipo de contaminación no es concomitante entre los aspectos que habilita a declarar una zona como no edificable, es correcta".

Las áreas de riesgo fueron expresamente reconocidas por el Decreto N° 31, publicado el 23 de mayo de 2009, norma que permite distinguir los dos tipos de regulación que existen en el artículo 2.1.17 de la ODG, que está vigente.

Posteriormente, con ocasión de la toma de acción del OS 10 de la CGR, cuando concluyó el Decreto que modificó la ODG, señalando lo siguiente: "Este Contraloría General ha revisado

Plan de Ordenamiento Territorial (POT) de la ciudad de Casapalca de fecha 15 de mayo de 2007 (ODG 207)

El artículo 2.1.17 de la ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...) indicando que "mediante estudios de mayor detalle, los planes reguladores comunales, podrán precisar o delimitar dichas áreas de riesgo". Por su parte, en las áreas rurales permite la restricción en concreto tal como se señaló en el artículo 2.1.17.2 ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...).

El artículo 2.1.17 de la ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...) indicando que "mediante estudios de mayor detalle, los planes reguladores comunales, podrán precisar o delimitar dichas áreas de riesgo". Por su parte, en las áreas rurales permite la restricción en concreto tal como se señaló en el artículo 2.1.17.2 ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...).

El artículo 2.1.17 de la ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...) indicando que "mediante estudios de mayor detalle, los planes reguladores comunales, podrán precisar o delimitar dichas áreas de riesgo". Por su parte, en las áreas rurales permite la restricción en concreto tal como se señaló en el artículo 2.1.17.2 ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...).

El artículo 2.1.17 de la ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...) indicando que "mediante estudios de mayor detalle, los planes reguladores comunales, podrán precisar o delimitar dichas áreas de riesgo". Por su parte, en las áreas rurales permite la restricción en concreto tal como se señaló en el artículo 2.1.17.2 ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...).

El artículo 2.1.17 de la ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...) indicando que "mediante estudios de mayor detalle, los planes reguladores comunales, podrán precisar o delimitar dichas áreas de riesgo". Por su parte, en las áreas rurales permite la restricción en concreto tal como se señaló en el artículo 2.1.17.2 ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...).

1. Véase artículo 2.1.17 de la ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...) indicando que "mediante estudios de mayor detalle, los planes reguladores comunales, podrán precisar o delimitar dichas áreas de riesgo". Por su parte, en las áreas rurales permite la restricción en concreto tal como se señaló en el artículo 2.1.17.2 ODG en sus inciso de definir áreas de riesgo (...).



\* **TRABAJO REALIZADO POR TERESA LÓPEZ, QUE HA SIDO UNO DE LOS AUTORES PRINCIPALES DE ESTE LIBRO DE INVESTIGACIÓN. PUEDE ENCONTRARSE EN EL LIBRO.**

en Chile y otros de sus países vecinos.

El estudio efectuado en el presente libro es el primero que se ha efectuado en Chile en el contexto de la investigación internacional que se ha desarrollado en los últimos años en el mundo sobre el tema de la contaminación por metales pesados en suelos de zonas urbanas y rurales, y que ha sido el primer estudio de este tipo en Chile.

El estudio de contaminación por metales pesados en suelos de zonas urbanas y rurales en Chile se realizó en el marco de la investigación internacional que se ha desarrollado en los últimos años en el mundo sobre el tema de la contaminación por metales pesados en suelos de zonas urbanas y rurales, y que ha sido el primer estudio de este tipo en Chile.

El estudio de contaminación por metales pesados en suelos de zonas urbanas y rurales en Chile se realizó en el marco de la investigación internacional que se ha desarrollado en los últimos años en el mundo sobre el tema de la contaminación por metales pesados en suelos de zonas urbanas y rurales, y que ha sido el primer estudio de este tipo en Chile.

El estudio de contaminación por metales pesados en suelos de zonas urbanas y rurales en Chile se realizó en el marco de la investigación internacional que se ha desarrollado en los últimos años en el mundo sobre el tema de la contaminación por metales pesados en suelos de zonas urbanas y rurales, y que ha sido el primer estudio de este tipo en Chile.

tanto del derecho de la zona, por lo que se modifica el decreto N° 160, de ese Ministerio, que aprueba la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones y cumple con hacer presente que entendido de acuerdo a los antecedentes adjuntos en particular de lo indicado en la Minuta N° 71, de 2009, de la Subsecretaría de los Carbonos, dirigida a esta Entidad de Control, que la referencia que se efectúa a la "zona de riesgo" en el N° 1 de la letra c) del artículo 2.1.16 de la Ley de Urbanismo, debe entenderse restringida a las "áreas restringidas al desarrollo urbano" de acuerdo a la ley de Urbanismo que por medio de esta se introduce al artículo 2.1.17 del mismo cuerpo normativo. De esta forma, las áreas de riesgo se agrupan a aquellas menciones que deben ser reguladas por la Ordenanza Local del PRU, bajo el artículo 2.1.16 de la OGC, bajo el N° 1 letra d).

Así, sería posible introducir una nueva zona de riesgo previo estudio fundado, lo que se traduce como modificación al PRU o IPT que corresponde.

Se debe tener presente que la modificación al IPT no afecta las modificaciones existentes en la zona, ni aquellos proyectos y permisos de edificación aprobados que se encuentran vigentes, es decir, no caducados, y que además la edificación continúa su restricción establecida en el IPT como zona de riesgo. En ese sentido que la OGC y la OGC establecen que el anteproyecto y/o permiso de edificación aprobado cumple las normas urbanísticas conforme a las reglas que hubiese aprobado el proyecto anteproyecto, que son aquellas vigentes a la época de la solicitud<sup>44</sup>.

Por otro parte, no es necesario que bajo el artículo 2.1.17 de la OGC se indique expresamente la situación de "contaminación" como habilitante del área de riesgo, a saber: "zonas e terrenos con riesgos generados por la actividad o intervención humana".

En un sentido análogo, podemos encontrar la DDU 388, Circular DNU N° 2250, de fecha 16 de junio de 2014, lo que instruye a las Municipales que incorporan el riesgo por amenaza de incendio en la focalización y/o modificación de las regulaciones Planes Reguladores, Contratos, así como también a las Secretarías Regionales del Ministerio de Vivienda y Urbanismo, para efectos de la formulación y/o modificación de Planes Reguladores Interseccionales.

La circular establece que:

"Señalamos que respecto a los procedimientos de estudio de dicho riesgo podrá ser incorporado al respectivo plan regulador mediante definición de zona de riesgo (...)".

En consecuencia, en dichos casos de conformidad al 2.1.17 de la OGC, no obstante que el mismo define el concepto de "zona de riesgo" como "zonas e terrenos con riesgos generados por la actividad o intervención humana".

Respecto de su alcance es necesario señalar que, en el contexto del desarrollo urbano - mismo regulado por los instrumentos de planificación territorial - el riesgo por incendio conceptualmente entendido es riesgo generado por la actividad o intervención humana, y en consecuencia, para su incorporación al plan regulador debe ser entendido como "zona de riesgo".

Los instrumentos de planificación territorial son los Planes de Urbanismo y reconocen como áreas de riesgo, y por tanto restringidas al desarrollo urbano, de las zonas que presentan riesgos generados por la actividad humana.

Segundo dicho final, la Resolución N° 20 de 2010, del Gobierno Regional de Atacama que "PROMULGA LA ACTIVIZACIÓN DEL PLAN REGULADOR INTERSECCIONAL COSTERO DE ATACAMA (ATRCOST) DE LAS COMUNAS DE CHALARA, CALDEPA, COMPAÑAHUASI Y PICHINA"<sup>45</sup> recoge lo que ha sido planteado por Cabecera pasivos que el ATRCOST promulgado por dicha resolución fue publicado en el Diario Oficial el 27 de agosto de 2010.

Dicho plan, establecido en el Capítulo 52, de Normas Urbanísticas Suplenoras del Nivel Comunal en Áreas de Riesgo, las Restringidas al Desarrollo Urbano, la categoría de zonas o terrenos con riesgos generados por la actividad o intervención humana ZR-1, que las define de la siguiente forma: "Las zonas o terrenos con riesgos generados por actividad o intervención humana emplazados al interior de los límites urbanos del plan, las disposiciones que se establecen una vez que se cumplen los requisitos establecidos en la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones son los siguientes:

a) Usos de suelo permitidos:

Espacios Públicos, Tiendas viables y destinos complementarios.

Área Verde y edificaciones con destinos complementarios al área verde.

b) Usos de suelo prohibidos: Todos los no indicados precedentemente".

Consecuentemente, en dicha zona, solo se permiten los usos de suelo Espacio Público, Tiendas viables y destinos complementarios y Área Verde y edificaciones con destinos complementarios a área verde, a su vez, los usos prohibidos todos los demás usos de suelo. En un caso ejemplo en que se ha considerado el potencial riesgo de antiguas actividades mineras que pudieran afectar al futuro asentamiento humano, lo que justificó restringir el desarrollo urbano en zonas que no cuentan con construcciones que no permitan evitar enfermedades mineras futuras a la salud de la población que habitará en este tipo de zonas en esas secciones.

En consecuencia, el establecimiento de una zona de riesgo en los sectores perifericos que no cuentan con construcciones una herramienta que no permita evitar enfermedades mineras futuras a la salud de la población que habitará en este tipo de zonas en esas secciones. A esos efectos, los resultados que arrojan los estudios de calidad de suelo de Copiapó pueden servir de base al estudio fundado que, de acuerdo a la ley, se requiere para poder restringir el desarrollo urbano en las zonas construidas.

<sup>44</sup> Resolución N° 76, del 27 de agosto de 2010, del Gobierno Regional de Atacama que "PROMULGA LA ACTIVIZACIÓN DEL PLAN REGULADOR INTERSECCIONAL COSTERO DE ATACAMA (ATRCOST) DE LAS COMUNAS DE CHALARA, CALDEPA, COMPAÑAHUASI Y PICHINA".

### 4.3 Evaluación ambiental estratégica

La Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) es un instrumento que permite entogar una visión ambiental y desde los distintos sectores de la administración del Estado, en etapas tempranas de toma de decisiones. En nuestro país se encuentra regulada en la Ley N° 18.380 sobre Bases Generales del Medio Ambiente y en Decreto Supremo N° 32 de fecha 17 de agosto de 2011, que aprobó su Reglamento.

La mencionada Ley y su Reglamento "el procedimiento motivado por el Ministerio/Comisaría respectivo, para que se incorporen las consideraciones ambientales del desarrollo sustentable, al proceso de formulación de las políticas y planes de sector o normativas genéricas que tengan impacto sobre el medio ambiente o la sostenibilidad, de manera que éstas sean integradas en la definición de la respectiva política y plan, y sus modificaciones sustanciales<sup>14</sup>, estableciendo la obligación de pasar los planes reguladores intercomunales, planes reguladores comunales, entre otros instrumentos.

