



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

UNIVERSIDAD DE MURCIA

**Departamento de Ciencias Sociosanitarias
Área de conocimiento: Medicina Preventiva y Salud Pública**

**NIVELES DE PLOMO EN SANGRE DE LOS NIÑOS DE LA
COMUNIDAD DE MADRID. EFECTOS SOBRE SU
CAPACIDAD INTELECTUAL Y SU IMPACTO ECONÓMICO**

José M^a Ordóñez Iriarte

Bajo la dirección de los Doctores

**José Jesús Guillén Pérez
Montserrat González Estecha
María José Martínez García**

Murcia, 2012



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

UNIVERSIDAD DE MURCIA

**Departamento de Ciencias Sociosanitarias
Área de conocimiento: Medicina Preventiva y Salud Pública**

**NIVELES DE PLOMO EN SANGRE DE LOS NIÑOS DE LA
COMUNIDAD DE MADRID. EFECTOS SOBRE SU
CAPACIDAD INTELECTUAL Y SU IMPACTO ECONÓMICO**

**Tesis para optar al Grado de Doctor
presentada por José M^a Ordóñez Iriarte
Departamento de Ciencias Sociosanitarias
Área de Conocimiento en Medicina Preventiva y Salud Pública**



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. José Jesús Guillén Pérez, Profesor Asociado en el Área de Medicina Preventiva y Salud Pública en el Departamento de Ciencias Sociosanitarias de la Universidad de Murcia,

AUTORIZA:

La presentación de la Tesis titulada "**Niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid. Efectos sobre su capacidad intelectual y su impacto económico**", realizada por D. **José María Ordóñez Iriarte**, bajo mi dirección y supervisión y la de las doctoras D^a Montserrat González Estecha, responsable de la Unidad de Elementos Traza del Servicio de Análisis Clínicos del Hospital Clínico San Carlos de Madrid y D^a María Josefa Martínez García, Catedrática de E.U. de Ingeniería Química en el Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cartagena, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a 1 de diciembre de 2011

D^a Montserrat González Estechea, Responsable de la Unidad de Elementos Traza del Servicio de Análisis Clínicos del Hospital Clínico San Carlos de Madrid:

AUTORIZA:

La presentación de la Tesis titulada "**Niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid. Efectos sobre su capacidad intelectual y su impacto económico**"

realizada por D. **José María Ordóñez Iriarte**, bajo mi dirección y supervisión y la de las doctores D. José Jesús Guillén Pérez, Profesor Asociado en el Área de Medicina Preventiva y Salud Pública en el Departamento de Ciencias Sociosanitarias de la Universidad de Murcia y D^a María Josefa Martínez García, Catedrática de E.U. de Ingeniería Química en el Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cartagena, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Madrid a 1 de diciembre de 2011





Universidad
Politécnica
de Cartagena

DPTO. DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL

D^a María Josefa Martínez García, Catedrática de E.U. en el área de Ingeniería Química en el Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cartagena:

AUTORIZA:

La presentación de la Tesis titulada **"Niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid. Efectos sobre su capacidad intelectual y su impacto económico"**

realizada por D. **José María Ordóñez Iriarte**, bajo mi dirección y supervisión y la de los doctores: D. José Jesús Guillén Pérez, Profesor Asociado en el Área de Medicina Preventiva y Salud Pública en el Departamento de Ciencias Sociosanitarias de la Universidad de Murcia y D^a Montserrat González Estecha, Responsable de la Unidad de Elementos Traza del Servicio de Análisis Clínicos del Hospital Clínico San Carlos de Madrid, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Cartagena a 1 de diciembre de 2011



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. Alberto Manuel Torres Cantero, Catedrático de Universidad del Área de Medicina Preventiva y Salud Pública y Director del Departamento de Ciencias Sociosanitarias de la Universidad de Murcia, INFORMA:

Que la Tesis Doctoral titulada "Niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid. Efectos sobre su capacidad intelectual y su impacto económico" ha sido realizada por D. José María Ordóñez Iriarte, bajo la inmediata dirección y supervisión de D. José Jesús Guillén Pérez, D^a Montserrat González Estechea, y D^a María Josefa Martínez García, y que el Departamento ha dado su conformidad para que sea presentada ante la Comisión de Doctorado.

Murcia, a 1 de diciembre de 2011

Departamento de Ciencias Sociosanitarias
Facultad de Medicina
Campus Universitario de Espinardo. 30100 Murcia

*La vida es breve; la ciencia, extensa;
la ocasión, fugaz; la experiencia, insegura;
el juicio, difícil.*

Aforismos hipocráticos, I,1

*Like a bird on the wire,
like a drunk in a midnight choir
I have tried in my way to be free.*

Leonard Cohen

Esta Tesis ha sido realizada en el Departamento de Ciencias Sociosanitarias, Área de Conocimiento en Medicina Preventiva y Salud Pública de la Universidad de Murcia, en colaboración con el Servicio de Análisis Clínicos del Hospital Clínico San Carlos de Madrid y el Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cartagena.

Este trabajo lo dedico a Charo, Iñigo, Miguel y Miren y, nunca es tarde, a mis padres, que ya no están.

AGRADECIMIENTOS:

Son muchas las personas a las que quiero expresar mi gratitud por su colaboración y apoyo prestado, de forma desinteresada, en la elaboración de esta tesis.

En primer lugar a mi director de tesis, el Dr. José Jesús Guillén Pérez, por la confianza que ha depositado en mí, por su constante apoyo, por sus sugerencias e ideas de las que tanto provecho he sacado, por sus correcciones y por su amistad que, aunque suene a tópico, no tiene precio.

También quiero expresar mi agradecimiento a mis codirectoras de tesis; la Dra. Montserrat González Estecha que me acompañó en todo el proceso de elaboración con comentarios y sugerencias basados en su amplia experiencia y sabio criterio y, sobre todo, por su generosidad y calidad humana y la Dra. M^a José Martínez García cuya solidez académica en metales pesados me fue de una gran ayuda en la elaboración de la misma.

Al Dr. Pedro Marset Campos, Jefe del Departamento de Ciencias Sociosanitarias de la Facultad de Medicina de la Universidad de Murcia, por la ayuda y apoyos prestados desde el inicio de esta Tesis.

A Manuel Ignacio Aparicio Madre, amigo del alma que me ha soportado hasta la saciedad con este trabajo desde que lo iniciamos hace ya unos años y que a pesar de todo sigue siéndolo de forma inquebrantable.

A Emiliano Aránguez Ruiz, otro amigo cercano que me ha ayudado y alentado para que este trabajo vea la luz. Su forma inteligente de enfocar y explicar los problemas de salud pública me han ayudado a entender aspectos complejos que van más allá de esta tesis.

Al Dr. Luis García-Marcos que sin casi conocerme confió desde el principio en mí y me brindó su apoyo para que pudiese ir avanzando en la concreción de este trabajo.

Al profesor Juan M. Cabasés Hita, amigo y apoyo incondicional. Su gran estímulo personal e intelectual me ayudó a avanzar por caminos ignotos para mí.

A la Dra. M^a José Carroquino que me ayudó a entender los aspectos de la evaluación del impacto en salud del plomo y me alentó a seguir adelante sin desfallecer.

A la Dra. Kathryn C. Dowling, que me enseñó cómo entender e interpretar algunos artículos verdaderamente enrevesados y me ayudó en el cálculo de la pérdida de puntos del cociente intelectual debidos a los niveles de plomo en sangre de una forma didáctica, amena y sencilla.

A todos los niños, padres, directores y profesores de los colegios en los cuales reclutamos a los niños del estudio del año 1995 y a todo el Departamento de Pediatría del Hospital Universitario “Gregorio Marañón” de Madrid, que en el año 1995 se encontraba encabezado por el Dr. Ignacio Villa Elízaga y el Dr. Vicente Climent Peris, y al cuerpo de enfermería del citado Departamento

A los niños y sus padres que aceptaron participar en el estudio que llevamos a cabo entre el año 2010 y comienzos del 2011 y al Dr. Andrés Bodas Pinedo, pediatra del Hospital Clínico San Carlos de Madrid que colaboró de forma muy relevante.

A Paloma González Arín, editora de este trabajo, por su profesionalidad y por hacer fácil lo difícil.

Por último, pero no por ello menos importante, a todos aquellos que en mi entorno personal y profesional me han soportado, y lo siguen haciendo, colaborando conmigo desde la confianza y el respeto mutuo, que es lo mínimo, pero, lamentablemente, no es lo usual en los tiempos que corren.

ÍNDICES

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN EJECUTIVO	1
I.- INTRODUCCIÓN	7
II.- HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	91
III.- MATERIAL Y MÉTODOS	95
IV.- RESULTADOS	117
V.- DISCUSIÓN	215
VI.- CONCLUSIONES	253
VII.- BIBLIOGRAFÍA	259
VIII.- ANEXOS	281

ÍNDICE DETALLADO

RESUMEN EJECUTIVO	1
I.- INTRODUCCIÓN	7
1.- BREVES ANTECEDENTES HISTÓRICOS	9
2.- CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL PLOMO. USOS ACTUALES.....	18
3.- EVOLUCIÓN DE LA SALUD PÚBLICA EN RELACIÓN AL PLOMO	25
4.- FUENTES DE EXPOSICIÓN AMBIENTAL AL PLOMO	28
4.1.- Agua.....	29
4.2.- Aire	31
4.3.- Alimentos	35
4.4.- Suelos	37
4.5.- Otras fuentes.....	39
5.- TRANSPORTE Y DISTRIBUCIÓN DEL PLOMO EN EL MEDIO AMBIENTE	40
5.1.- Transporte por el aire	40
5.2.- Transporte por el agua	41
5.3.- Movimiento en el suelo.....	42
6.- TOXICOCINÉTICA	43
6.1.- Absorción	43
6.1.1.- <i>Inhalación</i>	44
6.1.2.- <i>Ingestión</i>	44
6.1.2.1.- Edad.....	45
6.1.2.2.- Ayuno	45
6.1.2.3.- Nutrición	46
6.1.2.4.- Embarazo.....	46
6.1.3.- <i>A través de la piel</i>	47
6.2.- Distribución	47
6.3.- Excreción	49
7.- EFECTOS DEL PLOMO SOBRE LA SALUD DE LOS NIÑOS	52
7.1.- Efectos neurológicos	53
7.2.- Efectos cardiovasculares	55
7.3.- Efectos hematológicos	56
7.4.- Otros efectos	57
8.- MECANISMOS DE ACCIÓN.....	59
8.1.- Neurotoxicidad	59
8.2.- Toxicidad cardiovascular/renal	62
8.3.- Toxicidad hematológica.....	63

9.- ESTRATEGIA DE SALUD AMBIENTAL Y PLOMO.....	64
10.- EL CONTEXTO DEL PLOMO EN LA COMUNIDAD DE MADRID.....	67
10.1.-Territorio.....	67
10.2.-Población.....	71
10.3.-Estructura económica.....	78
10.4.-Metabolismo urbano.....	80
10.4.1.- <i>Recursos utilizados</i>	81
10.4.1.1.- Consumo energético.....	81
10.4.1.2.- Consumo alimentario.....	82
10.4.1.3.- Consumo de agua.....	84
10.4.2.- <i>Productos de desecho</i>	86
10.4.2.1.- Emisiones a la atmósfera.....	86
10.4.2.2.- Residuos.....	88
10.4.2.3.- Aguas residuales.....	88
10.4.2.4.- Suelos contaminados.....	89
II.- HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	91
1.- HIPÓTESIS.....	93
2.- OBJETIVOS.....	94
III.- MATERIAL Y MÉTODOS.....	95
1.- ESTUDIO LLEVADO A CABO EN EL AÑO 1995.....	97
1.1.- Diseño del estudio.....	97
1.2.- Universo.....	97
1.3.- Población de estudio.....	97
1.4.- Cálculo del tamaño muestral.....	98
1.5.- Criterios de inclusión.....	99
1.6.- Selección de la muestra.....	100
1.7.- Periodo de estudio.....	101
1.8.- Variables del estudio.....	101
1.8.1.- <i>Sociodemográficas</i>	102
1.8.2.- <i>Medioambientales</i>	102
1.8.2.1.- Agua.....	103
1.8.2.2.- Aire.....	103
1.8.3.- <i>Efecto</i>	104
1.8.3.1.- Valoración del comportamiento escolar.....	104
1.8.3.2.- Valoración del rendimiento académico.....	105
1.9.- Recogida de datos.....	105
1.9.1.- <i>Cuestionarios</i>	105
1.9.2.- <i>Codificación y tabulación</i>	106

1.9.3.- <i>Consideraciones éticas</i>	106
1.10.-Técnica analítica	106
1.10.1.- <i>Determinación analítica del plomo en sangre</i>	106
1.10.2.- <i>Determinación analítica del plomo en agua</i>	107
1.11.-Análisis estadístico	107
2.- ESTUDIO LLEVADO A CABO EN EL AÑO 2010	109
2.1.- Diseño del estudio	109
2.2.- Población de estudio	110
2.3.- Cálculo del tamaño muestral	110
2.4.- Criterios de inclusión	110
2.5.- Criterios de exclusión	111
2.6.- Selección de la muestra	111
2.7.- Variables del estudio	111
2.7.1.- <i>Sociodemográficas</i>	111
2.7.2.- <i>Medioambientales</i>	112
2.8.- Recogida de datos	112
2.8.1.- <i>Cuestionarios</i>	112
2.8.2.- <i>Codificación y tabulación</i>	112
2.8.3.- <i>Consideraciones éticas</i>	113
2.9.- Técnica analítica	113
2.9.1.- <i>Determinación analítica del plomo en sangre</i>	113
2.10.-Análisis estadístico	114
IV.- RESULTADOS	117
1.- ESTUDIO LLEVADO A CABO EN EL AÑO 1995	119
1.1.- Participación	119
1.2.- Variables sociodemográficas	121
1.2.1.- <i>Control de la no respuesta</i>	121
1.2.2.- <i>De los niños</i>	121
1.2.3.- <i>De los padres</i>	123
1.3.- Variables medioambientales	126
1.4.- Exposición al plomo a través del agua de consumo público	128
1.5.- Exposición al plomo a través del aire	137
1.6.- Concentración de plomo en sangre	143
1.6.1.- <i>Concentración de plomo en sangre de los niños y lugar de residencia</i>	145
1.6.2.- <i>Concentración de plomo en sangre y variables sociodemográficas de los niños</i>	146

1.6.3.- Concentración de plomo en sangre de los niños y variables sociodemográfica de los padres.....	148
1.6.4.- Concentración de plomo en sangre de los niños y determinantes ambientales.....	150
1.6.5.- Concentración de plomo en sangre de los niños y agua de consumo humano.	153
1.6.6.- Concentración de plomo en sangre de los niños y exposición al tráfico rodado	155
1.6.7.- Análisis multivariante entre niveles de plomo en sangre de los niños y el conjunto de variables estudiadas	156
1.7.- Plomo en sangre y efectos sobre el comportamiento escolar y el rendimiento académico	158
1.7.1.- Comportamiento escolar de los niños y variables sociodemográficas.....	160
1.7.2.- Rendimiento académico y variables sociodemográficas.....	163
1.7.3.- Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y comportamiento escolar	165
1.7.3.1.- Análisis de regresión simple.....	165
1.7.3.2.- Análisis de regresión multivariante.....	168
1.7.4.- Niveles de plomo en sangre de los niños y rendimiento académico.	170
1.7.4.1.- Análisis de regresión simple.....	170
1.7.4.2.- Análisis de regresión multivariante.....	173
1.7.4.3.- Análisis de <i>cut-off</i>	175
2.- ESTUDIO LLEVADO A CABO EN EL AÑO 2010	176
2.1.- Participación.....	176
2.2.- Variables sociodemográficas.....	177
2.2.1.- De los niños	177
2.2.2.- De los padres	178
2.3.- Variables medioambientales:	180
2.4.- Concentración de plomo en sangre.....	182
2.4.1.- Concentración de plomo en sangre y variables de sexo, edad y hábitos de oralidad de los niños.....	183
2.4.2.- Concentración de plomo en sangre de los niños y variables sociodemográficas de los padres	185
2.4.3.- Concentración de plomo en sangre de los niños y determinantes ambientales.....	187
2.4.4.- Concentración de plomo en sangre de los niños y agua de consumo humano	189
2.4.5.- Análisis multivariante entre niveles de plomo en sangre de los niños y el conjunto de variables estudiadas	190

3.- SIMILITUDES Y DIFERENCIAS ENCONTRADAS ENTRE LAS DOS FASES DEL ESTUDIO	191
4.- EVALUACIÓN DEL IMPACTO EN SALUD. ESTIMACIÓN DE LOS PUNTOS DE COCIENTE INTELECTUAL (CI) PERDIDOS PERO EVITADOS POR LA DISMINUCIÓN DE LOS NIVELES DE PLOMO EN LA SANGRE DE LOS NIÑOS.....	193
5.- MODELO ECONÓMICO PARA EL CÁLCULO DE LOS BENEFICIOS OBTENIDOS DE LA REDUCCIÓN DEL PLOMO EN LOS NIÑOS	202
5.1.- Beneficios sanitarios: costes derivados de evitar la intoxicación por plomo.....	206
5.2.- Educación especial	206
5.3.- Delincuencia.....	208
5.4.- Costes Intangibles.....	209
5.5.- Capacidad de producción ganada a lo largo del tiempo.....	210
V.- DISCUSIÓN	215
1.- PARTICIPACIÓN.....	217
2.- PLOMO EN SANGRE	218
3.- RELACIÓN ENTRE NIVELES DE PLOMO Y VARIABLES SOCIODEMOGRÁFICAS Y DETERMINANTES AMBIENTALES: ANÁLISIS BIVARIANTE	226
3.1.- Plomo y variables sociodemográficas de los niños	226
3.1.1.- Lugar de residencia	226
3.1.2.- Sexo	228
3.1.3.- Edad.....	229
3.1.4.- Hábitos de oralidad	229
3.2.- Plomo y variables sociodemográficas de los padres.....	231
3.3.- Plomo y determinantes ambientales	232
3.3.1.- Antigüedad de la vivienda	232
3.3.2.- Mascotas.....	234
3.4.- Plomo y consumo de agua.....	235
3.5.- Plomo e Intensidad Media de Tráfico	238
4.- RELACIÓN ENTRE NIVELES DE PLOMO Y VARIABLES SOCIODEMOGRÁFICAS Y DETERMINANTES AMBIENTALES: ANÁLISIS MULTIVARIANTE.....	241
5.- PLOMO EN SANGRE Y EFECTO SOBRE EL COMPORTAMIENTO ESCOLAR Y EL RENDIMIENTO ACADÉMICO. PÉRDIDA DE COCIENTE INTELECTUAL. COSTES ECONÓMICOS.....	243
6.- LIMITACIONES	248
7.- PROPUESTAS DE FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN.....	251
VI.- CONCLUSIONES	253

VII.- BIBLIOGRAFÍA	259
VIII.- ANEXOS	281

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Evolución del uso del consumo de plomo en toneladas y en porcentaje (1995-2006)	21
Tabla 2.-Principales efectos adversos en niños según los niveles sanguíneos.....	58
Tabla 3.-Porcentajes de participación en el estudio por diferentes ámbitos geográficos.	120
Tabla 4.-Características sociodemográficas y hábitos de oralidad de la población infantil estudiada	122
Tabla 5.- Características sociodemográficas de los padres de la población infantil estudiada	124
Tabla 6.-Características medioambientales en la que vive la población infantil estudiada.	127
Tabla 7.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico ($\mu\text{g/L}$) en relación con la localización geográfica de las viviendas y con la antigüedad de la construcción de las mismas.	129
Tabla 8.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico ($\mu\text{g/L}$) en relación con la localización geográfica de las viviendas y con la antigüedad de la construcción de las mismas en la ciudad de Madrid.	132
Tabla 9.-Plomo en el agua de bebida del grifo del colegio ($\mu\text{g/L}$) en relación con su localización geográfica.	135
Tabla 10.-Plomo en el agua de bebida del grifo del colegio ($\mu\text{g/L}$) en relación con su localización geográfica en la ciudad de Madrid.	136
Tabla 11.-Intensidades Medias Diarias de tráfico (IMD por 1000 vehículos/día) que presentan los niños en sus viviendas a diferentes distancias expresadas en metros.....	138
Tabla 12.-Intensidades Medias Diarias de tráfico (IMD por 1000 vehículos/día) que presentan los niños en sus colegios a diferentes distancias expresadas en metros.	140
Tabla 13.-Sumas de Intensidades Medias Diarias de tráfico (IMD por 1.000 vehículos/día) que presentan los niños en sus casas y colegios a distancias de 0 a 500 metros, por distritos.	143
Tabla 14.-Niveles de plomo en sangre de los niños en relación al lugar de residencia.....	145
Tabla 15.-Niveles de plomo en sangre y características sociodemográficas y hábitos de oralidad asociados en los niños de la Comunidad de Madrid.....	147
Tabla 16.- Niveles de plomo en sangre y características	

sociodemográficas de los padres de los niños de la Comunidad de Madrid.	149
Tabla 17.-Determinantes ambientales y su relación con los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid.....	151
Tabla 18.-Niveles de plomo en sangre de los niños y su relación con el consumo de agua de suministro público.	153
Tabla 19.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y concentraciones de plomo en el agua de consumo público de la vivienda. ...	154
Tabla 20.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y concentraciones de plomo en el agua de consumo público del colegio.	155
Tabla 21.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y el tráfico (IMD por 1000 vehículos/día) que soportan a diferentes distancias de su domicilio, colegio y suma de ambas.	156
Tabla 22.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y las variables sociodemográficas y ambientales de los niños y padres. Regresión múltiple.....	157
Tabla 23.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y las variables sociodemográficas y ambientales de los niños y padres, incluyendo el tráfico. Ciudad de Madrid. Regresión múltiple.	158
Tabla 24.-Control del sesgo de selección de entrada en el estudio, de acuerdo a la valoración académico-conductual realizada por los profesores.	159
Tabla 25.-Comportamiento escolar y variables sociodemográficas	161
Tabla 26.-Valoración del rendimiento académico y variables sociodemográficas.	164
Tabla 27.-Relación entre los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid y valoración de la conducta escolar efectuada por los profesores.	165
Tabla 28.-Análisis de regresión múltiple entre las valoraciones conductuales realizadas por los profesores y los niveles de plomo en sangre de los niños, controlando por las variables sociodemográficas. Expresión de los coeficientes de regresión.	169
Tabla 29.-Relación entre los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid y valoración del rendimiento académico efectuado por los profesores.	171
Tabla 30.-Análisis de regresión múltiple entre los niveles de plomo en sangre de los niños y las valoraciones de rendimiento académico realizadas por los profesores, controlando por las variables sociodemográficas. Expresión de los coeficientes de regresión.	174
Tabla 31.-Discriminación de diversos niveles de plomo en sangre de	

niños como <i>cut-off</i> en la detección de diferencias en las valoraciones conductuales y académicas de los profesores.	176
Tabla 32.-Comparación de las características sociodemográficas de las muestras de los estudios del año 1995 y del 2010.	177
Tabla 33.-Comparación de las características sociodemográficas de los padres de la población infantil de los estudios del año 1995 y del 2010.	179
Tabla 34.-Comparación de las características medioambientales en la que vive la población infantil de los estudios del año 1995 y del 2010.	181
Tabla 35.-Niveles de plomo en sangre por sexo, edad y hábitos de oralidad asociados en los niños de la Comunidad de Madrid.	184
Tabla 36.-Niveles de plomo en sangre y características sociodemográficas de los padres de los niños de la Comunidad de Madrid.	186
Tabla 37.-Determinantes ambientales y su relación con los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid.	188
Tabla 38.-Niveles de plomo en sangre de los niños y su relación con el consumo de agua de suministro público.	190
Tabla 39.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y las variables sociodemográficas y ambientales de los padres y los niños. Regresión múltiple.	190
Tabla 40.-Similitudes y diferencias entre las dos fases del estudio.	192
Tabla 41.-Funciones de relación dosis-respuesta para la disminución del CI según rangos de concentración de plomo en sangre de los niños.	195
Tabla 42.-Frecuencia y porcentaje de los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid según rangos (1995).	195
Tabla 43.-Porcentaje e intervalos de confianza (IC) de los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid según rangos (1995).	196
Tabla 44.-Número de niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid que presentan niveles de plomo en sangre según los rangos (Inferencia poblacional) (1995).	197
Tabla 45.-Pérdida de puntos de CI en los niños de la Comunidad de Madrid (1995).	199
Tabla 46.-Frecuencia y porcentaje de los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid según rangos (2010).	199
Tabla 47.-Porcentaje e intervalos de confianza (IC) de los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid según rangos (2010).	200
Tabla 48.-Número de niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid que	

presentan niveles de plomo en sangre según los rangos (Inferencia poblacional) (2010).....	201
Tabla 49.-Pérdida de puntos de CI en los niños de la Comunidad de Madrid (2010).....	201
Tabla 50.-Balance de pérdida de puntos de CI evitados en los niños de la Comunidad de Madrid para el periodo 1995 a 2010	202
Tabla 51.-Capacidad de producción ganada de acuerdo a los puntos de CI evitados por la reducción de la concentración de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid: balance 1995-2010.....	213
Tabla 52.-Evolución de los niveles de plomo en sangre en niños en relación a la reducción o prohibición del plomo en las gasolinas	222

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.-Evolución del consumo de plomo en el mundo, Occidente y España (1985-2006).....	21
Figura 2.-Evolución de la concentración de plomo en sangre ($\mu\text{g}/\text{dL}$) consideradas de intervención por los CDC.	26
Figura 3.-Plomo utilizado en la producción de gasolina y promedio de plomo en sangre NHANES II (1976-1980)	27
Figura 4.-Media geométrica de los niveles de plomo en sangre en niños de 1 a 5 años de edad de los Estados Unidos: NHANES.	28
Figura 5.-Evolución de las emisiones de plomo en la Comunidad de Madrid y en Madrid: 1990-2008.....	33
Figura 6.-Evolución de la concentración de plomo en las gasolinas en España (1975-2002).....	34
Figura 7.-Concentración de plomo en el aire de Madrid (1991-2010).	35
Figura 8.-Principales vías de absorción de plomo en la población infantil.	43
Figura 9.-Modelo tricompartmental de la toxicocinética del plomo.	51
Figura 10.-Modelo conceptual de emisión-exposición-efecto.....	64
Figura 11.-Número medio de días con temperaturas extremas en los observatorios meteorológicos de la Comunidad de Madrid.....	69
Figura 12.-Precipitaciones totales anuales en la Comunidad de Madrid.....	70
Figura 13.-Evolución del agua embalsada. Comunidad de Madrid.	70
Figura 14.-Evolución del crecimiento poblacional. Comunidad de Madrid.	72
Figura 15.-Porcentaje de población residente en municipios de más de 100.000 habitantes. Comunidad de Madrid.....	73
Figura 16.-Evolución de la población total y del grupo de 5 a 9 años en el periodo 1996-2010. Comunidad de Madrid.	74
Figura 17.-Evolución de la estructura de la población de la Comunidad de Madrid por sexo y edad.	75
Figura 18.-Estructura productiva (% PIB). Comunidad de Madrid 2008.....	78
Figura 19.-Ramas de la industria (% PIB). Comunidad de Madrid 2008.	79
Figura 20.-Modelo conceptual de metabolismo urbano.....	80
Figura 21.-Fuentes de energía. Comunidad de Madrid 2003.	81
Figura 22.-Evolución del consumo y del gasto alimentario en hogares de la Comunidad de Madrid. Evolución 1997-2009.....	84
Figura 23.-Evolución del consumo de agua. Comunidad de Madrid y	

España.....	85
Figura 24.-Emisiones contaminantes según sectores. Comunidad de Madrid 2003.	87
Figura 25.-Evolución de la depuración de las aguas residuales de la Comunidad de Madrid (2001-2007).....	89
Figura 26.-Algoritmo de entrada de los niños al estudio	119
Figura 27.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico ($\mu\text{g/L}$) en relación con la localización geográfica de las viviendas (medias e IC calculados logarítmicamente).....	130
Figura 28.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico en relación con la antigüedad de construcción de la vivienda (medias e IC calculados logarítmicamente).....	131
Figura 29.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico por distritos municipales de la ciudad de Madrid donde se ubican las viviendas (medias e IC calculados logarítmicamente).....	133
Figura 30.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico en relación con la antigüedad de construcción de la vivienda en la ciudad de Madrid (medias e IC calculados logarítmicamente).....	134
Figura 31.-Valor medio del plomo en sangre y valores de dispersión.....	144
Figura 32.-Distribución de las concentraciones de plomo en sangre ($\mu\text{g/dL}$) obtenidas en la muestra.....	144
Figura 33.-Niveles de plomo en sangre de los niños en relación a la antigüedad de la vivienda (medias e IC calculados logarítmicamente).....	152
Figura 34.-Niveles de plomo en sangre de los niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid (con IC al 95%) en relación con los parámetros de valoración de la conducta escolar por parte de los profesores.....	167
Figura 35.-Relación de los niveles de plomo en sangre de los niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid con los parámetros de valoración global de conducta. Recta de ajuste con IC al 95% y coeficientes de correlación.....	168
Figura 36.-Niveles de plomo en sangre de los niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid (con IC al 95%) en relación con los parámetros de valoración académica por parte de los profesores.....	172
Figura 37.-Relación de los niveles de plomo en sangre de los niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid con los parámetros de valoración global del rendimiento académico. Recta de ajuste con IC al 95% y coeficientes de correlación.....	173
Figura 38.-Valor medio de plomo en sangre y valores de dispersión.....	182
Figura 39.-Distribución de las concentraciones de plomo en sangre	

($\mu\text{g/dL}$) obtenidas en la muestra.....	183
Figura 40.-Niveles de plomo en sangre de los niños en relación a la antigüedad de la vivienda (medias e IC calculados logarítmicamente).....	189
Figura 41.-Niveles de plomo en sangre de los niños en el año 1995 y en el año 2010, en la Comunidad de Madrid.....	193
Figura 42.- Beneficios monetarios valorados en términos de costes evitados debido a la reducción de los niveles de plomo en la sangre de los niños.	205
Figura 43.-Diagrama esquemático de la influencia que tiene el plomo en las ganancias salariales futuras	210

ÍNDICE DE MAPAS

Mapa 1.-Grandes unidades ambientales de la Comunidad de Madrid.....	67
Mapa 2.-Evolución de la densidad de población de la Comunidad de Madrid por municipios.	71
Mapa 3.-Porcentaje de población inmigrante por zona básica de salud.	77
Mapa 4.-Distribución de inmigrante por nacionalidad.....	77
Mapa 5.-Flujos laborales intermunicipales.	83

RESUMEN EJECUTIVO

BREVE INTRODUCCIÓN

El plomo es un metal ubicuo y versátil cuyo uso se remonta a los tiempos prehistóricos y por ello también tempranamente fueron descritas las primeras intoxicaciones por exposición al mismo. Los niveles ambientales del plomo han aumentado más de mil veces durante los tres últimos siglos como consecuencia de la actividad humana. El mayor incremento ocurrió entre los años 1950 y 2000 como resultado del uso de la gasolina con plomo. Numerosos estudios señalan que los niveles de plomo en sangre son mayores en los habitantes de áreas urbanas que en los que viven en zonas rurales, dando a entender que el elemento que contribuye a esta exposición es el tráfico rodado, que algunos estudios apuntan como la mayor fuente de exposición.

El grupo de población más susceptible a los efectos tóxicos del plomo lo constituyen los niños debido a que absorben más el plomo, tanto a nivel digestivo como a nivel respiratorio y también retienen una mayor cantidad del plomo absorbido. Por otro lado, la infancia es la etapa del desarrollo más vulnerable ante los efectos del plomo, especialmente respecto al sistema nervioso. Asimismo, las condiciones de insuficiencia nutricional, tan frecuente y extendida en las poblaciones infantiles de bajo nivel socioeconómico en los países en vías de desarrollo, son elementos favorecedores en tales grupos de una absorción digestiva aumentada del plomo, así como de una mayor retención de éste por el organismo.

Desde los ya clásicos estudios de McMichael, Needelman, Landrigan y Bellinger se sabe que, y esto es lo relevante, cualquier cantidad que sea absorbida por el organismo resulta nociva para la salud humana, con especial relevancia en los niños. Entre los efectos negativos, ampliamente recogidos en la literatura científica, se encuentran los producidos sobre el desarrollo de la línea roja hemática, riñones, sistema cardiovascular y aparato reproductor.

La capacidad del plomo de provocar efectos neurológicos es una de las afectaciones que son consideradas como más graves, ya que generarían

retraso cognitivo e intelectual, que puede medirse en forma de reducción de puntos de cociente intelectual (CI) y alteraciones de la conducta, lo que a su vez provocaría niños hiperactivos y con carácter violento. Además estas afectaciones podían empezar a generarse en el propio feto a través de la madre.

Los efectos tóxicos del plomo son independientes de la vía de exposición a través de la que tienen lugar. Lo que importa no es tanto la concentración de plomo en los compartimentos ambientales como la concentración de plomo en sangre, es decir, la dosis absorbida. Por ello se utiliza como medida los niveles de plomo en sangre sabiendo que la mayor parte del plomo está unido a las proteínas de los eritrocitos y que la pequeña fracción que queda libre en el plasma es la considerada biológicamente activa (con capacidad de cruzar la barrera placentaria y hematoencefálica) y que es la que contribuye a la intoxicación inmediata. El nivel de plomo en sangre refleja biocinéticamente tanto el grado de las exposiciones a plomo relativamente recientes, como la fracción toxicológicamente activa de la carga total de plomo en el organismo, al menos en condiciones estables.

HIPÓTESIS

La hipótesis de este trabajo se centra en responder a la pregunta de si la prohibición del uso de las gasolineras con plomo en el año 2001 ha producido una disminución de los niveles de plomo en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid. Caso de que ello fuese cierto la consecuencia inmediata habría sido evitar perder puntos de CI lo que a su vez tendría un impacto económico importante medido en términos de ganancias perdidas evitadas a lo largo de la vida laboral.

RESULTADOS MÁS RELEVANTES

El estudio se ha llevado a cabo en dos fechas muy diferentes: la primera, en el año 1995, cuando todavía no se había adoptado la prohibición del plomo en las

gasolinas; la otra, en el año 2010, cuando habían ya transcurrido casi 10 años desde su prohibición.

Además en cada fase se reclutaron los niños en diferentes lugares: unos (1995) en el aula escolar, los otros (2010) en la consulta de pediatría ambulatoria de un hospital. También los efectivos analizados fueron distintos: 515 en la fase del 1995 y 85 en la fase del año 2010.

En relación a la variable niveles de plomo en sangre, las diferencias encontradas son importantes: 3,8 (DE=0,2) $\mu\text{g/dL}$ en el año 1995 frente a 1,1 (DE=0,7) $\mu\text{g/dL}$ en el año 2010. Estas diferencias resultan significativas desde el punto de vista estadístico.

Los niveles de plomo en sangre de los niños en el año 1995 se encontraban asociados de forma significativa con el lugar de residencia, con la edad (inversa), los hábitos de oralidad, jugar en la calle, con el tipo de trabajo del padre, tabaco de la madre, con los años de la vivienda, con la presencia de gatos como mascotas en la casa y con el consumo de agua del grifo. El análisis multivariante ajustó un modelo múltiple en el que se mantenía la edad (inversa), jugar en la calle, agua del grifo, hábitos de oralidad y residir en la ciudad de Madrid.

En el año 2010, las asociaciones estadísticamente significativas encontradas con los niveles de plomo en sangre que presentaban los niños fueron: jugar en la calle, los estudios del padre, consumo de tabaco del padre y agua del grifo. La regresión múltiple ajusta un modelo con tres variables, dos de ellas directas (consumo de tabaco del padre y agua del grifo) y una inversa (estudios de los padres).

Los niveles de plomo en sangre de los niños presentan asociación inversa con el comportamiento escolar y con el rendimiento académico. Esta asociación es significativa pero se pierde en el análisis múltiple, aunque no el sentido de la misma.

Con la reducción de los niveles de plomo en sangre desde una media de 3,8 $\mu\text{g/dL}$ que tenían los niños de la Comunidad de Madrid en el año 1995 a una media de 1,1 $\mu\text{g/dL}$ que tienen en el año 2010, se han dejado de perder entre 135.391 y 144.153 puntos de cociente intelectual (CI) entre los niños de 7-8 años, sin tener en cuenta los puntos que se pierden en el tramo por debajo de los 2,4 $\mu\text{g/dL}$, que a fecha de hoy, no está cuantificado.

La capacidad de producción ganada a lo largo de la vida laboral (o los beneficios obtenidos derivados de la disminución de los niveles de plomo en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid), se estima en un abanico que se encontraría entre los 626,4 y los 865,4 millones de euros para toda la vida laboral de los niños de la cohorte de 7-8 años de edad.

En este análisis no se han tenido en cuenta los beneficios derivados de los costes médicos evitados, los costes de educación especial y los derivados de actos delictivos atribuidos al plomo, por ser conceptos que son evaluados en la literatura científica cuando los niveles de plomo en la sangre se encuentran por encima de los 10 $\mu\text{g/dL}$, situación que ocurría solamente en el 0,4 % de los niños de la Comunidad de Madrid. Mención aparte merecerían los costes intangibles que tampoco han sido considerados.

I.- INTRODUCCIÓN

1.- BREVES ANTECEDENTES HISTÓRICOS

Los primeros metales usados por el hombre fueron aquellos que, como el oro, se encontraban en estado metálico natural. El brillo de pequeños objetos, como guijarros, que podían hallarse en el lecho de los ríos llamaría la atención y los haría dignos de ser recogidos como curiosidades. Más adelante el hombre aprendería a trabajarlos para convertirlos en objetos útiles o en adornos y también a producirlos a partir de sus respectivos minerales (1).

Sigue todavía entablada una disputa entre investigadores sobre cuál fue el primer metal que fue obtenido a partir de sus minerales. En la disputa están implicados el cobre y el plomo, aunque todo apunta a que fue el plomo el primero, porque las temperaturas a las que se necesita calentar el mineral son mucho menores que los 1000 °C que se requieren para la fundición del cobre (1).

Las propiedades físicas y químicas que presenta el plomo, tales como la maleabilidad y su resistencia a la corrosión, fueron conocidas por las más antiguas civilizaciones y se data en 8.000 años la antigüedad de la extracción de los minerales de plomo y su obtención a través de procedimientos de fundición más o menos artesanales (2). Esto se ha podido confirmar por las distintas figuras exhibidas en museos y por escritos, como por ejemplo los Libros del Éxodo, Jeremías o Ezequiel, del Antiguo Testamento de la Biblia (3). Se han encontrado en Anatolia (Turquía) abalorios de plomo del año 6500 a.C. y se sabe que la civilización egipcia comenzó a utilizar el plomo, el oro, la plata y el cobre hacia el 5000 a.C., lo que indica que conocían las tecnologías de la fundición que posteriormente fueron difundidas hacia China a lo largo del VI y V milenio a.C. (4). En la época del Egipto faraónico los compuestos de plomo fueron usados para hacer vasijas de cerámica, soldaduras, cosméticos y objetos ornamentales. En el Museo Británico se exhibe una figura de mujer hecha en plomo que fue hallada en el templo de Osiris y que data del año 3800 a.C. (4).

Las macetas flotantes que adornaban los jardines de Babilonia y la cerámica esmaltada encontrada en Turquía y Mesopotamia atestiguan que el plomo ha estado presente en todas las civilizaciones antiguas (5).

Es famosa la cita del Libro de Job en el que se hace referencia a la utilización de tablas de plomo como soporte sobre las cuales se escribía y uno de cuyos versos sirvió de inspiración para un aria del *Mesías* de Haendel (4).

*¡Ojalá se escribieran mis palabras,
ojalá en monumento se grabaran,
y con punzón de hierro y plomo, para siempre en la roca se esculpieran!*
Job, 19:23-25

Desde el año 3000 a.C. se utilizaron para escribir soportes metálicos, algunos de los cuales eran de plomo, como forma de que perdurasen en el tiempo (5).

Hasta la época de los Romanos las cantidades de plomo usadas eran pequeñas en comparación con otros metales. Sin embargo, en esta época las tendencias cambiaron. Bajo el mandato del emperador Constantino había 8.000 toneladas de cañerías de plomo en Roma y la producción de este metal en todo el imperio alcanzó durante cuatro siglos la cantidad de 15 millones de toneladas. Se puede afirmar que una de las más importantes aplicaciones del plomo en la Historia fue su utilización como tuberías para transportar el agua en la antigua Roma. Estas cañerías fueron fabricadas con unas dimensiones estándar de 3 metros de largo y al menos 15 distintos tamaños de diámetro. Algunas de estas cañerías han sido descubiertas recientemente en la Roma actual en excelentes condiciones (4).

Los romanos también utilizaron el plomo para hacer tejados y para cubrir y proteger las quillas de los barcos y hacer otros aparejos marinos. En el ámbito doméstico se usó en una gran variedad de utensilios: ollas, platos, jarras, etc. Las ollas, que estaban hechas de bronce, se recubrían con una ligera capa de derivados del plomo para evitar los sabores que el cobre le daba a los alimentos cocinados (6). Pero es quizá el uso del acetato de plomo en el vino el que ha despertado mayor interés porque algunos historiadores atribuyen al

saturnismo de la aristocracia o “aristotanasia”, como la denominan algunos, la caída del imperio romano (7). El sirope de uva colocado en recipientes de plomo era reducido por ebullición dando como resultado un producto denominado *sapa* o *defrutum*, que no era sino un concentrado de acetato de plomo con propiedades edulcorantes, muy usado por los *maîtres* romanos, entre otras cosas para conservar y darle al vino mejores características organolépticas, cifrándose entre 250 y 1000 mg/L la concentración que podía alcanzar el plomo en el vino (7). Para dar una idea de ese potencial riesgo baste con saber que en el banquete triunfal que dio el general Lúculo para celebrar sus triunfos en la guerra contra los Marsos en el año 90 a.C. se consumieron 4 millones de litros de vino en la ciudad de Roma. Si a esto se une el hecho contrastado de que el consumo de vino en aquella época en las clases altas se cifraba entre 1 y 5 litros por persona y día puede calcularse una ingestión de plomo considerable, lo que sin duda podría explicar en parte determinados comportamientos de las clases dirigentes compatibles con un saturnismo crónico (2). Sin embargo, parece un poco pretencioso querer atribuir al plomo en exclusiva la decadencia de un imperio como el de Roma.