Por su parte, la Guía de Orientación para el Uso de EAE en Chile, del Ministerio del Medio Ambiente, define la EAE como "un proceso sistemático, continuo y participativo que integra las consideraciones ambientales y de sustentabilidad en la formulación de acciones estratégicas. En esencia se concentran en la consecución del patrimonio ambiental y cultural, la calidad ambiental, el uso sustentable de los recursos naturales, la **prevención del bienestar humano y el mejoramiento de la calidad de vida de las personas**<sup>15</sup>, cuestión ciertamente ligada al tema que nos ocupa.

El procedimiento y aprobación del instrumento estará a cargo del Ministerio de Vivienda e Infraestructura, el Gobierno Regional o el Municipio o "cualquier otro organismo de la Administración del Estado"<sup>16</sup>, pero deberá involucrarse en el proceso otros ministerios del Estado cuyo ámbito de acción sean relevantes para el plan que se está elaborando de modo de "garantizar la acción en coordinación de los entes del público involucrados en los proyectos afectos en la acción a ser"<sup>17</sup>.

De este modo en el contexto del proceso de EAE de un IPT se permitirá a los demás sectores no sólo presentar las antecedentes técnicos que pudieran servir de base a una mejoría o solución para establecer zonas de riesgo (no que también por su amplitud, transversalidad y objetivos permitir que las calidades de suelo de que se tengan antecedentes puedan considerarse al definir los usos de suelo).

Entendemos que la introducción de la EAE permite evaluar consideraciones ambientales y posibles riesgos para la salud de la población, como el nivel de contaminación, contaminación o riesgo de no determinado IPT.

En cuanto a los riesgos IPT, estos siempre deben ser sometidos a EAE por lo cual las consideraciones ambientales, entre ellas las calidades de suelo y otros que se tengan, pueden y deberán ser siempre consideradas.

Sin embargo, existe un problema en el caso de las modificaciones a los IPT, puesto que el Reglamento de EAE, en su artículo 4º, artículo 2º<sup>18</sup>, establece que debe entenderse por modificaciones sustanciales respecto de cada instrumento de planificación, para los efectos de sometimiento a EAE, no únicamente dentro de dicho instrumento los "usos de

riesgo" si para los Planes Reguladores Intercomunales o Metropolitanos si para los casos de los Planes Reguladores Comunal o Sectorial.

De acuerdo a la enmienda anterior, el establecimiento de un área de riesgo que limite el futuro asentamiento con fines residenciales no es considerado una modificación sustancial del Plan Regulador Comunal y, por lo tanto, de acuerdo al Reglamento de la EAE vigente, dicha modificación al PRC no debería pasar por EAE<sup>19</sup>.

### 4.4 Planificación urbana y normas

#### 4.4.1 Normas de calidad ambiental o normas de suelo

La dictación de normas para proteger la exposición de personas a las contaminaciones, en su duda, se aparta, facilitando los procesos de toma de decisiones en el campo de la planificación urbana y en el SDA. Sin embargo la decisión de enfatizar únicamente en las normas de calidad ambiental nos parece un desajuste, por lo menos que desajustes a continuación, si no por ello desconocer que son una herramienta que aporta en entendido.

#### 4.4.1.1 Normas de calidad de suelo

La Ley 18.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente, en su artículo 2º letra b) y f), define los dos tipos de normas ambientales. Por una parte, la norma primaria de calidad ambiental, como "aquella que establece los valores de los contaminantes y periodos, máximos o mínimos permisibles de referencia, comparados, sustancias, derivados químicos y biológicos, energía, radiación, vibraciones, ruidos o contaminación de suelo, cuyo principio rector es en el medio ambiente puede constituir un riesgo para la vida o la salud de la población", y, por otra, la norma secundaria de calidad ambiental "aquella que establece los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o contaminación de suelo, cuyo principio rector es en el ambiente puede constituir un riesgo para la población o contaminación del medio ambiente, o la contaminación de la naturaleza"<sup>20</sup>.

Es claro que en el caso de suelos contaminados en zonas urbanas con zonas de asentamiento humano actual o eventual lo que nos ocupa es la existencia de normas primarias de calidad de suelo.

Al revisar la normativa ambiental, en lo que nos interesa, es posible entender que:

- a. En relación a las normas de calidad ambiental) ha: en varios años contenidos con normas primarias de calidad ambiental, como por ejemplo, el Decreto N° 59.700 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia, que "Establece normas de calidad primaria para materia particulada respirable (PM<sub>10</sub>), en especial de los valores que definen las acciones de mitigación" el Decreto N° 136/2007<sup>21</sup> del mismo ministerio, que "Establece norma de calidad primaria para plomo en el aire", o el Decreto N° 149/2008<sup>22</sup> del mismo organismo, que "Establece normas de calidad primaria para los gases contaminantes respirables aptos para actividades de recreación con consumo directo", entre otros. Sin embargo, ninguno de dichos normas regula suelos, otros que la calidad del agua y aire.

- b. En relación a normas de suelo) corresponden a regulaciones sectoriales y

<sup>14</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>15</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>16</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>17</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>18</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>19</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>20</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>21</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>22</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>23</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>24</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>25</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>26</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.

<sup>27</sup> Artículo 1º inciso 1º letra f) de la Ley N° 18.380.



hanen como objetivo principal, proteger el suelo desde su uso agropecuario. Estas normas venían su regulación en la conservación de los suelos degradados, evitando así la pérdida de su capacidad productiva. Desde entonces contamos, la Ley 20351 que regula el cierre de tierras fértiles, la Ley 20.412 que establece un sistema de incentivos para contribuir a la sustentabilidad agroambiental del recurso suelo, recuperando su potencial productivo, el Decreto Ley N° 3557 de 1980, que establece Disposiciones sobre Protección Agrícola, el D.F.L. 23 de 1996, del Ministerio de Agricultura que establece un sistema de incentivos para la recuperación de suelos degradados, entre otros.

En cuanto al período reciente de normas jurídicas de calidad en materia de suelos, ya en el año 2010 mediante la Resolución Exenta N° 185 de la Comisión Nacional del Medio Ambiente de fecha 24 de marzo de ese año, se formalizó el Acuerdo N° 400 en virtud del cual se aprobó el Programa Estratégico de Normas 2007-2008, estableciendo entre las normas a priorizar para el Programa Estratégico "Diagnóstico Nacional de Calidad para suelos".

En consecuencia, en el año 2011 la Ing. María Alejandra S.A. elaboró un informe denominado "Preparación de antecedentes para la elaboración de una norma de calidad para suelos", informe que dio paso a distintas iniciativas, tanto en el sector público como privado, que permitieron impulsar y generar el desarrollo de la problemática de suelos contaminados.

La misma Resolución Exenta N° 440, del Ministerio del Medio Ambiente, de fecha 1 de junio de 2010, que establece Programa de Regulación Ambiental 2010-2011, en el Título IV Economía, salud, residuos, suelos, actividades químicas y evaluación de riesgo ambiental, establece en la sección Criterios de Sustentabilidad que "La priorización de políticas, planes, instrumentos de gestión ambiental en materia de residuos sólidos, residuos, suelos, actividades químicas y evaluación de riesgo ambiental se orientará a los siguientes criterios de sustentabilidad: inversión en un trabajo con reglas y procedimientos claros y consensuados, que permita adoptar las medidas necesarias para que el manejo de los residuos, incluyendo su movimiento, transformación y sus operaciones de valorización y eliminación, sean compatibles con la protección de la salud humana y del medio ambiente, considerando el cumplimiento de los compromisos internacionales suscritos; el establecimiento de procedimientos para obtener certificaciones, sellos y/o etiquetas; impulso de tecnologías, procesos, productos, bienes, servicios o actividades, que permitan apoyar acciones de calidad y la información al consumidor; contribuir a la formación profesional de los riesgos ambientales asociados a la manipulación y/o manejo de sustancias químicas. La gestión de todo el ciclo de vida, con el fin de proteger el medio ambiente y la salud de las personas y evitar el trabajo por las condiciones ambientales no saludables con el género de los suelos, competencia (prevención de contaminantes, medición de implementación de acciones de evaluación y gestión de sus riesgos ambientales)". El instrumento parece quedarse en esa etapa previa a la regulación entendida como la dictación preliminar de una norma de calidad para suelos.

La pregunta que surge aquí es si la utilización de normas de calidad ambiental de suelos para el problema de los suelos contaminados es la medida más eficiente y realista. Si bien compartimos la idea que el establecimiento de parámetros claros que permitan

orientar establecidas en una norma de calidad sería de gran utilidad para tomar decisiones de política pública (v.g. creación de nuevas urbanizaciones de viviendas sociales, modificación de instrumentos de planificación territorial) como decisiones de inversión privada, creemos que dicho fin se logra estableciendo normas de uso del suelo a través de una norma sectorial ambiental que repercuta y mandate a los IPT y en las áreas su reguladas por éste que deban considerarse al momento de evaluar ambientalmente un proyecto si el de solicitar el permiso ante la Dirección de Obras Municipales (DOM).

Recordamos que las normas de calidad tienen como instrucción para el logro del cumplimiento o sujeta a cumplir de sus parámetros los planes de prevención y descontaminación. Como instrumentos para un operador requieren de la dictación de una política o estrategia, según sea el caso y luego de la elaboración de un plan. Ello puede demorar años. Sin embargo, pueden resultar de importancia para hacer un diagnóstico de situación de exposición, como, por ejemplo, en las áreas vulnerables.

De hecho, de la revisión de los expedientes de aprobación y estado de avance de los planes de prevención y descontaminación, se podría advertir que existen pendientes algunos procesos de dictación de planes iniciados hace más de cinco años<sup>7</sup>.

De todo forma, esto representa un avance en relación al panorama que se podía observar en la Tabla Pública de Avance de los Planes de los años 2017 y 2018 en la cual se evidenciaban procesos de entre dos años y medio hasta caso por caso de tramitación.

Aunque un poco débil, es importante señalar que la declaración de zona produce un efecto importante desde el punto de vista jurisdiccional ambiental, pues obliga a los proyectos industriales e inmobiliarios a ingresar al SEM, según lo mandata el artículo 3 letra f) de la Ley 19.100<sup>8</sup> y 3 letra h) del DS N°40.2812 del Ministerio de Medio Ambiente<sup>9</sup>. Sin embargo, vemos en la práctica sus alcances muy limitados. En primer lugar, dada la magnitud de los proyectos, quedan la mayoría de las situaciones fuera de la obligación de ingreso. Así, por ejemplo, en el caso de proyectos inmobiliarios que se desarrollan en zonas urba-

<sup>7</sup> <http://www.sem.gub.cl/sem/registro/consultas/consultas/registro-proyectos>  
 de Plan, tanto como de las actividades de Plan de Prevención y Descontaminación.

<sup>8</sup> <http://www.leyes.cl/leyes/19100>

<sup>9</sup> <http://www.derecho.cl/registro/registro-proyectos>

<sup>1</sup> El presente artículo se publicó en el Boletín Nº 107 de la OEA/CEDESA del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo.

<sup>2</sup> El presente artículo es el resultado de una investigación que se desarrolló en el campo de la arquitectura urbana y del medio ambiente.

<sup>3</sup> La presente investigación se publicó en la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>4</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>5</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>6</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>7</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>8</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>9</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>10</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>11</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>12</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>13</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

<sup>14</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.

nas se requiere que se emplacen en una superficie igual o superior a siete hectáreas, o la construcción de viviendas o más viviendas, o edificios de uso público con capacidad de cinco mil personas o más, o una cantidad igual o superior a mil estacionamientos, etc. En el caso de proyectos industriales, requieren de una superficie igual o mayor de veinte hectáreas, entre otros.<sup>15</sup>

Además, que requieren, de indicación al vez, de muestras típicas y luego del mismo número de planos, al ser el tema de suelo otro específico, pero menor grado de exigencia que el caso del aire y del agua.

#### 4.4.1.2 Normas de uso

La situación del conglomerado urbano requiere de normas de uso. Si tenemos normas de calidad en el caso del agua y en el caso del aire se proyecta en el Informe Final de Preparación de Antecedentes para la Elaboración de la "Normativa Calidad Primaria de Suelo"<sup>16</sup>, presentan el enfoque desde el uso, el hecho que el uso de la construcción del suelo afecta a un sitio específico, como también una serie de consideraciones como la señaladas anteriormente, hacen a pensar que otras acciones puedan ser más apropiadas desde el punto de vista de los principios de eficiencia y eficacia que debe regir los actos de la administración pública tal como lo mandata la Ley 18.671.<sup>17</sup> Veamos algunos de esos aspectos:

1. Debe prevenir la existencia de una norma de uso, permitiendo afrontar la situación proactivamente a que se hubiese producido el problema, como medida de daño.

2. Reconoce que esta norma se refiere al uso que se haga al suelo y que por tanto los riesgos serán según los diferentes usos: híg. residencial, áreas verdes, industrial.

3. Pueden aplicarse de mejor forma a los sitios que se definen el territorio y en los casos que no están IPT o en las áreas rurales, de ahí poder considerarse en el terreno favorable para la construcción que ante la respuesta al "cambio de uso de suelo" a que se refiere el artículo 55 de la LGUC.

4. Debe ser exigida directamente al particular

Las normas de calidad son normas que obligan a la gestión de las entidades públicas.

5. Mayor rapidez para su dictación. Estimamos que el Instituto Nacional de Normalización<sup>18</sup> puede ser el ente encargado de su dictación, por medio las Normas Chilenas, cuyos valores propiados al Ministerio respectivo, el cual debe circularlos y luego el Presidente de la República debe incorporar a una Decreta Superior de modo que tengan fuerza obligatoria para los particulares.

En este sentido, proponemos:

a. Oficialización conjunta del Ministerio de Medio Ambiente, Ministerio de Salud y Ministerio de Vivienda

b. Incorporación a la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones (OGUC) del que-rido-ve lo que corresponde la normativas que establece dicha regulación, en su artículo 2.1.24 a saber: i) Residencial, ii) Equipamiento, iii) Actividad Productiva, iv) Infraestructura, v) Espacio Público, vi) Área Verde. Estimamos que, dado el objetivo de protección de la salud, es relevante la existencia de normas de uso referidas a los receptores: i) Residencial, ii) Área Verde/Espacios Públicos, y no así del resto. Debe cuidarse de no sobre regular en casos innecesarios y sin medida las consecuencias como en el caso de actividades productivas (p.ej. actividad minera en el Norte del país) o infraestructura.

La incorporación de los referidos a la OGUC sólo resuelve el problema de las áreas reguladas e que pasó a futuro a ser regulada por un IPT. Para la aplicación obligatoria sobre áreas rurales no incluidas en un IPT se requiere un cambio de la LGUC, que lo establezca como un elemento obligatorio en el proceso de obtención de las ordenanzas locales del artículo 55 de la LGUC cuando se realice para fines de residencia, áreas verdes o espacios públicos, Residencial, Área Verde, y en el ambiente

<sup>15</sup> Véase el artículo "El agua en Chile: un recurso estratégico" del año 2008, de la revista "Arquitectura y Urbanismo" del Ministerio de Medio Ambiente y Urbanismo, Nº 107, de agosto de 2010, en la página 191.



que una modificación a la LGAC puede denegar bastante, es importante reconocer y hacer presente que, desde el punto de vista de política pública, son las áreas residenciales por un IT los que concentran la mayor cantidad de población. No excluye la posibilidad que en el futuro se dicte normativa de salud, pasando casos entre normativas que referente importante. Se valora como positiva su existencia, sobre todo pues a través de los planes de descontaminación se puede hacer frente a situaciones actuales de levedades ubicadas sobre suelos contaminados.

#### 6.6.2 Decreto de emergencia sanitaria

Salvo a escala nacional, parecen presentes que la dictación de un decreto de emergencia sanitaria, que es regulado en el Código Sanitario, es también una herramienta existente y que se ha utilizado en nuestro país. En efecto, esta normativa prevé la posibilidad que ante situaciones de emergencia que signifiquen un riesgo para la salud o la vida de los habitantes, el Presidente de la República, previa Informe del Servicio Nacional de Salud, autorice al Director General facultados extraordinarios para la propagación del mal a enfrentar la emergencia<sup>36</sup>, tal como ha ocurrido recientemente con la pandemia por COVID-19.

Existiendo casos de decretos de emergencia sanitaria por contaminación<sup>37</sup>, los que obedecen a distintos tipos de emergencia, algunas provocadas por desastres naturales, otras por contaminación ambiental. En ellas se establecieron diversas medidas de acción, de implementación urgente, sin embargo, pasajeras.

Considerando el problema de presencia de contaminantes de Copapo y tomando especialmente presente que dicha situación se ha mantenido durante años y la existencia de suelos naturalmente antropocénicos por metales, no parece adecuada el uso de un instrumento de emergencia, ni la solución transitoria, tal es que existe una situación particular que agrava y/o aumenta el riesgo urgente para la salud de la población.

#### 7 CONCLUSIONES

A continuación, se presentan en la primera subsección las condiciones técnicas de esta investigación para luego presentar las propuestas y proyecciones para Copapo en base a estos resultados.

##### 7.1 Conclusiones técnicas

Durante el desarrollo de este proyecto OSORUS realizó un diagnóstico del sitio industrial urbano y periurbano de metales. Y también evaluó como estos factores influyen en la contaminación ambiental por metales de efecto en la salud de la población. A continuación, se indican las principales conclusiones obtenidas en este proyecto.

1. Las zonas de Copapo son amplias y sumamente expuestas por las concentraciones de metales en suelos y polvo de calles de Copapo, en especial en suelos como Mn, Zn y Pb (ver Tabla 7-1). Al compararse con normas de referencia (norma brasileña) la superación de los valores de referencia demuestra, pero aun así, existen casos de superación, la única referencia más nacional es el caso de Pelotas de Arica, en el

que se establecieron valores de metales para establecer acciones por parte de la autoridad sanitaria regional, con los que se compararon las concentraciones medidas. Se observa que la **concentración de arsénico es superior en numerosas ocasiones dentro de la ciudad, tanto en suelos como en polvo de calles**. Por el contrario, el **suelo de playa permitido es solo superado en un suelo obtenido en la plaza Colipi ubicada a pocos del centro de Copapo**.

Número de muestras que superan valores de referencia

Elemento	Copapo			Pelotas de Arica		
	Polvo	Suelo	Polvo	Suelo	Polvo	Suelo
Arsénico	64/71	40/43	3/71	3/42	39/71	36/42
Cobalto	2/71	2/42	1/71	1/42	-	-
Cromo	71/71	38/42	5/71	1/42	-	-
Mercurio	1/71	1/42	4/71	2/42	-	-
Plomo	6/71	1/42	3/71	1/42	0/71	1/42

Nota: El número de muestras de polvo de calle y suelo que superan niveles de referencia para estos metales.

2. El estudio de las concentraciones de metales y el cálculo del coeficiente de riesgo para cada una de estas muestras indica cuáles tienen el potencial de generar un potencial daño a la salud de la población si el material es ingerido por el público más vulnerable, es decir, niños y niñas menores de 6 años. En el caso de estudio se analizará en una estimación conservadora **el arsénico, el cobalto y el cromo en algunos de los suelos y polvos de calle, sin metales con el potencial de producir consecuencias a largo plazo en la salud poblacional**.

3. En una evaluación generalizada para la ciudad el coeficiente de riesgo (HQ) para el arsénico en suelos y polvos es mayor a uno. En el caso del cobalto el HQ es mayor a uno solo en los suelos de la ciudad. Por último, el cromo no presenta potenciales consecuencias para la salud si en suelos ni en polvo de calles. Estos resultados indican que **para la ciudad a nivel general existe potenciales consecuencias para la salud debido al arsénico en suelos y polvos de calle y debido al cobalto en los suelos de Copapo**.

4. Nuestro estudio de riesgo sobre la salud es preliminar, pero tiene la ventaja de obtener un resultado rápido que servirá para definir líneas de acción y para enfocar futuros estudios que complementen nuestro conocimiento sobre los impactos en la salud poblacional por el deterioro del ambiente. En este estudio se **considera solo la ingesta de material ingerido como vía de exposición siendo que existen además otras como la inhalación, el contacto dérmico, la ingesta a través del agua o alimentos producidos localmente**. Por otro lado, el tamaño de partícula utilizada en riesgo al reconocido internacionalmente, generando una estimación aún más conservadora del riesgo. A pesar de lo anterior, se identificaron metales que presentan un riesgo potencial para la salud de la población. En futuro se deben **realizar otros metales, en**

<sup>36</sup> Artículo 67. "Cuando una zona de territorio se vea afectada por una epidemia o un foco epidémico transmitido al ser humano o cuando se trate de una epidemia de una enfermedad zoonótica, el presidente de la República, previa Informe del Director General facultados extraordinarios para la propagación del mal a enfrentar la emergencia", tal como ha ocurrido recientemente con la pandemia por COVID-19. "En las emergencias sanitarias de contaminación ambiental, los que obedecen a distintos tipos de emergencia, algunas provocadas por desastres naturales, otras por contaminación ambiental. En ellas se establecieron diversas medidas de acción, de implementación urgente, sin embargo, pasajeras".