En la Edad Media y hasta el Renacimiento el uso del plomo declinó y además fue considerado como “el más vil y abyecto de los metales”, vinculado a la muerte, prejuicios que no hicieron sino aumentar por la atención que los alquimistas le prestaron (8). Fueron precisamente los alquimistas quienes lo consideraron el padre de todos los metales y dedicaron sus esfuerzos a intentar transmutar el plomo en oro. Sin embargo la explotación y uso siguieron desarrollándose para mejorar las conducciones del agua, para construir los tejados de las catedrales y, en conjunción con el vidrio, para hacer hermosas vidrieras de catedrales, castillos y monasterios. Por su parte el invento de la imprenta potenció el uso del plomo (9).

A partir de la Revolución Industrial el uso del plomo se fue incrementando: cañerías, baterías, proyectiles y municiones, pinturas, etc. En el año 1859 el físico francés Gaston Planté descubrió que los pares de electrodos de óxido de plomo y plomo metálico sumergidos en una disolución de ácido sulfúrico producían energía. Las mejoras técnicas de este descubrimiento llevaron a que

en el año 1889 se comenzara la producción comercial de las baterías y a que, en el siglo XX, en torno al 75 % de la producción anual de plomo se derive para este uso (10). Sin embargo, fue su aplicación como antidetonante de la gasolina de los automóviles lo que disparó su emisión al medio, de tal forma que los niveles ambientales de plomo han aumentado más de 1000 veces durante los tres últimos siglos, pero entre los años 1950 y 2000 se produjo el mayor incremento (11). El hielo de Groenlandia es testigo frío de la evolución de la contaminación por plomo en el hemisferio norte acaecida desde hace más de dos milenios (12).

Es muy probable que los efectos tóxicos del plomo se conociesen desde el primer momento que el hombre descubrió sus utilidades. Los griegos y los romanos los conocían y les resultaban familiares los síntomas de la intoxicación. Hipócrates, en el tercer libro de las *Epidemias*, describió los síntomas del cólico y la constipación como unas alteraciones que bien podrían ser atribuidas al plomo, pero que no resultaron lo suficientemente específicas como para serlo en exclusiva. Por ello, una de las primeras descripciones de los signos clínicos de la intoxicación por plomo ha sido atribuida a Nicandro de Colofón, poeta y médico griego del siglo II a.C. que en su obra *Alexipharmaka* describió en verso los efectos que producía la misma entre los que incluyó el dolor abdominal, el cólico, estreñimiento, alteraciones oculares y la parálisis de los miembros (13).

Plinio el Viejo, Dioscórides y Vitrubio también conocieron los efectos tóxicos del plomo. Plinio desaconsejó el uso del “plomo rojo” como medicamento y asoció intoxicaciones con los pintores de barcos, probablemente debido al uso de minio y de plomo para proteger las quillas. Dioscórides señaló que el vino edulcorado con acetato de plomo, “era muy dañino para los nervios”. *Marcus Vitruvius Pollio*, Vitrubio, arquitecto e ingeniero romano que vivió en el primer siglo a.C., alertó sobre el uso del plomo en las conducciones de agua recomendando la arcilla como material alternativo para estos fines. También fue Vitrubio quien en sus escritos se refirió al mal color que presentaban los trabajadores de las factorías de plomo, a los cuales los humos de la fundición destruían “el vigor de la sangre” (5).

Otros autores como Séneca, Galeno o Aureliano señalaron la asociación entre consumo de alimentos y vino y desarrollo de gota entre los ricos patricios romanos (13).

En la época de Roma, las explotaciones de las minas, las fundiciones y el trabajo con el metal debieron haber afectado a un número considerable de personas; pero, salvo las menciones hechas por Plinio y Vitrubio, sólo se encuentran referencias literarias a esas exposiciones laborales (13).

La Edad Media tendió un velo de silencio y de prejuicios, aunque los médicos estuvieron preocupados por las fuentes y las repercusiones de los envenenamientos por plomo. Paul de Aegina, médico griego, describió una epidemia de intoxicación por plomo en el siglo VII (2).

En el año 1427 los gobiernos de los reinos de lo que luego sería España y el de Francia publicaron sendos edictos por los que se prohibía el uso del plomo en el vino y en el año 1498 las autoridades de Alemania decidieron castigar, incluso con la muerte, las adulteraciones del vino (2).

En el año 1616 Francois Citois, que había nacido en Poitiers, describió el cólico de Poitou (o cólico *pictonum*), con unos síntomas muy similares a los que habían sido descritos en Alemania, Moravia y Silesia y que no era otra cosa que una intoxicación por plomo. A finales del 1600, Thomas Sydenham, también llamado “el padre de la gota”, señaló que el cólico plúmbico era muy frecuente en las Américas y en las Indias Occidentales (14). En el año 1703 el término “gota saturnina” fue usado por primera vez para describir a los pacientes con gota que tenían exposición laboral crónica al plomo. En el año 1738 John Huxham proporcionó una clara descripción del conjunto de síntomas que afectaban al condado de Devon, especialmente a la gente “poco cuidadosa en su dieta”. Estas epidemias, que más tarde se conocerían como Cólico de Devonshire, ocurrían casi siempre en otoño, los síntomas se exacerbaban con la bebida de cerveza o sidra y los niños no se veían tan afectados como los adultos. Unos años más tarde, en 1767, Sir George Baker leyó su estudio en el salón de actos del Real Colegio de Médicos en el que desentrañaba el

problema del cólico de Devonshire. Apoyándose en las observaciones que le hacía el Dr. Wall de Worcester, llevó a cabo varios experimentos con los que pudo demostrar sin lugar a dudas que el cólico se producía al beber sidras obtenidas en prensas recubiertas de plomo, que eran las que tenían en el condado de Devon pero no en otros condados vecinos, y que era precisamente el plomo que contenía el que los provocaba (15).

Bernardino Ramazzini (1633-1714) médico italiano considerado por muchos como el “padre” de la medicina del trabajo describe en su libro *“De Morbis Artificum Diatriba”* las enfermedades que adquirían los ceramistas y los pintores (15).

La edad moderna de las intoxicaciones por plomo comenzó en el año 1703 a partir del Tratado de Methuen firmado entre el Reino Unido y Portugal. Además de constituir una alianza militar entre estos dos países, el Reino Unido permitía que los vinos portugueses que importaba estuviesen “fortalecidos” con aditivos de plomo. Aunque no se reconoció hasta mucho más tarde, este fue el comienzo de la “gran epidemia de gota” que asoló el Reino Unido durante los siglos XVIII y XIX. Durante este periodo la gota fue común entre las clases más altas de la sociedad británica. Padeecer de gota se convirtió en un signo de estatus social (16).

En España, el Dr. Vicente Mitjavila i Fisonell, de la Real Academia Médico-Práctica de Barcelona publicó en 1791 el libro titulado *“De los daños que causan al cuerpo humano las preparaciones del plomo, ya administradas como medicina, ya mezcladas fraudulentamente con los alimentos de primera necesidad”*, donde repasa lo que se sabe sobre los efectos del plomo y aporta toda una serie de recomendaciones muy acertadas (17).

Por su parte, el médico vasco Dr. Ignacio María Ruiz de Luzuriaga, de la Real Academia Médica de Madrid, publicaba en 1797 la *“Disertación médica sobre el cólico de Madrid”*, en la que alertaba “a los habitantes de Madrid y cercanías” de los riesgos de “introducir o no en sus estómagos por algunos medios

generalizados e imprevistos el veneno del plomo”, a través de la “adulteración del vino y del uso del barro vidriado” (18)

En América, el Dr. Benjamín Franklin fue el que introdujo el conocimiento de la intoxicación del plomo y su prevención, y así se prohibió la costumbre de añadirle plomo al vino y a la sidra en las colonias bajo dominación británica (15).

Durante el siglo XIX se continuó avanzando en el conocimiento de las intoxicaciones del plomo. Burton en 1840 describió la línea azulada en las encías como una manifestación clínica de la intoxicación y curiosamente en el hospital St. Thomas de Londres donde trabajaba, el acetato de plomo era administrado a los pacientes del hospital con fines médicos. Lancereaux en el año 1892 y Ollivier en 1893, a su vez detallaron las nefropatías causadas por el plomo (3).

Durante la revolución industrial las intoxicaciones por plomo pasaron a ser fundamentalmente laborales. Las condiciones laborales entrañaban muchos riesgos y el contrato entre el empleador y el trabajador sólo contemplaba las cuestiones económicas. Algunos libros de Charles Dickens reflejan la crudeza de las condiciones de vida de los trabajadores de esta época, de los que muchos de ellos no eran sino niños brutalmente explotados. Posteriormente, las mejoras de las condiciones laborales permitieron que este problema fuera declinando, llegando a creerse en el año 1972 que había sido superado y que sólo se mantenía en países y regiones no desarrollados. Lamentablemente este criterio fue demasiado optimista (1).

El primer caso de intoxicación infantil por plomo fue detectado en el año 1892. Gibson *et al* notificaron 10 casos de cólico saturnino en niños de Queensland (Australia) en el Congreso Médico Intercolonial que tuvo lugar en Sydney en el año 1892 (1). Estos autores señalaron que los signos de los casos de saturnismo infantil presentaban algunas diferencias con respecto a los adultos, en especial una neuritis ocular que sólo afectaba a aquellos. Lógicamente se preguntaron por la fuente que podía estar causando estas intoxicaciones y

fueron propuestas varias hipótesis: desde un tipo de golosina dulce que mascaban los niños hasta el agua de abastecimiento. Tampoco el conocimiento, consultado a través de la literatura científica, apuntaba ninguna nueva fuente de exposición más allá de las típicas laborales. Gibson sin embargo pensaba que “la fuente de exposición al plomo se encontraba accesible a la mayor parte de los niños de Queensland”. Las autoridades sanitarias habían descartado, a esas alturas, que el agua de abastecimiento constituyese la fuente de exposición. Sentado en el pórtico de su típica casa colonial, Gibson se percató de que la pintura blanca que protegía la madera de la terraza estaba descascarillada y que esa podía ser la fuente común de exposición a través del contacto de las uñas y manos con la boca, como posteriormente fue demostrado. Fruto de esa intuición acertada, el propio Gibson lanzó en el año 1904 una campaña en Queensland contra el uso de las pinturas con plomo en las viviendas con el fin de proteger a los niños de esa exposición (19).

La campaña tuvo un cierto eco porque logró que se prohibiese pintar las escuelas con pinturas que contuviesen plomo. La prohibición del uso de las pinturas con plomo se logró en el año 1922. La ley que lo prohibía decía: “las pinturas que contengan más del 5 % de plomo soluble no podrán ser usadas por debajo de los cuatro pies desde el suelo en las casas y fuera de ellas, en ninguna residencia, escuela y otros edificios que puedan ser frecuentados por niños menores de 14 años” (20).

No todos los médicos de Australia, ni tan siquiera todos los de Queensland, reconocieron las pinturas como la fuente común responsable de esa epidemia, dadas las dificultades del diagnóstico (19).

Posteriormente, en el año 1922, se produjo un importante incremento de incidencia de fallo renal entre jóvenes de Queensland. A través de diferentes pruebas, como estudios de quelación, niveles de plomo en tejidos y autopsias, pudo comprobarse que se estaba ante una nefropatía causada por plomo. La fuente de ese plomo estaba en las pinturas con las que se pintaban las casas que, al descascarillarse y dado su carácter dulzón, podían ser ingeridas por los

niños. La ley a la que se hacía alusión anteriormente no se aplicaba con todo el rigor necesario (20).

Es importante reseñar una cuestión: el conocimiento científico de que las pinturas podían ser una fuente importante de exposición al plomo no trascendió más allá de las fronteras de Australia y no fue reflejado en la literatura científica escrita en francés, alemán e incluso en inglés (Gibson escribió: “He notado que mis trabajos no son referenciados ni en las publicaciones inglesas ni en las americanas”); a ello contribuyó también el hecho de que la literatura científica llegaba a pocas personas (20). La globalización, en esos años, estaba mucho de ser una realidad. Una consecuencia que se derivó de ello fue que en Estados Unidos, aunque el primer caso de saturnismo infantil debido a las pinturas domésticas fue diagnosticado en el año 1914, no se prohibió su uso hasta finales de la década de los años 60 del siglo XX (20).

Tras la epidemia de Australia, fue en Estados Unidos donde tuvo lugar otro brote de intoxicación infantil por plomo producido por las pinturas. Esto ocurrió en el año 1924 (21). Tuvo una gran dimensión y el número de casos diagnosticados fue proporcional al interés que tuvieron los médicos en detectarlo. En el año 1966 se llevó a cabo el primer programa de *screening* para el plomo que fue realizado en Chicago. De los 60.800 niños que participaron, el 5,7 % tenían unos niveles de plomo en sangre mayores de 50 µg/dL. Otros estudios realizados en Carolina del Sur entre los años 1976 y 1980 detectaron que el nivel de plomo en sangre mayor de 30 µg/dL se encontraba en el 25,4 % de los niños analizados. A pesar de la prohibición del plomo en las pinturas, en muchas casas pintadas con aquellas pinturas persiste el riesgo de exposición entre los niños (21).

Se pueden definir 4 etapas en el conocimiento y el abordaje de las intoxicaciones infantiles por plomo que producen alteraciones neurológicas.

Durante la etapa 1, que duró desde la notificación del primer caso infantil en el año 1892 hasta el inicio de la Gran Guerra en el año 1914, las autoridades

sanitarias se negaban a aceptar la creciente evidencia de que el plomo podía ser dañino para los niños.

En la segunda etapa (1914 a 1943), las autoridades sanitarias reconocen que la intoxicación infantil por plomo era epidémica pero asumen, erróneamente, que esta intoxicación se resolverá de dos formas: bien hacia la curación total o bien hacia la muerte. Byers y Lord fueron los primeros autores que en el año 1943 demostraron que las exposiciones agudas al plomo en los niños, descritas más arriba y que lograban sobrevivir, tenía consecuencias. Estas se manifestaban en déficit en el lenguaje, alteraciones en el comportamiento y en problemas escolares (22).

En la etapa 3 (1944 a 1970), las autoridades sanitarias asumen que los niños que han tenido niveles altos de plomo pueden recuperarse pero quedarán afectados permanentemente. Presentarán dificultades para razonar, mantener la atención y aprender, tendrán bajos rendimientos escolares y serán propensos a la agresividad y a tener comportamientos violentos (21)(22).

La cuarta etapa (1970-actual), se caracteriza por que las autoridades sanitarias han aceptado que el plomo tiene efectos relevantes sobre el sistema nervioso de los niños con afectación sobre la capacidad mental de los mismos (11)(23).

Actualmente se reconoce que el plomo no tiene ninguna función fisiológica en el organismo humano y que cualquier cantidad presente en el mismo es reflejo de la contaminación ambiental y que, al carecer de umbral de seguridad, la concentración de plomo en sangre, por muy pequeña que sea, puede producir efectos negativos en la salud de los niños (23).

2.- CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL PLOMO. USOS ACTUALES

El plomo es un metal pesado de color azul-grisáceo muy abundante en la naturaleza donde se encuentra entre 15 y 20 mg/Kg. Es blando y maleable, tiene un peso atómico de 207,19, número atómico 82, densidad 11,34 g/cm³, punto de fusión de 327,5 °C y un punto de ebullición de 1.749 °C, si bien ya

emite vapores a partir de 500 °C. Es resistente a los ácidos fuertes y a la corrosión atmosférica, pero fácilmente atacable por los ácidos débiles. Es mal conductor de la electricidad, pero un buen aislante del ruido y de las radiaciones (11).

Entre las propiedades físicas merece la pena destacar su densidad, que es alta comparada con otros metales como el hierro (7,8 g/cm³), cobre (8,9 g/cm³) o aluminio (2,7 g/cm³). Debe su alta densidad a dos factores: su alto número atómico y por ello su alta masa atómica y a su cerrada estructura cristalina. Otra propiedad es su gran capacidad para atenuar las radiaciones, tanto las debidas a los rayos X como a las radiaciones γ , lo que se debe a su alto coeficiente de atenuación, particularmente para las radiaciones con mayor energía y a su alta densidad, propiedad esta última que también le caracteriza como un buen atenuador del ruido (11).

Contrariamente a lo que se cree, el plomo no es un metal inerte de forma absoluta. Es menos reactivo que el hierro o el estaño pero más que el cobre. En condiciones muy especiales y sobre todo con el concurso del tiempo (largos periodos), el plomo puede disolverse en agua, consumiendo el oxígeno y desplazando al hidrógeno. La corrosión del plomo es muy lenta porque la mayoría de sus compuestos (sulfatos y/o carbonatos) acaban formando una barrera protectora en la superficie del metal. Esta pequeña capacidad de corrosión obviamente no lo invalida para cumplir con una de las funciones que ha tenido y sigue teniendo en la historia, como es la de recubrir los techados (11).

El plomo en la naturaleza no se encuentra en estado puro; se obtiene mediante un proceso de primera fusión, o producción primaria, a partir de minerales de plomo como son galena (PbS), anglesita (PbSO₄), cerusita (PbCO₃), la piromorfita [Pb₅Cl(PO₄)₃] y minio (Pb₃O₄), también denominado pigmento rojo. Estos minerales y diversas sulfosales son los componentes más importantes de los yacimientos de plomo (24).

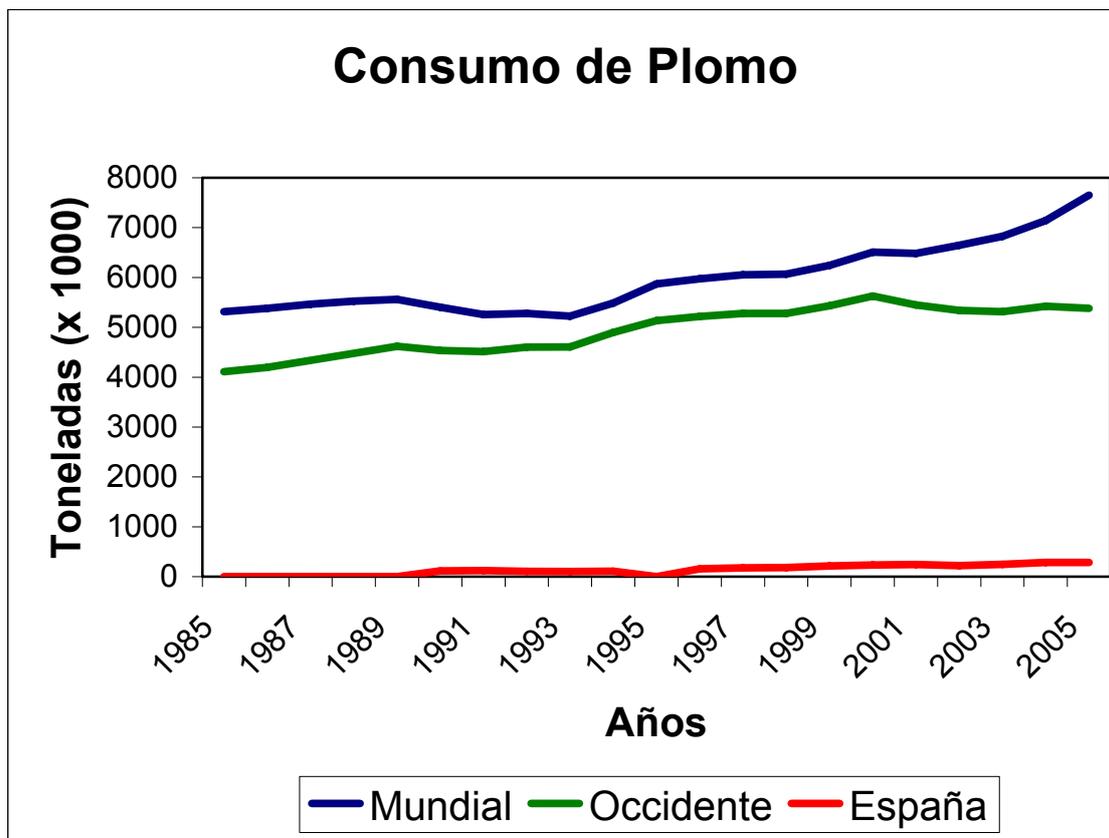
La producción secundaria es la que se obtiene a partir de chatarras o residuos de plomo. Los procesos a seguir son, en líneas generales, similares a los de la metalurgia primaria, aunque simplificados por basarse en materias primas de menor complejidad. La producción secundaria supone actualmente el 60 % de la producción total de plomo en el mundo, lo que habla a favor del reciclado como forma de gestionar eficientemente al menos algunos de los residuos generados (24).

La producción mundial del plomo ha ido creciendo a lo largo de los años y se estima, según datos del año 2006, en casi 10 millones de toneladas al año, siendo China el país que más produce, casi el 70 %, seguido de Estados Unidos, con el 25 % y después otros países como Alemania, Reino Unido, Japón y Australia (23). Por su parte, el consumo mundial se cifra en torno a los 8 millones de toneladas anuales. Los países más consumidores son China, con un 30 %, Estados Unidos, con un 28 %, y les siguen Alemania, Corea, Italia y Japón (24).

En la Figura 1 se puede apreciar la evolución del consumo de plomo mundial, de los países occidentales y de España a lo largo de los años.

La mayor parte del consumo se concentra en los países occidentales, aunque en los últimos años comienza a notarse la creciente demanda de China. España consume entre el 3 y el 4 % del total mundial y entre el 4 y el 5 % de los países occidentales.

Figura 1.-Evolución del consumo de plomo en el mundo, Occidente y España (1985-2006).



Fuente: International Lead and Zinc Study Group (2010) (24)

En la siguiente Tabla 1 puede verse esta evolución mundial de los usos del plomo.

Tabla 1. Evolución del uso del consumo de plomo en toneladas y en porcentaje (1995-2006)

USOS Toneladas x1000	AÑOS						
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2006
Baterías	3328(70)	3395(72)	3403(72)	3480(74)	3615(75)	3781(75)	3820(78)
Protección cables	117(2,5)	99(2,1)	78(1,7)	64(1,4)	264(5,5)	58(1,2)	54(1,1)
Semitransformados	299(6,3)	278(5,9)	283(6,0)	291(6,2)	58(1,2)	298(5,9)	301(6,1)
Munición	127(2,7)	109(2,3)	110(2,3)	112(2,4)	113(2,4)	118(2,3)	122(2,3)
Aleaciones	163(2,4)	150(3,2)	144(3,1)	128(2,7)	141(2,9)	142(2,8)	144(2,4)
Óxidos y compuestos	486(10,3)	477(10,1)	466(9,9)	426(9,1)	434(9,0)	441(8,8)	437(5,2)
Gasolinas	55(1,2)	44(0,9)	37(0,8)	32(0,7)	28(0,6)	26(0,5)	20(0,3)
Varios	163(3,4)	156(3,3)	163(3,4)	157(3,3)	171(3,5)	166(3,3)	162(3,2)

(Entre paréntesis: porcentaje). Fuente: International Lead and Zinc Study Group (2010) (24)

Las baterías ácidas de plomo, de las que se reciclan más del 70 %, suponen el mayor de todos los usos que se hace de este metal. Si en el año 1960 la fabricación de baterías suponía el 20 % del consumo mundial del plomo, en el año 2006 suponían el 78 %, y es una demanda que sigue creciendo vinculada no sólo al sector automovilístico (los coches híbridos y eléctricos son un potencial tremendo) sino también a la creciente industria de las energías alternativas (24).

Otro uso importante del plomo metálico lo constituye la manufactura de placas de plomo y tuberías (semitransformados). El uso de las placas de plomo en la construcción está extendiéndose cada vez más sobre todo en aquellos lugares húmedos que tienen además tradición de usarlas como es el caso del Reino Unido o de Bélgica. Se usan tanto en las paredes como en los tejados produciendo un sellado contra las condiciones atmosféricas. Las tuberías de plomo, tradicionalmente utilizadas para el transporte de agua, han ido dejando paso a otros tipos de materiales menos susceptibles de ceder residuos al agua potable. Sin embargo en la industria química se sigue utilizando precisamente por su excelente resistencia a la corrosión (24).

Los cables de alta tensión, las líneas eléctricas bajo el agua, etc. se recubren con plomo porque, además de permitir la conducción eléctrica, produce un buen aislamiento y los protege de la corrosión y de otros daños. También se mantiene el uso del plomo en la producción de munición, aunque comienzan a usarse otros materiales más mortíferos; además, en la caza deportiva se le ha puesto restricciones a su uso en los humedales para evitar la contaminación (24).

Otros usos más minoritarios del plomo se dan en las aleaciones de bronce, aceros y aluminios, la utilización de óxidos de plomo en cerámicas y en vidrio, tanto artístico como de uso en los tubos de rayos catódicos de la TV y de rayos X, en los cristales del mundo de la óptica, pigmentos y pinturas que tienen una gran capacidad de protección a la corrosión y estabilizadores del PVC (24).

Por último, el consumo de los aditivos de plomo en las gasolinas está retrocediendo de forma muy importante en los países desarrollados, pero sin embargo han supuesto uno de los retos más relevantes de la salud pública.

Así como se ha visto que los usos del plomo son variados, no todos revisten el mismo riesgo, y por ello la preocupación de la salud pública se centró en los aditivos de plomo en las gasolinas y en la utilización de plomo en las pinturas que eran usadas en ambientes interiores, porque constituían las mayores fuentes de exposición para la población general. Todavía quedaba un camino por recorrer para identificar a las cañerías de plomo como otra amenaza para la salud pública, que se zanjó disminuyendo su uso a partir de la década de los años 60-80 del siglo pasado, según países (25).

En los albores de la industria automovilística los ingenieros trabajaban por resolver los problemas que más les acuciaban, como eran la de mejorar la potencia de los motores y evitar los problemas de detonación de la gasolina. Se probó con diferentes sustancias como el yoduro, la anilina y el selenio. En diciembre de 1921, tres ingenieros de General Motors, Charles Kettering, Thomas Midgeley y Thomas Boyd, descubrieron las posibilidades que al respecto ofrecía el tetraetil plomo. Sin lugar a dudas, este hecho marcó un punto de inflexión importante para la industria automovilística porque fue el inicio para el desarrollo de mejoras importantes en la eficiencia de los motores de explosión (25).

La adición de pequeñas cantidades, bien de tetraetil plomo o de tetrametil plomo, incrementa el octanaje (calidad de la combustión) de las gasolinas y actúa como antidetonante. La mezcla de gasolina y aire en el carburador provoca que la preoxidación que tiene lugar inicie la combustión de la gasolina dando lugar a detonaciones extemporáneas que acaban dañando el pistón del motor cuando este funciona a altas revoluciones. La forma de evitarlo es mejorando el octanaje de la gasolina que se puede lograr, bien con un mayor refinado de la gasolina, lo que resulta muy caro, o bien con la adición de estos derivados del plomo, que fue la decisión final que se adoptó. En definitiva lo que se logra es evitar la preoxidación de la gasolina y por tanto la detonación.

Sin embargo no todo fueron beneficios, también se crearon nuevos problemas vinculados a la toxicidad que representaban las gasolinas con los aditivos orgánicos de plomo, a tal extremo que las denominaron “gasolinas locas” (*loony gas*). A partir de aquí se abrió un enfrentamiento entre los intereses de la industria automovilística, representada por General Motors, DuPont y Standard Oil, frente a los defensores de la salud pública. En esta pelea no hay límites éticos para una parte de los contendientes: la industria; todo vale, desde la mentira hasta la amenaza y la descalificación. Los científicos que cuestionaban la inocuidad de los aditivos de plomo fueron amenazados y descalificados por oponerse “al progreso industrial de América”. Tuvieron que llegar los años 70 del siglo pasado para que comenzara a reducirse la concentración del plomo en la gasolina en los Estados Unidos que culminó con las Reformas del Acta de Aire Limpio (Clean Air Act) de 1990 que prohibieron la venta de gasolina con plomo a partir del 31 de diciembre de 1995. En la Unión Europea el proceso también fue escalonado, y la prohibición ocurrió a comienzos del siglo XXI (26). Este enfrentamiento de intereses ilustra “el difícil camino que va desde la evidencia científica hasta las políticas de salud pública” (20).

Las pinturas con plomo tienen otra historia. Como ya se ha comentado anteriormente, se detectó una epidemia de insuficiencia renal en Queensland (Australia) en el año 1922 cuyo estudio condujo a la identificación del plomo en las pinturas de las casas como el causante del mismo (20). No obstante ya existía para esas fechas una amplia evidencia científica de la toxicidad del plomo para los niños, los pintores y otros trabajadores que utilizaban el plomo, así como del peligro de su acumulación en el organismo, la especial vulnerabilidad de los niños y el daño que causaba en el sistema nervioso en particular. Curiosamente la industria de las pinturas reaccionó de igual manera a como lo hizo la industria del automóvil, negando las evidencias y la capacidad de los investigadores y culpabilizando a los padres de las víctimas “por no tener la pintura en buen estado o por no aportarles una buena alimentación o el suficiente afecto a los niños, lo que provocaba que picotearan las paredes”. Contrariamente a lo que ocurrió en otros países, como España, que ya en el año 1928 estableció restricciones a las pinturas con blanco de plomo para uso en el interior de las viviendas (27), en Estados Unidos estas limitaciones se

podieron llevar a cabo en el año 1977, tanto era el poder y la capacidad de presión que tenían las asociaciones de la industria del plomo (26).

3.- EVOLUCIÓN DE LA SALUD PÚBLICA EN RELACIÓN AL PLOMO

La salud pública estuvo desde el principio, y lo sigue estando, en la línea de traducir en acciones las evidencias científicas, lo que ni ha sido ni resulta fácil por los poderosos intereses que con frecuencia están en juego. Como se ha visto, el caso del plomo puede resultar paradigmático.

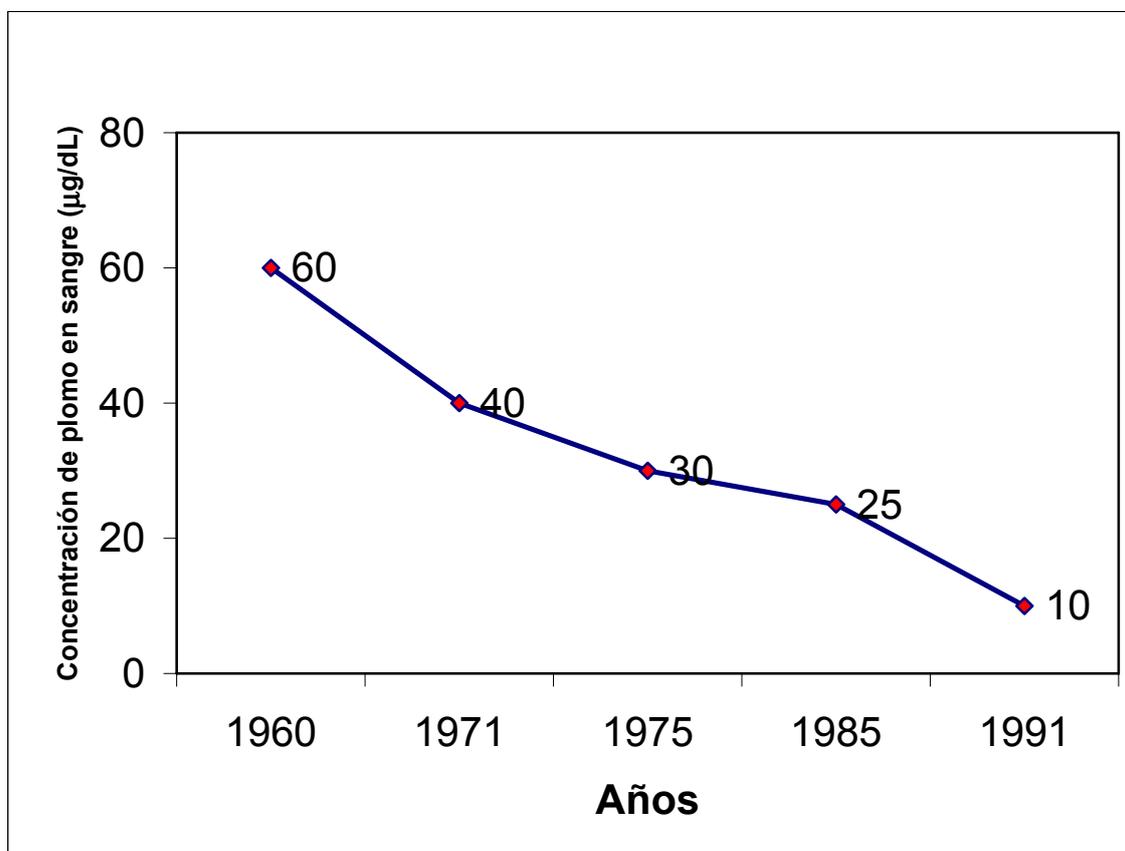
Una de las actividades principales ha sido la de identificar las fuentes de exposición que son más relevantes y proponer las medidas que resultan más efectivas. Fue el caso de las gasolinas con plomo.

Los Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC, Centers for Disease Control and Prevention) de Estados Unidos contribuyeron a que las autoridades federales iniciaran la reducción del plomo en la gasolina, lo que se tradujo en disminuciones en los niveles de plomo en la sangre en la población estadounidense. La reducción de los niveles del plomo en la gasolina se hizo de forma progresiva lo que permitió conjugar los intereses de la industria y de la salud pública. En la década de los 60 del siglo XX los niveles tóxicos de plomo en sangre se consideraban aquellos que se encontraban por encima de los 60 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Como ocurrió con el benceno, las evidencias epidemiológicas cuestionaron este nivel que quedó reducido a 40 $\mu\text{g}/\text{dL}$ en el año 1972. En el año 1978 los CDC propusieron una reducción rebajando la cifra a 30 $\mu\text{g}/\text{dL}$ y en 1985 la volvieron a rebajar a 25 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (28). En el año 1991 los CDC revisaron la literatura disponible y en base a esa información decidieron reducir nuevamente el nivel del plomo en sangre a 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (29), cifra que actualmente se mantiene a pesar de haber sido cuestionada, ya que consideran que no hay intervenciones clínicas ni de salud pública que sean efectivas para los niveles de plomo en sangre por debajo de los 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Además, los CDC consideran que no hay ningún umbral seguro por lo que fijar un nuevo nivel por debajo de los 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ podría dar una falsa sensación de seguridad, y algo que es muy importante en salud pública, lo que se denomina coste-oportunidad, se podría

caer en el riesgo de dedicar más esfuerzos a identificar a los niños con valores por debajo de los 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ que realmente a los que los tienen por encima, que son justamente los que tienen un mayor riesgo. No obstante la estrategia de los CDC se centró en lograr para el año 2010, en el marco del objetivo “Población saludable” (Healthy People), “la reducción de la exposición al plomo de todos los niños” (23).

En la Figura 2 se recoge la evolución que han tenido los niveles de plomo en sangre considerados, no como “niveles seguros”, sino como niveles de intervención, a lo largo de los años, evolución que debe entenderse en el contexto del equilibrio entre los intereses de la industria automovilística y los de la salud pública. Sin embargo también deben considerarse otros motivos como ha sido el de la sofisticación de los métodos de detección que obviamente lo ha posibilitado.

Figura 2.-Evolución de la concentración de plomo en sangre ($\mu\text{g}/\text{dL}$) consideradas de intervención por los CDC.

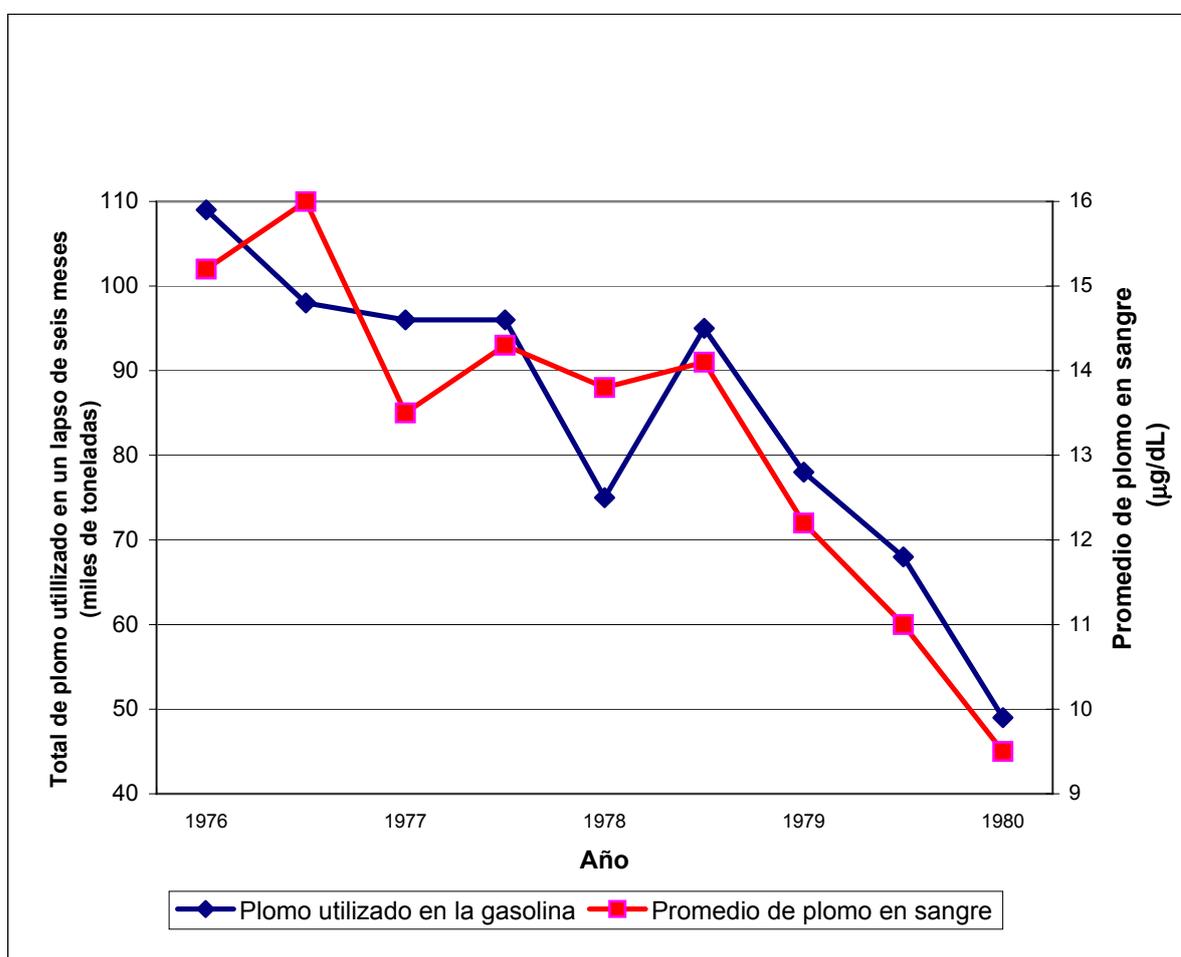


Fuente: *Centres for Diseases Control and Prevention (1991)*

Las decisiones adoptadas por los CDC sirvieron, y siguen sirviendo, de referencia para todos los estudios que sobre los niveles de plomo en sangre en niños se realizan en el mundo.

Como se observa en la Figura 3 se encontró una sorprendente asociación entre los niveles descendentes de plomo en la gasolina en el periodo 1976-1980 y la consecuente reducción de los niveles de plomo en sangre en la población infantil de los Estados Unidos ya que el 90% del plomo presente en la atmósfera provenía de la combustión de las gasolinas (30).

Figura 3.-Plomo utilizado en la producción de gasolina y promedio de plomo en sangre NHANES II (1976-1980)

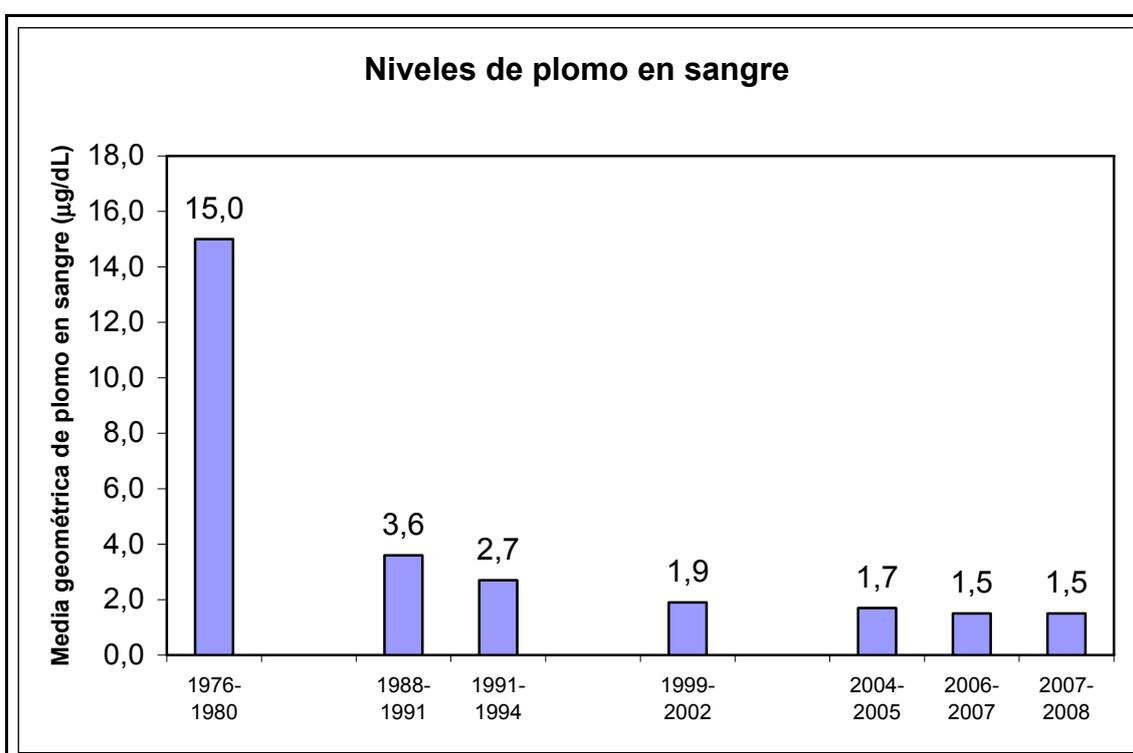


Fuente: Fourth National report on human exposure to environmental chemicals (31)

El National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) refleja la siguiente evolución en los niveles de plomo en sangre, expresados en media

geométrica, que presentaban los niños de 1 a 5 años en Estados Unidos: NHANES II (1976-1980) 15,0 $\mu\text{g/dL}$; NHANES III (1988-1991) 3,6 $\mu\text{g/dL}$, (1991-1994) 2,7 $\mu\text{g/dL}$, (1999-2002) 1,9 $\mu\text{g/dL}$, (2004-2005) 1,7 $\mu\text{g/dL}$, (2005-2006) 1,5 y (2007-2008) 1,5 (Figura 4) (31). Es decir, el porcentaje de los niños de USA con niveles elevados de plomo en la sangre ha disminuido de 88,2% a finales de los años setenta, a 4,4% a mediados de los noventa y a 2,2 % en la década de los 2000 (31).

Figura 4.-Media geométrica de los niveles de plomo en sangre en niños de 1 a 5 años de edad de los Estados Unidos: NHANES.



Fuente: *Centres for Disease Control and Prevention* (31)

4.- FUENTES DE EXPOSICIÓN AMBIENTAL AL PLOMO

Los compuestos de plomo a los que puede verse expuesta la población son de tipo inorgánico y orgánico. Los de tipo inorgánico lo forman diversas sales y óxidos del metal, siendo la principal fuente de plomo industrial y comercial el carbonato, el sulfuro, el sulfato y el óxido de plomo. Entre los compuestos

orgánicos, los más importantes desde el punto de vista de la salud pública son el tetra-etil y el tetrametil plomo (11).

La población general está expuesta al plomo procedente de diferentes fuentes, entre las que se encuentran el agua de abastecimiento, los alimentos, el suelo contaminado -entre otras cosas, por el uso de plaguicidas derivados del plomo- el aire, el tabaco, el polvo de las pinturas de las paredes y los recipientes de cerámica deficientemente barnizados. El lugar de trabajo también es otra fuente importante de exposición cuando se trabaja en ocupaciones en las que se usa plomo. Por último, las aficiones en las que se utiliza plomo, como por ejemplo en la manufactura de vidrio de color (11).

4.1.- Agua

Es importante considerar que el plomo se puede encontrar tanto en el agua de origen continental como en la oceánica. Bien es cierto que en España la mayor parte del agua tiene un origen continental: ríos, manantiales, aguas subterráneas (32), pero comienza a tener una cierta relevancia, sobre todo en algunos lugares, el agua procedente del mar que es sometida a un proceso previo de desalinización. Además, el plomo que se encuentra en las aguas oceánicas podría dar lugar a una exposición “secundaria” a través de los peces que lo acumulan.

La calidad de las aguas continentales, tanto superficiales como subterráneas se controla a través de la Red Integrada de Calidad del Agua (Red ICA), uno de cuyos componentes es la Red de Control de Calidad del Agua destinada a Abastecimientos (COAS) que cuenta con 801 estaciones distribuidas entre todas las Cuencas Hidrográficas. Esta red controla que se cumplan los requisitos de calidad que definen el tratamiento preceptivo para derivar el agua al consumo humano. Una red paralela controla la calidad del agua subterránea. En la Cuenca Hidrográfica del Tajo, a la que pertenece la Comunidad de Madrid, el plomo en el agua tanto superficial como subterránea no constituye un problema ya que sus valores se encuentran por debajo de 0,01 mg/L (33).

Por otro lado, más del 96 % de la población de la Comunidad de Madrid es abastecida por la empresa pública Canal de Isabel II y la entrega del agua en el punto de acometida a la vivienda no registra ningún problema en relación al plomo.

Así pues, la cantidad de plomo que se ingiere a través del agua de abastecimiento difiere de unos lugares a otros y está en función de parámetros relacionados con las infraestructuras propias del abastecimiento de agua potable que se encuentran en el interior de las viviendas y edificios y de las variables intrínsecas a la calidad del agua. En relación con las primeras lógicamente se requiere la existencia de cañerías y/o soldaduras de plomo, y tienen relevancia las pautas de consumo, el tiempo de retención del agua, etc. En general las cañerías viejas serían más propensas a ceder plomo, sin embargo, también se produce una deposición de minerales en el interior de la conducción que aísla al agua del plomo, reduciendo así la cantidad que puede ser cedida. Con relación a las variables relativas a la calidad del agua, el aumento de la concentración de plomo en el agua está en función de varios factores como son el oxígeno disuelto, el pH, la temperatura, la dureza del agua y la concentración de cloruros. Así, aguas “blandas” y ligeramente ácidas (pH entre 7-8) y calientes serían las más idóneas para ceder plomo. Por el contrario, las aguas duras que contienen carbonatos forman con el oxígeno una capa insoluble de carbonato de plomo ($PbCO_3$) en la superficie de la cañería, lo que evita acciones corrosivas sobre él y por tanto cesiones de plomo al agua de consumo público (11).

Las tuberías de plomo fueron utilizadas en España hasta la década de los años 60 del siglo pasado, fecha a partir de la cual su uso declinó. Algo parecido ocurrió en otros países de nuestro entorno socioeconómico.

El Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano, traspuso al derecho interno español la Directiva 98/83/CE, del Consejo de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, que establece el marco común de la Unión Europea en materia de calidad del agua.

Esta normativa reduce los niveles de plomo en el agua desde los 50 µg/L aceptados hasta ahora a 25 µg/L, a conseguir antes del 31 de diciembre del año 2013 y, a partir del día siguiente, el 1 de enero de 2014, no deberá suministrarse agua con niveles superiores a 10 µg/L (34).

Esta normativa está permitiendo controlar la calidad del agua en el interior de las viviendas, en concreto en el grifo del consumidor, porque asigna a los Ayuntamientos la obligación de realizar controles de calidad para verificar que “los productos que estén en contacto con el agua de consumo humano, por ellos mismos o por las prácticas de instalación que se utilicen, no transmitirán al agua de consumo humano sustancias o propiedades que contaminen o empeoren su calidad y supongan un incumplimiento de los requisitos especificados en el anexo I o un riesgo para la salud de la población abastecida” , y lógicamente entre los parámetros a controlar se encuentra el plomo (34).

4.2.- Aire

En una exhaustiva lista de fuentes de emisión de plomo a la atmósfera habría que contemplar las fuentes naturales provenientes de los volcanes, los incendios o el *spray* marino, pero lo cierto es que son las fuentes antropogénicas las realmente relevantes desde la óptica de la salud pública.

En general, la exposición al aire contaminado por los vehículos de motor ha sido la vía más relevante de exposición al plomo. A ello hay que añadir la que proviene de la liberación del plomo al aire desde industrias del hierro y el acero, la manufactura de baterías de plomo, las fundiciones de bronce y latón, la incineración de residuos sólidos, el polvo que levanta el viento, y el humo del cigarrillo (11)

Después de la combustión de la gasolina el 75 % del plomo es emitido a la atmósfera en forma de sales inorgánicas, sulfatos sobre todo, aunque puede haber también en menor proporción óxidos y carbonatos (11).

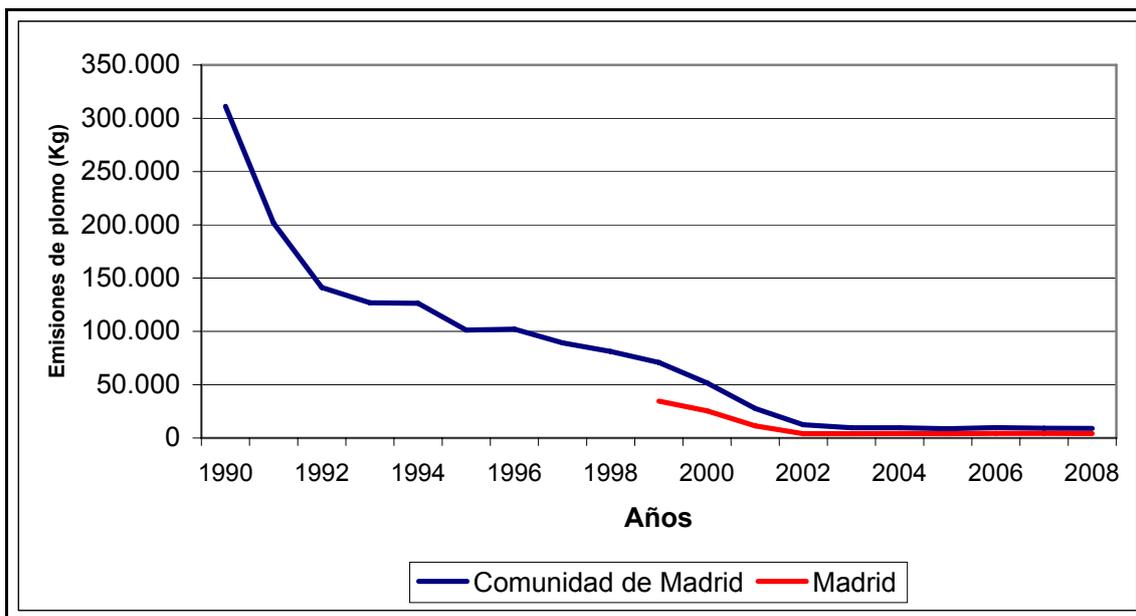
En el ámbito de la Unión Europea se consideró importante conocer la información sobre las emisiones de los contaminantes que suele hacerse a través de inventarios con el fin de realizar comparaciones y poder establecer objetivos concretos a todas las escalas europea, nacional, regional y local.

La Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) obliga a cada Estado Miembro de la Unión Europea a tener un Centro Nacional de Referencia para la calidad del aire y de emisiones a la atmósfera. En España, el Centro depende del Ministerio de Medio Ambiente y realiza labores de coordinación e intercambio de información entre los Órganos con competencia en la evaluación y gestión del ambiente atmosférico y la Comisión Europea. Para el conocimiento y control de las emisiones, este Centro desarrolla el proyecto CORINE-AIRE, que se enmarca dentro del proyecto homónimo que, a escala europea, desarrolla la Agencia Europea de Medio Ambiente. La metodología CORINE-AIRE permite estimar la cantidad emitida por los principales sectores de los contaminantes considerados, a partir de datos cuantificables como el consumo registrado de combustibles o de materias primas. Las emisiones se proporcionan por sectores SNAP (*Selected Nomenclature for Reporting of Air Pollutants*) con un total de 11 sectores (35).

Las emisiones registradas en la Comunidad de Madrid se recogen en la Figura 5. Para la Comunidad de Madrid las cantidades emitidas han descendido desde los más de 311.000 Kg/año en el año 1990, a los más de 9.000 Kg/año que se vienen emitiendo desde el año 2002 hasta la actualidad. Igual ocurre en el municipio de Madrid: de 150.000 Kg/año que se emitieron en el 1990, se ha reducido a poco más de 4.000 Kg/año desde el año 2002 hasta ahora.

Estas emisiones han ido disminuyendo de forma paulatina desde el año 1990, fecha en la que se produjo también una reducción importante en la concentración de plomo en las gasolinas de venta en España (Figura 6), siguiendo las directrices de la Unión Europea que, de forma similar a lo que ocurrió en Estados Unidos, fueron aplicando restricciones de manera progresiva.

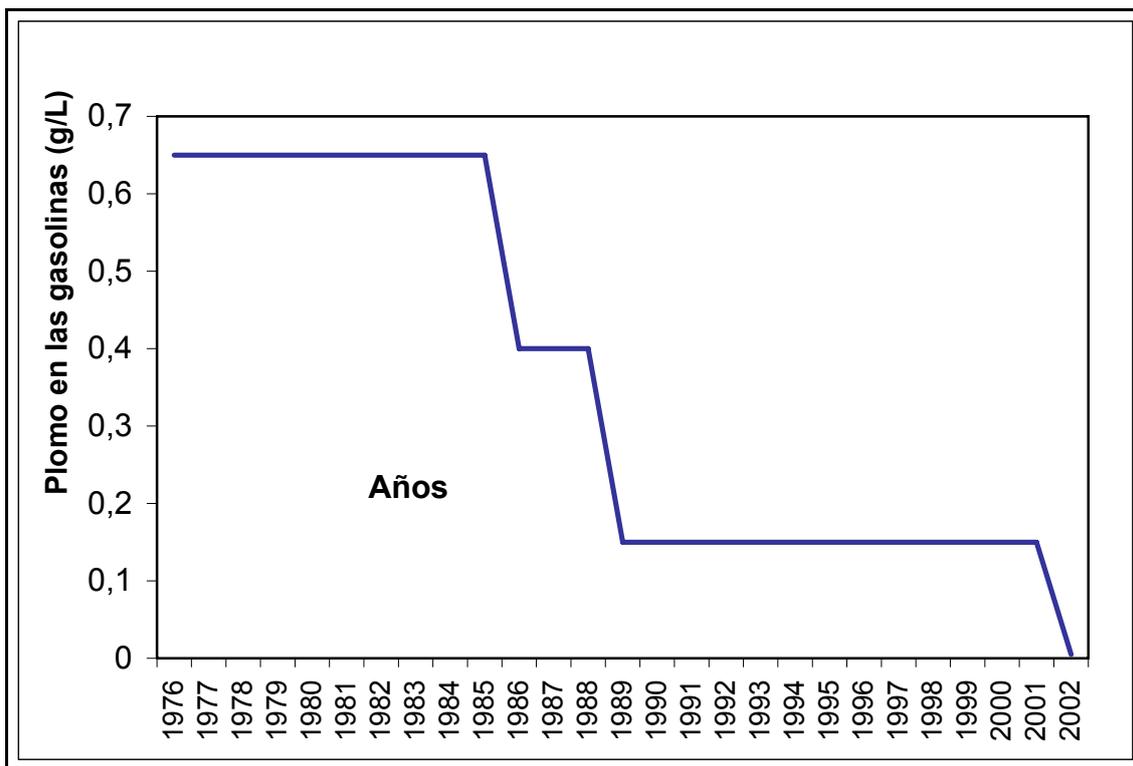
Figura 5.-Evolución de las emisiones de plomo en la Comunidad de Madrid y en Madrid: 1990-2008.



Fuente: Comunidad de Madrid (35)

España entró a formar parte de pleno derecho en la Unión Europea el año 1986. A partir de esa fecha se traspusieron al derecho interno toda una serie de directivas que armonizaban la legislación con el resto de países de la Unión Europea. Entre ellas, lógicamente, se encontraba toda la normativa relativa a los contenidos de plomo en las gasolinas. La prohibición total de la comercialización de gasolina con plomo tuvo lugar en el año 2001 a través del Real Decreto 785/2001, de 6 de julio, por el que se adelanta la prohibición de comercialización de las gasolinas con plomo y establece las especificaciones de las que sustituirán a aquellas (36). Esta normativa entró en vigor el 1 de agosto de 2001 y contempla que la máxima concentración de plomo en la gasolina no superará los 0,005 g/L.

Figura 6.-Evolución de la concentración de plomo en las gasolinas en España (1975-2002)

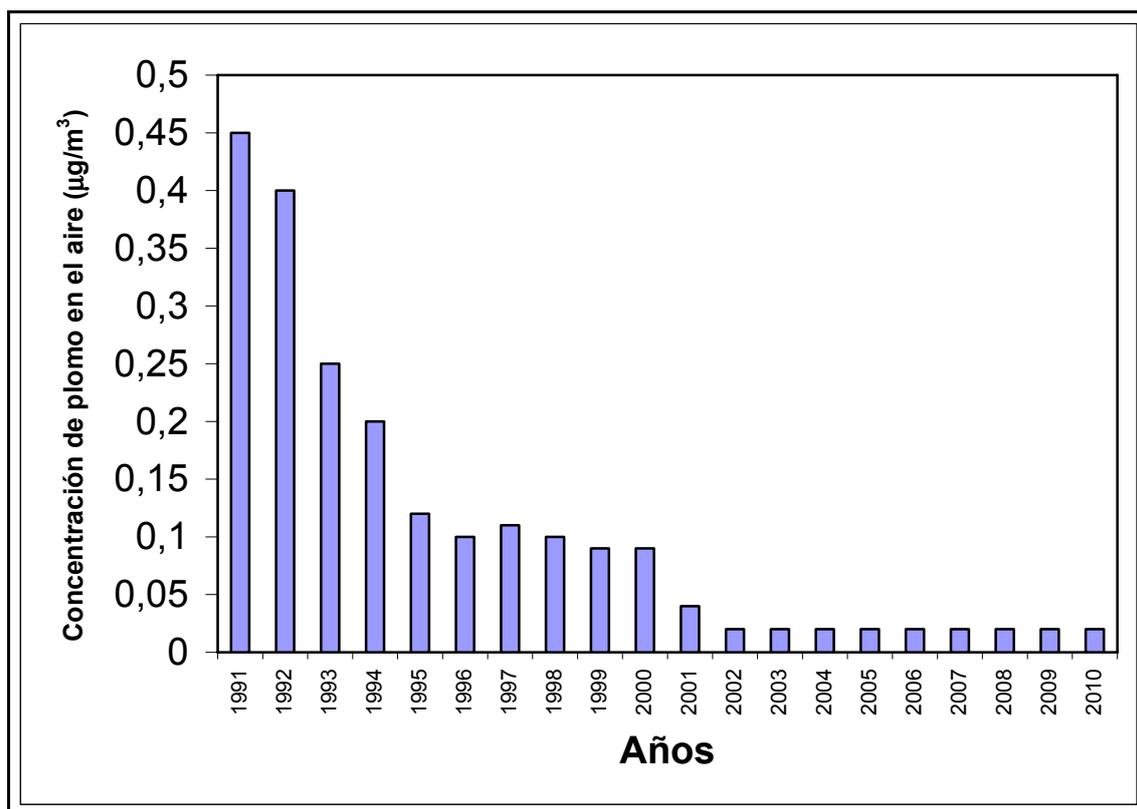


Fuente: Elaboración propia

La limitación de los niveles de plomo en las gasolinas y su posterior prohibición llevó consigo la reducción de los niveles de emisión a la atmósfera y ello, a su vez, a la disminución de los niveles de inmisión detectados en la atmósfera, tanto de la Comunidad de Madrid, como del municipio de Madrid, como puede observarse en la Figura 7 (37).

La Directiva 96/62/CE del Consejo, de 27 de septiembre de 1996, incorporada al ordenamiento jurídico español a través del Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono fijó el valor de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de plomo en el aire como el valor límite anual del plomo para la protección de la salud humana, valor que se cumple sin problema (38).

Figura 7.-Concentración de plomo en el aire de Madrid (1991-2010).



Fuente: Sistema integral de calidad del aire. Ayuntamiento de Madrid (37)

4.3.- Alimentos

Los alimentos pueden constituir otra fuente de exposición al plomo, bien porque lo contienen de forma directa tanto los alimentos de origen terrestre como acuático, o bien de forma indirecta como fue el caso de las soldaduras de plomo de las latas (ya prohibidas), o de la cocción o almacenamiento de alimentos en vasijas de barro o similares que lo contienen.

Se ha producido en general una reducción de los niveles de plomo en los alimentos como consecuencia de dos acciones: la prohibición del plomo en las gasolinas y la prohibición de las soldaduras de plomo en las latas. Hay numerosos estudios en este sentido realizados en varios países (39).

En relación a los materiales en contacto con alimentos el Real Decreto 891/2006, de 21 de julio, por el que se aprueban las normas técnico-sanitarias aplicables a los objetos de cerámica para uso alimentario, define el método

para la determinación de iones plomo y/o cadmio extraídos por el alimento simulado cuando se pone en contacto con la superficie de uso de los materiales cerámicos, y establece los límites de cesión máxima admisibles, así como establece la obligación para todos los objetos de cerámica que aún no estén en contacto con alimentos de ir acompañados de una declaración por escrito que certifique su conformidad con las normas que les sean aplicables (40). Esta normativa establece los límites máximos de cesión de plomo y cadmio en función de las tres categorías en que se clasifican los objetos cerámicos. Así para la categoría 1 (objetos no llenables) el límite es de 0,8 mg/dm²; para la categoría 2 (objetos llenables) es de 4 mg/L y para la categoría 3 (objetos de cocción, envases y almacenamiento), 1,5 mg/L

Sin embargo en España todavía se utilizan recipientes y utensilios de cocina recubiertos con esmaltes plomados para hacer escabechados y encurtidos, por lo que dadas las características ácidas de estos alimentos pueden constituirse en una importante fuente de exposición al plomo (26).

La Agencia Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA en su acrónimo en inglés) ha llevado a cabo un estudio en el periodo de tiempo comprendido entre 2003-2008 en el que han participado 14 Estados Miembros más Noruega y han realizado un total de 139.423 análisis en 15 grupos de alimentos para hacer un análisis del riesgo (*Risk Assessment*) del plomo. Teniendo en cuenta la concentración a la que se encuentra y el consumo que se hace de ellos, los alimentos que más contribuyen a la exposición al plomo en la población general de Europa son los cereales (y sus derivados), las verduras con hojas (que presentan una gran superficie donde puede depositarse el plomo atmosférico) y el agua del grifo. La ingesta diaria en adultos a través de los alimentos se ha establecido entre 0,36 y 1,24 µg/Kg de peso corporal y día como límite inferior y 0,73 y 2,43 µg/Kg de peso corporal y día como límite superior para los más consumidores. En el caso de los niños de 4 a 7 años, la ingesta diaria es de 0,80 a 2,61 µg/Kg de peso corporal y día para el límite inferior y entre 1,30 y 4,83 µg/Kg de peso corporal y día para los grandes consumidores. En el caso de los niños llega a superarse el valor de referencia establecido en 0,50 µg/Kg de peso corporal y día para evitar efectos neurológicos (39).

En definitiva, con los datos anteriores, el Panel de expertos cuestiona la seguridad del *Provisional Tolerable Weekly Intake* (PTWI) establecida para el plomo en 25 µg Pb/Kg/semana y recomiendan su revisión a la baja (39). Otros autores ya lo habían propuesto con anterioridad basándose en los datos de concentración de plomo encontrado en alimentos (41)

El Reglamento 1881/2006, de 19 de diciembre de 2006, de la Comisión, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios, define los niveles máximos permitidos para plomo. Establece límites para 17 tipos de alimentos, siendo el más bajo el que fija para la leche y preparados para lactantes, que lo cifra en 0,020 mg/Kg, y los más altos para los moluscos bivalvos con 1,5 mg/Kg y los cefalópodos con 1 mg/Kg (42).

El mar es un sumidero de residuos y por ello el plomo puede acumularse a través de la cadena trófica marina, aunque no todas las especies marinas tienen la misma capacidad de acumulación. Los moluscos en general acumulan más plomo que los crustáceos y los peces y, dentro de éstos, los peces que cubren su ciclo vital en las proximidades de la costa como son las sardinas y los salmonetes, acumulan más cantidad que los grandes peces pelágicos como el atún (43).

4.4.- Suelos

Antes de que las actividades humanas contaminasen el medio ambiente, el contenido metálico de los suelos era el resultado del desgaste geológico, lo que quiere decir que la cantidad de metales en los suelos dependía de la naturaleza de los minerales que constituían las rocas a partir de las cuales se había formado el suelo. Así, las rocas graníticas contienen cincuenta veces más plomo que las rocas basálticas. Además de la concentración natural, puede haber un enriquecimiento debido a la deposición de las emisiones de fuentes antropogénicas: tráfico, industria, utilización de lodos de depuradoras, vertidos de aguas residuales, etc. Por ello, la concentración de plomo es más alta en las capas superficiales (44).

El suelo ejerce una acción amortiguadora frente a la contaminación. A ello contribuyen tanto las propiedades físico-químicas de los contaminantes como las propias del suelo, que favorecen las reacciones de precipitación-disolución, ácido-base, oxidación-reducción, adsorción-desorción, complejación y procesos metabólicos (44).

Algunos autores han intentado establecer una relación dosis-respuesta entre la concentración de plomo en el suelo y los niveles de plomo en sangre de las personas. Basándose en esa relación se estableció la concentración de 600 mg/Kg de plomo en suelo como nivel de seguridad, definido este como aquella concentración que no contribuiría a incrementar en más de 5 µg/dL la concentración total de plomo en sangre de un niño (45).

La Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) estimó en el año 1999 entre 300.000 y 1.500.000 el número de zonas o áreas contaminadas en Europa occidental. En España se articuló el Plan nacional de recuperación de suelos contaminados (1995-2005), en el que se inventariaron 4.532 emplazamientos como potencialmente contaminados. A partir de ahí, en cumplimiento del Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados, todas las Comunidades Autónomas de España vienen obligadas a establecer un inventario de suelos contaminados y así establecer criterios y pautas para su uso o para su descontaminación (46).

Las concentraciones a las que puede encontrarse el plomo en el suelo son muy variadas. En el medio rural en general no se superan los 20 mg/Kg. Sin embargo en zonas urbanas se pueden alcanzar los 3.000 mg/Kg pudiendo llegar a los 10.000 mg/Kg en zonas industriales. Los estudios llevados a cabo en la ciudad de Cartagena, una ciudad que estuvo tremendamente contaminada, detectaron niveles medios de 40.170 mg/Kg en los suelos del municipio y de 149.923 mg/Kg en la zona de vertidos industriales (47).

En ciudades densamente pobladas como Madrid o en las áreas periurbanas no se han caracterizado los suelos que, sin duda, pueden contener concentraciones relevantes por la deposición del plomo atmosférico procedente del tráfico rodado. Como se ha visto más arriba, las cantidades emitidas a lo largo de los años han sido importantes.

Por otro lado, a la existencia del fenómeno “pica” de los niños (morder y masticar productos no alimenticios, como tierra, pintura, etc.), se puede añadir la resuspensión de las partículas del suelo que contienen niveles relevantes de plomo; todo ello hace que el suelo constituya una fuente de exposición que no resulta nada desdeñable (11).

4.5.- Otras fuentes

Con fecha de 1 de noviembre del año 1928, mediante Decreto del año 1926, se prohibió en España la utilización de la cerusa (carbonato de plomo), el sulfato de plomo y otros pigmentos similares, en las pinturas que fueran a usarse para pintar el interior de los edificios (27). Posteriormente, en mayo de 1931 se emitió otro Decreto que se reafirmaba en la prohibición y desarrollaba las excepciones del Decreto del 1928 (48). Por último, las políticas de restricción impuestas desde la Unión Europea han consolidado estas limitaciones impuestas al uso de derivados del plomo en las pinturas de uso en interior (49). Sin embargo, sigue sin estar prohibido el uso de plomo en pinturas de exteriores como el minio (óxido de plomo) o su uso en pinturas decorativas o artísticas.

Las municiones han sido objeto de restricciones en su uso por su impacto en los humedales, pero no fuera de ellos (50). La fabricación de municiones supone, como se ha visto, más del 2 % de los usos que se hace del plomo en el mundo, y por lo que se puede saber, parece que cumple bien con su cometido porque no se han buscado alternativas al mismo salvo la utilización de uranio empobrecido en las últimas contiendas de la antigua Yugoslavia.

Los juguetes de plomo son objeto de control no tanto porque en nuestro país lo contenga sino porque se realizan importaciones de otros países con una legislación mucho más laxa en relación a este químico.

En algunas latitudes cobran un cierto interés los llamados remedios caseros a base de plomo, que son usados para tratar la fiebre y para la indigestión. La globalización hace que en España en determinados grupos de población inmigrante puedan darse exposiciones al plomo derivadas del uso de estos remedios (11).

Por último otra fuente que también habría que contemplar en el contexto de la globalización en la que se vive, sería el uso de las *hennas* y el *kohl*, pero estaría circunscrito a las pautas culturales de determinados colectivos inmigrantes (26).

5.- TRANSPORTE Y DISTRIBUCIÓN DEL PLOMO EN EL MEDIO AMBIENTE

5.1.- Transporte por el aire

La dispersión del plomo en la atmósfera depende de la naturaleza de la fuente emisora y del tamaño y la forma química de las partículas. Las partículas más pequeñas permanecen más tiempo en suspensión en el aire y pueden, por tanto, viajar en la dirección de los vientos dominantes. Las partículas mayores de 10 μm generalmente se decantan rápidamente por gravedad y prácticamente se depositan en los alrededores de donde han sido emitidas. Por el contrario, las partículas menores de ese tamaño pueden permanecer en el aire de 10 a 30 días antes de depositarse, pudiendo viajar miles de kilómetros. Los incrementos de plomo (y otros metales) medidos en el aire del sur de Noruega se atribuyen a las emisiones producidas en las áreas industriales de Europa (51).

La deposición de las partículas puede ser inducida por las precipitaciones, tanto de lluvia, como de nieve. Éste es uno de los mecanismos que ha

contribuido al incremento de plomo en el hielo del Ártico (12). El otro mecanismo es la deposición por gravedad.

Las partículas emitidas por los automóviles son muy pequeñas pero se produce un fenómeno de agregación entre ellas que las hace más grandes. Permanecen en la atmósfera una media de 7 a 24 días y pueden llegar a viajar largas distancias, pero lo cierto es que normalmente se depositan en un radio entre 30 y 100 metros de donde han sido emitidas ya que los tubos de escape están a una altura muy cercana al suelo, lo que no contribuye a su dispersión (52).

Según datos del año 1983, la deposición del plomo atmosférico fue la causa que más contribuyó a la contaminación del agua a través de la escorrentía del agua de lluvia de las ciudades. Sin embargo, en los últimos años la situación ha cambiado de forma radical tras la prohibición del plomo en las gasolinas (11).

5.2.- Transporte por el agua

Se estimó que, a escala mundial y en el año 1983, entre 87.000 y 113.000 toneladas de plomo por año acabaron en los recursos hídricos. Como ya se ha comentado, sólo en la Comunidad de Madrid y en el año 1990 se emitieron más de 300 toneladas a la atmósfera, por lo que las cifras anteriores resultan bastante plausibles.

Las otras fuentes importantes que aportan plomo a los cauces son la industria de fundición, una parte de la industria química y las aguas residuales (51).

El agua del mar acaba recibiendo este agua cargada de plomo y como resultado se obtiene que en los estuarios, puertos y, en general en la costa, los niveles de plomo en el agua sean mayores que en las aguas oceánicas (53).

El plomo en el agua se encuentra en forma de iones Pb^{2+} o de partículas. Las partículas pueden depositarse en los sedimentos de los cauces de los ríos pero esto depende, entre otras cosas, del caudal, de tal forma que a mayor caudal

mayor recorrido tendrá la partícula antes de depositarse y esto, a veces, no lo hacen hasta llegar a los estuarios o los deltas. Las concentraciones a las que se encuentra el plomo en las aguas del mar son muy heterogéneas (43).

Las partículas sedimentadas en el fondo de los océanos pueden mantenerse como tales por mucho tiempo. Sin embargo también cabe la posibilidad de que puedan reaccionar y convertirse, en condiciones anaeróbicas, en compuestos como el sulfuro de plomo con una baja solubilidad y con una escasa disponibilidad biológica (54).

Lógicamente con la prohibición del plomo en las gasolinas en los países desarrollados, las cantidades que llegan a las aguas se han reducido.

5.3.- Movimiento en el suelo

El suelo constituye un sumidero para el plomo que tiene tendencia a adsorberse a las partículas de arcilla o de materia orgánica provocando una inmovilización del mismo e inactivándose biológicamente. La vida media del plomo en el suelo es muy amplia: se estima entre 740 y 5.900 años (51).

Las mayores fuentes de contaminación de la superficie de los suelos en las áreas urbanas, como ya se ha comentado, son las deposiciones ambientales y los desconchados de las pinturas; en las zonas industriales, las fundiciones y las actividades de minería donde las haya. El plomo no se descompone y por ello nunca desaparece, sólo puede reaccionar y cambiar su forma química, lo que a su vez incrementa su movilización.

Las mayores concentraciones de plomo se localizan en la superficie pero puede emigrar a horizontes más bajos. La movilidad del plomo depende de muchos factores: el compuesto químico de plomo, el tipo de suelo, el pH y la composición del suelo, la capacidad de infiltración del agua de lluvia, etc. Si los derivados del plomo se adhieren a la arcilla se hacen insolubles y permanecen inalterados en el suelo. La corrosión tampoco hace mucha mella y se requieren muchos años para provocarla.

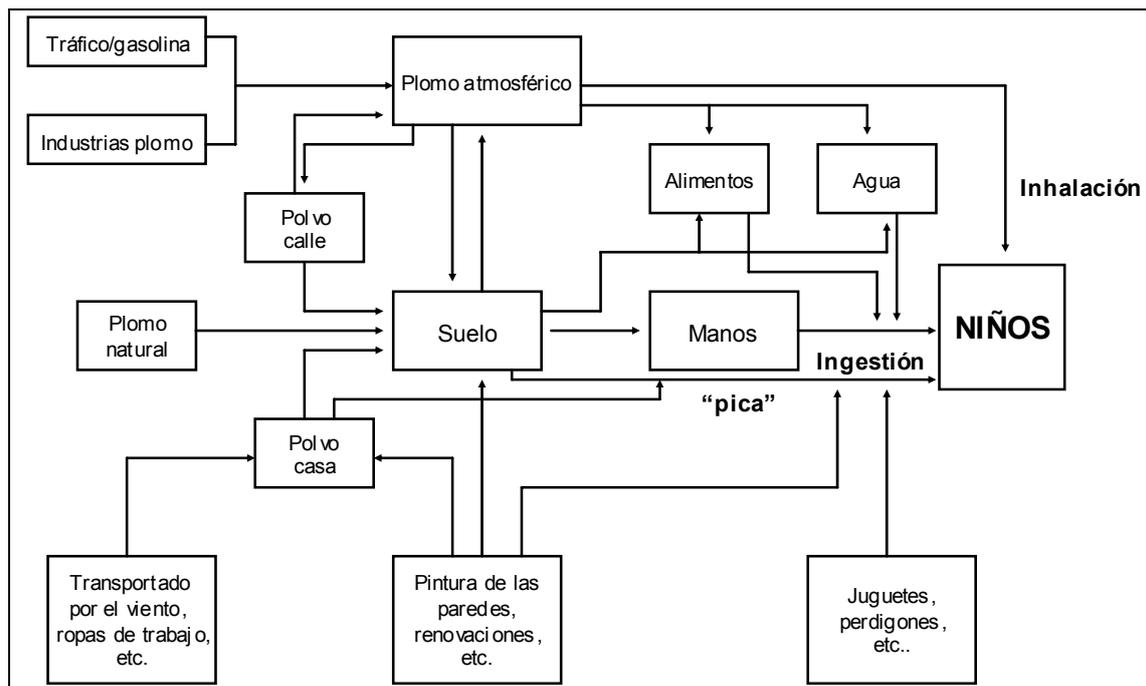
Hay ejemplos de suelos con altos contenidos de plomo que no provocan ningún efecto ni en las plantas o animales ni en los seres humanos que viven allí. Esto se debe a que el plomo se encuentra en una forma insoluble y por tanto no biodisponible. De hecho las plantas solo absorben aquellos minerales que se encuentran en el suelo en forma disuelta lo que ocurre en suelos con un pH entre 5,0 y 7,5 (54).

6.- TOXICOCINÉTICA

6.1.- Absorción

El plomo entra en contacto con el organismo por inhalación, por ingestión y a través de la piel, aunque esta última es mucho menos eficiente. La vía de ingreso, el tamaño de la partícula y el tipo de compuesto de plomo (orgánico o inorgánico), determinan la concentración y la posibilidad de difusión del plomo hacia el organismo. Además, la absorción del plomo depende de factores propios del organismo tales como la edad, el estado fisiológico y la integridad de los tejidos (11) (55). En la Figura 8 se recoge un esquema de las vías de exposición a las que se encuentra sometida la población general.

Figura 8.-Principales vías de absorción de plomo en la población infantil.



Fuente: Elaboración propia

6.1.1.- Inhalación

El plomo inorgánico presente en el aire ambiental consiste en aerosoles de partículas que pueden depositarse en el tracto respiratorio al inhalarse. Los factores principales que determinan la cantidad de aerosoles que van a depositarse en el tracto respiratorio son: el tamaño de las partículas inhaladas, la edad, que va a condicionar el patrón de respiración (por la nariz o por la boca) y la velocidad del flujo del aire en el tracto respiratorio.

Por otro lado, la absorción del plomo depositado en el tracto respiratorio también se ve afectada por el tamaño y la solubilidad de las partículas y por su localización dentro del tracto respiratorio. Así, las partículas con un diámetro mayor a 2,5 μm se depositan en las vías respiratorias recubiertas de células ciliadas (región nasofaríngea y traqueobronquial) y el sistema mucociliar puede transportarlas hacia la faringe y ser deglutidas. Por el contrario, las partículas menores a 1 μm , pueden alcanzar la región alveolar y ser absorbidas y pasar a la sangre tras su disolución en el líquido extracelular (11).

Las partículas que no son absorbidas, digeridas ni eliminadas en las secreciones van a constituir un depósito de plomo en el árbol respiratorio que es posteriormente eliminado por la acción de los cilios y los macrófagos (55).

Tras la inhalación de tetraetilo de plomo, el 37% se deposita inicialmente en el tracto respiratorio, de los cuales el 20% es exhalado en las siguientes 24 horas. Una hora después de la exposición, aproximadamente el 50% se encuentra en hígado, el 5% en el riñón y el resto se distribuye ampliamente por todo el organismo (11) (55).

6.1.2.- Ingestión

Es la vía más importante de exposición al plomo para la población general.

Las manos, los alimentos, algunas bebidas o el consumo de tabaco pueden vehicular las partículas de plomo y acceder a la vía oral. Como se ha señalado

más arriba, un porcentaje del plomo inhalado es posteriormente vertido al tubo digestivo por los mecanismos de aclaración pulmonar (11).

La absorción gastrointestinal del plomo inorgánico tiene lugar principalmente en el duodeno y se halla influenciada por el estado fisiológico del individuo expuesto (edad, ayuno, niveles de calcio, hierro y zinc) y por las características fisicoquímicas del plomo ingerido (tamaño de las partículas, solubilidad, cristalización y compuesto químico). Así, por ejemplo, el plomo disuelto en el agua se absorbe más que el que se encuentra en los alimentos. La absorción de plomo también varía en función de la dosis de plomo ingerida. Si se incrementa la ingestión se incrementa a su vez la absorción hasta que llega un momento en que se satura, e incrementos en la ingestión ya no provocan mayor absorción (11).

Con relación a la absorción gastrointestinal del plomo los factores más relevantes son la edad, el ayuno, el estado nutricional y el embarazo.

6.1.2.1.- Edad

La absorción gastrointestinal de compuestos de plomo solubles (cloruro, acetato o nitrato de plomo) parece ser que es mayor en niños que en adultos. Así el plomo soluble ingerido a través de la ingesta de agua es absorbido por los niños en un 40-50%, mientras que en adultos el porcentaje de absorción oscila entre un 3-10% (11). Esta diferencia puede deberse a la mayor densidad de transportadores de proteínas a nivel intestinal durante los períodos de crecimiento que favorecen que el plomo acceda a los órganos diana (56).

6.1.2.2.- Ayuno

La presencia de alimentos en el tracto gastrointestinal disminuye la absorción del plomo soluble. En adultos, la absorción de plomo puede aumentar hasta un 63% si es ingerido en situación de ayuno (11). En niños este aumento puede ser incluso mayor en períodos de ayuno más cortos, ya que tienen un

vaciamiento gástrico más rápido que los adultos, por lo que es importante que los niños no espacien mucho las comidas (56).

6.1.2.3.- Nutrición

La absorción gastrointestinal del plomo está influenciada por el estado nutricional de las personas expuestas. Así, la deficiencia de calcio aumenta la absorción intestinal de plomo, ya que ambos compiten por sitios de unión similares en las proteínas de la mucosa intestinal. Además, cuando los niveles de calcio están bajos, aumenta la concentración de 1,25-dihidroxitamina D₃, para estimular la absorción intestinal de calcio y la síntesis de calbindina-D, que es una proteína que se une al calcio y por ende al plomo por el efecto de competición que se ha señalado. De manera que la vitamina D₃ no sólo incrementa la absorción de calcio y fósforo, sino que también aumenta la absorción del plomo (56).

Otro oligoelemento a considerar con relación a la absorción de plomo es el hierro, sobre todo en los niños. En la infancia, que no deja de ser sino una etapa de rápido crecimiento, la deficiencia de hierro también aumenta la absorción gastrointestinal de plomo. El zinc también parece tener cierta influencia sobre la absorción del plomo ya que varios estudios han mostrado que a medida que el contenido en zinc de la dieta aumenta, la absorción de plomo y su consiguiente toxicidad disminuyen, lo que indica que el zinc ejerce su efecto con relación al plomo a nivel gastrointestinal (56).

6.1.2.4.- Embarazo

La absorción del plomo puede incrementarse durante el embarazo, sobre todo en la última parte del mismo, debido a que el organismo materno moviliza calcio del hueso y por el mismo efecto moviliza el plomo acumulado también en hueso, haciendo que las tasas de plomo en sangre se incremente (11).

6.1.3.- A través de la piel

La absorción a través de la piel de los compuestos de plomo inorgánico es mucho menos importante que la vía inhalatoria u oral. Aunque algunos estudios han cuantificado la absorción dérmica de plomo inorgánico, su contribución a la sobrecarga corporal de plomo en los humanos aún se desconoce. Sí se ha detectado presencia de plomo en las capas más superficiales de la córnea en trabajadores de la industria de las baterías que sugieren la posibilidad de absorción del mismo. Sin embargo no es una vía de exposición a considerar en población general (11).