<sup>37</sup> Caso de Copapo, el Decreto Supremo N.º 00224-2019-MINSA del Ministerio de Salud y la Ley N.º 30915 del 2007, el Decreto Supremo N.º 0017-2019-MINSA del 2019, el Decreto Supremo N.º 0018-2019-MINSA del 2019.

abundancia en este estudio debido a limitaciones técnicas, **el mercurio es un metal de interés debido a su alta relación con los antiguos procesos mineros como también por su toxicidad para el ser humano.**

5. Mediante el estudio de los suelos de las zonas periurbanas de Copiapó se obtuvieron valores representativos de las concentraciones de metales de la zona (Tabla 7-2). La comparación con estudios internacionales ha demostrado que la zona periurbana de Copiapó posee naturalmente altos niveles de cobre, hierro, manganeso y zinc. Situación que concuerda con la presencia de múltiples yacimiento minerales en las alrededores de Copiapó, que propician concentraciones naturalmente elevadas frente a la situación natural de otros países.

Valores Background (mg/kg)		
Elemento	Minibolo	Copiapó
Aluminio	Al	25,251
Antimonio	Sb	30
Cadmio	Cd	2,2
Cromo	Cr	31
Cobalto	Co	223
Hierro	Fe	42,997
Manganeso	Mn	3,21
Molibdeno	Mo	1,064
Níquel	Ni	20
Plomo	Pb	22
Titanio	Ti	2,182
Vanadio	V	154
Zinc	Zn	199

Tabla 7-2. Valores Background obtenidos para copiapó, Minibolo (Exposición en base a Mayo 2015)

6. Las condiciones naturales de la zona periurbana de Copiapó superan en numerosas ocasiones las concentraciones de arsénico permitidas por Canadá y Brasil para zonas residenciales. Es importante destacar que 40 de las 58 muestras obtenidas poseen concentraciones de arsénico sobre los niveles de referencia establecidos para el uso de **Pedestales de Aislamiento**. Se demuestra que parte del enriquecimiento de este metal en las zonas naturales, es debido al amplio efecto de la **fundición de cobre sobre toda la región**, y que a través de la deposición atmosférica ha enriquecido los suelos tanto naturales como urbanos.

7. Los factores de enriquecimiento (EF) demuestran que, a pesar de descartar los altos aportes de metales originados de forma natural, aún existen dentro de la zona urbana **enriquecimientos significativos en metales como el arsénico, cobre, mercurio y plomo** cuando seales referenciamos a fuentes de origen antropogénico y más en específico a las

actividades mineras. De la misma manera, **los factores de enriquecimiento son mayores en las cercanías a las fuentes de metales** como lo son los relaves de la minería del cobre.

8. Se establecieron e identificaron **cinco zonas urbanas prioritarias para futuros estudios**, zonas ubicadas dentro del perímetro urbano de Copiapó. Estas zonas se definen en base a los factores de enriquecimiento del suelo, los sitios donde el coeficiente de riesgo supera a uno indicando un potencial problema para la salud y por último la ubicación con respecto a niveles de potencial riesgo. **Las cinco zonas poseen enriquecimientos de mercurio**, siendo este un metal de origen antropogénico presente en toda la ciudad. Por otro lado, **el arsénico y el cobre** presentan coeficientes de riesgo mayores a uno en todas las zonas, indicando que estas las concentraciones de estos elementos se encuentran sobre el **umbral de riesgo sugiriendo que puede existir riesgo para la salud de la población para estos dos metales**. Dentro de las zonas se destacan las áreas B y C, **centro de la ciudad y población El Palmar**, respectivamente, que corresponden a zonas residenciales donde existe una mayor exposición y riesgo a la salud.

9. Con el propósito de receptor ubicado (Ministerio de Fomento y Fomento se identificó el origen del enriquecimiento de metales en los suelos y polvo de calles de la ciudad. **Se identificaron las fuentes responsables de aportar elementos a la ciudad** via diversas fuentes de origen natural y otras las son de origen minero. Las fuentes identificadas fueron **las relaves ricos en mercurio, las relaves de la minería del cobre, los procesos mineros, el tráfico, las prácticas agrícolas y el aporte natural de la región.**

En los polvos de calles los procesos mineros aportan el **88% del cobre, 68% del arsénico, 43% del zinc y 9% del plomo**, con mayor efecto en las zonas industriales y mineras de la ciudad. Los relaves ricos en mercurio aportan **uno del mercurio, uno del plomo y 9% del arsénico**, sus aportes se concentran en las zonas cercanas a los relaves con alto contenido de Hg, principalmente el relave Olivos y Santa Blanca. Niveles elevados cerca del centro de la ciudad y en la zona agrícola de San Fernando, respectivamente. Los relaves de la minería del cobre aportan **65% del vanadio, 60% del hierro, 33% del cromo, 18% del arsénico, 11% del cadmio y 5% del cobre**, siendo un aporte generalizado de esta fuente en toda la ciudad, pero los mayores aportes se concentran en los sectores con mayor densidad de relaves, en la zona agrícola e industrial al sur de la ciudad.

10. La falta de normas de calidad de suelos en Chile no obvia a poder determinar que existen antecedentes suficientes para establecer un efecto de las concentraciones de metales en el ambiente urbano sobre la salud de la población, existiendo así un potencial para producir daños a la salud de la población. El estudio realizado por CEDEU, los factores de enriquecimiento, los coeficientes de riesgo, la superación de normas internacionales y nacionales, la biodisponibilidad de los metales y la ubicación de los relaves mineros, justifican que en Copiapó existe un potencial riesgo para la salud de la población.

11. Desde el punto de vista del ordenamiento territorial de las áreas urbanas, existe una **regulación en el contenido de las normas urbanísticas y, en particular, a través de la inclusión en las áreas de riesgo de zonas o terrenos contaminados por riesgos**



**generados por actividad humana.** Lo anterior permite dar protección a futuras poblaciones, lo cual puede aglutinarse en **necesidad de una modificación legal o la necesidad de dictarse una norma de calidad.**

11. Las situaciones de lugares habitados sobre terrenos contaminados requieren la utilización de como mecanismo. En primer lugar, dependiendo de la gravedad, magnitud de la población afectada y características toxicológicas de los elementos involucrados, el **decreto de emergencia sanitaria** puede y debe ser utilizado, a pesar de sus limitaciones. En segundo lugar, los planes de **descontaminación y prevención**, pueden ser un instrumento para cubrir las situaciones de vivienda edificadas en donde se estima que la situación de contaminación no afecta la susceptibilidad del terreno de emergencia sanitaria. Sin embargo, previo a ello se requiere **normas de calidad, declaración de zona sanitaria o latente, dictación de un plan de prevención o descontaminación, Proceso que implica en el caso de los casos años.**

Entendemos que la situación actual de Copiapó no puede resolverse únicamente a través de la óptica de las normas de calidad ambiental, existiendo a la fecha instrumentos selectivos y eficientes para hacer cargo. En este contexto, a priori se debe aumentar la construcción de viviendas en las áreas que esta investigación ha definido como áreas prioritarias, sin que antes se realicen evaluaciones de riesgo a la salud, estudios epidemiológicos y de ser necesario intervenciones orientadas a reducir la exposición de las personas. Dichas intervenciones deben ser de carácter sanitario, ambiental, social y educativo, además de contar con una adecuada evaluación de su impacto costo y expor de modo de garantizar la eficacia de las medidas.

### 3.2. Perspectiva y proyecciones

El trabajo realizado por el equipo CEDES ha desarrollado temáticas de contaminación urbana como también de planificación territorial, evaluada en la condición ambiental del caso de estudio Copiapó.

A continuación, se presentan propuestas y proyecciones para la ciudad y el país:

1. Se destacan diez propuestas en temas de planeación territorial:

1.1. Incorporar en la elaboración de los futuros PT y modificaciones a los existentes, los estudios fundados que permitan declarar "Zonas de riesgo" bajo la categoría de "Zonas de riesgo" con riesgos generados por actividad contaminación con humanos", cuestión que no requiere modificación en la legislación.

1.2. Incorporar al artículo 29 del Reglamento de la Educación Ambiental (Estrategia EAC), referencias a las hipótesis de contaminación sanitaria de instrumentos de Ordenamiento Territorial que giran en EAC, una modificación del siguiente tenor:

1.2.1 Incorporar bajo la letra c) referida al Plan Regulador Intercomunal o Metropolitano, un nuevo numeral, a saber:

"d) Se incorporan nuevas áreas de riesgo" generados por actividad o intervención humana".

1.2.2 Incorporar bajo la letra d) referida al Plan Regulador Comunal o Sectorial, un nuevo numeral, a saber:

"f) Se incorporan nuevas áreas de riesgo" generados por actividad o intervención humana".

2. Es necesario establecer, a nivel nacional, métodos de muestreo y determinaciones analíticas estandarizadas de suelo. La variabilidad espacial, temporal e intensidad de las muestras validas, como mallas y punto de corte, es un tema de consideración en este tipo de estudio debido a la alta heterogeneidad propia de estos sistemas ambientales.

3. Diferentes variables pueden ser necesariamente medidas en las muestras de suelo, dependiendo del elemento que se busca medir, la preparación de la muestra y el instrumento utilizado, siendo prioritario establecer métodos de medición estandarizados a nivel nacional adecuados a cada elemento en estudio. Además de la validación de las mediciones y la estandarización de instrumentación, se deben certificar laboratorios que cumplan con estas condiciones para tener a nivel nacional estudios con condiciones y calidad similares, y comparables.

4. Para la elaboración de los estudios de riesgo que requieren establecer las áreas de riesgo, resulta relevante primero realizar un diagnóstico del contenido de metales en los suelos y polvos de calles de la ciudad. Con esta información estimar el riesgo a la salud de la misma población y así establecer áreas prioritarias para futuros estudios focalizados en estos sectores. Otra herramienta de utilidad es el modelo de receptor utilizado por CEDES que permite identificar las fuentes que contaminan la ciudad y con esto establecer prioridades de intervenciones en las fuentes, como también proyectar cómo estas fuentes afectan la condición de la ciudad en el futuro.

5. Si se necesita establecer prioridades de intervención para las fuentes de contaminación presentes en la ciudad, entre ellas, las redes urbanas, que presentan un potencial riesgo a la salud para la población. Anterior a soluciones de Plan Verde en los niveles urbanos pueden encontrarse en nuevas tecnologías para la restauración de estos recursos.

6. Es necesario el desarrollo de normas de calidad de suelo que permita discriminar entre muestras o zonas que presenten riesgos para la salud de la población. En el desarrollo de estas normas debe considerarse la geología del país y evaluar los niveles naturales de metales para definir así los niveles base o background para las distintas zonas de Chile.

7. Chile cuenta con un registro de normas de referencia que aplica a las aplicaciones para efectos del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (<http://sea.gov.cl/bases-datos/comunicacion-de-sustancias-quimicas-identificadas>). En este contexto, mientras no se elaboren las normas propias para nuestro país, pueden utilizarse las mencionadas por el Servicio de Evaluación Ambiental.