Las cremas a base de acetato de plomo tampoco provocan más allá de un 0,06% de absorción del plomo contenido en las mismas, a través de la piel.

El plomo tetraetilo y el plomo tetrametilo, debido a su carácter hidro y liposoluble penetran con facilidad a través de la piel, sin embargo es una vía poco relevante a considerar en población general porque estos compuestos son emitidos a la atmósfera por los vehículos que utilizan gasolina con plomo en unas cantidades muy pequeñas y reacciona rápidamente con el oxígeno actuando la luz solar como catalizador para convertirse en óxidos, es decir en partículas y ya tendría más interés desde el punto de vista de la inhalación (11).

6.2.- Distribución

El patrón de distribución de plomo es independiente de la ruta de absorción, siendo además similar en los niños y en los adultos, excepto que en estos últimos la cantidad de plomo acumulada en el hueso es mayor.

El plomo absorbido llega a la sangre donde establece un rápido equilibrio entre eritrocitos y plasma en una proporción de 16:1 y es transportado a diversos órganos y tejidos, principalmente a los huesos.

La concentración de plomo en sangre varía considerablemente con la edad, el estado fisiológico (embarazo, lactancia, menopausia) y los factores de

exposición al plomo. La vida media del plomo en sangre, en adultos, es aproximadamente de 36 días. El plomo en sangre se halla principalmente en los hematíes (99%), unido más a las proteínas intraeritrocitarias que a la membrana del hematíe. Aproximadamente el 40-75% del plomo en el plasma se halla unido a proteínas plasmáticas, especialmente a la albúmina. También puede unirse a la gammaglobulina y a compuestos sulfídricos de bajo peso molecular (cisteína, homocisteína) (11).

El plomo tiene una fuerte tendencia a acumularse en el hueso y la concentración que se alcanza en ellos refleja la exposición acumulativa a lo largo de los años. En los niños aproximadamente el 73% del total de la carga corporal (*body burden*) del plomo se encuentra en los huesos, aumentando este porcentaje al 94% en la edad adulta. Este depósito de plomo en los huesos colabora en el mantenimiento de las concentraciones de plomo en sangre mucho tiempo después de que haya cesado la exposición. El plomo no se distribuye uniformemente en el hueso. Se acumula principalmente en las regiones que tienen mayor calcificación activa en el momento de la exposición. Durante la infancia y la niñez, la calcificación más activa tiene lugar en el hueso trabecular, mientras que en la edad adulta la calcificación se produce en los sitios de remodelación ósea tanto en hueso trabecular como cortical. Además dentro del hueso trabecular y cortical existen dos compartimentos fisiológicos. En uno de los compartimentos el plomo es inerte y tiene una vida media de varias décadas y el otro compartimento, lábil, permite el mantenimiento del equilibrio del plomo entre el hueso y la sangre y los tejidos blandos (11). El contenido de plomo en el hueso contribuye en un 40-70% al plomo de la sangre (57).

Aunque en los niños la tasa de formación ósea es muy elevada y la captación de plomo circulante muy rápida, el contenido de plomo en el hueso es menor que en los adultos (73% del plomo del organismo) porque la tasa de resorción ósea también es más alta y se recicla a otros compartimentos con más facilidad. En general, la tasa de recambio óseo disminuye con la edad, dando lugar a un aumento de la concentración de plomo en los adultos. Sin embargo, en algunos huesos, como el fémur y la cadera, el incremento del contenido de

plomo alcanza una meseta en la edad media de la vida para ir disminuyendo posteriormente. Esta reducción es más pronunciada en las mujeres asociándose a la menopausia. Se ha observado en estudios epidemiológicos un aumento de la concentración de plomo en sangre tras la menopausia asociándose a una disminución de la densidad ósea. La osteoporosis produce un aumento de la resorción ósea con la consiguiente liberación del plomo del hueso (58). También, durante el embarazo y la lactancia, la resorción ósea temporal constituye una fuente de exposición endógena significativa para la madre y, al ser el plomo capaz de atravesar fácilmente la barrera placentaria, para el feto en desarrollo (59)(60). Sin embargo, la suplementación con calcio se ha asociado con una reducción moderada de la concentración de plomo, cuando se administra durante el embarazo y la lactancia (61). Este efecto probablemente se deba a una supresión de la resorción ósea junto a una disminución de la absorción intestinal del plomo ingerido.

Por último, desde la sangre, el plomo también se distribuye ampliamente a los tejidos blandos. El contenido relativo de plomo en los tejidos blandos, expresado como porcentaje del contenido total de plomo en los tejidos blandos es: hígado (33%), músculo esquelético (18%), piel (16%), tejido conectivo (11%), grasa (6,4%), riñón (4%), pulmón (4%), aorta (2%) y cerebro (2%) y otros tejidos (<1%). Contrariamente a lo que ocurre en los huesos donde el plomo se acumula con el paso del tiempo, en los tejidos blandos hay una renovación frecuente del plomo allí presente (11).

6.3.- Excreción

La mayor parte de la información actualmente disponible sobre la excreción del plomo la aportó en su día Rabinowitz a través de los estudios que realizó en hombres adultos que recibieron una dosis de nitrato de plomo $[Pb(NO_3)_2]$ marcado con un trazador durante 210 días. La ingesta diaria a la que sometió al grupo de voluntarios fue de 210 a 360 $\mu g/día$. La eliminación por orina, que fundamentalmente se realiza por filtración glomerular, fue del 12% (intervalo entre el 7-17%) de la ingesta; por el contrario la eliminación por heces fue del 90% (intervalo entre 87-94%). Por el contrario, la saliva, las secreciones

gástricas, bilis y secreciones pancreáticas recogidas por intubación, reflejaron una eliminación del 2,4% (intervalo entre 1,9-3,3%) de la ingesta (62).

Así pues, independientemente de la vía de exposición, el plomo absorbido se excreta fundamentalmente a través de orina y heces y en menor medida a través del sudor, la saliva, pelo, uñas y leche materna (11).

Existen diferentes modelos que explican la toxicocinética del plomo en el organismo: el Physiologically based pharmacokinetic (PBPK), el modelo de Marcus, el de Rabinowitz , el de O`Flaherty, el de Leggett y el Integrated Exposure Uptake BioKinetic (IEUBK) también llamado modelo para el plomo en niños, desarrollado por la Agencia de Medio Ambiente de Estados Unidos (EPA).

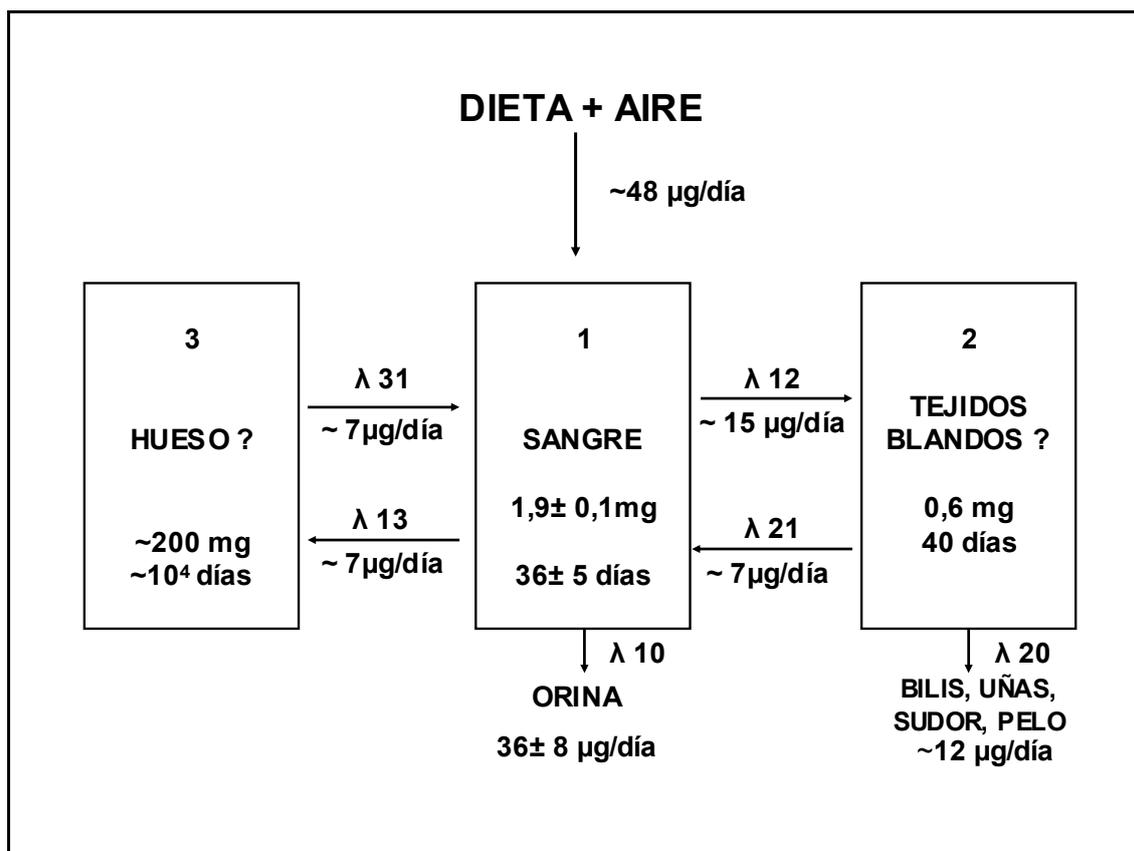
Uno de los más aceptados es el que propuso Rabinowitz, que sigue vigente, y en el que se define un modelo tricompartmental: sangre, tejidos blandos y huesos, como se muestra en la Figura 9.

De acuerdo con este modelo se dividen los compartimentos en tres grupos: sangre, tejidos blandos y huesos.

Una vez que el plomo es absorbido pasa al primer compartimento, la sangre, donde se produce un intercambio rápido de plomo desde las vías de absorción. La sangre representa el 2% de la carga corporal que soporta el individuo. En la población general, la cantidad que se alcanza es de 1,8 - 2 mg con una vida media de 36 días.

El plomo sanguíneo refleja el contenido de este compartimento y es por ello un buen indicador de la exposición presente. Sin embargo la plumbemia se correlaciona poco con la exposición crónica o pasada (63). El plomo en este compartimento está mayoritariamente unido a los glóbulos rojos, aunque una pequeña parte se halla libre en el plasma.

Figura 9.-Modelo tricompartmental de la toxicocinética del plomo.



Fuente: Rabinowitz et al (62)

La eliminación del plomo de este compartimento se hace por vía renal, a través de los riñones, mediante filtración glomerular. Esta filtración elimina el plomo contenido en el plasma pero no el fijado a los eritrocitos, por ello, el contenido de plomo en orina fluctuará de acuerdo a los niveles de plomo plasmático.

El segundo compartimento, de “intercambio medio”, incluye los tejidos blandos que tienen un intercambio activo con el esqueleto. El plomo presente en estos órganos puede alcanzar valores medios de $0,6 \text{ mg}$, y tiene una vida media de unos 40 días . La excreción se produce a través de la bilis, sudor, cabello y uñas.

El tercer compartimento, de “intercambio lento”, lo constituye el hueso y contiene más del 90% de la carga corporal en los adultos. La vida media del plomo en este compartimento es de 10.000 días , se acumula en las epífisis óseas y, aunque es metabólicamente inactivo, puede movilizarse en casos de

deficiencias dietéticas y enfermedades como la osteoporosis, lo que puede producir crisis de saturnismo agudo y contribuir al desarrollo de una nefropatía de plomo (11).

7.- EFECTOS DEL PLOMO SOBRE LA SALUD DE LOS NIÑOS

Como ya se ha comentado los efectos nocivos del plomo eran conocidos desde antiguo, desde el mismo momento en que comenzó a ser utilizado por el hombre.

Los Center for Disease Control and Prevention (CDC) fueron reduciendo los niveles de plomo en sangre en los niños, considerados de seguridad (realmente de intervención), a lo largo de los años, habiendo establecido los 10 µg/dL como el límite que marca las intervenciones, aunque la Academia Nacional de Pediatría de los Estados Unidos reconoce que por debajo de ese nivel existen alteraciones de la función psiconeurológica en los niños, aún cuando no se presenten síntomas (11).

Los efectos tóxicos del plomo son independientes de la vía de exposición a través de la que tiene lugar. Lo que importa no es tanto la concentración de plomo en los compartimentos ambientales como la concentración de plomo en sangre, es decir, la dosis absorbida. Por ello se utiliza como medida los niveles de plomo en sangre sabiendo que la mayor parte del plomo está unido a las proteínas de los eritrocitos y que la pequeña fracción que queda libre en el plasma es la considerada biológicamente activa (con capacidad de cruzar la barrera placentaria y hematoencefálica) y que es la que contribuye a la intoxicación inmediata. El nivel de plomo en sangre refleja biocinéticamente tanto el grado de las exposiciones a plomo relativamente recientes, como la fracción toxicológicamente activa de la carga total de plomo en el organismo, al menos en condiciones estables (64).

Por el contrario, los valores de plomo en el pelo, dientes y hueso proporcionan una medida de la exposición acumulada en el tiempo. En este sentido, la determinación de plomo en hueso *in vivo* mediante la técnica de Fluorescencia

de rayos X está despertando mucho interés, según el *Clinical and Laboratory Standards Institute* (CLSI) de los Estados Unidos, por las posibilidades que ofrece, en cuanto a veracidad, precisión, y sensibilidad (65).

El grupo de población más susceptible a los efectos tóxicos del plomo lo constituyen los niños debido a que absorben más el plomo, tanto a nivel digestivo como a nivel respiratorio y también retienen una mayor cantidad del plomo absorbido (64). Por otro lado, la infancia es la etapa del desarrollo más vulnerable ante los efectos del plomo, especialmente respecto al sistema nervioso (65). Asimismo, las condiciones de insuficiencia nutricional, tan frecuentes y extendidas en las poblaciones infantiles de bajo nivel socioeconómico en los países en vías de desarrollo, son elementos favorecedores en tales grupos de una absorción digestiva aumentada del plomo, así como de una mayor retención de éste por el organismo (65).

Desde los ya clásicos estudios de McMichael, Needelman, Landrigan y Bellinger (66)(67)(68)(69) se sabe que, y esto es lo relevante, cualquier cantidad que sea absorbida por el organismo resulta nociva para la salud humana, con especial relevancia en los niños (70). Entre los efectos negativos, ampliamente recogidos en la literatura científica, se encuentran los producidos sobre el desarrollo de la línea roja hemática, riñones, sistema cardiovascular y aparato reproductor.

No se trata tanto de reflejar el conjunto de efectos que tiene el plomo en los niños sino de señalar aquellos efectos que son relevantes a dosis consideradas “bajas”, es decir por debajo de los 10 µg/dL.

7.1.- Efectos neurológicos

La literatura científica sobre los efectos neurológicos del plomo en los niños es muy amplia. La mejora de los métodos analíticos permitió detectar niveles en matrices biológicas, sobre todo en sangre, y establecer relaciones con alteraciones neurológicas hasta entonces no contempladas a esos niveles (11).

La capacidad del plomo de provocar efectos neurológicos es quizá una de las afectaciones que son consideradas como más graves ya que generarían retraso cognitivo e intelectual y alteraciones de la conducta, lo que a su vez provocaría niños hiperactivos y con carácter violento (71)(72)(73). Además estas afectaciones pueden empezar a generarse en el propio feto a través de la madre (74).

Recientemente se ha puesto de manifiesto que esas afectaciones neurológicas incluirían tanto las alteraciones funcionales cerebrales detectables como las alteraciones físicas cerebrales (74); ambas han sido evidenciadas tanto en estudios con animales como en humanos (75)(76).

Las exposiciones a altos niveles de plomo dejan secuelas en los niños: ya se ha comentado anteriormente (22). La preocupación se centra en dos aspectos: rendimiento escolar y comportamientos delictivos y violentos (77)(78).

También se ha reconocido que los niños con niveles altos de plomo en sangre podían referir síntomas clínicos que aparecerían antes de causar los daños irreversibles. Los síntomas clínicos asociados a estos niveles son: ataques convulsivos, parálisis, alteración de los limbos y deficiente vista y oído. También se evidenció que los niños pobres, afro-americanos y residentes en áreas urbanas, presentaban mayores niveles de plomo en sangre (79)(80).

Se han publicado numerosos trabajos que relacionan los niveles de plomo en sangre con pérdida de capacidad mental, sobre todo en relación al cociente de inteligencia (CI), confirmando que el plomo es capaz de dañar permanentemente el sistema nervioso central (SNC), incluso a niveles para los que no se han evidenciado síntomas (82)(83). La respuesta de salud pública a este conocimiento ha sido la de reducir a 10 µg/dL de plomo en sangre como el nivel a partir del cual hay que adoptar medidas de intervención en los niños afectados, aunque como ya se ha dicho este nivel está cuestionado y no se conoce ningún nivel considerado seguro.

Numerosos estudios han evidenciado que a niveles entre 1 y 3 $\mu\text{g}/\text{dL}$ de plomo en sangre se detectan reducciones del cociente de inteligencia (84) (85) (86) (87). Los metaanálisis realizados con estudios de cohortes y de seguimiento sugieren que el cociente de inteligencia se reduce entre 1 y 5 puntos por cada 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ de incremento de plomo en la sangre de los niños (11).

El estudio de seguimiento de la cohorte de Port Pirie muestra similares resultados: existe una asociación significativa entre niveles de plomo en sangre y reducción del cociente de inteligencia medido a través del Wechsler Intelligence Scale. La reducción se cuantificó en 4 puntos de diferencia entre el nivel de plomo más bajo y el más alto de los cuartiles (88).

Otro aspecto relevante vinculado a los aspectos neurológicos es el de la función cognitiva. En Escocia, donde la exposición al plomo se producía a través del agua de consumo público, los niveles medios de plomo en sangre de los niños fue de 11,5 $\mu\text{g}/\text{dL}$; en este estudio se encontró una relación negativa entre niveles de plomo y habilidades cognitivas y rendimiento escolar después de ajustar por las variables confusoras. La relación más fuerte se alcanzó con la variable lectura (89). Posteriormente, otros autores, utilizando datos del NHANES III, en concreto de 4.853 niños de 6 a 16 años cuyos niveles medios de plomo en sangre eran sumamente bajos, de 1,9 $\mu\text{g}/\text{dL}$, encontraron una relación inversa y significativa entre los niveles de plomo en sangre y puntuaciones obtenidas al pasar el Wide Ranking Achievement Test (WRAT) tanto en pruebas aritméticas como de lectura (84).

7.2.- Efectos cardiovasculares

La investigación poblacional de los efectos del plomo sobre el sistema cardiovascular se ha centrado principalmente en su asociación con la hipertensión. Varias revisiones y metaanálisis combinando datos de más de 30 estudios e incluyendo alrededor de 60.000 participantes han examinado la relación entre la concentración de plomo en sangre e hipertensión en adultos (90)(91).

Todos concluyeron que existe una asociación entre concentraciones de plomo en sangre e hipertensión. El aumento estimado en la presión arterial sistólica cada vez que se doblaban los niveles de plomo en la sangre oscilaba entre 0,6 y 1,25 mmHg y consideran que este efecto, aunque modesto, es suficiente para inferir una relación causal. Los estudios llevados a cabo en animales sugieren que el plomo provoca un aumento de la resistencia vascular lo que desencadenaría el aumento de la presión arterial (92).

Otros estudios han encontrado similares hallazgos y asociaciones en niños: cuanto más altos eran los niveles de plomo en sangre más alta era la presión sistólica. También hallaban asociación directa con la resistencia vascular periférica. A su vez, la resistencia vascular producía hipertrofia del ventrículo izquierdo y alteraciones del ritmo cardíaco. Estos efectos se detectaban a niveles por debajo de los 10 µg/dL (93)(94).

Sin embargo, cuando se habla de niños no se puede perder de vista que la actual prevalencia de hipertensión en niños y adolescentes se está incrementando motivada por la obesidad y por la falta de preocupación social ante este hecho (95).

7.3.- Efectos hematológicos

Uno de los primeros y más importantes efectos del plomo en el organismo humano es la alteración de la síntesis del grupo "hemo", lo que acaba provocando una anemia hipocrómica normocítica asociada con reticulocitosis. El plomo actúa en al menos tres momentos de la biosíntesis del grupo hemo.

En la médula ósea se produce una anemia como consecuencia de la disminución de la síntesis de hemoglobina, ya que el plomo interfiere en la acción de la enzima δ -aminolevulínico deshidratasa (ALA-D), cuya función principal es catalizar el paso del ácido δ -aminolevulínico (AAL) a porfobilinógeno, con la consiguiente acumulación y eliminación urinaria de dicho ácido y la disminución del precursor de la hemoglobina. Además, el plomo interfiere en la acción de la coproporfirinógeno oxidasa, enzima que

cataliza el paso de coproporfinógeno III a protoporfirinógeno, afectando por tanto en la síntesis de hemoglobina. Por último, el plomo también interfiere en el normal funcionamiento de la ferroquelatasa que cataliza la incorporación del hierro a la porfirina, produciendo un acúmulo de protoporfirina IX, el 90% de la cual está unida al Zinc (ZPP) (11)

7.4.- Otros efectos

Existen estudios que relacionan los niveles de plomo en sangre con una disminución de la agudeza visual (96), con una disminución del diámetro craneal al nacer y con estatura corporal (97), con una afectación en la madurez sexual de las niñas, en concreto en un retraso de la menarquia (98), caries dental (99) y alteraciones en la función renal (100).

Los niveles de plomo en sangre están asociados con disminuciones de los valores de la tasa de filtración glomerular después de ajustar por el conjunto de factores conocidos. La asociación se hacía más fuerte en la medida que aumentaban los niveles de plomo y no se detectó un valor umbral. Más del 90 % de los niños participantes en el estudio tenían niveles de plomo por debajo de los 10 µg/dL (100).

En la Tabla 2 se puede ver un resumen de los efectos adversos del plomo más relevantes para los niños, desde el punto de vista de la salud pública.

Tabla 2.-Principales efectos adversos en niños según los niveles sanguíneos.

<i>µgPb/dL sangre</i>	<i>EFECTO ADVERSO QUE PUEDE APARECER</i>
< 10	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción del cociente intelectual • Disminución de las habilidades cognitivas • Aumento de los comportamientos delictivos • Hipertensión ¿? • Disminución agudeza visual • Caries
10	<ul style="list-style-type: none"> • Inhibición de la actividad de la enzima ALA-D • Edad gestacional reducida (exposición prenatal) • Disminución diámetro craneal • Retardo en la madurez sexual
12	<ul style="list-style-type: none"> • Interferencia en el metabolismo de la vitamina D
15-20	<ul style="list-style-type: none"> • Elevación de protoporfirinas eritrocitarias • Alteraciones electrofisiológicas en el SNC
20-30	<ul style="list-style-type: none"> • Disminución en la conducción nerviosa periférica • Hipertensión • Afecciones renales
40	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento de ALA en suero y en orina • Aumento de las coproporfirinas urinarias • Reducción en la producción de hemoglobina • Alteraciones graves del aprendizaje • Síntomas gastrointestinales
50	<ul style="list-style-type: none"> • Disminución marcada del cociente intelectual
70	<ul style="list-style-type: none"> • Anemia franca • Nefropatía grave
80	<ul style="list-style-type: none"> • Encefalopatía • Daño cerebral grave • Retardo mental grave

Fuente: Corey G. Plomo. Serie Vigilancia 8 (64) y elaboración propia

8.- MECANISMOS DE ACCIÓN

8.1.- Neurotoxicidad

El plomo puede afectar al sistema nervioso a través de muchos mecanismos, siendo uno de los más importantes la suplantación de cationes polivalentes (esencialmente calcio y zinc) en los sitios celulares de unión a iones. Entre los sitios proteicos para cationes polivalentes que ocupa el plomo podemos mencionar los de unión al zinc, por los que el plomo tiene una afinidad muy elevada, y los de calcio, por los que si bien tiene una afinidad menor, es más alta que la del propio calcio. Dada la amplia distribución e importancia que tienen estos últimos en la fisiología celular, actualmente se considera la sustitución de iones calcio en la maquinaria proteica como el principal mecanismo patogénico del plomo (101). La unión del catión calcio a los sitios de unión de las proteínas se traduce en la adopción de una conformación determinada. Las características iónicas del plomo le permiten formar interacciones con los sitios de unión para calcio de manera similar a como lo haría el ión nativo, pero ocasionando conformaciones no fisiológicas, alterando de esta manera el funcionamiento de las proteínas y perturbando la homeostasis del calcio.

En la membrana citoplasmática, además de causar daños peroxidativos en lípidos y proteínas, el plomo afecta funcionalmente a proteínas extracelulares de unión a calcio. Diversos intercambiadores y transportadores para calcio y otros metales divalentes son afectados en mayor o menor medida por el plomo, entre ellos varios canales tanto activados por voltaje como por ligando. Al ser estos canales la base de la excitabilidad celular, constituyen uno de los blancos patogénicos de mayor importancia para el organismo. Los canales de calcio regulados por voltaje permiten una gran diversidad de cationes mono o polivalentes. Cuanto mayor es la afinidad del catión, más rápida será su entrada al poro del canal y más lenta su salida por el extremo intracelular del mismo. Al ser competitivas las interacciones entre los diferentes cationes normalmente es el catión con más afinidad el que se une y desplaza a los demás iones del interior del canal. Por esta razón, en condiciones fisiológicas

normales, dichos canales conducen fundamentalmente iones calcio, catión por el que tienen una gran afinidad. Pese a ello, el plomo tiene mayor afinidad que el calcio, lo que hace que su tránsito por el poro sea más lento que el del calcio, con lo que actúan como bloqueadores del canal, además de ser una de las principales vías de entrada de los metales pesados hacia el espacio intracelular en células excitables.

En neuronas y células excitables la activación de los canales de calcio determina un aumento intracelular de este ión, señal que dispara procesos, entre los que destaca la liberación de neurotransmisores como la dopamina y acetilcolina, que se ve suprimida por los efectos del plomo sobre estos canales.

Además de producir alteración en la liberación de los neurotransmisores también afecta a los receptores NMDA (N-metil-D-aspartato)(82). A nivel intracelular, el plomo es un activador más potente que el calcio para la calmodulina, la protein kinasa C (PKC) y la sinaptotagmina I, todas ellas involucradas de forma importante en la señalización intra e intercelular(101). La alteración que el mal funcionamiento de estas proteínas provoca en los sistemas de segundos mensajeros y procesos exocíticos contribuye en gran medida a la neurotoxicidad del plomo. Numerosas cascadas de fosforilación y defosforilación, así como la generación/degradación de diversas moléculas señalizadoras, como el adenosín monofosfato cíclico (AMPC) o el óxido nítrico, dependen de la activación correcta de la calmodulina y su interacción con proteínas a las cuales regula.

Un caso similar al de la calmodulina es el de la PKC, proteína activada anormalmente por el plomo aun a concentraciones menores que las requeridas por la calmodulina y que participa en diversos sistemas reguladores de la célula, estando también implicada en la potenciación a largo plazo, una forma de plasticidad neuronal que está involucrada en la memoria y el aprendizaje (82).

Acorde con la presencia, función y ubicación de las distintas proteínas de unión a cationes, el plomo afecta en forma distinta las diferentes organelas celulares,

y algunas tienden a acumularlo. El plomo se concentra y produce daños en la mitocondria, reduciendo el metabolismo energético celular y favoreciendo la generación de radicales libres. También inhibe la captura mitocondrial del calcio citoplasmático a la vez que favorece la liberación del calcio contenido en esta organela. Al promover la apertura del poro de transición mitocondrial, con la consiguiente liberación de citocromo C al citoplasma, induce la muerte celular por apoptosis.

Además, como actúa sobre la síntesis del grupo inhibiendo la enzima ácido δ -aminolevulínico deshidratasa (ALA-D) se produce un aumento de la concentración de su precursor el ácido aminolevulínico (ALA) que inhibe la neurotransmisión mediada por GABA (Ácido Gamma Amino Butírico) inhibiendo su liberación y también posiblemente compitiendo con los receptores GABA (82).

Otro efecto indirecto del plomo es que a concentraciones elevadas produce encefalopatía, alteración de la barrera hematoencefálica y edema. Pero además, incluso a concentraciones bajas, el plomo también altera el funcionamiento de la barrera hematoencefálica, lo que resulta en incrementos específicos regionales de la permeabilidad a proteínas plasmáticas sin producir edema.

Resumiendo, entre los mecanismos por los que el plomo causa daños en el sistema nervioso, podemos mencionar la peroxidación de lípidos, la excitotoxicidad, las alteraciones en la síntesis, el almacenamiento y la liberación de neurotransmisores, en la expresión y el funcionamiento de receptores, las alteraciones en el metabolismo mitocondrial, la interferencia con los sistemas de segundos mensajeros, los daños a las células cerebrovasculares, la astroglia y la oligodendroglia, que causan defectos en la mielinización, la interferencia con los receptores NMDA (receptor glutamatérgico N-metil-D-Aspártico) y, de forma indirecta, la formación de ácido δ -aminolevulínico (δ -ALA), que inhibe la neurotransmisión por GABA (101).

Aunque el plomo llega a todos los tejidos del organismo, algunos componentes del sistema nervioso central exhiben un mayor daño tras la exposición y el hipocampo es una de las áreas más afectadas (11).

8.2.- Toxicidad cardiovascular/renal

La exposición crónica al plomo provoca toda una variedad de mecanismos que contribuyen a incrementar la presión arterial. El plomo afecta de manera relevante tanto al sistema hormonal como neuronal que contribuyen a mantener la regulación homeostática del sistema cardiovascular.

El plomo actúa sobre la producción de especies reactivas de oxígeno y sobre la vía del óxido nítrico (NO).

Las especies reactivas de oxígeno (EROs) se producen normalmente en las células como producto del metabolismo celular. La concentración de EROs es finamente controlada por los sistemas de defensa antioxidantes. Si un agente estresante induce un aumento en la producción de EROs, este equilibrio puede romperse produciéndose alteraciones en las estructuras celulares. Si no se recupera el equilibrio se producen disfunciones que pueden desembocar en la muerte celular. De manera que un compuesto o situación puede producir estrés oxidativo mediante un aumento de la producción de especies reactivas de oxígeno, una disminución en los sistemas de defensa antioxidantes de las células o mediante una combinación de ambos factores. Parece ser que el mecanismo por el que el plomo induce estrés oxidativo es éste último.

La exposición al plomo se asocia con un aumento en la producción de EROs y estrés oxidativo, lo que se confirma con la elevación de malondialdehído en plasma, producto final de la peroxidación lipídica. También provoca una disminución de la disponibilidad de óxido nítrico (NO) por su interacción con el radical superóxido (102).

La disminución en la biodisponibilidad de NO aumenta la actividad del sistema nervioso simpático, observándose niveles elevados de norepinefrina en plasma

y una disminución del receptor β -adrenérgico vascular, lo que provoca vasoconstricción y contribuye al desarrollo y mantenimiento de la hipertensión (103). La exposición crónica al plomo aumenta la actividad de la enzima convertidora de angiotensina (ECA), y eleva las concentraciones de renina y aldosterona plasmática.

8.3.- Toxicidad hematológica

El plomo inhibe la síntesis del grupo hemo y en consecuencia de la hemoglobina. En la síntesis del grupo hemo, la enzima que es más sensible a los efectos tóxicos del plomo es el ácido δ -aminolevulínico deshidratasa (ALA-D). A partir de concentraciones de plomo superiores a 15 $\mu\text{g/dL}$, se produce la inhibición de esta enzima citosólica, al unirse a sus grupos SH, que son esenciales para su actividad catalítica, además de disminuir la actividad de la ferroquelatasa mitocondrial, lo que conduce a una disminución en la síntesis del grupo hemo que, por un mecanismo *feedback*, estimula la actividad de la ácido δ -aminolevulínico sintetasa. En consecuencia se produce un aumento de la concentración de ácido δ -aminolevulínico tanto en sangre como en orina.

El plomo también produce alteraciones morfológicas de los precursores de los hematíes. Su acción inhibitoria sobre la pirimidín-5'-nucleotidasa, enzima que cataliza la hidrólisis defosforilativa de los nucleótidos pirimidínicos, produce un acúmulo de nucleótidos fosforilados en los reticulocitos alterándose la degradación del ácido ribonucleico (RNA) y observándose el característico punteado basófilo.

Además, debido a que el plomo provoca un aumento de la peroxidación lipídica de los ácidos grasos de la membrana del hematíe, disminuye la capacidad de deformabilidad de éstos y aumenta la hemólisis (11).

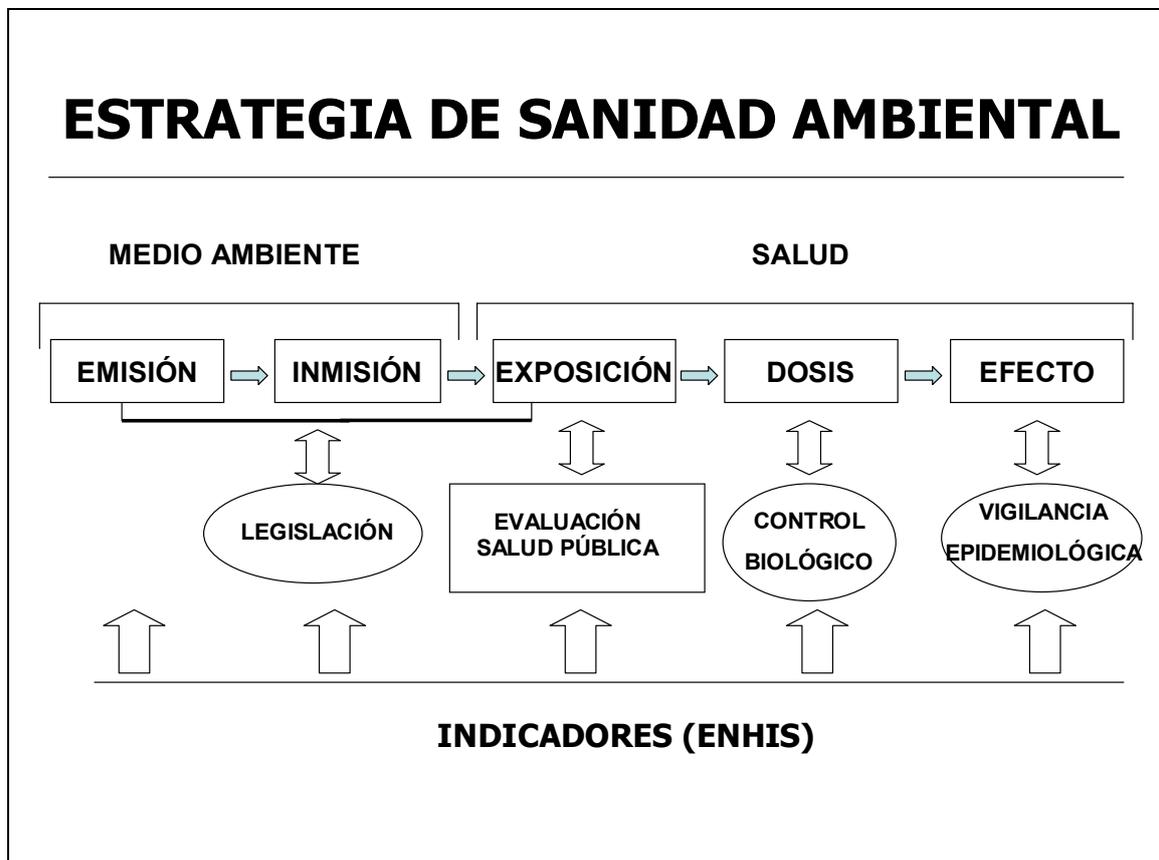
De manera que la inhibición de la síntesis del grupo hemo conduce a una disminución de la concentración de hemoglobina en sangre que, junto con el incremento en la destrucción de los hematíes, resulta en una anemia hipocrómica normocítica asociada con reticulocitosis.

La inhibición de la enzima ferroquelatasa resulta en la acumulación de la protoporfirina IX, que se encuentra en los eritrocitos circulantes como protoporfirina zinc (ZPP), ya que el zinc ha sustituido al hierro. Sin embargo, no es una determinación adecuada si los niveles de plomo se hallan por debajo de 25 µg/dL.

9.- ESTRATEGIA DE SALUD AMBIENTAL Y PLOMO

La salud ambiental como disciplina de la salud pública tiene por objeto la identificación, caracterización, vigilancia, control y evaluación del efecto de los factores de riesgo ambiental (104). Para hacer frente a su tarea dispone de distintas herramientas cuya aplicación se lleva a cabo en cada uno de los eslabones que constituye la cadena emisión-exposición-efecto, como puede apreciarse en la siguiente Figura 10.

Figura 10.-Modelo conceptual de emisión-exposición-efecto.



Fuente: Elaboración propia

Este modelo conceptual, de aplicación a todas las sustancias químicas, comienza con la emisión del contaminante al medio ambiente, aire, agua o suelo. Por distintos procesos inherentes tanto a las propiedades físicas y químicas de la sustancia química como del medio receptor, dicha sustancia se difunde, dispersa o diluye, alcanzando una concentración denominada de inmisión. La herramienta básica de la sanidad ambiental en estos casos es la legislación que pone condiciones tanto a la emisión como a la concentración a la que va a quedar ese contaminante en el medio ambiente. Claros ejemplos de ello lo constituye la legislación relativa a la prohibición de comercialización de gasolinas con plomo (36) que tiene efecto directo sobre la reducción de las emisiones, como la normativa sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono (38) que fija en $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de plomo en el aire (inmisión) como el valor límite anual del plomo para la protección de la salud humana. Hay que señalar un aspecto relevante. En España, la gran mayoría de la legislación que regula los aspectos de emisión y de inmisión es competencia del Ministerio de Medio Ambiente. A partir de ahí, el resto de eslabones de la cadena son competencia de los departamentos de Salud Pública.

La exposición al plomo estará condicionada por la presencia de humanos en ese medio y las pautas que siguen con respecto a él. Las fuentes de exposición que se han identificado como más relevantes son el aire, el agua de abastecimiento público, los alimentos y los suelos contaminados con plomo. El trabajo más tradicional de la salud pública en esta fase ha sido (y es) el de la vigilancia y el control de la calidad del agua de abastecimiento, el de verificar que el aire que respiramos no rebase la concentración de referencia o que los alimentos cumplan con los criterios de calidad frente al plomo también establecidos a través de la legislación. Además, emerge como herramienta de la sanidad ambiental la evaluación del riesgo (*"risk assessment"*) en sus distintas variantes cuantitativas como un modelo que valora el riesgo para la salud por la exposición "total" al plomo a través de todas las vías de exposición identificadas para una población concreta (105).

La exposición a través de las diferentes vías y teniendo en cuenta las peculiaridades metabólicas del plomo, da origen a una dosis, uno de cuyos mejores marcadores, es la determinación de la concentración de plomo en la sangre. Este es el objeto de la vigilancia biológica de la exposición a sustancias químicas en las poblaciones, que se constituye así, en la medida en que las técnicas analíticas lo permiten, en una potente herramienta de trabajo de la sanidad ambiental.

Por último estaría la determinación del efecto a que da lugar la exposición anterior. Muchos son los efectos que el plomo en sangre produce como se ha visto en las páginas anteriores. Aquellos efectos más “visibles”, formarían parte de la vigilancia en salud pública, en definitiva de la epidemiología como herramienta estratégica. En este trabajo, el efecto se ha medido a través de la evaluación del comportamiento escolar y el rendimiento académico de los niños participantes y en las pérdidas evitadas de puntos de cociente intelectual (CI)

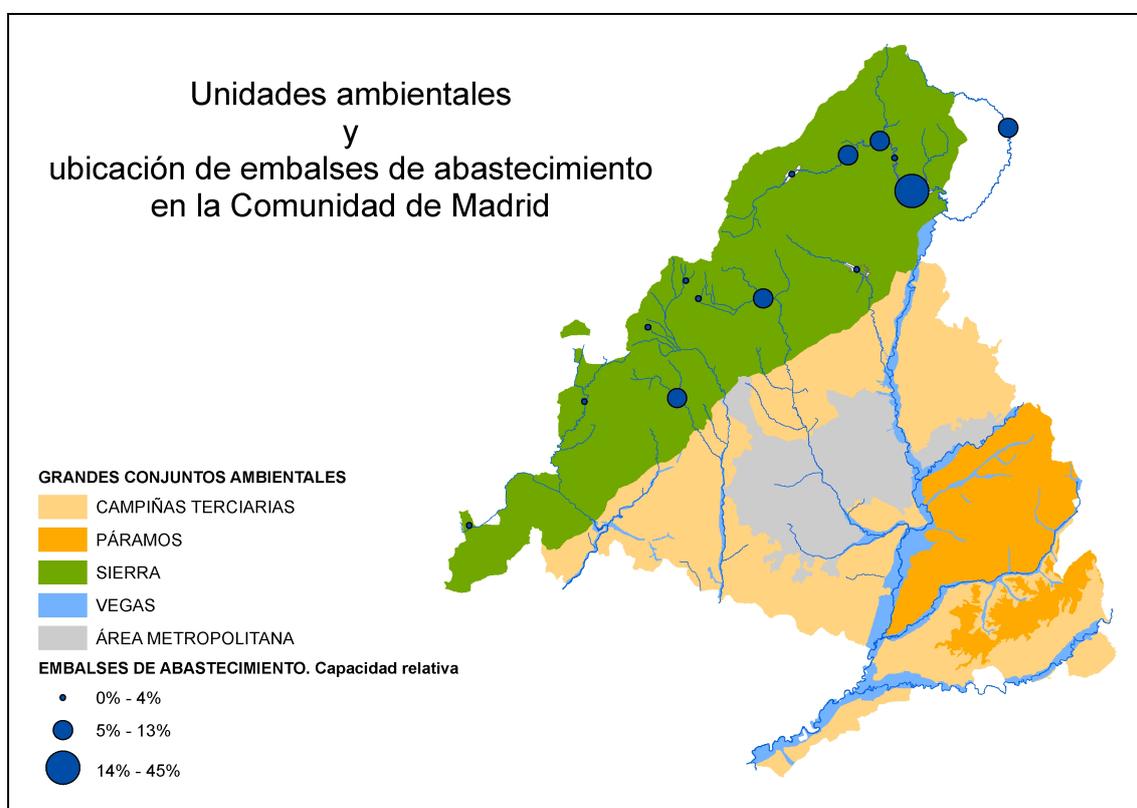
Como complemento a todas estas herramientas, en los últimos años han aparecido nuevas iniciativas que están llamadas a tener una gran importancia. Son los indicadores de sanidad ambiental. En el marco del trabajo conjunto entre la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Unión Europea surgió el proyecto ENHIS (European Environment Health Information System), proyecto de definición de indicadores que pueden contribuir a mejorar el conocimiento del conjunto de factores de riesgo de origen ambiental en el ámbito que se apliquen (106). La ventaja adicional, es que al ser indicadores perfectamente definidos, sirven para comparar con otros países y comunidades autónomas. Estos indicadores pueden ser obtenidos con la información procedente de cada uno de los eslabones de la cadena.