8. Seguir con la elaboración de normas de usos del suelo del PNU que luego puen

datos recogidos en la OIGUC y referenciados a los usos residencial, áreas verdes y espacios públicos.

8. La elaboración de mapas de calidad ambiental es una situación deseable. Sin embargo, no es aconsejable verse bajo la acción pública en la elaboración de estos mapas. Debido a: (I) la elaboración demanda mucho tiempo y lo mismo ocurre con la redacción de zonas ocupadas o usos y con la dictación de los planes de prevención y descontaminación; (II) la existencia de avances de estos instrumentos de gestión ambiental; y (III) la existencia de instrumentos al área de la planificación urbana más o menos que presenten futuras áreas restrictivas en términos de contaminación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, J. A., Paz, A., Kálitz, K., Jansen, E., & Martínez Martínez, S. (2014).** Assessment of heavy metals in different chemical fractions in the dust of Marikopje in a built-up area in southern Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 144(PB), 298-305. <https://doi.org/10.1016/j.jgeoex.2014.04.004>
- Alroy, H., & Kinnis, M. L. (2015).** A review of multiple and watershed scale erosion and sediment transport models. *Catena*, 140-151, 247-271. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.08.004>
- ATSDR. (2005).** Public Health Assessment System Manual (Epidemiology, U.S. Department of Health and Human Services Public Health Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Atlanta, GA, U.S.A.
- Cabrera, M. S. (2014).** Screening geológico urbano: ocurrencia, distribución y disponibilidad de metales pesados en espacios verdes en Copiapó. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Cardozo, A.B., Cárcamo, M.S., Vega, A.S., Caguary, M., Moya, F.M., Basilla, C.A., & Astori, P.A. (2014).** Active and legacy mining in an arid urban environment: challenge and perspective for Copiapó. *Workshop Chile: Environmental Geochemistry and Health*, 36(4), 1001-1014.
- CEBAMA. (2011).** Screening de químicos en áreas urbanas de Antioquia. Evaluación Ambiental Preliminar. *Resolución del Ambiente de Medellín* 2015.
- CEMMA. (2012).** OIGUCS-PNAL. Investigaciones sobre contaminación ambiental de Copiapó y Tercero.
- CEMMA. (2014).** Disponibilidad y movilidad de metales pesados en los suelos de Copiapó y Tercero Antioquia.
- Chen, H., & Ma, L. Q. (2001).** Comparison of Three Aqueous Digestion Methods for Heavy Metals Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 65(2), 461. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2475.2001.05241.x>
- Chirrés, J. A., Castro-Larragueta, J., & Mooney, M. G. (2008).** Exploratory and spatial data analysis (EDA-SDA) for determining regional background levels and anomalies of potentially toxic elements in soils from Copacacapan, Mexico. *Applied Geochemistry*, 24(8), 1579-1589. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.04.023>
- Centro UC Biología y Medio Ambiente - CIBUC. (2018).** Guía técnica de gestión de riesgos y plan de gestión de los suelos Usados y Tercero de la comuna de Copiapó, en la región de Atacama. LIDOCOM ID: 010176-1 LE18.
- Contraloría General de la República. (2018).** Dictamen N°27.295.18/08/2018.
- De Gregori, I., Fuentes, E., Rojas, R., Pinochet, H., & Pardo-Gastelo, M. (2003).** Monitoring of copper, arsenic and cadmium levels in agricultural soils: impacted and non-impacted by mining activities from the region in Chile. *Journal of Environmental Monitoring*, 5(2), 287-295. <https://doi.org/10.1039/b211469g>
- INCHIBTO LEF N°3.557.084/05/19813.** Establece disposiciones sobre protección agrícola



- DECRETO SUPREMO N°47 (06/06/1992)** del Ministerio de Vivienda y Urbanismo. Fija el número de la Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones.
- DECRETO SUPREMO N°11 (04/04/2016)** del Ministerio de Salud. Decreto electrolítico y otorga facultades extraordinarias que instruye.
- DECRETO SUPREMO N°32 (11/08/2015)** del Ministerio de Medio Ambiente. Aprueba reglamento para la evaluación ambiental estratégica.
- DECRETO SUPREMO N°48 (28/11/2012)** del Ministerio de Medio Ambiente. Aprueba reglamento del sistema de evaluación de impacto ambiental.
- DECRETO SUPREMO N°54 (25/05/1998)** del Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Establece normas de calidad primaria para material particulado suspendido en el aire, en especial de los valores que definen situaciones de emergencia.
- DECRETO SUPREMO N°136 (07/08/2008)** del Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Establece normas de calidad primaria para el plomo en el aire.
- DECRETO SUPREMO N°141 (01/12/2008)** del Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Establece normas de calidad primaria para los aguas superficiales aptas para actividades de recreación con contacto directo.
- DFL N°119668 (17/11/2005)** del Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Texto refundido, coordinado y sistemático de la Ley N°18.575, reglamento constitucional de bases generales de la administración del Estado.
- DFL N°235 (05/11/1998)** del Ministerio de Agricultura. Establece sistema de incentivos para la recuperación de suelos degradados.
- DFL N°458 (12/04/1976)** del Ministerio de Vivienda y Urbanismo. Aprueba norma Ley General de Urbanismo y Construcciones.
- DFL N°725 (31/01/1968)** del Ministerio de Salud Pública. Código Sanitario.
- Ernstel, A., Meire, P., Reichert, R., Jørgensen, N., & Kerstan, R. (2014).** Agricultural priority of heavy metals in agriculture and background study of the Italian national zone. *Acta Oecologica*, 121, 86-92. <https://doi.org/10.1016/j.acto.2014.05.009>
- Geo, C., & Bowden, J. (1996).** *Particle size analysis*. In USA, ed. In A. *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods* (pp. 361-411). Madison, WI, USA: American Society of Agronomy Soil Science Society of America.
- Gilharg, L., Kahle, H., Schmidt-Thomé, P., & Johansson, C. (2002).** An epidemiologic and cultural level of metals in PM10 in central and northern Chile (IV) - Areas. *Swedish*, 16, 380-387. *Atmospheric Environment*, 36, 380-387.
- Guía de orientación para el uso de la evaluación ambiental estratégica en Chile. Ministerio del Medio Ambiente, diciembre de 2013.** disponible en <http://portal.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2015/12/Guia-de-orientacion-para-el-uso-en-Chile.pdf> enviado el 18.06.2017.
- Hedberg, P., Gilharg, L., & Johansson, C. (2003).** Source contributions to PM10 and annual concentrations in Central Chile using positive matrix factorization. *Atmospheric Environment*, 37(2), 549-561. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.11.001>
- Ianni, C., Signano, A., Calvo, N., & Basso, F. (2016).** Feasibility of metals in soil comparison between chemical extractions and in vitro static extractions and in situ static. *PLoS One*, 11(8), e0160922. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160922>
- LEY N°18.575 (05/12/1998).** Ley orgánica constitucional de bases generales de la administración del Estado.
- LEY N°19.599 (09/03/1994).** Aprueba ley sobre bases generales del medio ambiente.
- LEY N°19.612 (09/03/2010).** Establece un sistema de incentivos para la sustentabilidad agropecuaria de los suelos agropedáneos.
- LEY N°26.551 (11/11/2011).** Regula el cierre de faenas e instalaciones mineras.
- Li, X., Cole, S. J., Ramay, M. H., & Thornton, I. (1996).** CHEMICAL GEOLOGY Sequential extraction of soils for multielement analysis by ICP-AES. *PLoS*, 124, 100-102.
- Mason, M., Blenc, G., & Schaefer, J. (2000).** Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde fluvial estuary (southwestern France) of the Tona-Estuaire event. *Estuaries*, 23(1), 135-146. <https://doi.org/10.1006/estuar.2000.06011>
- Miló, E., Paris, M., Recatalá, L., & Sánchez, J. (2007).** Baseline values for heavy metals in agricultural soils in a European Mediterranean region. *Science of the Total Environment*, 379(1-2), 13-17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.010>
- Murgas, R. P. C., & Quintan, J. N. (2001).** *Ecology Modeling*. In R. S. Harrison & W. M. Dowd (Eds.), *Landscape Erosion and Evolution Modeling* (pp. 117-148). Boston, MA: Springer US. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-0525-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-0525-4_6)
- Moya, P. M. (2015).** *Identificación de faenas extractivas en suelo y polvo de calle*. (Tesis de Grado de Ingeniería). Universidad Católica de Chile.
- Moya, P.M., Arce, S.J., Laine, C., Vega, A.S., Gutiérrez, S., Adorno, H., Muñoz, L., Pavón, R., Corral, S. (2016).** An integrative study of health, environmental and socioeconomic indicators in a mining in a rural community exposed to metal air pollution. *Environmental Geochemistry and Health*, 41, 2505-2519.
- OECD (2013).** *OECD Urban Policy Review, Chile 2013*. OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264191888-en>
- Ortiz, A.G., Rada, A., Mineluz, R., Zejden, E., Cornejo, C., Scheraga, G., Verstraete, W., Van De Walle, T., Wragg, J., Raupberg, C.J.M., Soto, A.J.A.M., Van Wijnen, J.H. (2002).** Comparison of two micro-digestion methods to study traceability of soil contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 3336-3338. doi:10.1021/es01204v
- ORDINARIO N°50 (29/05/2009).** Circular General DDU N°219. Análisis de acción plan regulador internacional en áreas urbanas y áreas rurales. Dirección Inspección y Control de Obras-Ciudad N°41 del 20.01.09, DDU 26, N°691 del 04.07.06, DDU 37- N°138 del 15.04.05, DDU 146, N°1039 del 16.05.05, DDU 152, N°801 del 19.01.06, DDU 196 y en las Circulares Ord. N° 0176 del 25.04.07, DDU-Español 16 y N°908 del 02.06.07, DDU-Español 32.
- ORDINARIO N°99 (10/03/2006).** Circular General DDU N° 142. Reurbalización de terrenos conseruados y con riesgos geológicos (Desplazados).
- ORDINARIO N°258 (16/06/2014).** Circular General DDU N°268. Definición de área de riesgo por erosión de tierras en los instrumentos de planificación territorial.