10.- EL CONTEXTO DEL PLOMO EN LA COMUNIDAD DE MADRID

10.1.- Territorio

Podemos definir sintéticamente la Comunidad de Madrid como un pequeño, aunque diverso territorio, ocupado en su centro por un área metropolitana densa en población y actividades económicas que es un núcleo de intensos flujos y sistemas de transporte, dependiente de energía y alimentos y exportadora de servicios al resto de España (107).

Mapa 1.-Grandes unidades ambientales de la Comunidad de Madrid.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Mapa de unidades ambientales de la Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio (107)

Los 8.030 km² del territorio de la Comunidad de Madrid están repartidos en cinco grandes conjuntos paisajísticos: la sierra, las vegas longitudinales a lo largo de los grandes ríos que proceden de la sierra hacia el curso del Tajo, los páramos o alcarrias del centro de la cuenca del Tajo, la campiña que desciende desde la sierra o los páramos hasta las vegas, y la zona metropolitana que se ha superpuesto a esos paisajes naturales, fundamentalmente en la campiña,

pero también en las vegas (Mapa 1). Lógicamente, esta es una simplificación, puesto que dentro de esas grandes unidades se produce una gran diversidad de paisajes.

El resultado es que un territorio tan pequeño presenta gran variedad, lo que se traduce en relaciones ambientales más complejas de lo que cabría esperar y en una notable riqueza desde el punto de vista ambiental. De hecho el 14% de la superficie (1.100 km²) corresponde a diez espacios naturales protegidos.

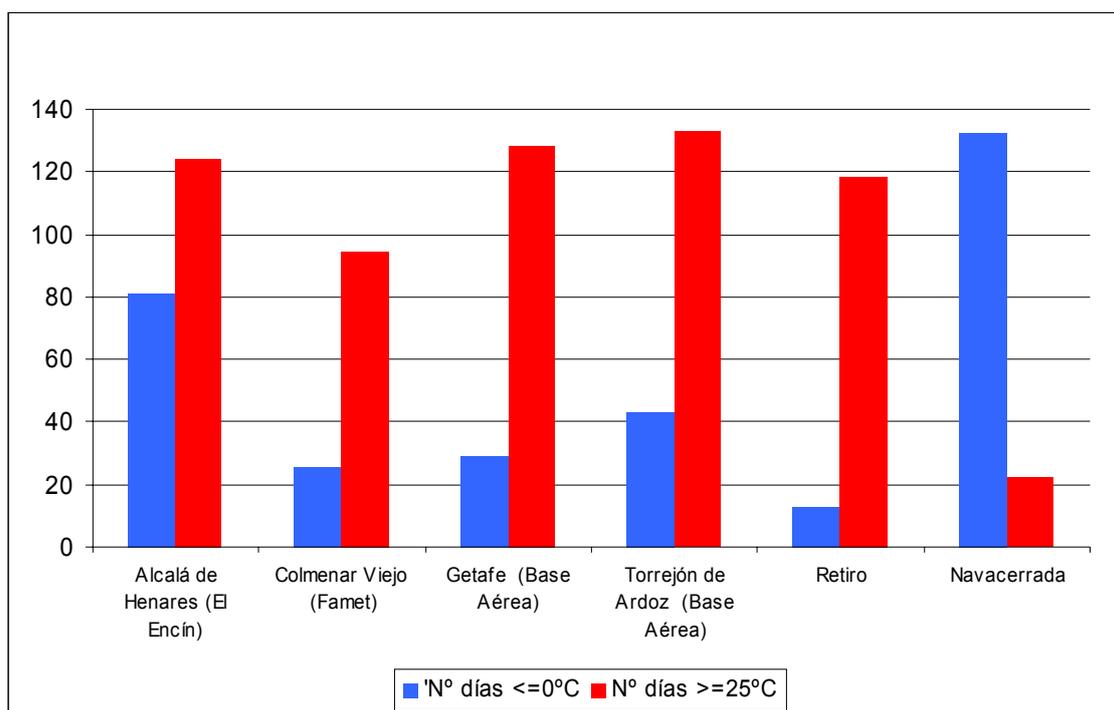
Sin embargo, la extensión del área metropolitana (33,5% de la región) no deja lugar a dudas respecto a la naturaleza urbana de la Comunidad de Madrid y a la presión medioambiental que esta ejerce sobre el resto del territorio.

La vocación de cada uno de estos paisajes ha sido modificada por la fuerte implantación urbana en la región y por el declive de las actividades tradicionales que han sido sustituidas por otros usos: esparcimiento y almacenamiento de agua en la sierra (obsérvese la ubicación de los embalses del Canal de Isabel II, principal empresa abastecedora de la Comunidad de Madrid), esparcimiento y depuración de agua en los ríos y vegas, y extensión del proceso urbanizador en una parte importante de la campiña (107).

La diversidad de unidades paisajísticas tiene que ver con las condiciones naturales de altitud, litología, morfología y también con las diferencias climáticas entre unas zonas y otras (108).

A pesar de compartir un clima de tipo mediterráneo continentalizado hay sensibles variaciones entre la sierra y el resto del territorio, como se observa en la Figura 11 que recoge el promedio de número de días al año con temperaturas extremas, variable a considerar por su influencia en las olas de frío y calor y sus efectos en salud.

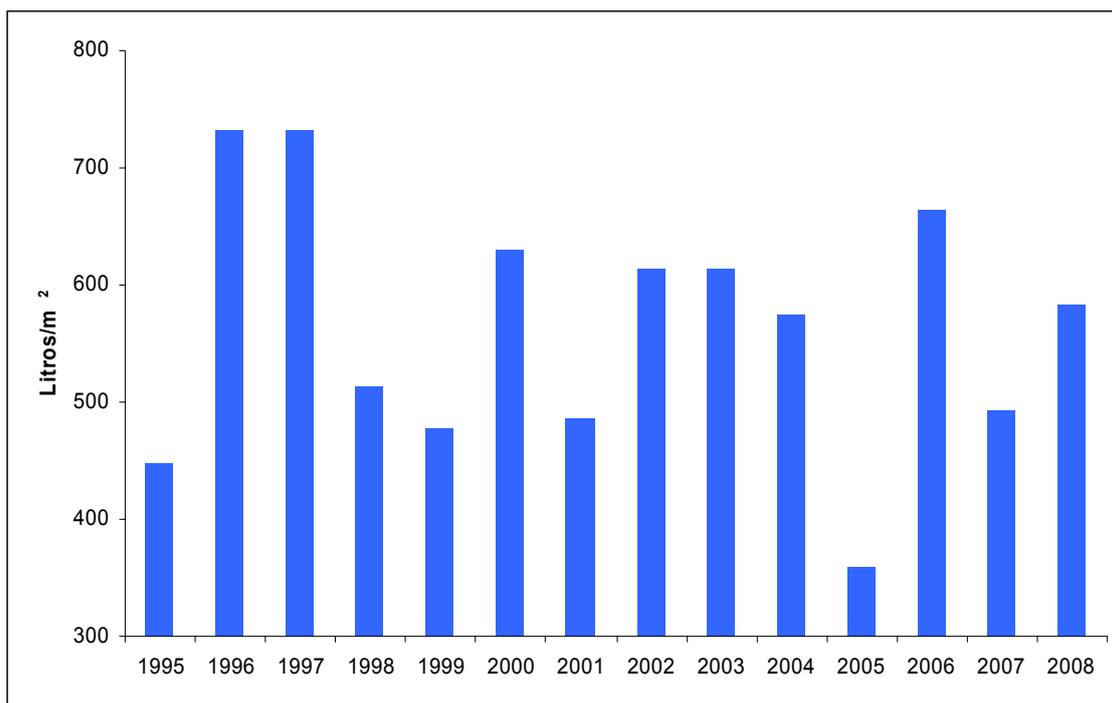
Figura 11.-Número medio de días con temperaturas extremas en los observatorios meteorológicos de la Comunidad de Madrid.



Fuente: Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), a través del Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid (108)

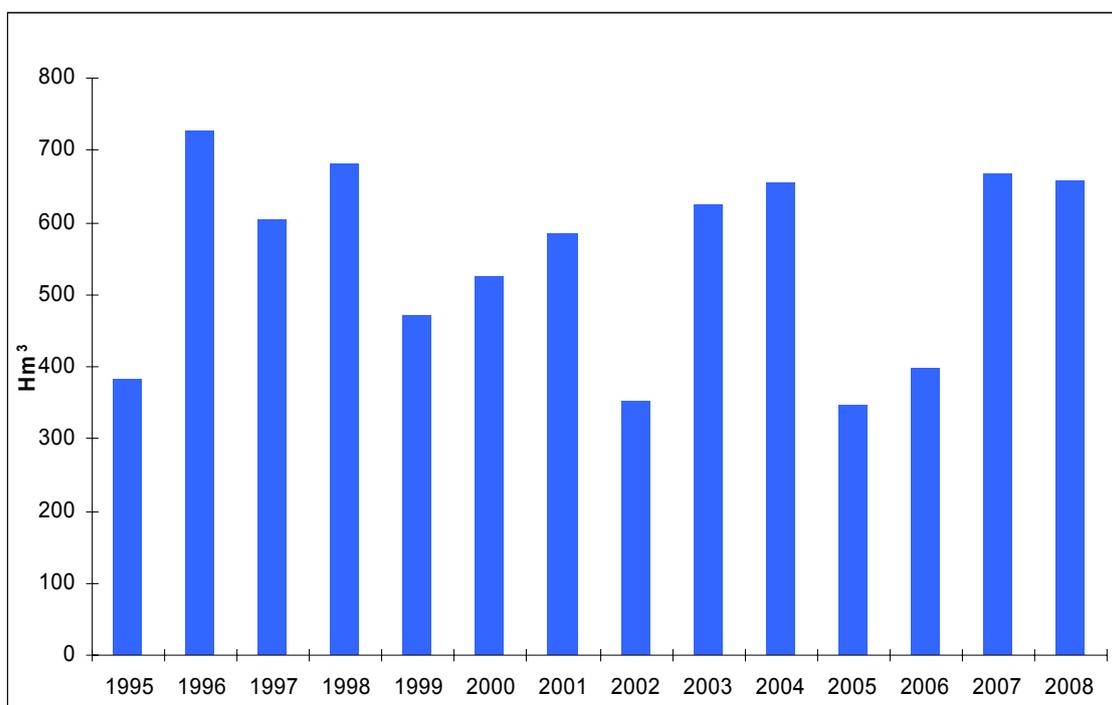
Respecto a las precipitaciones, teniendo en cuenta el carácter predominante de clima mediterráneo continentalizado, nos encontramos con una notable variabilidad interanual de precipitaciones totales, Figura 12, lo que tiene su traducción casi inmediata en la cantidad total de agua almacenada en los embalses de la Comunidad de Madrid, que con una capacidad total de almacenamiento de 946 hm³, son la principal fuente del abastecimiento público de agua, Figura 13, (108)(109).

Figura 12.-Precipitaciones totales anuales en la Comunidad de Madrid.



Fuente: Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), a través del Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid (108)

Figura 13.-Evolución del agua embalsada. Comunidad de Madrid.



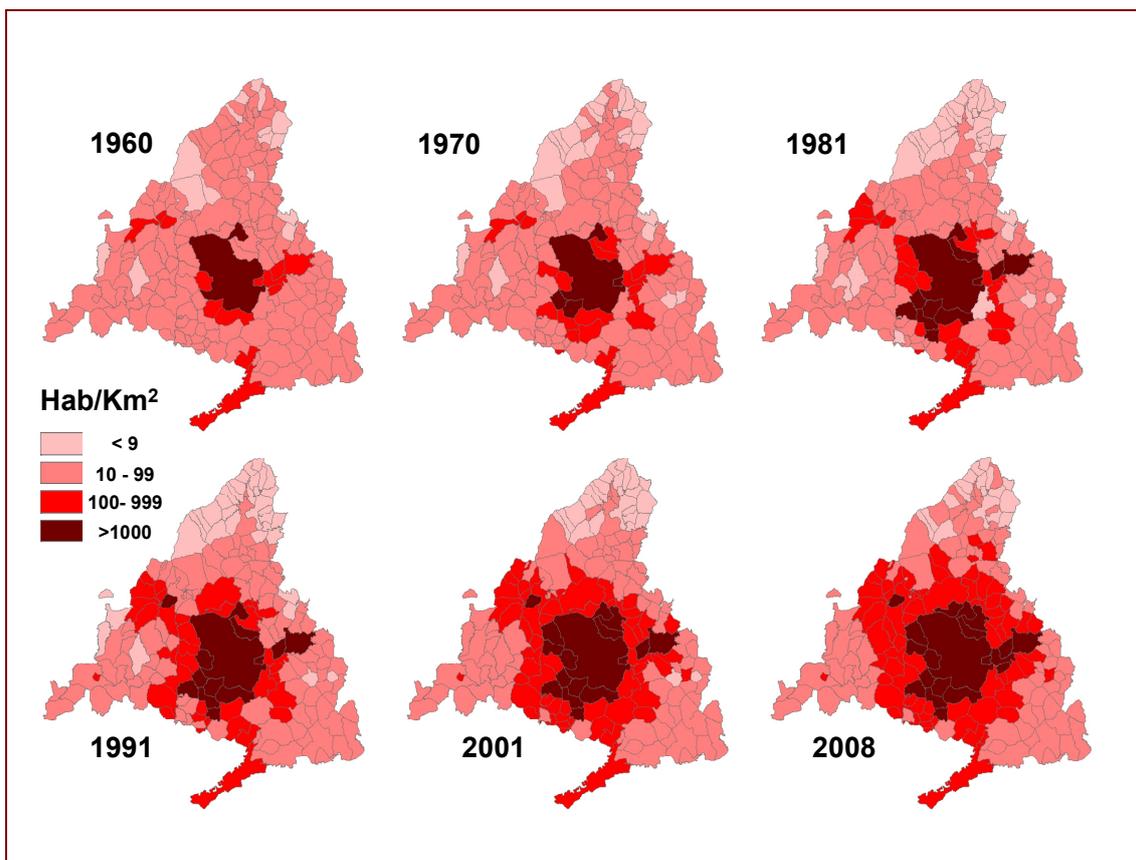
Fuente: Canal de Isabel II (109)

10.2.- Población

La Comunidad de Madrid tiene una población de más de seis millones de habitantes, con una concentración en la zona metropolitana de más del 90%, siendo ésta una de las zonas más densamente pobladas de Europa. Esta es una de las características demográficas más destacadas de la Comunidad de Madrid, con repercusiones en todos los ámbitos y en concreto en las relaciones entre el medio ambiente y la salud (110).

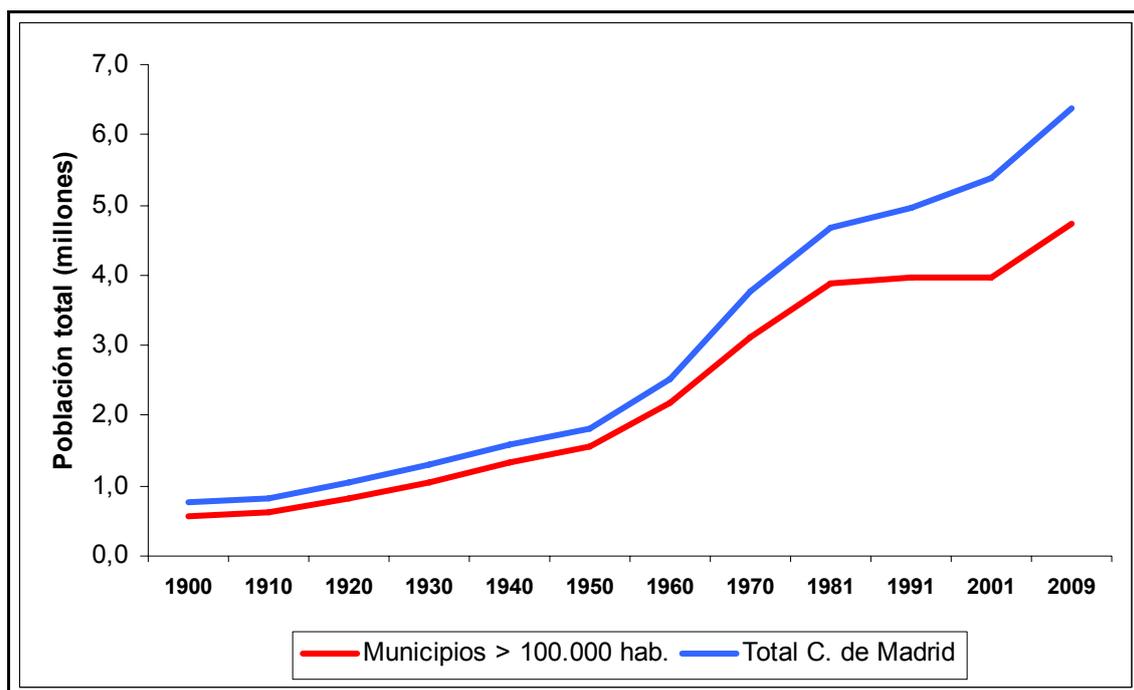
En los mapas siguientes, Mapa 2 y Figura 14 se observa la evolución en “mancha de aceite” de esta concentración durante los últimos cincuenta años (Mapa 2).

Mapa 2.-Evolución de la densidad de población de la Comunidad de Madrid por municipios.



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del Instituto Nacional de Estadística (INE)

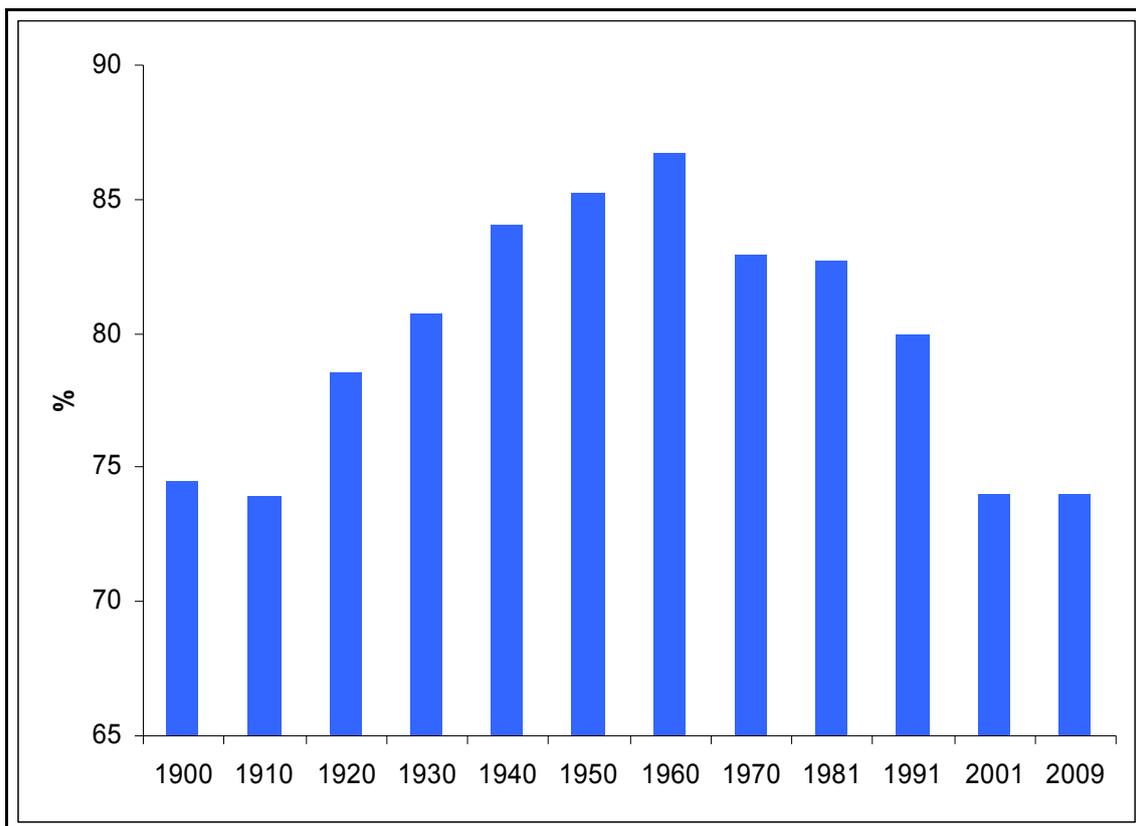
Figura 14.-Evolución del crecimiento poblacional. Comunidad de Madrid.



Fuente: Elaboración propia.

Esta evolución de la concentración demográfica ha generado una extensa área metropolitana, una conurbación, compuesta no solo por grandes municipios sino también por municipios de tamaño medio-grande. En términos de estadística municipal no se ha producido una excesiva polarización en torno a los núcleos de más de 100.000 habitantes, sino una tendencia al aumento de población residente en municipios de menor tamaño, superior incluso, en términos relativos, al incremento de las grandes urbes. De hecho, el porcentaje de población residente en los 10 municipios mayores de 100.000 habitantes en 2009 es del 74% del total de la población de la Comunidad de Madrid, algo inferior al de principios del siglo XX y muy inferior al año 1960, cuando el 87% de la población se concentraba en la capital, único municipio de más de 100.000 habitantes en aquel año como se aprecia en la Figura15 (110).

Figura 15.-Porcentaje de población residente en municipios de más de 100.000 habitantes. Comunidad de Madrid.



Fuente: Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid (110)

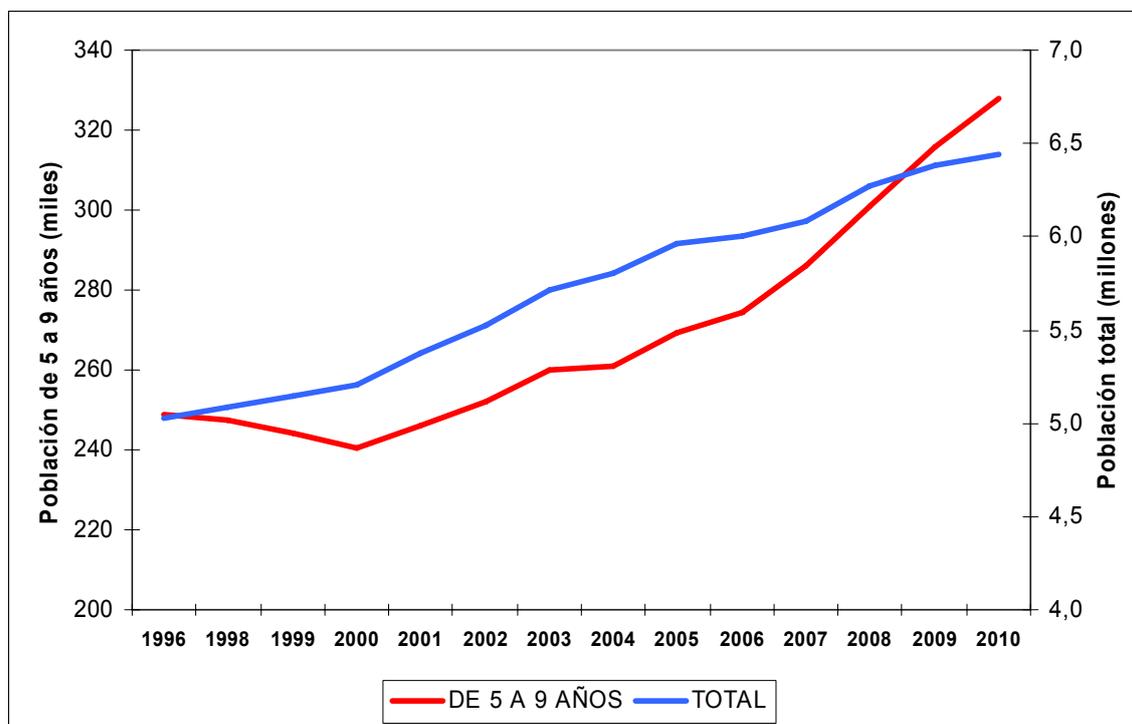
El origen de esta tendencia hay que buscarlo en los intensos procesos migratorios de los últimos años, concretamente en 2000, año en que se pasó de una media de menos de 20.000 inmigrantes/año a una media en los años sucesivos de 140.000. Según los datos de la Encuesta Nacional de Inmigrantes de 2007 del Instituto Nacional de Estadística (INE) el 14% de la población madrileña es inmigrante, frente al 10% de media estatal (112).

Dado que el presente estudio se centra en los niños de la Comunidad de Madrid contemplados en la franja etárea de los 7-8 años, se analiza la evolución de la población en el periodo limitado entre los dos momentos en que se realiza, el año 1995 y año 2010 ^[1]. Considerando específicamente el grupo de edad de 5 a 9 años se observa cómo el crecimiento es mayor en los últimos

[1] No hay datos de 1995 porque todavía no estaba establecido el Padrón continuo que actualiza la información a 1 de enero de cada año desde 1998.

años en este grupo de edad que en el conjunto de la población, con incrementos anuales del 4 y 5% entre 2006 y 2009 (Figura 16).

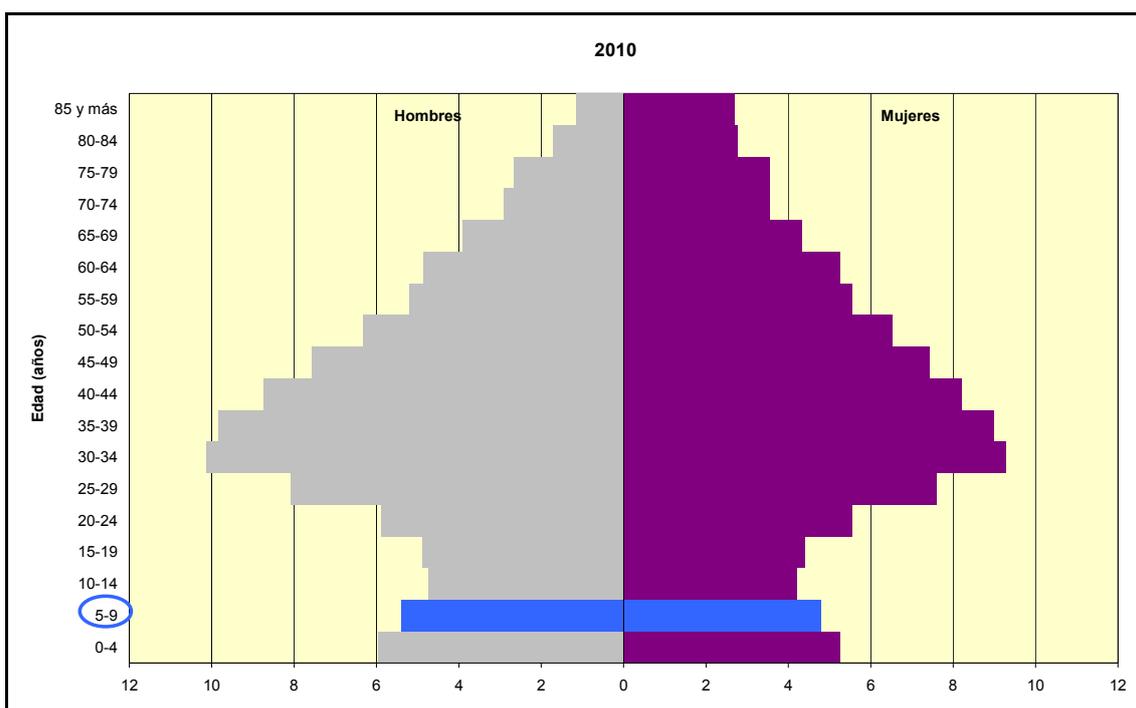
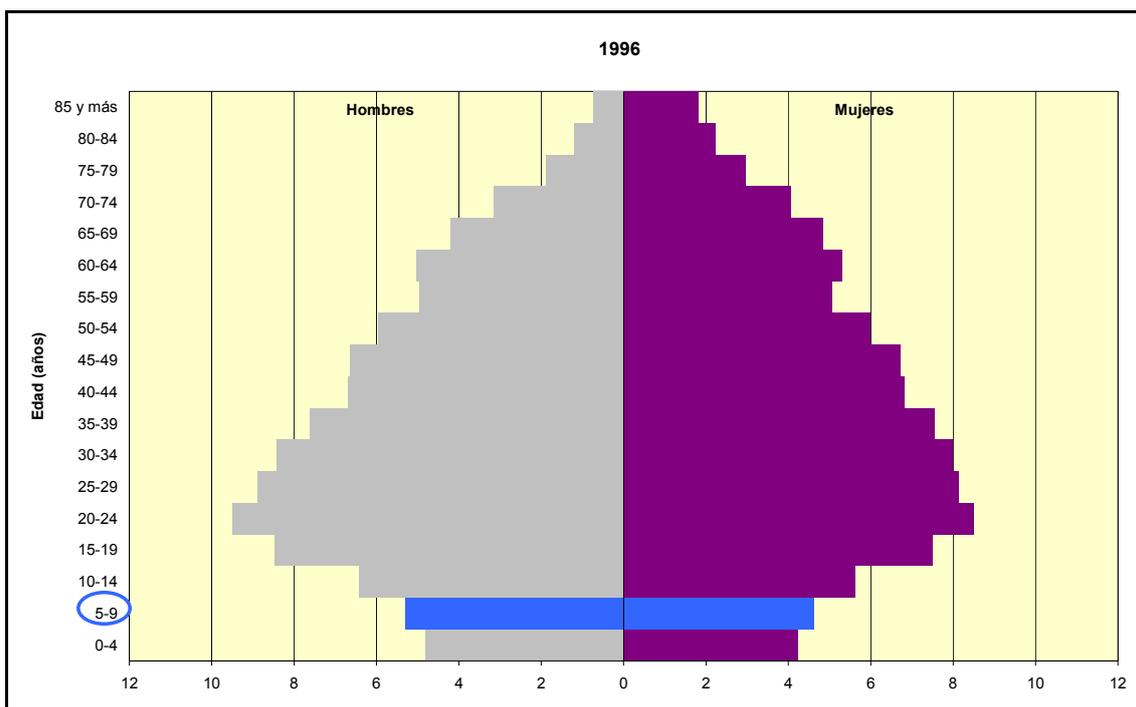
Figura 16.-Evolución de la población total y del grupo de 5 a 9 años en el periodo 1996-2010. Comunidad de Madrid.



Fuente: Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid (110)

La estructura de la población por edad y sexo ha variado también como se observa en la pirámide de 2010 en relación a la de 1996. En el gráfico se ha resaltado el grupo de edad de 5 a 9 años.

Figura 17.-Evolución de la estructura de la población de la Comunidad de Madrid por sexo y edad.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid

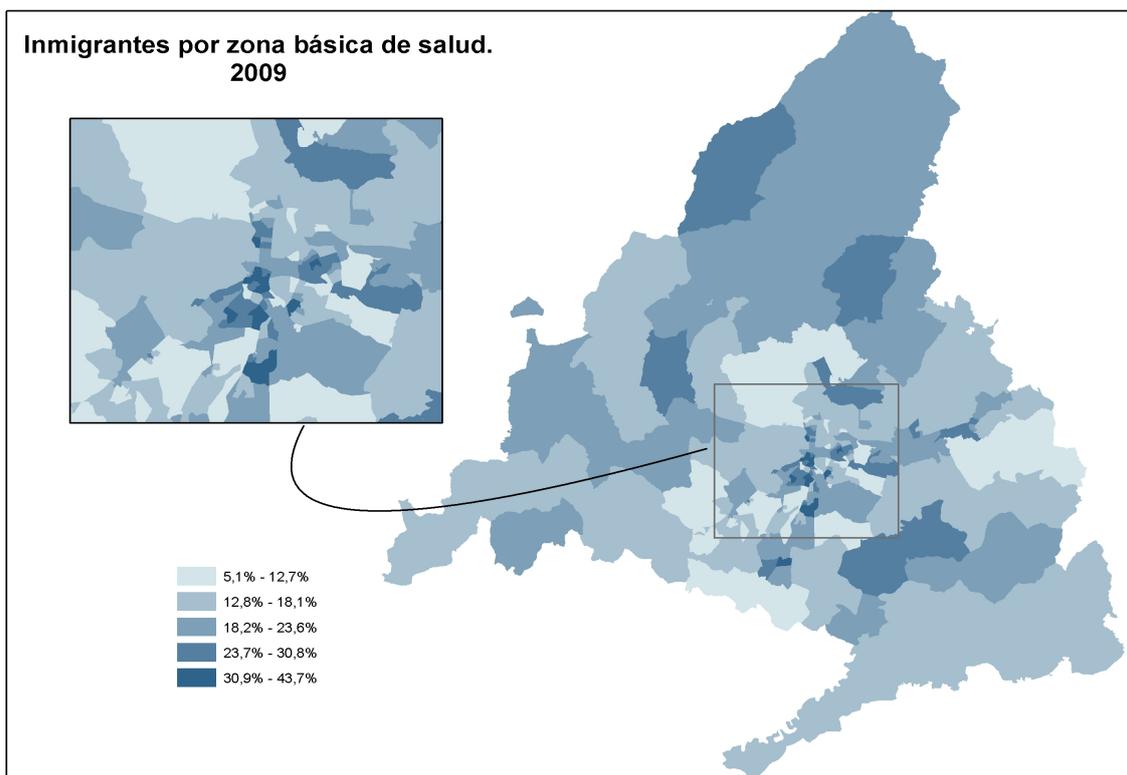
Este cambio en la estructura por edades, caracterizado por un ensanchamiento de la pirámide en su cúspide (ancianos, sobre todo ancianas) y en la base (los hijos de los inmigrantes) tiene una importante repercusión en términos de

población sensible desde el punto de vista de la salud pública. La importancia cuantitativa de los menores de 1 año se ha estabilizado, frenando la intensa caída anterior (1970 a 1996). Por su parte, los mayores siguen aumentando porcentualmente respecto al total de población. Con los datos del año 2010, más del 4% de la población supera los 80 años, mientras que el 1,1% tiene menos de 1 año, lo que supone más de un 5% de población (en torno a 320.000 personas) que hay que considerar especialmente en los programas de salud pública. En 1996 hay 249.000 niños de 5 a 9 años, cifra que en 2010 ha pasado a 328.000.

Como se ha comentado, la mayor parte de los cambios demográficos en los últimos años en la Comunidad de Madrid (como en el resto de España), se deben a los intensos procesos migratorios que se han producido. En los Mapas 3 y 4 se refleja cómo se distribuye la población de origen extranjero en las zonas básicas de salud y de dónde proceden mayoritariamente en cada una de las zonas.

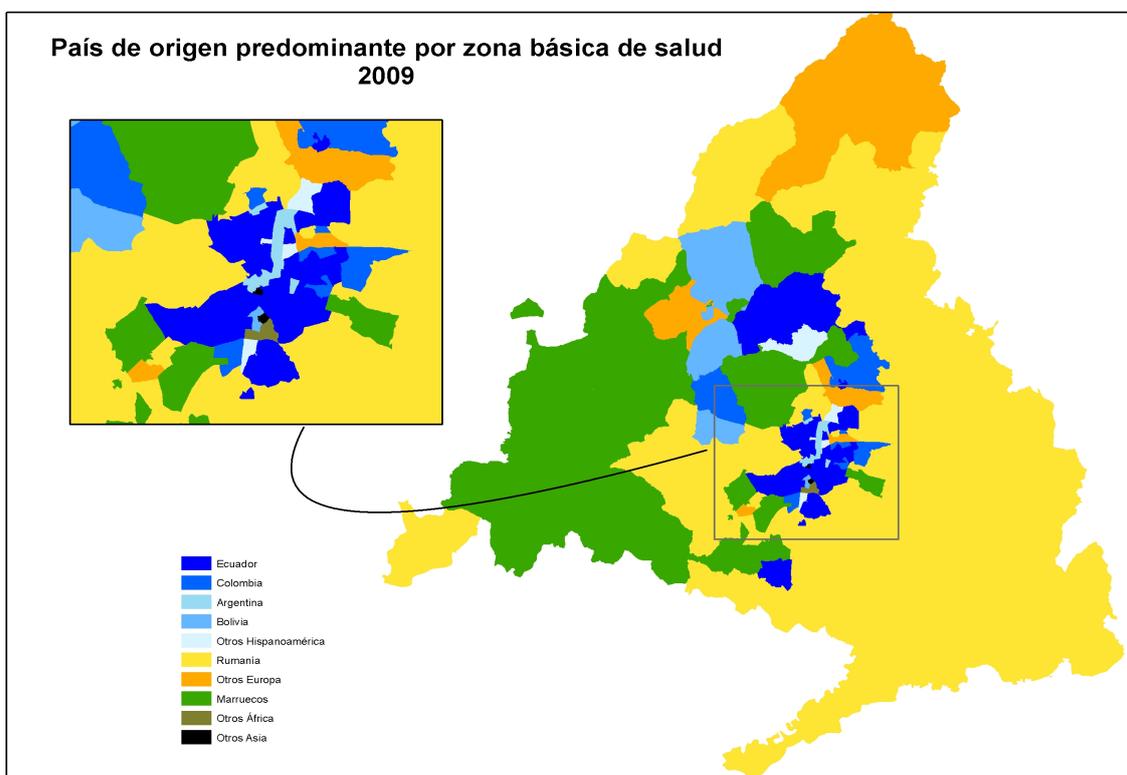
Se trata de un fenómeno extendido de forma diferente en el territorio, con zonas en las que más del 40% de la población es de origen extranjero frente a otras con valores mucho más bajos. Sin embargo, no parece haber, a simple vista, un patrón de distribución espacial definido puesto que hay zonas con valores bajos o altos repartidas casi aleatoriamente. En cambio, el patrón territorial sí es muy claro en la agrupación de los inmigrantes en los diversos territorios dependiendo del origen reflejándose con claridad el conocido efecto llamada.

Mapa 3.-Porcentaje de población inmigrante por zona básica de salud.



Fuente: *Elaboración propia a partir de los datos del Padrón continuo. Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid*

Mapa 4.-Distribución de inmigrante por nacionalidad.



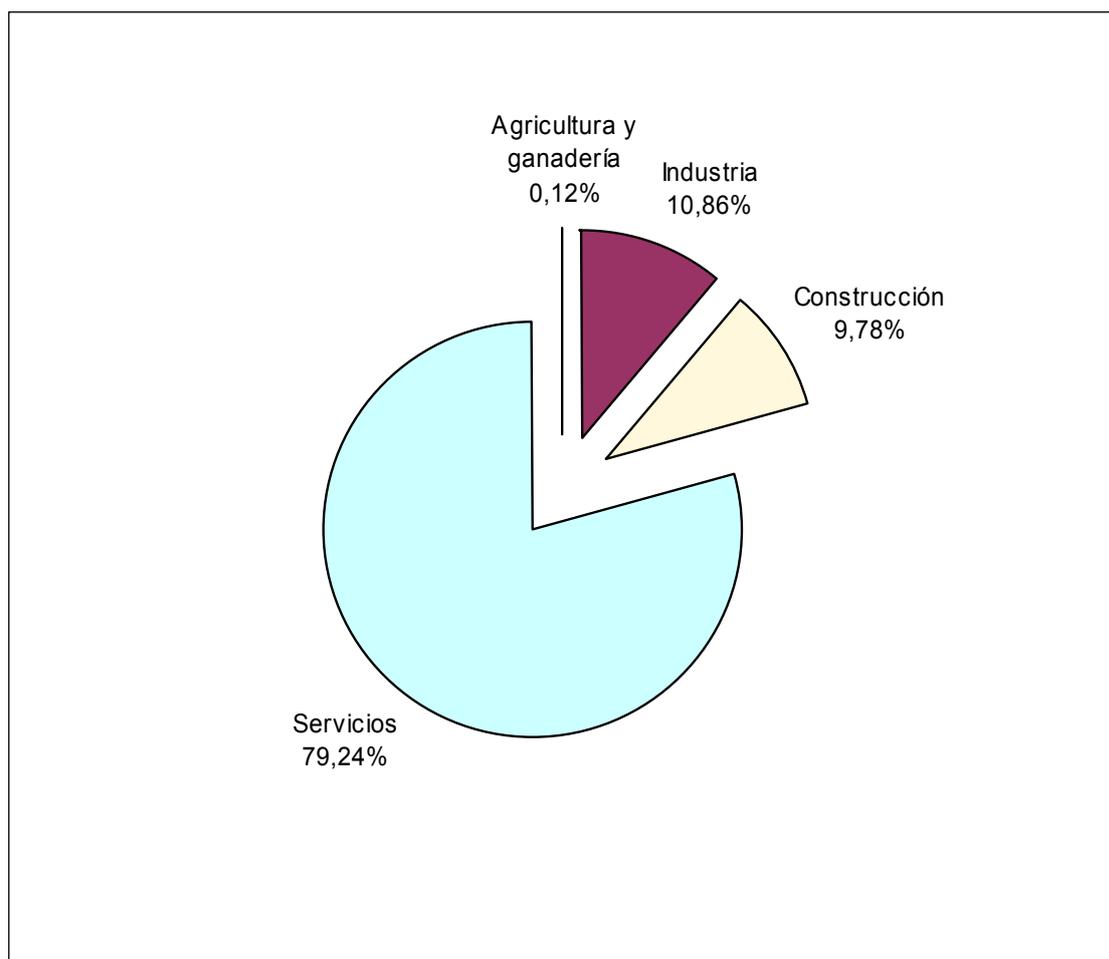
Fuente: *elaboración propia a partir de los datos del Padrón continuo. Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid*

10.3.- Estructura económica

Algunas características de partida explican la estructura económica de la Comunidad de Madrid: su situación geográfica la configura como el centro de una red de transportes y comunicaciones tradicionalmente radial en la península; el hecho de la capitalidad la ha convertido también en capital de los servicios y de los centros financieros. Todo ello conlleva un lógico predominio del sector servicios. No obstante, también es el segundo centro industrial y empresarial de España (113).

Actualmente, la región representa el 13,4% de la población española y el 17,7% del Producto Interior Bruto (PIB) nacional, ocupando sólo el 2% de la superficie (Figura 18).

Figura 18.-Estructura productiva (% PIB). Comunidad de Madrid 2008.



Fuente: Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid. Contabilidad Regional, base 2002

La estructura productiva habla del gran peso del sector servicios (79%), entre los que destacan inmobiliarias, comercio y reparaciones y transporte y comunicaciones.

La Figura 19 desagrega los sectores industriales con más detalle. La industria representa casi el 11% y destacan las industrias de la edición y artes gráficas, la de material eléctrico y electrónico, la industria química y la fabricación de material de transporte. La industria alimentaria también tiene un peso importante en el PIB de nuestra región, en torno al 8% (113).

Figura 19.-Ramas de la industria (% PIB). Comunidad de Madrid 2008.



Fuente: Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid. Contabilidad Regional, base 2002

Las ciudades funcionan en muchos aspectos como grandes organismos

10.4.- Metabolismo urbano

Las ciudades funcionan en muchos aspectos como grandes organismos vivos que tienen su propio metabolismo (Figura 20) transformando, digiriendo la materia (alimentos, agua, aire, etc.) y la energía necesarios para la realización de las funciones y flujos precisos para su desarrollo, y generando productos de desecho (energía disipada, residuos sólidos urbanos, aguas residuales, residuos tóxicos, etc.) que tienen un destinatario obligado directamente o a través de infraestructuras: el medio ambiente en el que se desenvuelve precisamente la vida de la ciudad y la salud de sus habitantes (114).

Figura 20.-Modelo conceptual de metabolismo urbano.



Fuente: Elaboración propia a partir de Terradas J, Biografía del mundo (114)

El conocimiento de este metabolismo, íntimamente relacionado con las características del territorio, la población y la estructura económica, es muy útil para dar respuestas precisas y eficaces en el ámbito de la salud pública.

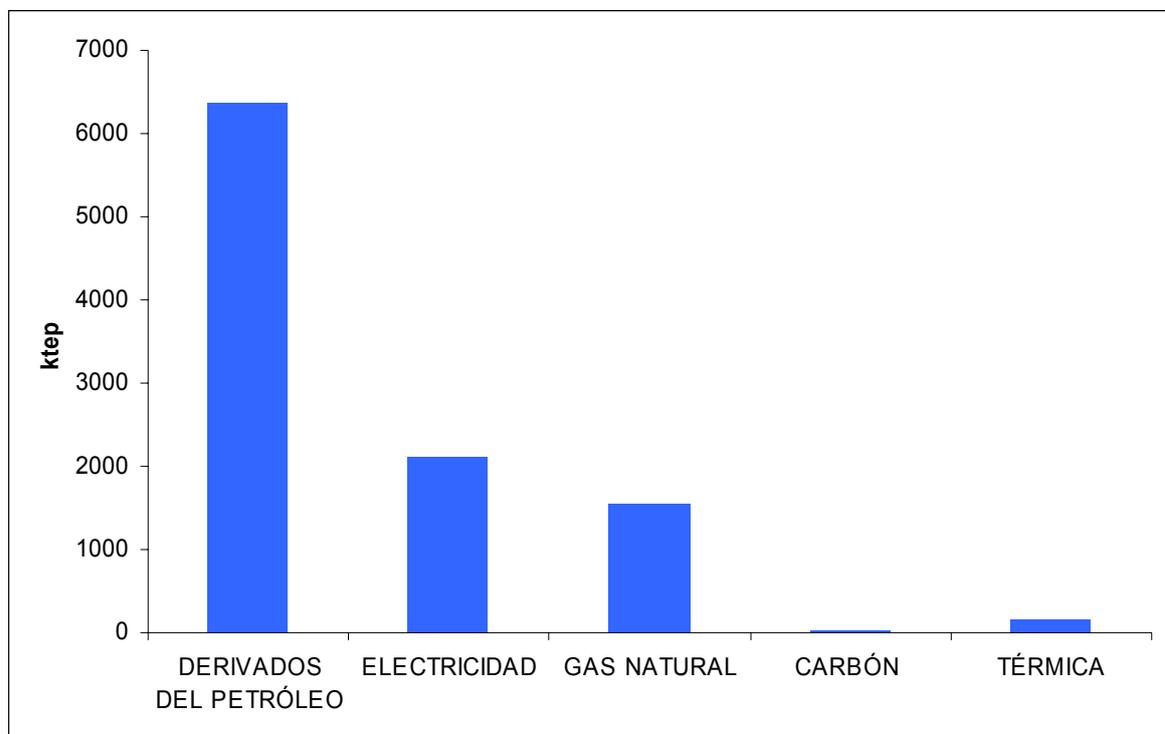
10.4.1.- Recursos utilizados

10.4.1.1.- *Consumo energético*

Ante todo, hay que resaltar la extrema dependencia energética de la Comunidad de Madrid. Un territorio que no produce prácticamente energía (apenas el 3% de lo que consume) y que consume, sin embargo, una gran cantidad por la aglomeración urbana y económica descrita (115).

Según el Plan Energético de la Comunidad de Madrid, el consumo energético total en 2003, año de referencia del plan, fue de 10.217 ktep (miles de toneladas equivalentes de petróleo), el 11% del consumo total nacional. El sector transporte es el mayor consumidor (51%), seguido del doméstico (24,5%) y la industria (12%). En lo que se refiere al tipo de fuente energética, la mayor parte son derivados del petróleo (62%), seguido, muy de lejos, por la electricidad (21%) y el gas natural (15%), como se ve en la Figura 21 (115).

Figura 21.-Fuentes de energía. Comunidad de Madrid 2003.



Fuente: Plan Energético de la Comunidad de Madrid. Dirección General de Industria, Energía y Minas: Consejería de Economía y Hacienda (115)

Por otra parte, el consumo ha crecido ostensiblemente en los últimos años, en torno a un 5% anual.

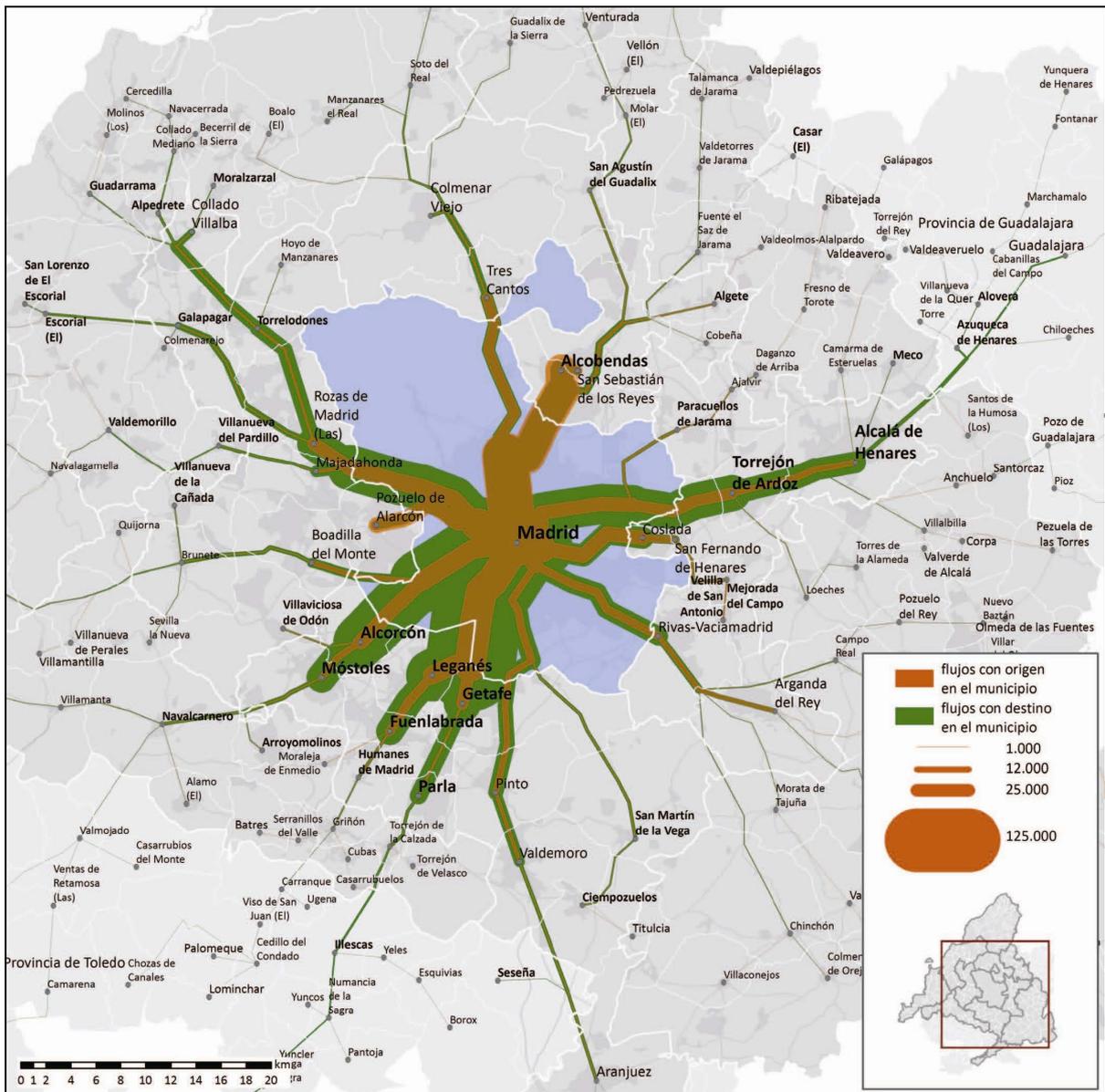
Para hacerse una idea de los intensos flujos (y los consiguientes consumos de energía) que se producen en el territorio de la Comunidad de Madrid basta observar el mapa de la movilidad residencia-trabajo en el municipio de Madrid, (Mapa 5), donde el 35% de los trabajadores que trabajan en Madrid proceden de otros municipios y el 20% de los trabajadores de Madrid se desplazan a otros municipios. A ello habría que incorporar la movilidad residencia-trabajo en el resto de los municipios del área metropolitana y sumar otros desplazamientos distintos a los motivados por el trabajo como son el transporte de mercancías desde y hacia dentro y fuera de la Comunidad de Madrid, los desplazamientos motivados por el uso de servicios tales como la enseñanza universitaria, los servicios de asistencia sanitaria, servicios sociales, etc. (116).

10.4.1.2.- Consumo alimentario

La Comunidad de Madrid es una región eminentemente consumidora de alimentos, constituyendo un importante centro de comercialización y distribución de productos. Madrid es importadora neta de materias primas de origen animal y vegetal, como se desprende del valor del PIB del sector agrario primario (0,12% del PIB regional), pero tiene también un gran parque empresarial agroalimentario (el 17% de las empresas madrileñas corresponde a industria alimentaria) en el que se ubican algunas de las empresas líderes del sector a nivel nacional. Destacan, por su relevancia económica, el sector de pan, pastelería y galletas, aguas y bebidas no alcohólicas y la industria cárnica (117).

Los alimentos que consumimos en Madrid con escasa transformación (como leche líquida, huevos o aceite) se elaboran principalmente fuera de nuestro territorio y, por tanto, el control se hace fundamentalmente sobre el producto terminado en los puntos de venta y distribución. En nuestra Comunidad, la principal actividad agroalimentaria es la transformación y comercialización de alimentos (118).

Mapa 5.-Flujos laborales intermunicipales.

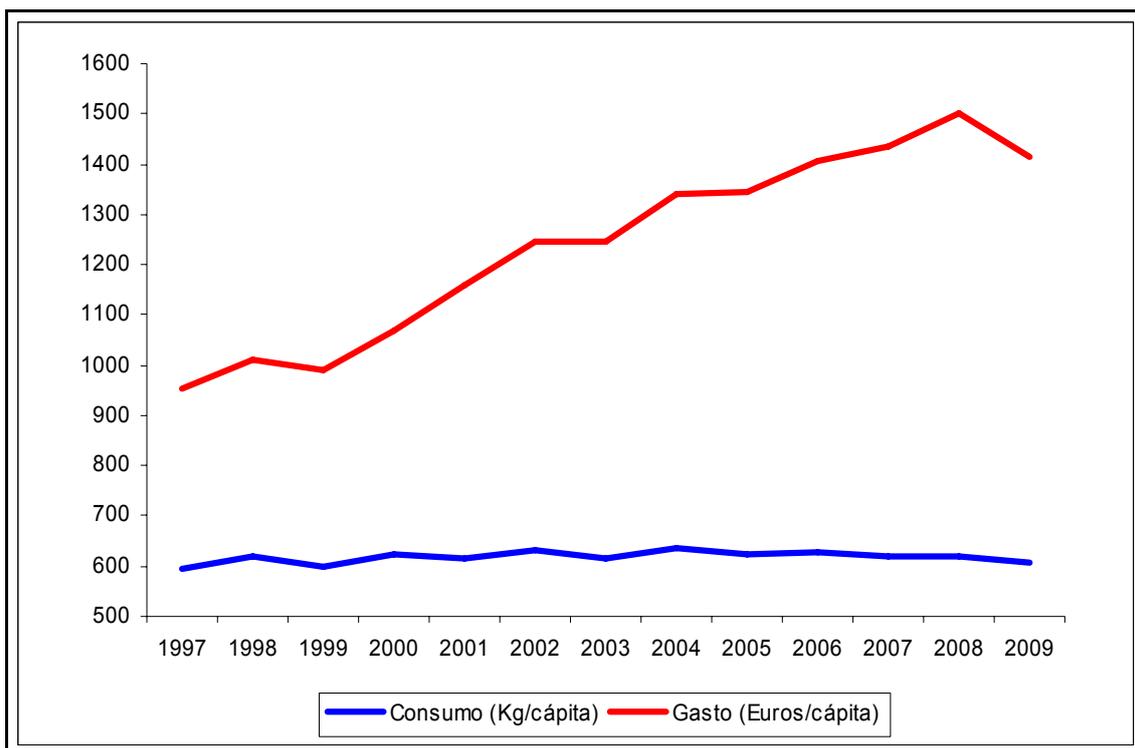


Fuente: Atlas de la movilidad residencia-trabajo en la Comunidad de Madrid. 2010. Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid. (116)

Es importante reseñar el peso de Mercamadrid como polígono alimentario líder en la distribución de alimentos perecederos de rango internacional y consolidado como el mayor mercado europeo de alimentos de escasa transformación. Más del 90% de pescados, mariscos y frutas y hortalizas consumido en Madrid se distribuye a través de este mercado central de abastos, donde llegan alimentos procedentes de todos los rincones del mundo (118).

La evolución del consumo y gasto alimentario en los hogares madrileños desde el año 1997 a 2009 se recoge en la Figura 22. Los datos muestran una media de consumo en torno a los 619 kilos anuales *per cápita* y un gasto que crece año tras año y que alcanzó un valor medio de 1.500 € por persona durante el año 2008 para luego descender en el año 2009(119) (120).

Figura 22.-Evolución del consumo y del gasto alimentario en hogares de la Comunidad de Madrid. Evolución 1997-2009.



Fuente: Panel de Consumo Alimentario. Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino (120)

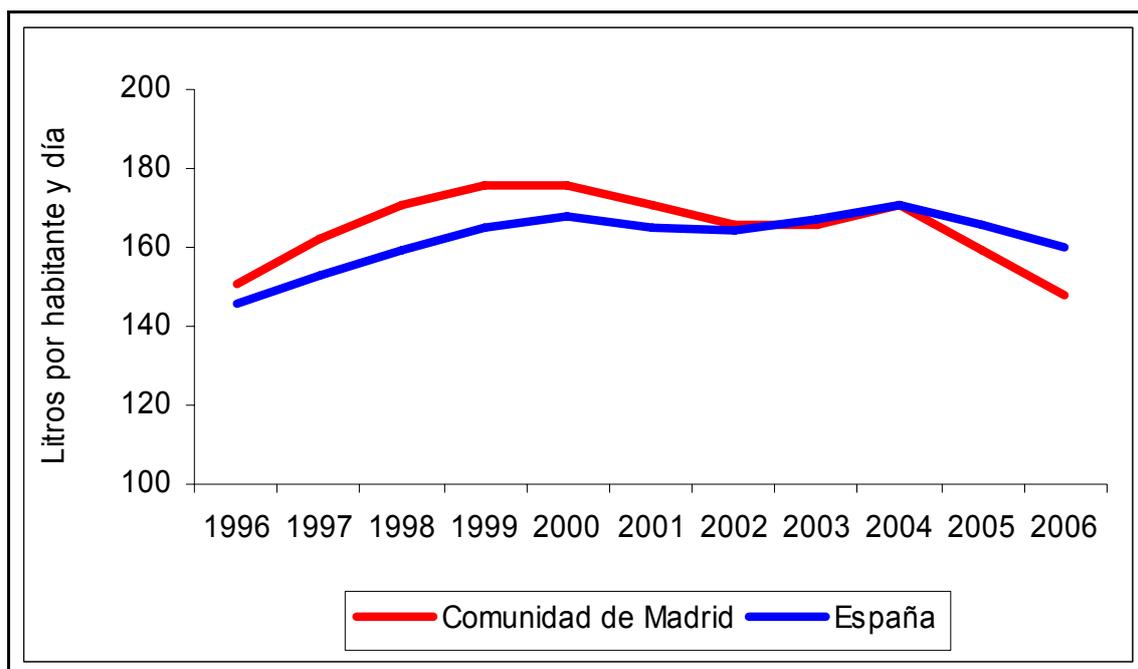
La estructura del gasto alimentario en nuestro país es del 68% dentro del hogar y el 32% fuera del mismo, es decir, destinamos ya un tercio de nuestro presupuesto en alimentación a comer fuera de casa.

10.4.1.3.- Consumo de agua

La evolución del consumo de agua en litros por habitante y día en los hogares en España durante el período 1996-2006 dibuja una línea ligeramente ascendente hasta el año 2004 (171 litros/habitante/día), año a partir del cual el consumo se modera (Figura 23). Dado que la población ha seguido creciendo

después de este año y que hasta 2006 nos encontramos en período de expansión económica, cabe sospechar que estamos ante una modificación de los hábitos de consumo propiciados por una mayor concienciación por la escasez del recurso y su carácter estratégico. Este proceso reciente se verifica en el conjunto de España, tanto en lo que se refiere a consumo de los hogares (160 litros/habitante/día en 2006), como, sobre todo, a otros consumos (industrial, agropecuario, etc.). Sin embargo, en la Comunidad de Madrid la reducción ha sido mayor, puesto que si se considera el período completo 1996-2006 se ha reducido en un 11% (el 2% en consumo de los hogares y el 28% en otros usos). Si consideramos el consumo en el hogar en nuestra Comunidad podemos apreciar que nos encontramos en 2006 con un consumo de 148 litros/habitante/día, similar a los niveles de 1996 (151 litros/habitante/día). (121)

Figura 23.-Evolución del consumo de agua. Comunidad de Madrid y España.



Fuente: Encuesta sobre el suministro y saneamiento del agua. INE (121)

La mayor parte del agua para abastecimiento público en la Comunidad de Madrid procede de agua superficial embalsada, aunque en períodos de sequía se recurre a los acuíferos disponibles. Para el período considerado (1996-2006) el promedio de agua de origen subterráneo representó un 8%, con un máximo el año 2006 del 23% (109).

Según los datos proporcionados por la Encuesta sobre suministro y tratamiento de agua realizada por el Instituto Nacional de Estadística en 2007 el volumen total de agua suministrada a la red de abastecimiento público en la Comunidad de Madrid fue de 573,1 hectómetros cúbicos, aunque una vez descontadas las pérdidas, el agua registrada y distribuida fue de 465,1 hectómetros cúbicos, el 71% de la cual tiene como destinatario los hogares (121).

En esta misma línea hay que destacar el escaso volumen de agua reutilizada, algo más del 1% del total del recurso, frente al 11% en el conjunto de España. Este porcentaje sube en los períodos de sequía (7,4% en 2005 en la Comunidad de Madrid) (109).

En lo que se refiere a la conservación del recurso y la optimización de su uso, no se puede pasar por alto las pérdidas en la red de distribución, cifradas en unos 37 litros por habitante y día, lo que representa más del 10% del recurso (casi el 20% en el conjunto de España).

10.4.2.- Productos de desecho

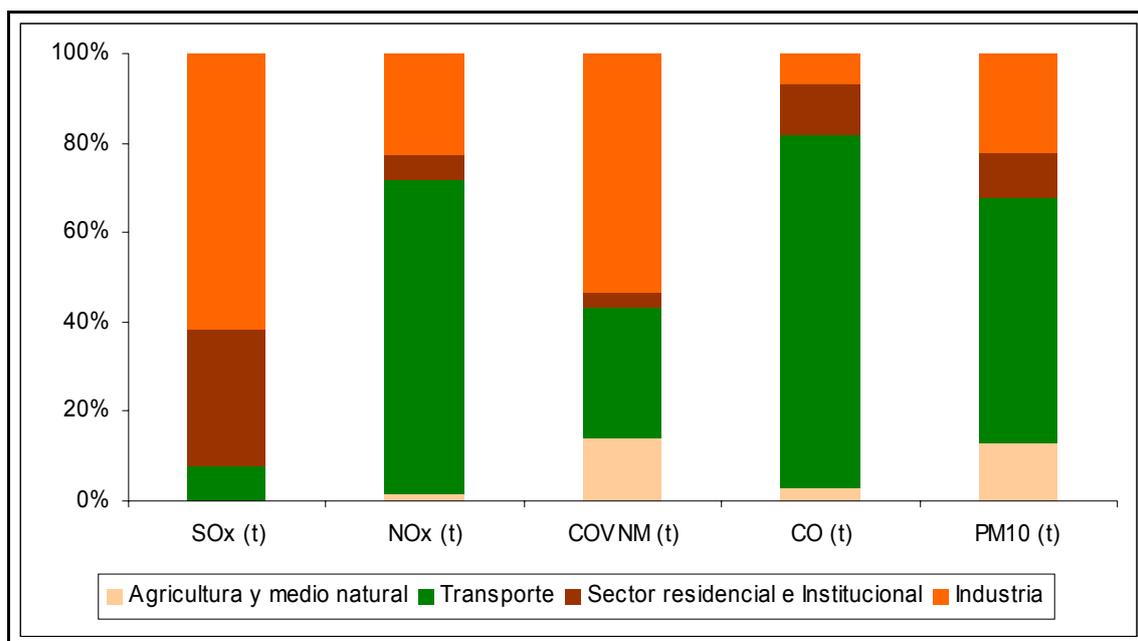
10.4.2.1.- Emisiones a la atmósfera

La magnitud de las emisiones contaminantes a la atmósfera con efectos directos en salud varía considerablemente en función de los sectores productivos (Figura 24) (35).

- El sector transporte es el mayor emisor de monóxido de carbono (CO) (78%), óxidos de nitrógeno (NOx) (70%) y partículas de hasta 10 micras de diámetro (PM₁₀) (48%), siendo uno de los sectores con mayor peso en la estructura económica de nuestra región.
- El sector industrial es el principal emisor de óxidos de azufre (SOx) (62%) y de compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM) (64%).
- El sector residencial e institucional destaca por las emisiones de óxidos de azufre (SOx) (31%).

- En el sector de la agricultura y en el medio natural únicamente son relevantes las emisiones de compuesto orgánicos volátiles no metánicos (COVNM), debido a las emisiones naturales de la vegetación, y de PM10, producidas en las actividades agrícolas y ganaderas.

Figura 24.-Emisiones contaminantes según sectores. Comunidad de Madrid 2003.



Fuente: Inventario de emisiones. CORINE-aire para la Comunidad de Madrid 2003. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (35)

Por otra parte, si analizamos las emisiones de gases de efecto invernadero en la Comunidad de Madrid, el CO₂ es el contaminante que más contribuye con más del 86%, siendo el principal emisor el sector transporte (45%). Las emisiones restantes se reparten entre el sector industrial (29%), y el sector residencial e institucional (26%) (35)

Globalmente, por tanto, el sector transporte es el sector más problemático. El mayor peso corresponde al transporte por carretera, responsable aproximadamente de un 90% de las emisiones totales del sector.

No obstante, hay que señalar también como aspecto positivo respecto a la evolución de emisiones, que desde el año 1990 se ha producido un descenso de los óxidos de azufre y del monóxido de carbono debido a la mejora de la

eficiencia en los procesos de combustión. También es muy considerable el descenso de emisiones de plomo (Figura 5), debido fundamentalmente a la limitación del plomo contenido en las gasolinas, que acabó siendo prohibido en agosto del año 2001 (36).

10.4.2.2.- Residuos

Según la encuesta sobre recogida y tratamiento de residuos urbanos elaborada por el INE, nuestra región supera la media nacional en cuanto a generación de residuos. En la Comunidad de Madrid se generaron, en el año 2007, 548 kilos por habitante y año de “residuos mezclados”, que se definen como aquellos residuos domésticos generados en los domicilios particulares, comercios, oficinas y servicios, vías públicas y enseres domésticos. Para el conjunto del Estado la cifra fue de 485 kilos. En la Comunidad de Madrid, las cifras por habitante y año para papel y cartón son 24,6 kilos, para vidrio 11 kilos y para envases mixtos 32,1 kilos (122).

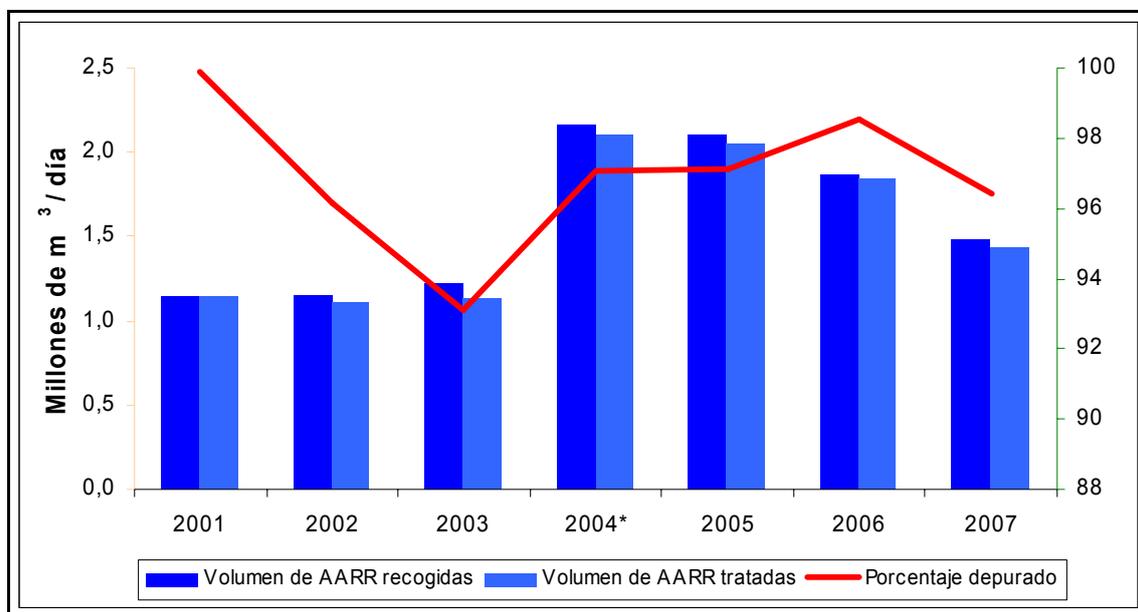
10.4.2.3.- Aguas residuales

Las aguas residuales son tratadas en las depuradoras existentes en la Comunidad de Madrid. Las políticas de la Unión Europea dieron un impulso muy relevante al tratamiento de las aguas residuales urbanas como se puede apreciar en la Figura 25. La Directiva 91/271 obligó a todos los estados Miembros a construir instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas (123). En España esto se tradujo en el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración, de tal forma que todas las Comunidades Autónomas mejoraron sustancialmente la calidad de sus vertidos (124).

En la Comunidad de Madrid (como en el resto de España) se produce en el año 2004 un incremento relevante en el volumen de aguas residuales recogidas. Se debe a que el Instituto Nacional de Estadística (INE), incorpora a las aguas procedentes de la red de distribución el agua de lluvia, otras captaciones, etc.

Dependiendo de la pluviosidad el volumen total de aguas recogidas y depuradas varía cada año.

Figura 25.-Evolución de la depuración de las aguas residuales de la Comunidad de Madrid (2001-2007).



Fuente: Canal de Isabel II (109)

También se produce una fluctuación con respecto al porcentaje de depuración en relación al agua recogida. Varía desde el 100% de depuración en 2001 al 93,13% en el año 2003 para luego ir subiendo hasta el año 2006, con el 98,5%, y descendiendo en el último año registrado hasta el 96,4%.

10.4.2.4.- Suelos contaminados

La Comunidad de Madrid elaboró el inventario de suelos contaminados en el año 1997. En el proceso se caracterizaron 135 emplazamientos de los cuales un total de 63 quedaron inventariados como “caracterizados y con indicios de contaminación”. Posteriormente esta lista se ha ampliado hasta 66 emplazamientos como consecuencia de nuevos estudios e investigaciones (125).

El 60 % de los suelos identificados se encontraban en emplazamientos industriales y un 20 % eran zonas de vertidos incontrolados. Los principales

contaminantes detectados en este inventario fueron metales pesados 54 %, hidrocarburos 17 %, mezcla de hidrocarburos y metales pesados 16 % y policlorobifenilos (PCB) 5 % (125).

En este inventario no se consideran los suelos contaminados por la deposición del plomo atmosférico emitido por el uso de las gasolinas con plomo. Estos suelos estarían en las cercanías de las vías de tráfico y sin duda pueden seguir constituyendo una fuente relevante de exposición al plomo para los niños (125).

Este breve resumen de los elementos medio ambientales, sociales y económicos de la Comunidad de Madrid, que como se ha visto, presenta un gran desarrollo urbano-industrial, pretende contextualizar la problemática de la potencial exposición de los niños al plomo, objeto del presente trabajo.

II.-HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

1.- HIPÓTESIS

El plomo es un metal pesado que carece de función fisiológica en el organismo humano por lo que se puede decir que cualquier cantidad presente en el mismo es reflejo de la contaminación ambiental. Los niños son uno de los grupos poblacionales más vulnerables a la exposición al plomo incluso cuando se encuentra en la sangre a concentraciones muy por debajo de las establecidas como de “intervención” por los Centers for Disease Control and Prevention (CDC).

España redujo de forma considerable la emisión de plomo al medio ambiente con la aprobación de la legislación que prohibía el uso del plomo en la gasolina. Esto ocurrió el 1 de agosto de 2001. Sin embargo el descenso de la concentración de plomo en las gasolinas había comenzado anteriormente, a mediados de la década de los 80, con motivo de la entrada de España en la Unión Europea.

Si bien el plomo atmosférico es una de las fuentes de exposición más relevantes para la población general, no deben olvidarse otras fuentes que también contribuyen a la carga corporal como son las tuberías de plomo, las pinturas, el humo del tabaco, etc.

La hipótesis de este trabajo se centra en responder a la pregunta de si la prohibición del uso de las gasolinas con plomo en el año 2001 ha producido una disminución de los niveles de plomo en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid. Caso de que ello fuese cierto, la consecuencia inmediata habría sido evitar perder puntos de cociente intelectual (CI) lo que a su vez tendría un impacto económico importante medido en términos de ganancias perdidas evitadas a lo largo de la vida laboral.

2.- OBJETIVOS

El objetivo general de este estudio es conocer la magnitud y la evolución que han tenido los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid considerando para ello dos periodos concretos: el año 1995 y el año 2010, que se corresponden con dos momentos totalmente diferentes en lo relativo a la concentración de plomo en las gasolinas, identificar los factores de exposición asociados a ellos y valorar el impacto que producen en términos de comportamiento, rendimiento escolar, puntos de cociente intelectual evitados y costes económicos vinculados a ellos.

Para lograr este objetivo general se han planteado los siguientes objetivos específicos:

- a. Conocer los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid en los años 1995 y 2010.
- b. Valorar la magnitud de la evolución de los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid desde el año 1995 al año 2010.
- c. Identificar el conjunto de factores de riesgo sociodemográficos (personales, hábitos de vida de los niños y de sus padres, actividad laboral de los padres, etc.) y ambientales (situación geográfica y años de antigüedad de la vivienda, provisión del agua potable, presencia de mascotas, etc.) asociados a los niveles de plomo en cada uno de los periodos estudiados.
- d. Evaluar el posible impacto en el comportamiento escolar y en el rendimiento académico de los niños en relación a los niveles de plomo en sangre que presentaban en el año 1995.
- e. Determinar el impacto que produce la reducción de los niveles de plomo en la sangre, en el cociente intelectual (CI) de los niños.
- f. Calcular los costes económicos derivados de la pérdida evitada de puntos de CI en niños por la reducción de los niveles de plomo en la sangre.

III.- MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio consta de dos partes realizadas, cada una de ellas, en momentos totalmente diferentes en relación a la cantidad de plomo emitido a la atmósfera a través de los vehículos que utilizaban gasolinas. En el año 1995 las gasolinas que se vendían en España tenían una concentración de 0,15 g/L. Esta concentración se mantuvo hasta el año 2001, cuando, en aplicación de las políticas de la Unión Europea, se prohibió la venta de gasolinas con plomo (o dicho de otra forma, se acepta que las gasolinas no contenga más de 0,005 g/L) (37).

1.- ESTUDIO LLEVADO A CABO EN EL AÑO 1995

1.1.- Diseño del estudio

El tipo de estudio fue de corte transversal, desarrollado entre los meses de marzo a diciembre de 1995. El protocolo de investigación fue aprobado por el Comité de Investigación del Hospital Universitario “Gregorio Marañón” en cuyo departamento de pediatría se realizaron las exploraciones y extracciones de sangre (126).

1.2.- Universo

El universo lo constituyó la población infantil de la Comunidad de Madrid.

1.3.- Población de estudio

La población de estudio la constituyó el conjunto de niños de 7-8 años de edad que se encontraban escolarizados en la Comunidad de Madrid en el momento de llevarse a cabo el estudio.

La elección de estos niños se basó en la necesidad de contar con población lo más joven posible, pero agrupada en lugares de fácil acceso como son los colegios. La edad de 7-8 años se eligió por la necesidad de obtener un conocimiento de los niveles de plomo lo más próximo posible a la primera infancia, donde se alcanzan los niveles máximos de contaminante, pero dado

que en este estudio también se pretendía conocer el comportamiento escolar y el rendimiento académico de los niños, era necesario contar con niños que estuviesen en una edad que homogeneizase criterios y esa edad era en la que se encontraban los niños de segundo curso de Enseñanza Primaria Obligatoria.

En la Comunidad de Madrid la población de 7 y 8 años de edad era de 103.377 niños de ambos sexos (Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid), que estaban integrados en su mayoría en el segundo curso de Enseñanza Primaria Obligatoria; de ellos, 48.975 (47,4%) vivían en la ciudad de Madrid, 43.492 (42,1%) en los municipios de la Corona Metropolitana y 10.910 (10,6%) en el resto de municipios. Estos niños recibían escolarización en 1.345 colegios, limitándose la selección a los colegios que se encontraban en la ciudad de Madrid y en la Corona Metropolitana, y a su vez, entre éstos, a los que tenían financiación pública: colegios públicos y concertados (colegios privados con financiación pública), en total 1.012 colegios (75,2 %).

No se consideraron los colegios fuera de la ciudad de Madrid y Corona Metropolitana por razones operativas, dado que el desplazamiento al hospital, la extracción de muestras sanguíneas, recogida de especímenes de agua de bebida, revisión médica, etc., se realizaba en el espacio de una mañana en horario escolar, tiempo que resultaba insuficiente para esos colegios.

1.4.- Cálculo del tamaño muestral

Para el cálculo del tamaño muestral se partió de la información aportada por el estudio de Cascales en Murcia (127), ante la no disponibilidad de estudios orientativos en la Comunidad de Madrid previos al diseño del estudio, pudiendo considerar a los niños de Murcia como una buena aproximación a lo que ocurre en esta Comunidad, o al menos mejor que contar con datos provenientes de otros países. En el estudio de Murcia se obtuvo que un 7,5 % de los niños superaba la cifra de 15 µg/dL.

De esta cifra obtenemos:

$$n = \frac{n_0}{1 - (n_0/N)} \quad \text{y} \quad n_0 = \frac{Z_{\alpha/2}^2 p q}{e_0^2}$$

Donde:

n = Tamaño de la muestra

N = Población total de niños de 7-8 años

$Z_{\alpha/2}^2 = 1,96$ (para el nivel de confianza del 95%)

$p = 0,075$

$e_0^2 = 0,02$

Realizados los cálculos, n resultó ser igual a 663 niños.

Considerando una tasa de rechazo de un 30% de los niños, resultó un tamaño inicial de muestra de 862 niños, que repartidos en aulas de unos 30-35 alumnos, suponía la realización del estudio en aproximadamente 23 colegios.

La selección de estos colegios, públicos y concertados, se realizó de forma aleatoria a partir de los datos obtenidos en la Delegación Provincial del Ministerio de Educación. En caso de negativa a colaborar por parte de algún colegio, o de tasas de rechazo superiores a las previstas (cosa que no sucedió) se tenía prevista la entrada de nuevos colegios por el mismo sistema, a fin de completar la muestra prevista de escolares.

1.5.- Criterios de inclusión

Se incluyeron todos los niños que se encontraban escolarizados en los colegios que fueron seleccionados, que acudieron a clase el día que fueron llevados al hospital, que sus padres o tutores habían autorizado y que venían con la toma de muestra de agua realizada y la encuesta debidamente cumplimentada.

1.6.- Selección de la muestra

El tipo de muestreo fue de conglomerados simple, seleccionando las aulas del nivel prefijado; en la mayoría de los colegios había sólo una o dos aulas, y ambas fueron recogidas para el estudio. Se eligieron aleatoriamente 23 centros escolares, 13 situados en la ciudad de Madrid y 11 en la Corona Metropolitana, divididos en 4 subzonas (norte, sur, éste y oeste). Se desecharon los colegios que estuvieran a menos de tres kilómetros de otro previamente elegido a fin de evitar la agregación espacial de los mismos. Negaron su participación 2 centros, uno de la ciudad de Madrid y el otro de la Corona Metropolitana, que fueron sustituidos de la misma forma por otros similares.

En primer lugar se mantuvo una reunión con el equipo directivo de la Consejería de Educación quien autorizó los contactos con los colegios y les remitió, a la dirección de los mismos, un escrito aportando los datos necesarios para que tuviesen una información previa a la visita que más adelante giró el equipo investigador.

Posteriormente se mantuvo una reunión individualizada con la Dirección de cada colegio seleccionado, buscando su colaboración, que entre otras cosas, citaba a los padres de los niños de las aulas elegidas. Miembros del equipo investigador se reunieron con estos padres en los colegios y además de explicarles los objetivos y características del estudio, les repartieron una encuesta de carácter autocumplimentado que recogía aspectos sociodemográficos y ambientales de la familia así como del medio ambiente del niño de gran interés en este estudio (antigüedad de las viviendas, nivel educativo y tipo de trabajos de los padres, hábitos tabáquicos, etc.). Asimismo se les entregó un recipiente plástico estéril de 100 ml de capacidad, de los normalmente utilizados para la toma de muestras de orina, con una hoja de instrucciones para la recogida de agua del domicilio del niño.

El día seleccionado los niños autorizados por escrito por sus padres o tutores, y tras la entrega de la encuesta cumplimentada y de la muestra de agua recogida en la vivienda habitual, fueron trasladados en ayunas en autobús a un centro

hospitalario colaborador, donde personal de enfermería especializado procedió a una extracción sanguínea en vena cefálica del brazo, de 10 cm³ de volumen total, extraída mediante un sistema de tubos de vacío mientras los niños permanecían sentados; además se les realizó una exploración clínica básica. Algunos padres y profesores acompañaron de forma voluntaria a los niños y colaboraron en las tareas de extracción de sangre, recogida de orina, vestido y desvestido de niños, desayuno tras las extracciones y acompañamiento general.

Los resultados de la exploración clínica y los resultados analíticos obtenidos, tanto de hematología como de bioquímica y el de los niveles de plomo, fueron devueltos a los padres con un informe comentado de los mismos. Para el mantenimiento de la cadena confidencial todos los niños fueron identificados mediante claves y la devolución de los resultados se realizó a través de la dirección del colegio.

1.7.- Periodo de estudio

Todo el proceso de campo se llevó a cabo a lo largo de los años 1994-1995. Previamente al inicio de la extracción de sangre y recogida de la información, tanto a través de la encuesta como de la toma de muestra de agua de los domicilios y los colegios, se elaboraron los cuestionarios, las cartas explicativas dirigidas a los directores de los colegios como a los padres y se mantuvieron las reuniones con el equipo directivo de la Consejería de Educación.

Posteriormente, durante el año 1996, se llevaron a cabo los procesos de transcripción de datos, tabulación, depuración y el análisis estadístico de la información.