- ORDINADO Nº935 10/12/2009.** Circular General DGA/R227. Instruya respecto de la formulación y análisis de acción de planes reguladores conurbados. Deje en efecto Circular Nº1066 de fecha 27.10.99. DOI:35.
- Padoan, S., Remé, C., Ajroze-Mansan, F. (2017).** Bioaccessibility and site distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban corridor. *Sci. Total Environ.* 601-602, 84-90. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.188
- Pana, S., Irazo, M. A., Quiroz, W., Hormo, F., Karanastou, A., Faust, O., Cerecedo, F. (2014).** Distribution of trace elements in particle size fractions from contaminated soils by a copper smelting plant in different zones of the Pachuca city (CN). *Chemosphere*, 111, 1013-1021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.127>
- Qiang, L., Yang, W., Jinghuang, L., Quanying, W., Wuying, Z. (2014).** Geo- and distribution and heavy metal contamination of road dusts in urban parks and squares in Chengde City, China. *Environmental Geology and Health*, 37, 71-82. DOI 10.1007/s10653-014-9631-6
- RESOLUCIÓN EXENTA Nº285 14/09/2014** de la Comisión Nacional del Medio Ambiente.
- RESOLUCIÓN EXENTA Nº440, (20/06/2020)** del Ministerio de Medio Ambiente.
- RESOLUCIÓN EXENTA Nº181 (27/09/2018)** de la Superintendencia del Medio Ambiente.
- Sedawka, A., Carrasco, M. A., Got, R., Mora, M. D. L. L., Flores, H., & Neuman, A. (2006).** Método de análisis recomendado para los suelos de Chile. Versión 2006. Serie Actas-Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
- Salim, M., & Medany, I. (1993).** Heavy metals in dusts and house dust in Bahrain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 66(1-2), 131-139. <https://doi.org/10.1007/BF00477063>
- Salmerón-Galván, S., Palomo-Morín, M.R., Bernabé, E., Ruado-Holgado, F., Miel-Abigona, C., Fariña-Rodríguez, X., Piñillo-Gil, E. (2015).** Long term geochemical and ecological risk from deposition of elements pollutants in the vicinity of the industrial area of Pachuca city (Mexico), central Chile. *Science of the Total Environment*, 527-528, 335-343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.014>
- SERNAGOMIN. (2014).** Geología de Superficie de Departamentos de Antofagasta y Coquimbo de Chile.
- Sims, D. B., Hooda, P. S., & Gilmore, G. E. (2003).** Mining Activities and Associated Environmental Impacts in Andean Cordillera. *A Latin American Environment and Pollution*, 2(4), 22-45. <https://doi.org/10.33388/ep.v2n4a22>
- Sun, G., Li, Z., Liu, T., Chen, J., Wu, T., Peng, X. (2017).** Metal Exposure and Associated Risk to Human Health by Street Dust in a Heavily Industrialized City of Human District, Central China. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 261. doi:10.3390/ijerph14030261
- Sutherland, R. A. (2006).** Red soil from associated trace metals in an urban setting, Oahu. *Applied Environmental Geology*, 19(6), 615-627. <https://doi.org/10.1007/s10054-006-0047-3>
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979).** Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Materials with Applications to Soil-Science. *Can. J. Soil Sci.*, 59(1), 844-881.
- US EPA. (2015).** Regional Screening Level (RSL) Summary Table. United States Environmental Protection Agency, Risk Assessment.
- Vázquez-ortega, A., Pedrido, J., Margold, A., Zapata-rios, K., Ramírez, C., Molinash, J., Chonnes, J. (2015).** Assessment elements as road dusts of heavy chemical weathering in Aconcagua valley, Chile. *Chemical Geology*, 391, 39-52. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.10.039>
- Vega, A.S., Arce, G., Rivera, M., Acevedo, S.E., Hoyer-Paecke, S., Bonilla, C.A., Parada, R. (2022).** A comparative study of soil metal concentrations in Chilean urban parks using the pollution index. *Applied Geochemistry*, 141, 105230.
- Williams, M. D., & Brown, M. J. (1994).** DEVELOPMENT OF METHODS FOR EVALUATING OPTIONS FOR IMPROVING DRAIN QUALITY IN SANTIAGO, CHILE AND OTTAWA, CANADA.
- Zagal, E., & Tedesco, A. (2007).** Protocolo de Método de Análisis para suelos y sedos. SAG Servicio Agrícola y Ganadero, Chile, 1-103. Retrieved from [http://www.sag.cl/ntm/default.htm?METODOS\\_LODOS\\_SUELOS.pdf](http://www.sag.cl/ntm/default.htm?METODOS_LODOS_SUELOS.pdf)
- Zari, C., & Troppeo, P. (2015).** Silver Arago. Evidence for late silver refining in northern Chile. *Journal of Archaeological Science*, 49(6), 3282-3292. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2015.01.020>
- Zari, C., Troppeo, P., & Scott, B. (2018).** Copper production in late prehispanic southern Chile. *Journal of Archaeological Science*, 49(2), 1166-1175. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2017.09.013>



## GLOSARIO

**Biodisponibilidad:** La biodisponibilidad es el porcentaje de la cantidad total de una sustancia química que se absorbe en el torrente sanguíneo. Sólo la cantidad absorbida de la sustancia química puede producir algún daño (ASTDR).

**Composición elemental:** Término referido a la totalidad de los elementos químicos que se midieron dentro de una muestra de estudio.

**Factor de enriquecimiento (EF):** Indica el exceso que ocurre de un metal en la muestra de estudio. La comparación se realiza con las concentraciones naturales de la zona de estudio. Se refiere al elemento en el suelo o las actividades humanas.

**ICP:** Instrumento de medición de múltiples elementos. Existen diferentes versiones según el tipo de detector acoplado al ICP ya sea un óptico o de masa. Sigla referida a su nombre en inglés: "Inductively Coupled Plasma" (Plasma Acoplado Inductivamente).

**Materia orgánica (MO):** Es la parte dentro de una muestra compuesta por restos orgánicos, provenientes de plantas, microorganismos y animales que poseen una descomposición química.

**Materia fina:** Parte de una muestra en estudio que se conforma de partículas de un diámetro menor a 53 micrómetros, que son separada a partir de un tamiz de apertura 53  $\mu\text{m}$  (ASTM, N°270). Término de importancia porque tiene la facilidad de ser respirada fácilmente por el usuario y además presentar mayores concentraciones de contaminantes (Kosky & Kavvas, 2007; Morgan & Quinn, 2001).

**Mercurio metilo (DMA-Hg):** Incluye mercurio que se adsorbe en la medición de mercurio a través de la volatilización del elemento para luego amalgamarlo en oro.

**Mineralogía de una muestra:** Corresponde a los tipos de minerales presentes en una muestra, su composición, origen y formación. Los diferentes minerales dependen en tanto del origen de la muestra como de los elementos presentes en ella.

**Muestra de suelo urbano:** Material representativo de un sector de muestras de suelo urbano, obtenida de los primeros 40 cm. Cada muestra se compone de 10 sub-muestras para mayor representatividad del sector de estudio.

**Residuos ambientales:** Cualquier desecho industrial o doméstico que ha sido abandonado y que actúa aliente a un riesgo para la población o para el medio ambiente.

**Sedimentos de calle:** Acumulación de partículas sólidas en la calzada de una calle, en este estudio se consideró como el material representativo a analizar, que se obtiene barriendo con brocha plástica 1 m<sup>2</sup> a cada lado de la calle y recogiendo el material sólido.

**ICP-AES:** Instrumento de medición basado en fluorescencia de rayos X, que entrega resultados de concentraciones en pocos minutos a costo de menor precisión en los resultados.

**Sedex:** Derivados de procesos mineros, conformado principalmente de restos molidos finos de mineral, agua y metales.

**Screening de contaminación:** Método utilizado para realizar un cribado rápido dentro de la ciudad e identificar zonas con altos niveles de metales en las muestras obtenidas.

**Trapecheros:** Molinos artesanales para procesar mineral extraído para luego amalgamar el oro utilizando mercurio.

**MDL 95%:** Valor que iguala o excede la media aritmética de la población en estudio al 95% de las veces.

**Valores background de metales:** Concentración de metales estimada para sitios naturales alejados de la ciudad y de fuentes de contaminación directa. El valor calculado se obtuvo en base a 55 muestras de suelo natural en diferentes zonas geológicas a los alrededores de Copapo en este estudio. Ese valor tiene el objetivo de representar las concentraciones de metales naturales en la zona previa a la acción humana.

## ANEXO TÉCNICO

## A.1 Metodología de laboratorio

Para el análisis de las muestras de suelo, polvo de sales y residuos se realizó un protocolo de las muestras, para luego realizar análisis descriptivos de pH, Materia Orgánica y porcentaje de fósforo y también se hizo de la composición elemental. El diagrama de la Figura A-1 muestra el procedimiento y los análisis realizados a las muestras y en la Tabla A-1 se detallan los procesos de pretratamiento realizados.

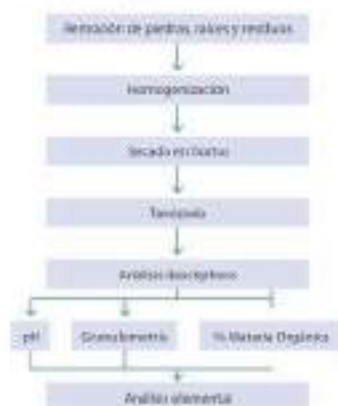


Figura A-1. Diagrama de flujo muestra pretratamiento de las muestras. Fuente: la realización de los análisis descriptivos y elementales se realizó en el laboratorio de suelos y nutrientes de la muestra para determinar la heterogeneidad de las muestras de suelo. Fuente: Rojas, 2017.

Proceso	Descripción
Remoción de residuos	Proceso manual de remoción de residuos, con la utilización de guantes plásticos para evitar la contaminación de las muestras.
Homogenización	En el caso de que la muestra no supere un litograma de masa, se pasa directamente al secado, y en el caso contrario, se realiza un proceso de cuatro partes homogéneas a muestra, este proceso consta de la desagregación de los pedos y luego la división de la muestra en 4 partes iguales, se seleccionan dos de estas partes para la muestra final. Este proceso se repite hasta tener la masa requerida para el secado, aproximadamente 500 gr.
Secado en horno	El proceso comienza con el pesaje de la muestra, esta se deposita en pots de aluminio desechables que son colocados en el horno a 40°C. Luego de 24 horas se retiran los pots del horno y se vuelve a pesar la muestra, así como se disminuye más del 3% de la masa inicial, se vuelve a colocar en el horno. En caso contrario la muestra se considera seca.
Tamizado	Se realiza un tamizado de 2 mm, con un tamiz de acero inoxidable y palas de plástico. Y para las muestras seleccionadas para el análisis de la fracción fina se tamizan también a 50 µm.

Tabla A-1. Descripción de los procesos de pretratamiento de las muestras. Fuente: Rojas, 2017.

## Análisis descriptivos

Después del pretratamiento de las muestras se realizan los análisis descriptivos de pH y conductividad correspondientes a pH, porcentaje de materia orgánica y granularidad.

## 1. pH

Se utilizarán 20 gramos de muestra por muestra a la que se agregará 10 ml de agua destilada, se agita y se deja reposar de 2 a 24 horas para luego realizar la medición de pH con el instrumento previamente calibrado (Zagal & Sadzovka, 2007).