1.8.- Variables del estudio

Variable dependiente: Concentración de plomo en sangre ($\mu\text{g/dL}$)

Variables independientes:

De exposición:

- Sociodemográficas
- Medioambientales

De efecto:

- Comportamiento escolar
- Rendimiento académico

1.8.1.- Sociodemográficas

Las variables sociodemográficas recogidas fueron las siguientes:

- Niño: edad, sexo, asistencia a guardería o colegio de preescolar, años de asistencia a esa guardería o colegio preescolar, hábitos de oralidad (chuparse algún dedo, morder objetos y/o llevárselos a la boca) y lugares habituales de juego fuera del colegio (en el interior de la casa *versus* en la calle o parque del barrio)
- Padres o tutores: edad, nivel de estudios, situación laboral, categoría profesional, sector de actividad laboral y hábito tabáquico.

1.8.2.- Medioambientales

Las variables medioambientales relativas a la vivienda habitual del niño se recogieron a través de la siguiente información:

- Antigüedad de la vivienda
- Años de ocupación de la vivienda
- Tiempo transcurrido desde que pintaron la vivienda la última vez
- Ingesta de agua que hace el niño: grifo, embotellada, bebidas gaseosas o similares
- Presencia de mascotas en la vivienda: perro, gato u otro tipo de animal
- Domicilio: localidad, calle y número

1.8.2.1.- Agua

La concentración de plomo en el agua de consumo se obtuvo mediante el muestreo que realizaron de forma directa los padres (o tutores) de los niños participantes.

En la reunión que se mantuvo con los padres se les entregaba un recipiente de plástico estéril de 100 ml de capacidad, de los normalmente utilizados para la toma de muestras de orina, con una hoja de instrucciones para la recogida de agua del domicilio del niño.

Estas instrucciones incluían los siguientes pasos:

- No tocar nunca el interior del recipiente, ni con los dedos ni con ningún objeto.
- Utilizar un grifo del cual la familia cogiera habitualmente el agua para beber o cocinar (siempre el agua fría).
- Realizar la toma por la mañana temprano, sin haber utilizado antes el grifo.
- Abrir el recipiente sólo cuando vaya a recogerse la muestra de agua.
- Abrir el grifo y dejar correr el agua unos segundos (contando hasta cinco) y cerrar después el grifo.
- Abrir entonces el recipiente, situarlo debajo del grifo y abrir el agua hasta llenado, sin importar que rebose.
- Cerrar bien el recipiente, y proceder a secarlo con un pañuelo limpio por fuera si se hubiera mojado mucho.

El equipo investigador también tomaba una muestra del agua del colegio, el día de recogida de los niños, siguiendo las mismas instrucciones.

1.8.2.2.- Aire

Los niveles de tráfico en las principales calles de la ciudad de Madrid se obtuvieron del mapa de tráfico (*Intensidades medias Diarias de Vehículos- días laborales*- elaborado por el Área de Circulación y Transporte del Ayuntamiento de Madrid. Del domicilio habitual y del colegio de cada niño se determinaron

círculos concéntricos alrededor de dicho punto a 100, 200, 300, 400 y 500 metros de radio. Se localizaba la vía de circulación (calle, plaza, avenida o carretera) que, discurriendo dentro del área de cada círculo, presentaba el mayor nivel de tráfico y ese era aceptado como el valor de referencia, que se expresó en vehículos diarios (x 1000). La primera valoración del tráfico correspondió a la cantidad de vehículos/día que soportaba la vía de circulación del propio domicilio y colegio del niño (0 metros). A aquellos niños (o colegios) cuyo domicilio se situaba en calles que carecían de datos de circulación en las distancias prefijadas se les asignó un valor mínimo de 2000 vehículos/día. Se elaboraron diferentes índices combinados de exposición a partir de estos índices básicos, tanto para el domicilio como para el colegio. En un índice se sumaban las Intensidades Medias Diarias (IMD) para todas las distancias para el domicilio y para el colegio de forma independiente; en el otro se sumaban las IMD para todas las distancias y para los dos lugares, domicilio y colegio.

1.8.3.- Efecto

A fin de conocer la repercusión del plomo sobre la conducta y el rendimiento escolar, los profesores completaron un cuestionario de todos los niños de la clase elegida antes de efectuar las extracciones sanguíneas. Las preguntas estaban inspiradas en métodos previamente aplicados (128).

Las respuestas debían ser cumplimentadas en base a la experiencia docente del profesor teniendo en cuenta el valor medio de lo que observaba en los niños de esa edad y rellenaba una sola casilla por cada ítem solicitado.

1.8.3.1.- Valoración del comportamiento escolar

La encuesta contenía dos bloques, el primero relativo a la valoración de la atención y actitud de los niños, con las siguientes preguntas:

a1.- ¿Suele el niño(a) finalizar las tareas que inicia?

a2.- ¿Se distrae con facilidad?

a3.- ¿Tiene problemas para permanecer quieto cuando está sentado?

a4.- ¿Suele presentar una conducta muy inquieta y ansiosa?

Las respuestas eran: “nunca”, “pocas veces”, “normal”, “muchas veces” y “siempre”. A estas respuestas categóricamente ordenadas se les asignó un correlativo numérico entre los valores de 1 a 5, a fin de poder operar numéricamente con ellos y presentar los resultados de forma sintética (ej.: medias).

1.8.3.2.- *Valoración del rendimiento académico*

El segundo bloque respondía a cuestiones de rendimiento académico, cuyos valores iban desde 1 (mínimo) hasta 5 (máximo), siendo el 3 el “normal”. Contenía las siguientes áreas de valoración:

b1.-Comprensión lectora

b2.-Expresión oral

b3.-Escritura

b4.-Matemáticas

Dado que el test se realizaba antes de acudir al hospital, se pudo valorar el sesgo de selección entre los niños que participaron *versus* los que no lo hicieron.

1.9.- Recogida de datos

1.9.1.- Cuestionarios

A los padres o tutores de los sujetos participantes se les administró una encuesta de carácter autocumplimentado que recogía aspectos sociodemográficos y ambientales de la familia, así como del medio ambiente del niño, de gran interés en este estudio (antigüedad de las viviendas, nivel educativo y tipo de trabajos de los padres, hábitos tabáquicos, etc.). El

cuestionario constaba de 21 preguntas y fue elaborado expresamente por el equipo investigador para la realización de este estudio (Anexo I).

La muestra de agua del domicilio del niño se recogía en un recipiente plástico estéril de 100 ml de capacidad siguiendo las instrucciones contenidas en una hoja de instrucciones.

A los profesores, como se ha comentado, se les pidió que rellenasen un cuestionario relativo a la conducta (4 preguntas) y el rendimiento escolar (4 preguntas). (Anexo II)

1.9.2.- Codificación y tabulación

La codificación de las variables se realizó en función del tipo. Las variables dicotómicas de presencia/ausencia de las características como 1=si, 2=no. Las variables cualitativas de varias categorías en orden ascendente a partir de 1. Las variables cuantitativas en su valor numérico.

1.9.3.- Consideraciones éticas

El estudio se realizó conforme a las Declaraciones de Helsinki, Tokio y Venecia en relación con el respeto a los Derechos Humanos, así como a las disposiciones del Código Deontológico Español sobre Investigación Clínica.

Se solicitó, y se obtuvo, la correspondiente autorización del Comité de Ética de Investigación del Hospital General Universitario “Gregorio Marañón”.

1.10.- Técnica analítica

1.10.1.- Determinación analítica del plomo en sangre

Las muestras sanguíneas para la analítica del plomo se recogieron en tubos de vacío (Venoject Terumo®, de 5 ml -VT-050SHL- con 75 u.s.p de heparina de litio) que fueron conservadas en refrigeración hasta su análisis con

espectrofotometría de absorción atómica en horno de grafito con corrección de efecto Zeeman (Perkin-Elmer Zeeman/3030). La precisión media del método para el intervalo 20-160 µg/L fue de 10 µg/dL. El límite de detección (LD) se situó en 15 µg/L (1,5 µg/dL). A las muestras con valores inferiores al de detección se les asignó un valor para los cálculos de $LD/\sqrt{2}$ µg/L (129). El laboratorio de análisis participaba en varios programas de control de calidad, (*Programa Interlaboratorio de Control de Calidad*, del Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo, U.K. *External Quality Assessment Scheme*, del Queen Elizabeth Hospital e *Interlaboratory Comparison Program*, del Centre de Toxicologie du Québec).

1.10.2.- Determinación analítica del plomo en agua

Las muestras de agua para el análisis de plomo fueron estabilizadas hasta el análisis con la adición de 1 ml de ácido nítrico ultrapuro (Ácido Nítrico 65% Suprapur Merck UN 2031). El plomo fue analizado por voltimetría anódica de barras (*stripping anodic voltammetry*). La precisión media del método para el intervalo 1-100 µg/L fue de 1 µg/L. El límite de detección (LD) se situó en 0,5 µg/L. A las muestras con valores inferiores al de detección se les asignó un valor para los cálculos de $LD/\sqrt{2}$.

1.11.- Análisis estadístico

Los valores analíticos del plomo en el agua de bebida y en sangre se transformaron logarítmicamente (logaritmo neperiano) en casi todas las ocasiones.

Los datos fueron almacenados y depurados en bases de datos estándar y procesados con los paquetes estadísticos SPSS 14.0 y EpiInfo V6. Para la descripción de las variables se realizaron cálculos de medias e intervalos de confianza del 95% de las mismas; en el apartado analítico se utilizaron tanto pruebas paramétricas (ANOVA, coeficientes de correlación de Pearson), como no paramétricas (test de X^2 , correlaciones de Spearman, U de Mann-Witney. Los

datos del plomo se utilizaron log-transformados, excepto para las regresiones múltiples, donde se utilizaron sin transformar. Los diversos test analíticos se plantearon a dos colas y el nivel de significación de todos ellos se estableció en valores de $p=0,05$, aunque se consideraron también los resultados superiores.

Las variables de nivel de estudios de los padres, la antigüedad de la vivienda y la antigüedad de ocupación de la misma por las familias de los niños fueron manejadas para algunos análisis (la regresión de Spearman y la regresión múltiple) como variables numéricas ordinales continuas, asignando valores 1, 2, 3 etc., a cada uno de los valores sucesivos en la escala de respuesta; el valor más bajo, el 1, se otorgó al menor nivel de estudios, a los edificios de construcción más reciente y a la ocupación de la vivienda por las familias desde hacía menos de un año. El consumo de tabaco, con cuatro categorías primitivas, se dicotomizó en los grupos de fumador *versus* no fumador para el análisis de la regresión múltiple, agrupando las categorías de no fumador y ex-fumador por un lado, y las de los consumidores activos de tabaco, en cualquier grado, por otro. También para la regresión múltiple, la variable que asigna la zona geográfica de la vivienda fue transformada en cinco variables “*dummy*”, una por cada una de las zonas de análisis. En las variables dicotómicas se expresó como factor de “riesgo”, el cumplimiento de la condición/factor.

Para poder comparar los datos obtenidos en el año 1995 con los del año 2010-11, se recodificaron dos variables: sector laboral en el que trabajaban los padres, que se dicotomizó en dos: trabajar en contacto con plomo (construcción, siderurgia, manufacturas, transporte y productos químicos) o no trabajar en contacto con el plomo (resto de opciones); la otra variable es mascotas: también se dicotomizó en tener mascotas (perros, gatos, otros) frente a no tenerlos.

Las relaciones entre las valoraciones de los profesores y resto de variables se realizó en dos bloques: las variables de la conducta con pruebas no paramétricas; las de valoración académica con pruebas paramétricas. Para analizar la repercusión de los niveles de plomo en sangre sobre las valoraciones de la conducta y el rendimiento académico, controlado por los diversos cofactores, se realizaron regresiones múltiples. En estas regresiones se situó como variable

dependiente las valoraciones numéricas académicas; en el caso de las valoraciones de la conducta, los correlatos numéricos de éstas.

Se elaboraron dos índices sintéticos para valorar de forma numérica global tanto la conducta como el rendimiento académico. La valoración global de la conducta se construyó restando al valor numérico de la finalización de tareas la suma del resto de variables de conducta (facilidad de distracción + inquietud en clase + conducta inquieta); el índice global de la valoración académica se calculó mediante la suma simple de la puntuación obtenida en cada uno de sus ítems. Por último se establecieron diversos *cut-offs* de niveles de plomo en sangre, desde 3 µg/dL a 7 µg/dL, con el objeto de valorar la capacidad de detectar diferencias en las valoraciones conductuales y académicas de los profesores.

El análisis de regresión lineal múltiple se realizó por el procedimiento “hacia adelante” (*step forward*) con los valores de significación de 0,05 para entrar y 0,10 para salir, al que se incorporaron todas las variables excepto la asistencia a comedor escolar y sector laboral en el que trabajan los padres, tanto por la presencia de muchos valores desconocidos, como por presentar numerosas categorías con pocos efectivos.

2.- ESTUDIO LLEVADO A CABO EN EL AÑO 2010

2.1.- Diseño del estudio

Estudio de tipo transversal llevado a cabo desde el mes de mayo del año 2010 al mes de abril del año 2011. El protocolo de investigación fue aprobado por el Comité de Investigación del Hospital Clínico San Carlos de Madrid, en el que se realizaron las extracciones y los análisis de sangre.

2.2.- Población de estudio

La población de estudio la constituye el conjunto de niños de 0 a 15 años de edad, de ambos sexos, atendidos en régimen de consulta ambulatoria en el Servicio de Pediatría del Hospital Clínico San Carlos de Madrid.

Lo que se pretende con esta muestra es conocer cómo se ha comportado la variable niveles de plomo en sangre en niños recién nacidos o que todavía no habían nacido cuando se prohibió el uso de la gasolina con plomo.

2.3.- Cálculo del tamaño muestral

Para el cálculo del tamaño muestral se ha partido de la población infantil (≤ 15 años) de la Comunidad de Madrid, estimada en 982.759 niños, de los cuales el grupo etario más afín al de 1995, de 5 a 9 años, suponían 328.640 niños. La base del cálculo muestral es la proporción de niños que sobrepasen determinados niveles de plomo en sangre y la detección de variaciones sobre ese porcentaje. Dado que la proporción de niños con niveles superiores a 10 $\mu\text{g/dL}$ resultó muy baja (0,4%), se trabajó con otro porcentaje más manejable en ese cálculo muestral, como era aquellos que sobrepasaban los 5 $\mu\text{g/dL}$, que fueron el 22,9% de los niños del estudio de 1995. Sobre este porcentaje, la detección de coeficientes de variación en torno al 30%, que supone detectar variaciones inferiores de este porcentaje de los niños que sobrepasen los 5 $\mu\text{g/dL}$ en torno al 15%, da cifras muestrales entre 77 y 109 niños para niveles de confianza entre el 90 y 95%.

2.4.- Criterios de inclusión

Se incluyeron todos los niños de ambos sexos, entre 0 y 15 años de edad que acudieron a la consulta ambulatoria del Servicio de Pediatría del Hospital Clínico San Carlos de Madrid que sus padres o tutores autorizaron y que rellenaron debidamente la encuesta.

2.5.- Criterios de exclusión

La no aceptación a participar en el estudio por parte de los padres o tutores y la imposibilidad de extraer la sangre.

2.6.- Selección de la muestra

Se realizó un muestreo consecutivo en el que se incluyeron los pacientes que acudieron a consulta ambulatoria de pediatría y cumplieron los criterios de inclusión y precisaron un análisis con toma de muestras sanguíneas, hasta completar un número de 85 niños, a fin de conseguir cifras estables en la media obtenida, que superen aleatoriedades de muestreo y permitan una comparación robusta.

2.7.- Variables del estudio

Variable dependiente: concentración de plomo en sangre ($\mu\text{g/dL}$)

Variables independientes:

De exposición:

- Sociodemográficas.
- Medioambientales.

2.7.1.- Sociodemográficas

Las variables sociodemográficas recogidas fueron las siguientes:

- Niño: edad, asistencia a guardería o colegio de preescolar (si/no), años de asistencia a esa guardería o colegio preescolar (en caso de haber respondido “sí” a la pregunta anterior), hábitos de oralidad (chuparse algún dedo, morder objetos y/o llevárselos a la boca) y lugares habituales de juego fuera del colegio (en el interior de la casa *versus* en la calle o parque del barrio).

- Padres o tutores: edad, nivel de estudios, situación laboral, categoría profesional, actividad laboral y hábito tabáquico.

2.7.2.- Medioambientales

Las variables medioambientales relativas a la vivienda habitual del niño se recogieron a través de la siguiente información:

- Antigüedad de la vivienda.
- Años de ocupación de la vivienda.
- Tiempo transcurrido desde que pintaron la vivienda la última vez.
- Ingesta de agua que hace el niño: grifo, embotellada, bebidas gaseosas o similares.
- Presencia de mascotas en la vivienda: perro, gato otro tipo de animal.
- Domicilio: localidad, calle y número.

2.8.- Recogida de datos

2.8.1.- Cuestionarios

La información de las variables sociodemográficas y ambientales relativas a la exposición al plomo han sido recogidas mediante cuestionario que fue cumplimentado por el pediatra, previamente entrenado, en el transcurso de la consulta clínica. El cuestionario consta de 15 preguntas y fue elaborado expresamente por el equipo investigador, tratando de mantener las variables más relevantes. (Anexo IV)

2.8.2.- Codificación y tabulación

La codificación de las variables se realizó en función del tipo. Las variables dicotómicas de presencia/ausencia de las característica como 1=si, 2=no. Las variables cualitativas ordinales de varias categorías en orden ascendente a partir de 1. Las variables cuantitativas en su valor numérico.

2.8.3.- Consideraciones éticas

Se pidió el consentimiento informado previo a la realización del estudio (anexo I). Se respetaron las normas internacionales de protección de datos, así como la legislación española vigente (Ley Orgánica 15/1999 del 13/12/99 de Protección de Datos de Carácter Personal, BOE 298 de 14/12/99) (130). Se solicitó y se obtuvo la autorización del Comité de Ética, del Comité de Investigación y de la Dirección del Hospital.

2.9.- Técnica analítica

2.9.1.- Determinación analítica del plomo en sangre

La extracción sanguínea se realizó por venopunción, con los niños en un ayuno de 8 horas, a primera hora de la mañana con material estéril desechable. Se obtenía un tubo de sangre anticoagulada con EDTA K₃. La sangre anticoagulada se recibía en el laboratorio y se procesaba de forma inmediata.

El plomo se midió por espectrometría de absorción atómica con atomización electrotérmica y corrección de fondo con efecto Zeeman y bajo condiciones de horno con plataforma y temperatura estabilizada (STPF) en un espectrómetro Perkin Elmer AAnalyst 800. La precisión media del método para el intervalo 2,1 y 57,2 µg/dL es de un 3,6 y un 0,3 % respectivamente. El límite de detección (LD) se situó en 2 µg/L (0,2 µg/dL). Muestras con valores inferiores al de detección se les asignó un valor para los cálculos de $LD/\sqrt{2}$ µg/L, es decir 0,1 µg/L (129).

Para la evaluación de la exactitud y la precisión se analizan controles externos con concentraciones crecientes de plomo (Seronorm Trace Elements Whole Blood, niveles I y II). Además el laboratorio participa en el programa de control de calidad externo de la Universidad de Surrey (Guildford, UK), Trace Elements External Quality Assessment Scheme (TEQAS)

2.10.- Análisis estadístico

Los datos se almacenaron y depuraron en bases de datos estándar y fueron procesados con los paquetes estadísticos SPSS/PC+ y EpiInfo V6. Para la descripción de las variables se realizaron distribuciones, cálculo de medias e intervalos de confianza del 95% de esas medias, ANOVA y regresiones lineales simples y múltiples; en aquellas ocasiones en que no fueron apropiadas pruebas paramétricas, se recurrió a pruebas no paramétricas (correlación de Spearman y pruebas de Kruskal-Wallis).

Las variables de nivel de estudios de los padres, la antigüedad de la vivienda y la antigüedad de ocupación de la misma por las familias de los niños fueron manejadas para algunos análisis (la correlación de Spearman y la regresión múltiple) como variables numéricas ordinales continuas, asignando valores 1, 2, 3 etc., a cada uno de los valores sucesivos en la escala de respuesta; el valor más bajo, el 1, se otorgó al menor nivel de estudios, a los edificios de construcción más reciente y a la ocupación de la vivienda por las familias desde hacía menos de un año.

Algunas variables de respuestas fueron dicotomizadas. Así la variable tabaco se reagrupó en dos respuestas: fumar cualquier cantidad de cigarrillos *versus* no fumar o ser exfumador; bebida, agua del grifo y filtrada *versus* las otras opciones (embotellada, gaseosas y similares).

El análisis de regresión lineal múltiple se realizó por el procedimiento “hacia delante” (*step forward*) con los valores de significación de 0,05 para entrar y 0,10 para salir, al que se han incorporado todas las variables.

El cálculo de los puntos de cociente intelectual (CI) cuya pérdida han sido evitados por la disminución de los niveles de plomo en la sangre de los niños, se llevó a cabo utilizando el método diseñado por Lanphear et al (84). Estos autores ajustaron una relación negativa dosis-respuesta a un modelo loglineal. Las pérdidas de puntos de CI en el intervalo de 2,4 y 10 $\mu\text{g/L}$ es de 3,9; a concentraciones mayores la pérdida disminuye; así en el intervalo de 10 a 20

$\mu\text{g/L}$ y de 20 a 30 $\mu\text{g/L}$, las pérdidas de puntos de CI están estimadas en 3,9+1,9 y 3,9+1,9+1,1 puntos respectivamente.

Se ha propuesto un modelo económico para valorar el cálculo de los beneficios obtenidos de la reducción del plomo en los niños y, por tanto, de los puntos de CI no perdidos. Los beneficios monetarios han sido valorados en términos de costes evitados que se concretan en: costes médicos directos, capacidad de producción ganada a lo largo del tiempo, costes evitados por una educación especial, costes derivados de la delincuencia juvenil y costes intangibles.

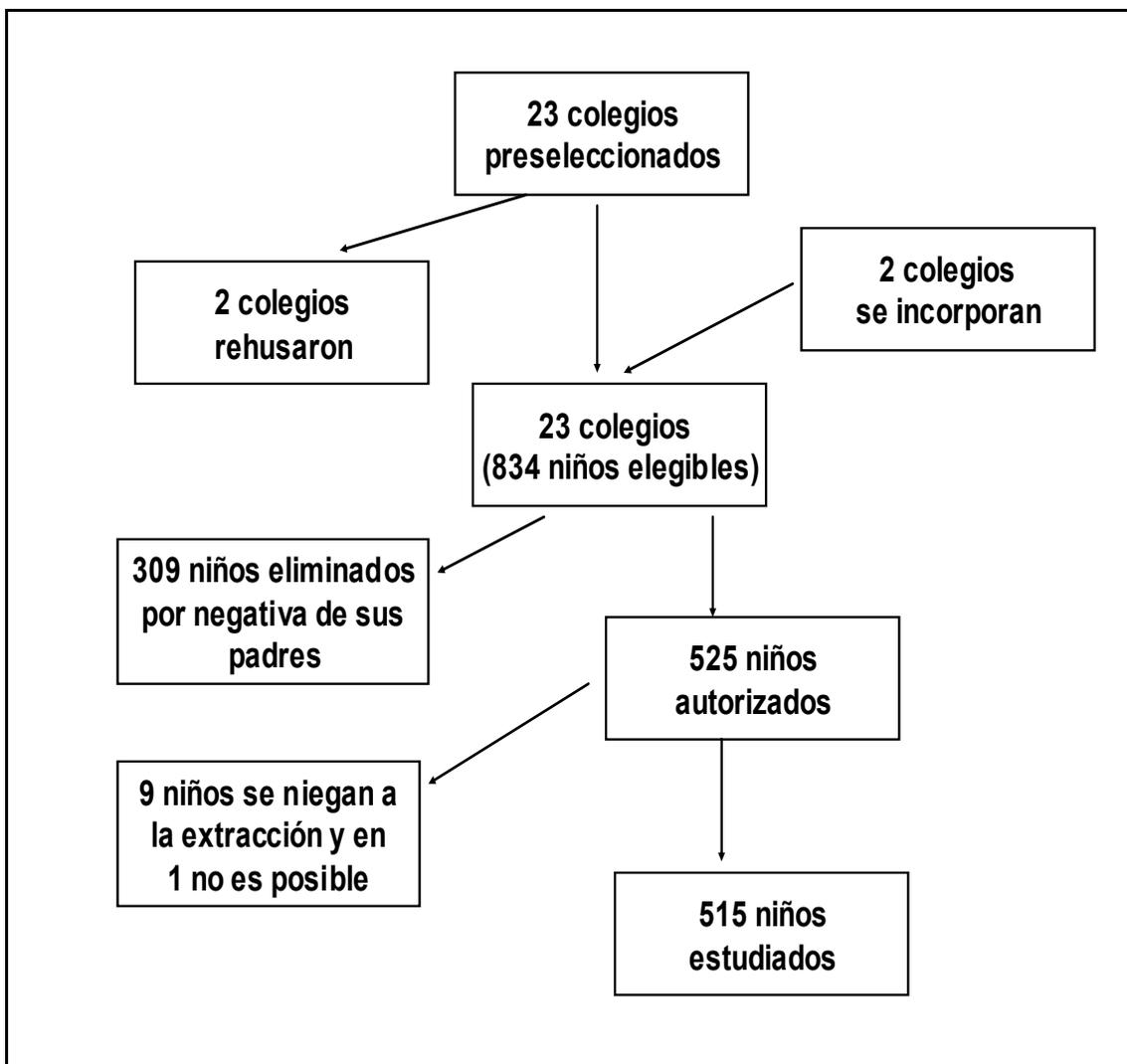
IV.- RESULTADOS

1.- ESTUDIO LLEVADO A CABO EN EL AÑO 1995

1.1.- Participación

En el estudio participaron un total de 23 colegios que contaban con 834 niños en el nivel escolar del estudio de los cuales 525 (62,9%) fueron autorizados por sus padres; de estos niños, 9 de ellos se negaron a la extracción sanguínea en el hospital, y a uno de ellos no fue posible realizarle la extracción por no localizarle venas periféricas debido a su obesidad (Figura 26).

Figura 26.-Algoritmo de entrada de los niños al estudio



Fuente: Elaboración propia

A efectos de análisis del estudio, se dividió la Comunidad de Madrid en dos áreas geográficas: Madrid ciudad y la Corona Metropolitana que está constituida por el conjunto de municipios que rodean a Madrid capital. Además, se definieron cuatro zonas en el caso de la Corona Metropolitana, una por cada uno de los puntos cardinales y que quedan separadas entre las diferentes carreteras nacionales que parten desde el centro de Madrid. Por su parte Madrid capital contiene una única zona, la denominada Centro.

La Tabla 3 aporta la información relativa al grado de participación de los niños en el estudio, segregado por áreas geográficas, zonas y colegios.

Tabla 3.-Porcentajes de participación en el estudio por diferentes ámbitos geográficos.

Área Geográfica	Zona	Colegio	Colegios			Zonas			Áreas geográficas						
			Si	No(¶)	% aceptación	Si	No(¶)	% aceptación	Si	No(¶)	% aceptación				
Madrid Ciudad	Centro	C01	17	2	89.5	300	176	63.0	300	176	63.0				
		C02	35	17	67.3										
		C03	50	50	50.0										
		C04	13	5	72.2										
		C05	21	5	80.8										
		C06	32	21	60.4										
		C07	38	11	77.6										
		C09	20	6	76.9										
		C10	10	16	38.5										
		C11	13	6	68.4										
		C12	11	11	50.0										
		C14	26	14	65.0										
		C19	14	12	53.8										
		Corona Metropolitana	Norte	N02	8							13	38.1	32	35
N03	14			9	60.9										
N04	10			13	43.5										
Este	E01		45	39	53.6	78	50	60.9							
	E02		33	11	75.0										
Sur	S01		23	3	88.5	67	31	68.4							
	S02		28	21	57.1										
	S03		16	7	69.6										
Oeste	O01		20	17	54.1	38	27	58.5							
	O02		18	10	64.3										
Significación (p)			0.0001			0.09			0.38						

(¶) = Incluidos los niños que sus padres aceptaron su inclusión pero se negaron a la extracción (9 casos), o ésta no fue posible (1 caso).

Así pues, la participación global en este estudio fue de 515 niños, 215 con domicilio en la Corona Metropolitana y 300 en Madrid ciudad, lo que da un porcentaje de participación del 61,8%, variando significativamente ($p \leq 0,001$) de un colegio a otro, con un máximo del 89,5% y un mínimo de un 38,1%; sin embargo, la agrupación por zonas geográficas elimina las diferencias de la participación.

1.2.- Variables sociodemográficas

1.2.1.- Control de la no respuesta

A través de las encuestas cumplimentadas por los profesores se pudo realizar un control por sexo de los niños que no participaron en el estudio en cada uno de los colegios y clases. Los resultados de este sesgo de selección señalaron que entre los niños que negaron su participación en el estudio se registró un mayor porcentaje de niñas (42,1%) que en el grupo de los niños participantes (44,4%), aunque esta diferencia resultó no significativa.

1.2.2.- De los niños

Las principales características sociodemográficas y los hábitos de oralidad de la población objeto de este estudio se encuentran en la Tabla 4.

Los niños estuvieron más representados que las niñas, tanto en la ciudad de Madrid, 57,0%, como en la Corona Metropolitana, 59,1%, aunque las diferencias no resultaron significativas.

Los niños de la ciudad de Madrid tenían una edad, expresada en meses, ligeramente menor que los de la Corona Metropolitana, siendo la diferencia significativa.

La gran mayoría de los niños habían asistido a guardería (o colegios de preescolar), no habiendo diferencias significativas por el lugar de residencia, aunque los de la ciudad de Madrid habían estado de media más tiempo, 2,5

años, que los de la Corona Metropolitana, que habían estado de media 2,1 años, siendo esta diferencia significativa.

Tabla 4.-Características sociodemográficas y hábitos de oralidad de la población infantil estudiada

Características sociodemográficas		Ciudad de Madrid	Corona Metropolitana	Nivel de significación
SEXO (n; %)	niños	171 (57,0)	127 (59,1)	0,353
	niñas	129 (43,0)	88 (40,9)	
EDAD (meses, DE*)		91,2 (5,1)	93,2 (4,2)	≤ 0,001
ASISTENCIA A GUARDERÍA # (n; %)	si	273 (91,0)	189 (87,9)	0,316
	no	26 (8,7)	26 (12,1)	
	desconocido	1 (0,3)	-	
ASISTENCIA A GUARDERÍA (años; DE)		2,5 (1,2)	2,1 (1,3)	≤ 0,001
ASISTENCIA COMEDOR ESCOLAR # (n; %)	si	96 (32,0)	30 (14,0)	≤ 0,001
	no	134 (44,7)	81 (37,7)	
	desconocido	70 (23,3)	104 (48,3)	
HÁBITOS DE ORALIDAD (actuales y/o pasados)				
• MORDIDA DE UÑAS	si	107 (35,7)	97 (45,1)	0,031
	no	193 (64,3)	118 (54,9)	
• CHUPARSE EL DEDO	si	42 (14,0)	16 (7,4)	0,020
	no	258 (86,0)	199 (92,6)	
• CHUPAR/ LLEVARSE OBJETOS A LA BOCA	si	99 (33,0)	64 (30,0)	0,248
	no	201 (67,0)	151 (70,0)	
LUGAR HABITUAL DE JUEGOS # (n; %)	domicilio	168 (56,0)	113 (52,6)	0,729
	calle	131(43,7)	101 (47,0)	
	desconocido	1 (0,3)	1 (0,4)	

* = Desviación estándar; # = En la prueba de χ^2 , no se ha considerado la categoría "desconocido"

Utilizaron el comedor escolar el 32,0% de los niños de la ciudad de Madrid y el 14,0% de los de la Corona Metropolitana; aunque es una variable de la que se desconoce su valor en un porcentaje relativamente alto, existen diferencias significativas entre estas dos áreas geográficas.

En relación a los hábitos de oralidad que presentaban los niños, y que se han caracterizado mediante tres comportamientos, se mordían las uñas el 35,7% de los niños de Madrid frente al 45,1% de los niños de la Corona Metropolitana, siendo esta diferencia significativa; lo mismo ocurre respecto al ítem chuparse el dedo, 14,0% de los niños de la ciudad de Madrid frente al 7,4% de los niños de la Corona Metropolitana. Sin embargo, en relación a la variable chuparse-llevarse objetos a la boca, las diferencias que presentaron los niños de estas dos áreas geográficas no resultaron significativas.

La mayoría de los niños jugaban en casa (56,0% en la ciudad de Madrid y 52,6% en la Corona Metropolitana), aunque los que vivían en esta última área geográfica lo hacían en un porcentaje algo mayor en la calle que los que vivían en Madrid; sin embargo las diferencias no resultaron significativas.

1.2.3.- De los padres

En la Tabla 5 se recogen las características sociodemográficas, laborales y de hábito tabáquico de los padres de los niños objeto del estudio.

Los padres tenían una edad media ligeramente mayor tanto en la ciudad de Madrid (38,3 años) como en la Corona Metropolitana (38,2 años) que la de las madres (35,8 y 35,5 años respectivamente) y no había diferencias significativas entre estos dos ámbitos geográficos.

Los padres de los niños que vivían en la ciudad de Madrid presentaban un nivel de estudios mayor que los padres de los niños que vivían en la Corona Metropolitana; así, el porcentaje de padres con estudios universitarios y con el bachillerato o equivalente en la ciudad de Madrid era de 23,3% y 17,3% respectivamente frente al 13,0% para ambos ítems en la Corona Metropolitana; por el contrario, en esta última área geográfica había más padres analfabetos o con estudios de bachillerato incompletos (20,9% y 44,7%) que en la ciudad de Madrid (9,7% y 41,0%). Estas diferencias eran estadísticamente significativas.

Tabla 5.- Características sociodemográficas de los padres de la población infantil estudiada

Características sociodemográficas		Ciudad de Madrid	Corona Metropolitana	Nivel de significación
EDAD (años, DE[±]):	• Padres	38,3 (5,5)	38,2 (5,6)	0,979 0,489
	• Madres	35,8 (5,0)	35,5 (5,3)	
NIVEL DE ESTUDIOS# (n;(%)):				
• PADRES:	• Analfabeto/E.G.B. o Bachiller incompleto	29 (9,7)	45 (20,9)	≤ 0,001
	• E.G.B./Bachiller elemental/F.P.1	123 (41,0)	96 (44,7)	
	• Bachiller superior/B.U.P./C.O.U./F.P.2	52 (17,3)	28 (13,0)	
	• Universidad	70 (23,3)	28 (13,0)	
	• Desconocido	26 (8,7)	18 (8,4)	
• MADRES:	• Analfabeto/E.G.B. o Bachiller incompleto	37 (12,3)	57 (26,5)	≤ 0,001
	• E.G.B./Bachiller elemental/F.P.1	147 (49,0)	103 (47,9)	
	• Bachiller superior/B.U.P./C.O.U./F.P.2	69 (23,0)	24 (11,1)	
	• Universidad	41 (13,7)	19 (8,8)	
	• Desconocido	6 (2,0)	12 (5,6)	
SITUACIÓN LABORAL# (n;(%)):				
• PADRES:	• Trabajo activo	258 (86,0)	183 (85,1)	0,694
	• Paro/jubilación/invalidez/hogar	15 (5,0)	15 (7,0)	
	• Desconocido	27 (9,0)	17 (7,9)	
• MADRES:	• Trabajo activo	121 (40,3)	61 (28,4)	0,011
	• Paro/jubilación/invalidez/hogar	171 (57,0)	143 (66,5)	
	• Desconocido	8 (2,7)	11 (5,1)	
SECTOR LABORAL# (n;(%)):				
• PADRES:	• Agricultura y ganadería	2 (0,7)	6 (2,7)	0,016
	• Construcción	29 (9,9)	23 (10,3)	
	• Siderurgia y metales	24 (8,2)	28 (12,6)	
	• Manufacturas y servicios	134 (45,9)	85 (38,1)	
	• Transporte, carburantes y energía	24 (8,2)	7 (3,1)	
	• Productos químicos	5 (1,7)	10 (4,5)	
	• Labores del hogar	1 (0,3)	0 (0,0)	
	• Otros	46 (15,8)	29 (13,0)	
	• Desconocido	27 (9,2)	35 (15,7)	
	• MADRES:	• Agricultura y ganadería	0 (0,0)	
• Construcción		0 (0,0)	1 (0,5)	
• Siderurgia y metales		1 (0,3)	1 (0,5)	
• Manufacturas y servicios		100 (33,6)	53 (24,7)	
• Transporte, carburantes y energía		5 (1,7)	0 (0,0)	
• Productos químicos		1 (0,3)	4 (1,9)	
• Labores del hogar		138 (46,3)	121 (56,3)	
• Otros		16 (5,4)	10 (4,7)	
• Desconocido		37 (12,4)	25 (11,6)	
CONSUMO DE TABACO# (n;(%)):				
• PADRES:	• No fuma, ni ha fumado nunca	63 (21,0)	47 (21,9)	0,577
	• <10 cigarrillos/día	34 (11,3)	29 (13,5)	
	• >10 cigarrillos día	132 (44,0)	84 (39,1)	
	• Exfumador	45 (15,0)	39 (18,1)	
	• Desconocido	26 (8,7)	16 (7,4)	
• MADRES:	• No fuma, ni ha fumado nunca	88 (29,3)	71 (33,0)	0,576
	• <10 cigarrillos/día	68 (22,7)	41 (19,1)	
	• >10 cigarrillos día	89 (29,7)	55 (25,6)	
	• Exfumador	48 (16,0)	36 (16,7)	
	• Desconocido	7 (2,3)	12 (5,6)	

* = Desviación estándar; # = En la prueba χ^2 , no se ha considerado la categoría "desconocido"

Con las madres de los niños estudiados ocurría igual. Las madres que vivían con sus hijos en la ciudad de Madrid presentaban un mayor porcentaje de estudios universitarios o con bachillerato superior o similar (13,7% y 23,0%) que las que vivían en la Corona Metropolitana (8,8% y 11,1%). Además también la falta de estudios era mayor entre las madres que vivían en la Corona Metropolitana (26,5%) que entre las que vivían en la ciudad de Madrid (12,3%). Las diferencias eran significativas desde el punto de vista estadístico.

La situación laboral de los padres era muy similar en ambas áreas geográficas: trabajaban el 86,0% de los padres que vivían en Madrid frente al 85,1 de los que vivían en la Corona Metropolitana. En situación de paro, jubilación, invalidez o trabajo en el hogar se encontraban un 5,0% de los padres de Madrid y un 7,0% de los padres de la Corona. Las diferencias no eran estadísticamente significativas.

Los padres trabajaban mayoritariamente en el sector “manufacturas y servicios” en ambas áreas geográficas: 45,9% en Madrid y 38,1% en la Corona Metropolitana. Le seguían en importancia el sector que se ha denominado “otros” con un 15,8% y un 13,0% respectivamente. Los sectores menos representados eran el de “labores en el hogar” que tenían un porcentaje de 0,3% y del 0,0% y el de agricultura y ganadería con el 0,7% para los que vivían en Madrid y el 2,7% para los que vivían en la Corona. Las diferencias eran estadísticamente significativas.

En el caso de las madres de los niños, las diferencias que presentaban en relación a su actividad laboral también eran estadísticamente significativas. Sin embargo el perfil era diferente. Mayoritariamente las madres trabajaban en el hogar: el 46,3% de las madres de Madrid y el 56,3% de las madres de la Corona Metropolitana. Le seguían en orden de importancia el sector manufacturas y servicios (33,6% y 24,7%). Los sectores menos representados fueron agricultura y ganadería, construcción, siderurgia y metales, transporte de carburantes y energía y productos químicos.

En relación al hábito de fumar, no había diferencias significativas ni entre los padres ni entre las madres de ambas áreas geográficas. Sin embargo los padres fumaban más que las madres; así, consumían más de 10 cigarrillos al día el 44,0% de los padres de la ciudad de Madrid y el 39,1% de los padres de la Corona Metropolitana, frente al 29,7% y 25,6% respectivamente que lo hacían las madres.

1.3.- Variables medioambientales

La Tabla 6 recoge la información relativa a las variables medioambientales que concurrían en los niños objeto del presente estudio.

Los niños que vivían en la ciudad de Madrid lo hacían en viviendas que fueron construidas hace más tiempo que los que vivían en la Corona Metropolitana. Así, el porcentaje de viviendas mayores de 20 años era del 54,4% en Madrid y del 33,0% en la Corona Metropolitana. Por el contrario el porcentaje de viviendas menores de 10 años era del 16,7% en la Corona Metropolitana y de 13,7% en la ciudad de Madrid. Las diferencias que presentaron estas dos áreas geográficas para este ítem fueron significativas.

Se producía una cierta estabilidad en cuanto a la ocupación de la vivienda. El 39,0% de los padres de los niños que vivían en la ciudad de Madrid y el 38,7% de los de la Corona Metropolitana llevaban más de 10 años viviendo en la misma casa; los porcentajes iban descendiendo de forma progresiva conforme disminuía el tiempo de ocupación excepto para la Corona Metropolitana. En esta área geográfica se registraron dos picos: uno entre los 7-8 años de ocupación, que coincidía con la edad del niño, que registraba el 15,4% y el otro en la franja de 1-2 años de ocupación, que registraba el porcentaje del 14,4%. Las diferencias no fueron significativas desde el punto de vista estadístico.

Tabla 6.-Características medioambientales en la que vive la población infantil estudiada.