## 2. Porcentaje de Materia Orgánica

Se obtiene el porcentaje de materia orgánica (MOC) mediante el método sugerido por Izquierdo et al. (2006). Se toma 1 a 2 gr de muestra pre-talada, se agregan 10 ml de dióxido de sodio y luego se agregan 30 ml de ácido sulfúrico, posteriormente se agita y se deja reposar por 30 minutos. Se agregan 70 ml de agua y se deja reposar durante la noche. El siguiente día se mide la absorbancia del sobrenadante a una longitud de onda



do 600 nm, utilizando el espectrofotómetro Hach DR2600. Utilizando el valor medido se calcula el carbono orgánico de la muestra y luego la muestra orgánica.

### 3. Gravimetría

Obteniendo aproximadamente 30 gr de la muestra pre-tratada se realiza un tamizado en seco a través de un tambe de aperturas de 53  $\mu\text{m}$  (ASTM, N° 270). Este tambe permite diferenciar las partículas gruesas (arena y agregados) de las más finas (lodo, arcilla y agregados pesados) (Gee y Sautter, 1986). Luego se masa ambas partes y se calcula el % de finos en la muestra.

### Análisis elemental

El análisis elemental se realizó por medio de tres métodos distintos, dependiendo del objetivo buscado. Se utilizó ICP-OES para medir 14 elementos, DMA-80 para medir mercurio y p-IRF para obtener la concentración preliminar de 7 elementos.

#### 1. ICP-OES

La medición de los 14 elementos se realizó según el procedimiento en la Tabla A.2.

#### Descripción de metodología utilizada

**Digestión ácida:** Se realizó digestión por Agua Regia (debido a que se busca estudiar los metales más disponibles en las muestras (Dion & Ma, 2006). Se realizó un análisis de la cantidad de los resultados a través de triplicados aleatorios, análisis de blancos y material de referencia certificado. Para cada muestra de estudio (suelos, polvos de calle y effluents), se realizó la digestión en estufa caliente con también el ajuste a los valores certificados. La digestión por agua regia comienza con el pesaje de aproximadamente 300 mg de muestra, que se depositan en tubos de reacción de 75 ml, luego se agregan 6 ml de ácido clorhídrico y 2 ml de ácido nítrico; los reactores son sellados. Estos se colocan en el reactor en un programa de digestión de sólidos. Al finalizar, se sella los reactores y se dejan enfriar a temperatura ambiente. Cuando se encuentran fríos, los reactores se abren y se agrega agua Milli Q hasta alcanzar los 50 ml.

**Dilución y preparación de muestras de calibración:** Para medir distintos elementos en las muestras se necesita tener distintas diluciones, debido a las diferentes magnitudes entre elementos. En este caso se eligió realizar diluciones de 1, 30 y 300 veces. Estas se preparan manteniendo una relación de Agua Regia de 10%, agregando la muestra necesaria y diluyendo con agua Milli Q en tubos de 10 ml. Las muestras de calibración se prepararon en base a una relación multi-elemental. Estas muestras son utilizadas para calibrar el ICP-OES y también para verificar el las concentraciones medidas en las muestras.

**Medición de elementos en ICP-OES:** Para la medición de cada elemento se eligieron entre 1 y 3 longitudes de onda detectadas por el equipo, para después seleccionar la de mayor sensibilidad y evitar longitudes de onda con interferencias entre elementos.

Tabla A.2. Metodología utilizada para medición de ICP-OES (Gee, 2017).

### 2. DMA

Para la medición del Hg se usaron aproximadamente 30 mg de muestra seca y tamizada, a 2 mm o a 53  $\mu\text{m}$  según sea el caso. Y se colocó dentro del envase de medición del equipo. Luego el DMA automáticamente mide el mercurio a través de un proceso de amalgamación con oro (Moye, 2017).

Para garantizar una buena calidad de los resultados los instrumentos utilizados fueron de práctico, limpiados después de cada muestra y torcidos al terminar cada día de medición. También se realizaron triplicados de muestra al día y medición de 2 muestras de referencia certificadas cada 30 muestras (Moye, 2017).

#### 1. p-IRF

Se obtuvo la concentración elemental midiendo cada una de las muestras pre-tratadas. La muestra se coloca en un recipiente estándar y luego se mide por los dos métodos que ofrece el instrumento Soil Scan y Two Lines Nitro. La principal consideración con este instrumento es que para los elementos validados existe un límite de cuantificación (LOQ) estimado, que se presenta en la Tabla A.3. Si la medición se encuentra en valores superiores los valores. Si no es el caso, se reemplaza por el valor de LOQ (Moye, 2017).

	As	Cd	Cu	Fe	Pb	Pt	Zn
LOQ Estimado (mg/kg)	36	12	12	35,000	276	22	332

Tabla A.3. Límite de cuantificación (LOQ) estimado para elementos validados del método p-IRF. Fuente: Determinación propia.

### A.1 Coeficiente de riesgo (HQ)

Para obtener el HQ se siguió la metodología sugerida por la Agencia for Health Substancias and Toxicology (ATSDR), donde se establecen valores para estimar la dosis de consumo para niños menor de cuatro (ATSDR, 2002). El HQ se estima en base a la siguiente ecuación:

$$HQ = \frac{Dosis \text{ de Consumo}}{Dosis \text{ de Referencia}}$$

Donde la Dosis de Consumo (D) se estima según la siguiente ecuación:

$$D = \frac{C \cdot FC \cdot EF \cdot ED \cdot FB}{AC}$$

D: Dosis de consumo (mg/kg/día)  
 C: Concentración ambiental o de la muestra (mg/kg)  
 FC: tasa de consumo (mg/día) (200 mg/día)  
 EF: Factor de exposición (Sin unidad) (Considerado como 1, que implica una exposición durante todos los días de vida del individuo)  
 ED: Factor de conversión (365 días/año)  
 FB: Factor de biodisponibilidad (Asumido como valor unitario)  
 AC: Pesa Corporal (kg) (36 kg)

La dosis de referencia fue obtenida de un estudio realizado por la Environmental Protection Agency (EPA, 2015), estos valores no incluyen los efectos carcinogénicos y mutagénicos de cada elemento.

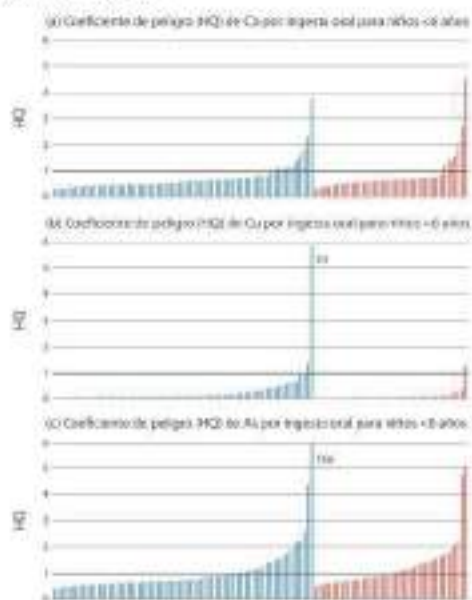


Figura A2: Coeficiente de peligro para Pb en polvo, (a) suelo y (c) ambiente en muestras de polvo de colorado y en muestras de suelo rojo. 34 sitios de muestra con un HQ de referencia que fue superado y una muestra de polvo en el caso de la ciudad. Fuente: Elaboración de Ingenieros y Profesores Prácticos (IPPs).

Los resultados para las muestras de suelos y polvos de calles indican que el cobalto, cromo y arsénico son potencialmente un problema de salud para niños menores de 6

años mediante la ingestión oral de esos materiales. En la figura 4-2 se indican las muestras ordenadas en orden ascendente de riesgo por los tres metales nombrados. Las muestras que superan la línea roja, correspondiente al valor de HQ igual a 1, son aquellas que potencialmente pueden producir efectos en la salud.

#### A.3 Características de relaves urbanos

A medida que la ciudad y la minería se expanden, los residuos y actividades mineras se mezclan con las zonas urbanas. Dada la alta velocidad de procesos replicados en la generación de los relaves y el tiempo que implica la conformación de uno, las concentraciones de metales, debido a estos son muy variables dependiendo de su origen. A la vez, cada uno de estos relaves se diferencia entre sí debido principalmente al mineral de origen, como función por la misma cantidad de cada relave. Nueve relaves urbanos han sido evaluados por CODESA (Figura A-3), donde se realizó la muestra según la BQI, la cantidad de material fino (% < 63 µm) y la composición elemental (g-INFL).



Figura A3: Relaves evaluados por CODESA de diferentes zonas urbanas de Copiapó el día Julio de información disponible en cuanto a su composición química, como también el material negro que generaría para la población. Fuente: Mapa IPP.

En general, los porcentajes de INO en los relaves son bajas, con lo que tiene dos consecuencias. Primero, que la utilización de regulación para fines recreativos y enfite-

lización es difícil de realizar ya que para la vida vegetal es necesaria la MO en los suelos, y en segundo lugar, que el material fino de los relaves se aglomera, ya que bajas porcentajes de MO propician que el material se mantenga separado en partículas finas. Por otro lado, el estudio de la cantidad de materia fina en los relaves mostró que la cantidad es variable para cada relave, pero en promedio un 17% del material total corresponde a material fino. Ambas características (baja MO y alta cantidad de material fino) potencian la erosión eólica y la dispersión de los contaminantes hacia los sectores cercanos (Cano, Hueda & Gilmore, 2010). Se estimó que la dispersión del material desde un relave a 100 metros desde el centro del depósito (Mayo, 2017), indicando que la población en las cercanías de los depósitos relaves podría tener la exposición a metales y sus potenciales riesgos para su salud.

La caracterización elemental de estos relaves es esencial para determinar prioridades de intervención, e origen del enriquecimiento en la ciudad y a futuro, el riesgo que pueden presentar estos residuos mineros para la población. Se indican las concentraciones de 11 elementos, 3) en la Tabla A-5 mediante por la metodología de coreogram (AR) por incineración en la Tabla A-5 mediante con un plasma de acoplamiento inductivo con espectrofotómetro de masa (ICP-MS) a un nivel de confianza (DRA-86). Destaca las altas concentraciones de arsénico, níquel y hierro en los relaves (a excepción del relave Santa Blanca), siendo las principales fuentes de material inerte en metales para las zonas cercanas. Por otro lado, con respecto a valores de referencia de Canadá (2 mg/kg) en zonas residenciales, el arsénico posee altos niveles en el relave Victoria, Puerto Plata y Ojancos. En el caso del plomo, se identificaron altos valores en los relaves La Cruz, Victoria y Puerto Plata.

Nombre relave	Número muestras	As	Co	Cd	Pb	Mn	Ni	Fe	Zn
Bodega Alto	14	89	34	0,029	208,360	1,707	86	167	
Linares	6	<10	70	0,030	103,070	740	230	427	
Ojancos	16	138	80	0,164	263,968	1,383	91	206	
Papapietro	16	60	38	2,260	83,546	608	<0,2	118	
Puerto Plata	2	703	43	3,440	147,067	1,760	179	380	
Reverón	17	48	103	3,342	102,080	1,460	46	373	
Santa Blanca	46	<0,2	40	368	97,894	1,260	<0,2	143	
Santa Blanca	2	<0,2	54	30	26,216	871	<0,2	<0,2	
Victoria	2	186	13	1,017	20,448	1,017	138	408	

Tabla A-5. Caracterización elemental de los relaves en mg/kg mediante espectroscopía de absorción atómica (AA) en laboratorio de la Pontificia Universidad Católica de Chile (García-Pagán, 2017).

En el caso del mercurio, tres relaves destacan por sus altas concentraciones con respecto a los valores de referencia de Canadá (0,6 mg/kg) en zonas residenciales: el relave Phoenix

Santa Elena y Ojancos. Este último posee máximos de 36 mg/kg, siendo un potencial riesgo para la población ubicada en las zonas cercanas.

Laboratorio	Técnica	Muestra	Mercurio (mg/kg)	
			Promedio	Máximo
Reverón	ISP	ICP-MS	6	6,3
Santa Blanca	ISP	ICP-MS	1	6,3
Victoria	ISP	ICP-MS	3	6,3
San Esteban	ISP	ICP-MS	3	6,3
Linares	ISP	ICP-MS	3	6,3
Ojancos	INTEA	DMA-80	4	16,4
Bodega Alto	INTEA	DMA-80	4	0,3

Tabla A-7. Caracterización promedio y máxima de mercurio (mg/kg) en los relaves en Chile. Fuente: Pagán, 2017.

Los resultados obtenidos por CIDEUS fueron comparados con otros estudios realizados a los relaves de Copalé por CIDEUS (CIDEUS, 2012) y SERNAGOMIN (SERNAGOMIN, 2010). En ambos casos los valores reportados por CIDEUS difieren de los informados por áreas instituciones. CIDEUS posee en gran parte de los relaves una mayor cantidad de metales, por lo que los diferentes pueden deberse a la heterogeneidad misma de los relaves. Cabe destacar que el estudio realizado por SERNAGOMIN para realizar una caracterización de la toxicidad de los relaves del sector andino a que la cantidad de metales de este estudio sea menor para cada uno de los depósitos de relaves, para así abarcar la gran cantidad existente en todo Chile.

En base a la zonificación y la población (y las concentraciones de metales de los relaves) se determinó que el **relave Ojancos** debe ser estudiado en más detalle debido a las altas concentraciones de **mercurio y la cercanía al centro de la ciudad**, los relaves **Victoria** y **Papapietro** poseen altas concentraciones de **arsénico, plomo y níquel**. Ambos se encuentran en la **ribera del río donde se emplazará los siguientes etapas del parque Huakari**, el relave **Linares** posee altas concentraciones de **plomo** y se ubica en la cercanía de **cultivos agrícolas**, y por último, el relave **Reverón** que se ubica en la **población El Páramo** y a la vez posee altas concentraciones de **mercurio, cobre y hierro**.

#### 5.4 Biodisponibilidad

La biodisponibilidad depende alta medida de la concentración total de un elemento que es propenso a ser absorbido por un ser vivo en el caso que eventualmente se produzca la lixiviación del material que lo contiene. Para estudiar la biodisponibilidad se utilizó una metodología específica para conocer la especiación química de los elementos en los

<sup>1</sup> No corresponden relaves que en Chile no se encuentran bajo el título de relaves mineros de la zona de estudio. Los valores de concentración son en mg/kg para el As, 22 mg/kg para el Ni y 101 mg/kg para el Zn.



muestras y de esta forma estimar la biodisponibilidad de un elemento. De forma general, la muestra se divide en varias secciones o se reacciona con diferentes características y objetivos bioasimilables. Cada etapa de extracción se asocia a un tipo de extracción y a la vez esta se relaciona a la biodisponibilidad del elemento. Como son los etapas de extracción utilizadas, establecido en base a la metodología propuesta por Lozano et al. (1976) y modificada por Li et al. (1995). En la Tabla A-6 se indica la fracción del metal que se busca extraer y el procedimiento de extracción utilizado para esto.

Este estudio de biodisponibilidad se realizó sobre 22 muestras (16 muestras de polvo de calles, 6 de suelos urbanos y 1 de río) y se analizaron ocho elementos de interés ambiental, cadmio, cobalto, cromo, níquel, hierro, plomo y zinc. En la Tabla A-7 se presenta el porcentaje promedio de biodisponibilidad para cada uno de estos ocho elementos y el rango de variación entre muestras estudiadas. La estimación se realizó en base a la recomendación de Lozano et al. (2014), que sugiere que los tres primeros pasos de la extracción sucesiva corresponden a la biodisponibilidad del elemento similar a la cantidad que el cuerpo humano puede absorber al ingerir el sustrato. El valor de biodisponibilidad se estimó como el porcentaje de la concentración que es liberado en los tres primeros pasos de la extracción sucesiva.

Fracción objetivo	Procedimiento de extracción
Intercambiable	Disolver muestra en 0.1 ml de solución de dicloruro de magnesio a 0.1 M a pH 7. Agitar continuamente por 30 minutos a temperatura ambiente.
Ácido soluble (metales aniónicos catiónicos)	Disolver 0.1 ml de muestra en 1 ml de ácido nítrico (HNO <sub>3</sub> ) 10% ajustado por bromato de sodio (KBrO <sub>3</sub> ). Agitar continuamente por 2 horas a temperatura ambiente.
Ácido soluble de hierro a manganeso	Disolver en 20 ml de una solución de cloruro de hidrógeno (HCl) 0.04 M en 2 ml de ácido acético. Agitar ocasionalmente durante 4 horas a 36 °C.
Fracción avulsión (metales a metales orgánicos y sulfuros)	Disolver en una solución de 1 ml de ácido nítrico (HNO <sub>3</sub> ) 0.02 M y 1 ml de una solución de peróxido de hidrógeno (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) al 30%, con pH ajustado con ácido nítrico. Calentar y agitar en este baño a 60 °C y mantener en la temperatura por 2 horas con agitación ocasional. Agregar 1 ml de peróxido de hidrógeno al 30% a pH 2 ajustado con ácido nítrico. Agitar ocasionalmente por 2 horas a 65 °C. Dejar enfriar y agregar 6 ml de una solución de acetato de amonio (NH <sub>4</sub> OC <sub>2</sub> H <sub>3</sub> ) a 1 M en 20% de ácido acético. Agitar durante 30 minutos a temperatura ambiente.
Fracción residual	Esta fracción se puede medir haciendo un digestión total del residuo y por diferencia entre los concentraciones totales de la muestra inicial y la suma de las fracciones obtenidas como se mencionó en el párrafo anterior (Li et al., 2015).

Tabla A-6. Fracciones de extracción utilizadas en este estudio. Adaptado de Li et al., 2015.

	Fulvic		Soluble		Residual	
	Medio	Rango	Medio	Rango	Medio	Rango
Al	52%	12%-47%	24%	9%-30%	50%	34%-69%
Cd	92%	67%-100%	94%	77%-100%	67%	61%-100%
Co	54%	26%-70%	73%	47%-88%	26%	20%-40%
Cr	68%	60%-84%	43%	19%-64%	62%	77%-67%
Cu	42%	22%-70%	34%	4%-64%	66%	23%-92%
Fe	76%	38%-88%	77%	37%-94%	61%	79%-88%
Pb	89%	27%-93%	72%	27%-90%	84%	74%-92%
Zn	88%	76%-93%	82%	64%-93%	29%	24%-39%

Tabla A-7. Bioasimilabilidad y rango de bioasimilación de los elementos. Fuente: Li et al., 2015.

#### A.3 Factores de Bioasimilación (BF)

Este factor permite identificar una muestra anómala con respecto a la condición natural de la zona. Compara la concentración en la muestra con la concentración natural o biogeoquímica, además, normaliza los concentraciones por algún elemento de referencia. El objetivo de la normalización es descartar el efecto del tamaño de partícula de las muestras. En este estudio se utilizó el aluminio como elemento de normalización asociado a la parte sólida natural de las muestras (Mason, 1966; Kricheldorf, 1986; Sahu y Ghosh, 2011). Los valores biogeoquímicos utilizados en el cálculo del factor de bioasimilación corresponden a los valores obtenidos como base base de la zona portuaria a Copiapó (véase en Tabla 3-5 del cuerpo del informe).

Se utilizó la siguiente ecuación para obtener el factor de bioasimilación (Sutherland, 2000):

$$BF = \frac{\left( \frac{C_{\text{elemento}}}{C_{\text{Al}}} \right)_{\text{muestra}}}{\left( \frac{C_{\text{elemento}}}{C_{\text{Al}}} \right)_{\text{fondo}}} \begin{cases} BF < 2 & \text{Bioasimilación a bioasimilación mínima} \\ 2 < BF < 3 & \text{Bioasimilación moderada} \\ 3 < BF < 10 & \text{Bioasimilación significativa} \\ 10 < BF < 100 & \text{Bioasimilación alta} \\ BF > 100 & \text{Bioasimilación muy alta} \end{cases}$$

Donde  $C_{\text{elemento}}$  es la concentración del elemento de estudio en la muestra y en los valores biogeoquímicos,  $C_{\text{Al}}$  es la concentración del elemento de normalización en la muestra y en el fondo, en estas caso aluminio.

**EQUIPO**

Contaminación por metales en suelos de ciudad (Diagnóstico y propuestas técnicas. Informe elaborado por CIDEUS, Hubo DC con la colaboración de INTEA, DICTUC S.A.

(Especialista):

**Carlos Novillo**, especialista en suelos, Ingeniero Agrónomo, Ph.D. CIDEUS, Escuela de Ingeniería Civil de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

**Marina Coquery**, especialista en análisis químicos, Investigadora en Química Analítica, Ph.D. INTEA.

**Sandra Cortés**, especialista en salud pública, Médico Veterinario, Ph.D. Departamento de Salud Pública, Facultad de Medicina de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

**Miguel Jorquera**, especialista contaminación atmosférica, Ingeniero Civil Ph.D. CIDEUS, Escuela de Ingeniería Civil de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

**Pablo Paredes**, especialista en contaminación del agua, Ingeniero Civil, Ph.D. CIDEUS, Escuela de Ingeniería Civil de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

**Alejandra Prioste**, especialista en evaluación ambiental, Abogada, Mag.

**Francisca Musalem**, especialista en urbanismo, Abogada, Mag.

**Jorge Precht**, especialista en regulación ambiental, Abogado, Ph.D. Departamento de Derecho Público, Facultad de Derecho de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

Ingeniería de Proyecto:

**Alejandra Vega**, Ingeniero Civil, Doctora en Ingeniería, CIDEUS.

**Pablo Weiss**, Ingeniero Civil, Mag. Cs. Ing., CIDEUS.

**Gustavo Arce**, Ingeniero Civil, Mag. Cs. Ing., CIDEUS.