Características medioambientales	Ciudad de Madrid	Corona Metropolitana	Nivel de significación
VIVIENDA Y CONSUMO DE AGUA(n;(%):			
• AÑOS DE LA VIVIENDA#¶: <ul style="list-style-type: none"> • Menos de 5 años • Entre 5 y 9 años • Entre 10 y 14 años • Entre 15 y 19 años • Entre 20 y 29 años • Entre 30 y 50 años • Más de 50 años • Desconocido 	20 (6,7) 21 (7,0) 37 (12,3) 54 (18,0) 86 (28,7) 69 (23,0) 8 (2,7) 5 (1,6)	23 (10,7) 13 (6,0) 35 (16,3) 67 (31,2) 63 (29,3) 7 (3,2) 1 (0,5) 6 (2,8)	≤ 0,001
• AÑOS OCUPACIÓN DE LA VIVIENDA#: <ul style="list-style-type: none"> • Menos de 1 año • Entre 1 y 2 años • Entre 3 y 4 años • Entre 5 y 6 años • Entre 7 y 8 años • Entre 9 y 10 años • Más de 10 años • Desconocido 	19 (6,3) 23 (7,7) 28 (9,3) 27 (9,0) 32 (10,7) 48 (16,0) 117 (39,0) 6 (2,0)	13 (6,0) 31 (14,4) 11 (5,1) 16 (7,4) 33 (15,4) 26 (12,1) 83 (38,7) 2 (0,9)	0,057
• PINTADO DE LA CASA EN LOS ÚLTIMOS 5 AÑOS#: <ul style="list-style-type: none"> • Si • No • Desconocido 	254 (84,7) 40 (13,3) 6 (2,0)	187 (87,0) 24 (11,2) 4 (1,8)	0,273
• FUENTE DE BEBIDA DEL NIÑO#: <ul style="list-style-type: none"> • Agua del grifo • Agua embotellada, refrescos y otras bebidas • Desconocido 	289 (96,3) 8 (2,7) 3 (1,0)	205 (95,3) 9 (4,2) 1 (0,5)	0,769
MASCOTAS(n;(%):			
• PERROS# <ul style="list-style-type: none"> • Si • No • Desconocido 	27 (9,0) 266 (88,7) 7 (2,3)	33 (15,3) 179 (83,3) 3 (1,4)	0,029
• GATOS# <ul style="list-style-type: none"> • Si • No • Desconocido 	15 (5,0) 278 (92,7) 7 (2,3)	17 (7,9) 194 (90,2) 4 (1,9)	0,198.
• OTROS# <ul style="list-style-type: none"> • Si • No • Desconocido 	118 (39,3) 180 (60,0) 2 (0,7)	101 (47,0) 109 (50,7) 5 (2,3)	0,069

= En la prueba X^2 , no se ha considerado la categoría "desconocido"

¶= Agrupadas en una las dos ultimas categorías de tiempo para el análisis de X^2 .

La gran mayoría de las viviendas, el 84,7% de las ubicadas en la ciudad de Madrid y el 87,0% de las que se encontraban en la Corona Metropolitana, habían sido pintadas y no existían diferencias estadísticamente significativas. De igual manera ocurría con la variable relativa al consumo de bebidas del niño; tanto en la ciudad de Madrid, 96,3%, como en la Corona Metropolitana, 95,3%, los niños bebían el agua del grifo, siendo escaso el consumo alternativo de agua embotellada, refrescos u otras bebidas.

En relación a las mascotas, tenían perros en sus viviendas el 9,0% de los niños de Madrid y el 15,3% de los que vivían en la Corona Metropolitanas, siendo estas diferencias estadísticamente significativas. El porcentaje de gatos era menor, 5,0% y 7,9% respectivamente siendo no significativas estas diferencias. Por último, el porcentaje de otras mascotas se incrementaba al 39,3% en la ciudad de Madrid y al 47,0% en la Corona Metropolitana, aunque tampoco eran estas diferencias estadísticamente significativas.

1.4.- Exposición al plomo a través del agua de consumo público

En la Tabla 7 se pueden ver las características relativas a la calidad del agua, desde el punto de vista de los niveles de plomo que contenía, en las viviendas de los niños y su distribución en función de la ubicación geográfica y antigüedad de las mismas.

A efectos de visualizar mejor las diferencias, se ha construido la Tabla 7 desagregando el área geográfica denominada Corona Metropolitana en 4 zonas, una por cada uno de los puntos cardinales, y que, como ya se ha comentado, quedan separadas entre las diferentes carreteras nacionales que parten desde el centro de Madrid.

No se tienen resultados de las concentraciones de plomo en el agua del grifo de las 515 viviendas de los niños; los motivos fueron diversos pero fundamentalmente se debió a que los padres olvidaron recogerla o, habiéndola recogido, no la llevaron.

La media logarítmica de los niveles de plomo en el agua de consumo recogida en el grifo de cada una de las viviendas de los niños participantes fue de 4,4 µg/L (DE=2,0 µg/L). Los niveles medios más altos se dieron en la ciudad de Madrid, con un valor de 4,8 µg/L (DE=2,1 µg/L) y un valor máximo de 64,1 µg/L. En la Corona Metropolitana los valores más altos se dieron en la zona Este, en el eje de la nacional II, el denominado “pasillo de Alcalá de Henares”, con la cifra de 4,0 µg/L (DE=1,6 µg/L) , seguido de las viviendas ubicadas en la zona norte, en el eje de la nacional I, con una media logarítmica de 3,7 µg/L (DE= 2,2 µg/L). La media logarítmica más baja se dio en la zona oeste (eje de la nacional VI) con un valor de 3,4 µg/L (DE=2,0 µg/L) con un recorrido entre 1 y 16,3 µg/L.

Tabla 7.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico (µg/L) en relación con la localización geográfica de las viviendas y con la antigüedad de la construcción de las mismas.

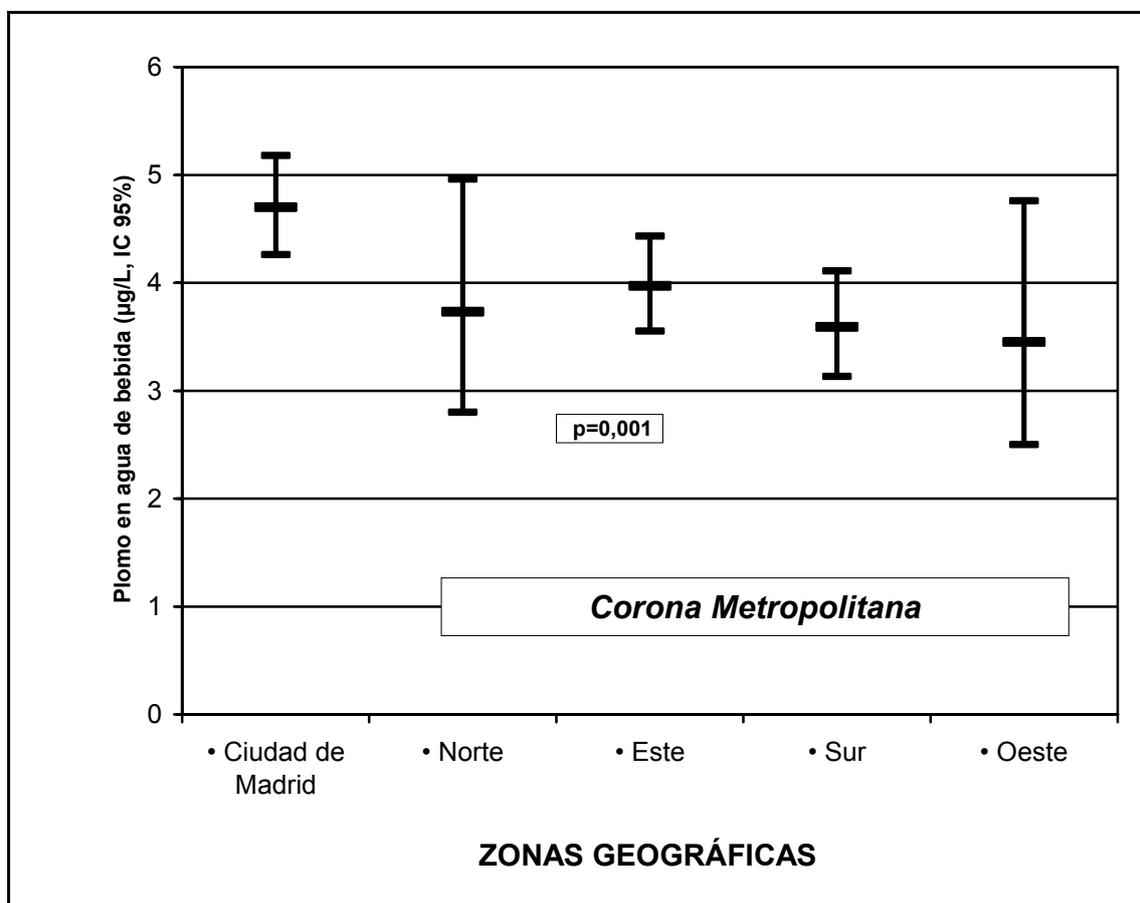
Zona geográfica	N	Media	DE	Mínimo	Máximo	p
Ciudad de Madrid	296	4,8	2,1	0,3	64,1	≤ 0,001*
Corona Metropolitana:						
• Norte	31	3,7	2,2	0,2	12,3	
• Este	78	4,0	1,6	1,1	26,0	
• Sur	67	3,6	1,8	0,7	25,8	
• Oeste	20	3,4	2,0	1,0	16,3	
Total	492	4,4	2,0	0,2	64,1	-
Antigüedad	N	Media	DE	Mínimo	Máximo	p
• < 5 años	37	3,5	2,8	0,2	56,3	≤ 0,001*
• 5-9 años	34	4,3	2,1	1,0	19,1	
• 10-14 años	66	3,7	1,7	1,2	27,9	
• 15-19 años	117	4,0	1,7	1,0	16,4	
• 20-29 años	146	4,5	1,7	1,1	55,1	
• 30-50 años	74	5,4	2,4	0,3	64,1	
• > 50 años	9	10,2	1,8	4,9	40,8	
Total	483	4,4	2,0	0,2	64,1	-

Nota: todos los valores transformados logarítmicamente. DE= Desviación estándar;
* = Kruskal-Wallis

El 92,3% de las muestras presentaban cifras inferiores a 10 µg/L; 27 muestras (el 5,5% de los casos) tuvieron valores superiores a 10 pero inferiores a 25 µg/L; 8 muestras (el 1,6%) tuvieron valores superiores a 25 µg/L y solamente 3 muestras (el 0,6%) presentaron valores por encima de 50 µg/L.

Los niveles de plomo en el agua del grifo de las viviendas estudiadas presentaban diferencias entre las zonas geográficas donde se ubicaban y eran estadísticamente significativas (Figura 27).

Figura 27.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico (µg/L) en relación con la localización geográfica de las viviendas (medias e IC calculados logarítmicamente)

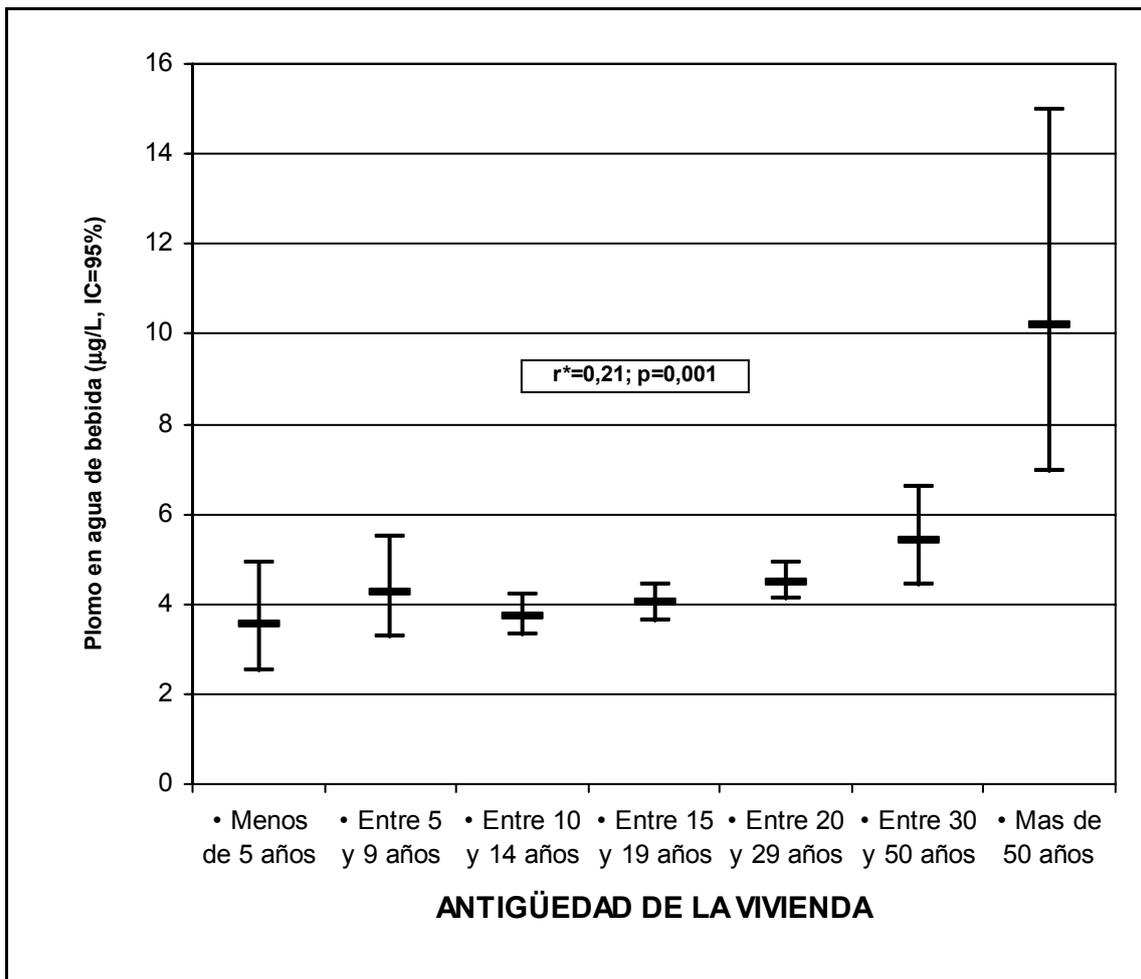


En relación a la variable “antigüedad de la vivienda”, los niveles medios de plomo en el agua del grifo de la vivienda se incrementaban con la edad de la misma. Los niveles medios más altos se encontraron en los edificios más antiguos, los que tenían más de 50 años de edad, que presentaban una media geométrica de 10,2 µg/L, con un rango que iba desde 4,9 a 40,8 µg/L. Le

según las viviendas que tenían entre 30 y 50 años que presentaron una media de 5,4 µg/L con un recorrido de 0,3 a 64,1 µg/L. Los niveles medios más bajos lo presentaban los edificios más “jóvenes”, los que tenían menos de 5 años de antigüedad, con una cifra de 3,5 µg/L y un rango que va de 0,2 a 56,3 µg/L.

Los niveles de plomo en el agua del grifo de las viviendas estudiadas presentaban diferencias según su antigüedad y éstas eran estadísticamente significativas. Además, la *r* de Spearman (considerando la antigüedad de la vivienda como variables numéricas categorizadas de forma ascendente desde 1 a 7, siendo 1 la antigüedad de menos de 5 años y 7 la de más de 50 años) resultó tener un valor de 0,21 y resultaba también significativa (Figura 28).

Figura 28.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico en relación con la antigüedad de construcción de la vivienda (medias e IC calculados logarítmicamente).



*: *r* de Spearman

Para el caso concreto de la ciudad de Madrid existía la posibilidad de desagregar la información por los distritos municipales. Los resultados de esta variable desagregada se recogen en la Tabla 8.

Tabla 8.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico ($\mu\text{g/L}$) en relación con la localización geográfica de las viviendas y con la antigüedad de la construcción de las mismas en la ciudad de Madrid.

<i>Distrito municipal</i>	N	Media	DE	Mínimo	Máximo	p
• Carabanchel	18	5,0	1,5	3,3	19,7	$\leq 0,001^*$
• Chamartín	12	8,1	2,7	4,0	64,1	
• Ciudad Lineal	43	4,0	2,4	1,0	27,9	
• Fuencarral-El Pardo	11	6,6	1,6	3,0	14,0	
• Hortaleza	27	4,5	1,7	1,0	18,5	
• Latina	18	4,5	1,5	2,0	11,0	
• Moratalaz	12	3,6	1,5	2,3	8,4	
• Retiro	14	7,8	1,4	4,9	13,2	
• San Blas	34	3,3	1,9	1,1	11,0	
• Villa de Vallecas	35	6,9	2,1	1,4	56,3	
• Villaverde	25	5,4	1,5	2,3	10,0	
<i>Antigüedad de la vivienda</i>	N	Media	DE	Mínimo	Máximo	
• < 5 años	13	4,8	3,5	1,0	56,2	0,010*
• 5-9 años	13	5,2	2,1	1,0	13,7	
• 10-14 años	33	4,1	1,7	1,2	28,0	
• 15-19 años	48	4,3	1,8	1,0	11,7	
• 20-29 años	76	4,8	1,7	1,6	55,1	
• 30-50 años	66	5,5	2,4	1,0	64,1	
• > 50 años	8	10,6	1,9	4,9	40,8	

Nota: todos los valores transformados logarítmicamente; DE = Desviación estándar

** = Prueba de Kruskal-Wallis*

Como ya se ha dicho, la media logarítmica de plomo en el agua de las viviendas de los niños que residían en la ciudad de Madrid resultó ser de 4,8 $\mu\text{g/L}$ (DE 2,1 $\mu\text{g/L}$).

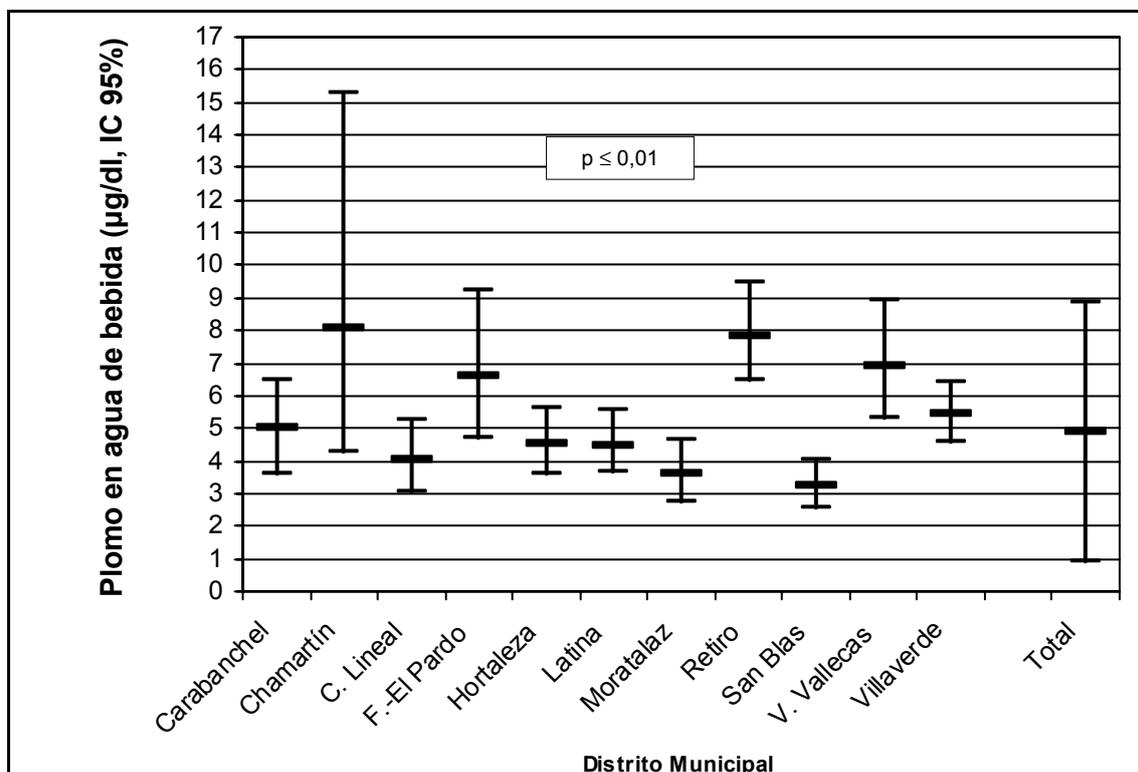
El valor medio más alto se dio en el distrito de Chamartín que alcanzó el valor de 8,1 $\mu\text{g/L}$, con un rango de 4,0 a 64,1 $\mu\text{g/L}$, seguido de los distritos de Retiro con 7,8 $\mu\text{g/L}$ (DE= 1,4 $\mu\text{g/L}$) y Villa de Vallecas con 6,9 $\mu\text{g/L}$ (DE=2,1 $\mu\text{g/L}$).

Los niveles medios más bajos de plomo en el agua del grifo de las viviendas de los niños se dieron en los distritos de San Blas y Moratalaz, con 3,3 $\mu\text{g/L}$ (DE= 1,9 $\mu\text{g/L}$) y 3,6 $\mu\text{g/L}$ (DE= 1,5 $\mu\text{g/L}$) respectivamente.

El 86,3% de las muestras de agua domiciliaria fueron menores de 10 $\mu\text{g/L}$; 27 muestras (el 8,8% de los casos) tuvieron valores mayores de 10 pero menores de 25 $\mu\text{g/L}$; 6 muestras (el 2,3%) tuvieron valores mayores de 25 $\mu\text{g/L}$, y únicamente 3 muestras (el 1,2%) presentaron valores superiores a 50 $\mu\text{g/L}$.

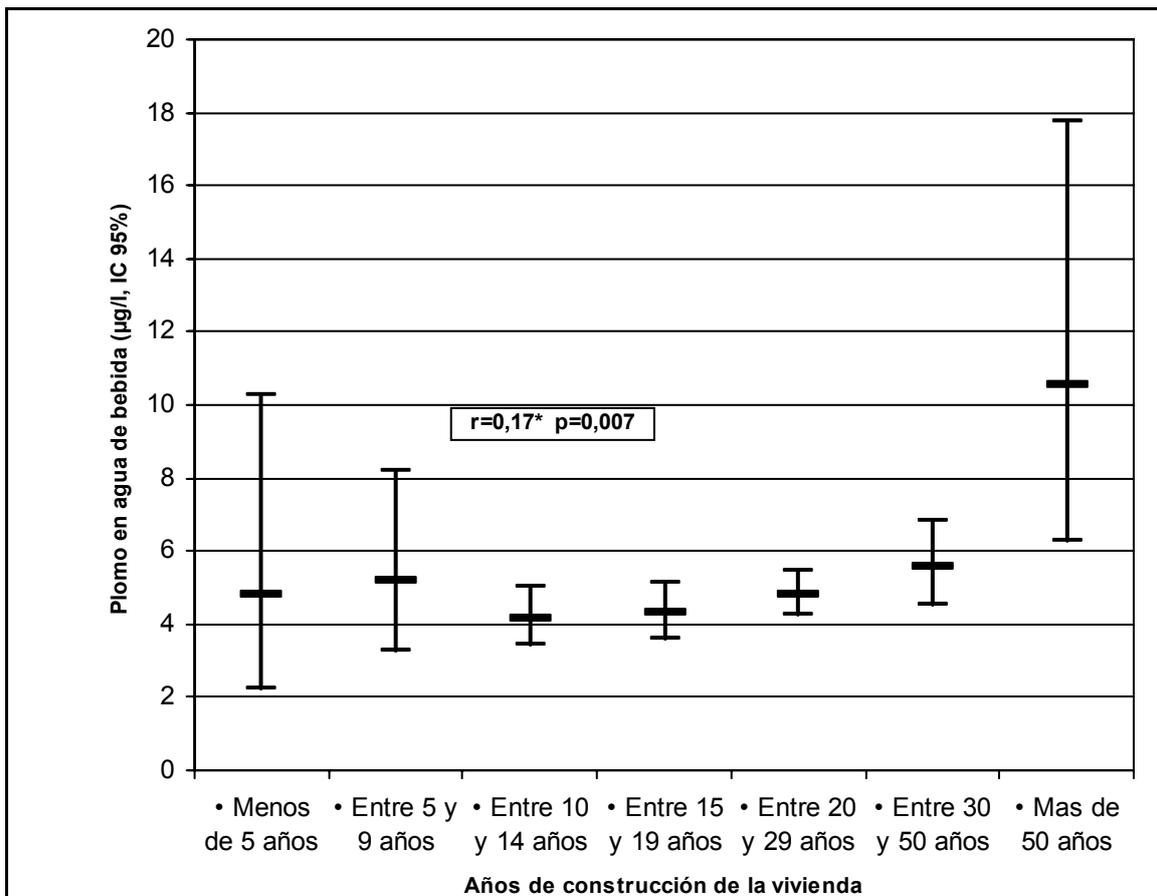
Los niveles de plomo en el agua del grifo de las viviendas estudiadas presentaban diferencias entre distritos municipales de la ciudad de Madrid donde se ubicaban y eran estadísticamente significativas (Figura 29).

Figura 29.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico por distritos municipales de la ciudad de Madrid donde se ubican las viviendas (medias e IC calculados logarítmicamente).



La variable antigüedad mantiene para la ciudad de Madrid el mismo comportamiento que se había visto antes para toda la población de estudio: los niveles medios de plomo en el agua del grifo de la vivienda se incrementaban con la edad de la misma. Los niveles medios más altos de plomo en el agua se obtuvieron en los edificios más antiguos, los que tenían más de 50 años, que presentaron un valor de 10,6 µg/L con un rango de 4,9 a 40,8 µg/L. Estos valores iban descendiendo conforme disminuía la edad de las viviendas, aunque se producía una inversión en esta tendencia con los edificios más “jóvenes”: los que tenían una antigüedad menor de 5 años que presentaron una media de 4,8 µg/L (DE= 3,5 µg/L) y los de 5 y 9 años, tuvieron una media de 5,2 µg/L (DE= 2,1 µg/L).

Figura 30.-Plomo en agua de bebida del grifo doméstico en relación con la antigüedad de construcción de la vivienda en la ciudad de Madrid (medias e IC calculados logarítmicamente)



Los niveles de plomo en el agua del grifo de las viviendas estudiadas presentaban diferencias según su antigüedad y éstas eran estadísticamente significativas. Además, la *r* de Spearman (considerando la antigüedad de la vivienda como variables numéricas ascendentes desde 1 a 7, siendo 1 la antigüedad de menos de 5 años y 7 la de más de 50 años) resultó tener un valor de 0,17 y resultaba también significativa (Figura 30).

Otra fuente de exposición al plomo lo constituía el agua del colegio al que acudían los niños. La Tabla 9 recoge la información relativa a esta variable.

Tabla 9.-Plomo en el agua de bebida del grifo del colegio (µg/L) en relación con su localización geográfica.

Zona geográfica	N	Media	DE	Mínimo	Máximo	p
Ciudad de Madrid	13	6,4	2,0	2,7	45	≤ 0,001 *
Corona Metropolitana:						
• Norte	3	9,5	2,9	2,2	28	
• Este	2	4,5	1,1	4,2	5	
• Sur	3	2,9	1,3	2,1	3,6	
• Oeste	1	3,2	-	-	-	
Total	22	5,6	2,0	2,1	45	-

Nota: todos los valores transformados logarítmicamente.

* = *Kruskal-Wallis*

Del total de 23 colegios se muestrearon 22, habiéndose perdido 1 de la zona geográfica del Oeste.

El nivel medio de plomo en el agua del grifo de los colegios de los niños que participaron en el estudio fue de 5,6 µg/L con un rango que iba desde 2,1 a 45 µg/L; la media era ligeramente mayor que la que presentaba el agua del grifo de las viviendas.

También, contrariamente a lo que ocurría en el caso del agua del grifo de las viviendas, donde los niveles más altos de plomo se encontraban en la ciudad de Madrid, en los colegios muestreados, segregados por zonas geográficas, se

encontró que en la zona Norte, era donde se encontraba el valor más alto, 9,5 µg/L, con un recorrido que iba desde 2,2 a 28 µg/L, seguido de los colegios ubicados en la ciudad de Madrid con 6,4 µg/L con un rango entre 2,7 y 45 µg/L.

Los colegios que presentaron menores concentraciones de plomo en el agua fueron los ubicados en la Corona Metropolitana, en concreto los de las zonas Sur, (2,9 µg/L) y la Oeste (3,2 µg/L).

Por rangos, 4 colegios (17,4 %) presentaron valores mayores de 10 pero menores de 25 µg/L, y solamente 2 (8,7 %) por encima de 25 µg/L, uno con 28 µg/L y el otro con 41 µg/L.

Los niveles de plomo en el agua del grifo de los colegios muestreados presentaban diferencias por zonas geográficas y eran estadísticamente significativas.

Se pudo desagregar en la ciudad de Madrid la información por los distritos municipales. Los resultados de esta variable desagregada se recogen en la Tabla 10.

Tabla 10.-Plomo en el agua de bebida del grifo del colegio (µg/L) en relación con su localización geográfica en la ciudad de Madrid.

<i>Distrito municipal</i>	N (n)*	Media
• Carabanchel	1 (19)	13,8
• Chamartín	1 (11)	45,0
• Ciudad Lineal	2 (53)	5,3
• Fuencarral-El Pardo	2 (10)	19,3
• Hortaleza	1 (25)	3,2
• Latina	1 (17)	11,4
• Moratalaz	1 (11)	7,4
• Retiro	1 (15)	4,8
• San Blas	1 (33)	2,7
• Villa de Vallecas	1 (33)	9,7
• Villaverde	1 (25)	5,1

Nota: todos los valores transformados logarítmicamente.

**N (n): Colegios (alumnos)*

Se pudo muestrear en los 13 colegios de la ciudad de Madrid. Dado que en la mayoría de los casos sólo había un colegio por distrito no se expresan valores mínimos ni máximos.

Los valores medios de plomo en el agua del grifo de los colegios ubicados en la ciudad de Madrid variaron entre 2,7 µg/L, el menor, que se encontraba en el distrito de San Blas, hasta 45,0 µg/L, el que ofrecía mayores niveles, que estaba en el distrito de Chamartín. Por rangos, había 8 colegios (61,5 %) que presentaban valores menores de 10 µg/L; 4 colegios (30,8 %) presentaban valores mayores de 10 pero menores de 25 µg/L, y solamente 1 (7,8 %) tenían valores por encima de 25 µg/L.

Los niveles de plomo en el agua del grifo de los colegios muestreados en la ciudad de Madrid presentaron diferencias por distritos municipales. No se pudo establecer ninguna significación porque fueron muestras únicas en la mayoría de los casos.

1.5.- Exposición al plomo a través del aire

Como ya se ha comentado en el apartado de “Material y Métodos”, la exposición al plomo a través del aire se estableció no tanto con los valores de inmisión analizados por el Sistema Integral de Calidad del Aire del Ayuntamiento de Madrid, sino a través de un método indirecto, construyendo la variable Intensidades Medias Diarias (IMD), que expresaban las cantidades de vehículos por día que transitaban, tanto por las inmediaciones de las viviendas en las que habitaban como en las inmediaciones de los colegios a los que asistían los niños del presente estudio.

El motivo fundamental para no haber considerado en el análisis los valores de inmisión medidos fue que eran valores integrados para toda la ciudad de Madrid, lo que dificultaba la asignación de exposiciones por los distintos distritos municipales.

La Tabla 11 recoge esta información, que se tuvo que acotar exclusivamente a los niños que vivían en la ciudad de Madrid, porque la información de las IMD de tráfico sólo estuvo disponible para esta área geográfica.

Además, a efectos de este análisis descriptivo no se consideraron aquellos distritos municipales que contaron con menos de 5 efectivos. En otros casos, los niños acudían a colegios ubicados en la ciudad de Madrid pero vivían en la Corona Metropolitana y por tanto también fueron descartados. Tampoco se consideraron los niños que viviendo en un distrito acudían a un colegio de otro distrito porque eso dificultaba la elaboración de algunos indicadores. El total de niños que contaron con esta información fue de 252, el 84,0% de los que vivían en la ciudad de Madrid.

Tabla 11.-Intensidades Medias Diarias de tráfico (IMD por 1000 vehículos/día) que presentan los niños en sus viviendas a diferentes distancias expresadas en metros

Distrito	N	IMD en viviendas					
		0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
Carabanchel	18	8	24	31	61	73	88
Chamartín	12	10	63	89	90	118	133
Ciudad Lineal	44	8	19	45	55	66	67
Fuencarral-El Pardo	12	7	7	15	25	47	65
Hortaleza	27	4	8	23	53	57	77
Latina	18	5	13	71	96	102	102
Moratalaz	12	4	11	23	24	26	27
Retiro	14	8	42	84	105	110	116
San Blas	34	5	7	13	17	24	26
Villa de Vallecas	36	5	11	16	18	20	27
Villaverde	25	3	4	12	22	31	39
Total/Media	252	6	16	34	46	54	62
Significación (p)		0,235*	≤0,001*	≤0,001*	≤0,001*	0,047*	0,188*

* *Kruskal-Wallis*

La Intensidad Media Diaria de tráfico que soportaban los niños a 0 metros, es decir a pie de casa, fue de 6.000 vehículos/día. Los niños que vivían en el

distrito de Chamartín eran los que se veían afectados por un mayor volumen de tráfico diario, 10.000 vehículos/día, seguido de los niños que vivían en los distritos de Carabanchel, Ciudad Lineal y Retiro con 8.000 vehículos/día. Los niños que vivían en los distritos de Villaverde y Hortaleza son los que tenían menor tráfico diario, con 3.000 y 4.000 vehículos/día respectivamente. Estas diferencias no eran significativas desde el punto de vista estadístico.

A 100 metros de distancia de las viviendas de los niños, las IMD se incrementaban en general, excepto para el distrito de Fuencarral-El Pardo que se mantuvo. Las diferencias que presentaban fueron significativas desde el punto de vista estadístico.

Los niños que se veían más afectados por la exposición al tráfico rodado a 200 metros de sus viviendas fueron los que vivían en los distritos de Chamartín con 89.000 vehículos/día, los de Retiro con 84.000 vehículos/día y los de Latina con 71.000 vehículos/día. La IMD de tráfico para esta distancia fue de 34.000 vehículos/día y las diferencias por distritos fueron estadísticamente significativas.

A 300 metros de distancia de las viviendas de los niños que vivían en la ciudad de Madrid las IMD de tráfico para todos los distritos fue de 46.000 vehículos/día. Las diferencias de IMD de tráfico entre distritos eran estadísticamente significativas.

La IMD de tráfico a 400 metros para todos los distritos presentaba un valor de 54.000 vehículos/día. Los distritos de Chamartín, Retiro y Latina presentaban los valores más altos: 118.000, 110.000 y 102.000 vehículos/día. Los demás distritos iban creciendo sus IMD de tráfico de forma progresiva pero lentamente. Las diferencias de las IMD por distritos eran estadísticamente significativas.

A 500 metros las IMD de tráfico de todos los distritos fue de 62.000 vehículos/día. Las diferencias que presentaban las IMD de tráfico por distritos no fueron estadísticamente significativas.

En relación a las IMD de tráfico que soportaban los niños en los colegios a los que asistían se recogen en la Tabla 12 y de la misma forma que con las viviendas se establecieron las mismas distancias de influencia.

Tabla 12.-Intensidades Medias Diarias de tráfico (IMD por 1000 vehículos/día) que presentan los niños en sus colegios a diferentes distancias expresadas en metros.

Distrito	N	IMD en colegio					
		0 m	100 m	200 m	300 m	400 m	500 m
Carabanchel	1 (18)	15	15	15	15	15	15
Chamartín	1 (12)	19	19	31	156	180	180
Ciudad Lineal	2 (44)	28	28	28	31	50	58
Fuencarral-El Pardo	2 (12)	6	6	24	62	99	100
Hortaleza	1 (27)	8	8	14	100	111	111
Latina	1 (18)	3	3	3	3	123	123
Moratalaz	1 (12)	2	4	14	16	16	16
Retiro	1 (14)	2	102	102	102	102	129
San Blas	1 (34)	4	15	15	28	28	29
Villa de Vallecas	1 (36)	3	11	12	16	23	37
Villaverde	1 (25)	2	10	10	11	16	54
Total/Media	13 (252)	10	19	21	41	59	68
Significación (p)		≤0,001*	≤0,001*	≤0,001*	≤0,001*	≤0,001*	≤0,001*

N (n): Colegios (alumnos)

* = Kruskal-Wallis

La Intensidad Media Diaria de tráfico a 0 metros, es decir a pie de colegio, que soportaban los niños que vivían en la ciudad de Madrid era de 10.000 vehículos al día. Los valores mayores se encontraban en los colegios del distrito de Ciudad Lineal con 28.000 vehículos al día de media, seguido del de Chamartín con 19.000 y Carabanchel con 15.000 vehículos/día. Las menores Intensidades de tráfico a 0 metros se encontraban en Moratalaz, Retiro y Villaverde con 2.000 vehículos/día. Las diferencias eran estadísticamente significativas.

La IMD a 100 metros del colegio fue de 15.000 vehículos/día. El colegio del distrito que incrementó de forma espectacular su IMD fue el de Retiro, que pasó de 2.000 vehículos/día a 0 metros a 102.000 vehículos a la distancia de

100 metros debido a la cercanía de la vía rápida denominada M-30. Las diferencias que presentaban las IMD de tráfico de los colegios entre los distritos municipales a 100 metros, también fueron significativas.

A la distancia de 200 metros los niños que seguían soportando el mayor tráfico en el colegio se encontraban en el distrito de Retiro por la influencia de la M-30, ya ejercida a los 100 metros. La IMD de tráfico en los colegios de todos los niños fue de 21.000 vehículos/día. Los niños que acudían al colegio del distrito de Latina mantuvieron la menor IMD con 3.000 vehículos/día. Las diferencias de las IMD de tráfico de los colegios por distritos fueron estadísticamente significativas.

La IMD de todos los distritos a 300 metros de los colegios de los niños creció a 41.000 vehículos/día. En esta distancia la influencia de las grandes vías de tráfico se hicieron sentir de tal forma que al distrito de Retiro le sobrepasaba el de Chamartín que alcanzó el valor de 156.000 vehículos/día, y el de Hortaleza que con 100.000 vehículos/día se le acercó. El colegio del distrito de Latina siguió “protegido” por su alejamiento de las grandes vías y mantuvo el valor más bajo, 3.000 vehículos/día. Se mantuvo la significación estadística de estas diferencias.

La IMD de tráfico a 400 metros del colegio para todos los distritos de Madrid fue de 59.000 vehículos/día. Creció de forma espectacular el valor de la IMD del distrito de Latina, que pasó de los 3.000 a 123.000 vehículos/día al tener la influencia de las grandes vías que circunvalaban la ciudad de Madrid. Las diferencias de IMD de tráfico por distritos de los colegios de la ciudad de Madrid, a esta distancia de 400 metros, también fueron significativas.

Por último, a la distancia de 500 metros desde el colegio, la influencia de las grandes vías de tráfico que rodeaban Madrid afectó enormemente a aquellos colegios ubicados en distritos más cercanos a ellas. A esta distancia, los colegios de los distritos con mayor IMD de tráfico eran Chamartín con 180.000 vehículos/día, seguido de Retiro con 129.000, Latina con 123.000 y Hortaleza con 111.000 vehículos/día. Los que presentaron menores IMD fueron los

colegios que se encontraban en Carabanchel y Moratalaz con 15.000 y 16.000 vehículos/día respectivamente. La IMD para todos los colegios de los distritos fue de 68.000 vehículos/día. Las diferencias eran estadísticamente significativas.

En la Tabla 13 se recoge la suma de Intensidades Medias Diarias de tráfico que tenían los niños de la ciudad de Madrid tanto en su vivienda como en el colegio y para el conjunto de distancias definidas desde 0 metros a 500 metros.

Las sumas de IMD de tráfico entre los 0 y los 500 metros que sufrían los niños que vivían en la ciudad de Madrid tenían como media 252.000 vehículos/día. Los distritos con mayor IMD eran Chamartín con 503.000 vehículos/día y Retiro con 465.000 vehículos/día. Las viviendas menos afectadas eran las ubicadas en San Blas y Villa de Vallecas con 92.000 y 97.000 vehículos/día. Las diferencias eran estadísticamente significativas.

En relación a las IMD de tráfico que sufrían los niños en el colegio al que acudían, la media total fue de 218.000 vehículos/día, dándose los niveles más altos en los colegios también de los distritos de Chamartín con 585.000 vehículos/día y Retiro con 539.000 vehículos/día. Los colegios menos afectados por el tráfico fueron los de Moratalaz y Carabanchel con 68.000 y 90.000 vehículos/día. Las diferencias de IMS de tráfico entre los distritos eran estadísticamente significativas.

La suma de todo el tráfico que soportaban los niños en casa y en el colegio ofreció una suma para todos los distritos de 435.000 vehículos/día, siendo los distritos de Chamartín y Retiro, como es lógico, los que más tráfico tenían. Las diferencias de las IMD de tráfico entre distritos también fueron significativas desde el punto de vista estadístico.

Tabla 13.-Sumas de Intensidades Medias Diarias de tráfico (IMD por 1.000 vehículos/día) que presentan los niños en sus casas y colegios a distancias de 0 a 500 metros, por distritos.

Distrito	N	IMD casa	IMD colegio	IMD casa+colegio
Carabanchel	18	285	90	375
Chamartín	12	503	585	1088
Ciudad Lineal	44	260	223	483
Fuencarral-El Pardo	12	166	297	463
Hortaleza	27	222	352	574
Latina	18	389	258	647
Moratalaz	12	114	68	182
Retiro	14	465	539	1004
San Blas	34	92	119	211
Villa de Vallecas	36	97	102	199
Villaverde	25	111	103	214
Total/Media	252	217	218	435
Significación (p)		$\leq 0,001^*$	$\leq 0,001^*$	$\leq 0,001^*$

* *Kruskal-Wallis*

1.6.- Concentración de plomo en sangre

La media geométrica de plomo en sangre encontrada en los niños objeto del estudio fue de 3,8 µg/dL (DE=0,2 µg/dL) con un rango que iba desde 1,0 µg/dL a 11,5 µg/dL. Sólo dos niños presentaron niveles por encima de los 10 µg/dL y ambos tenían la cifra de 11,5 µg/dL (Figura 31).

La media aritmética fue de 4,1 µg/dL y la mediana de 4,0 µg/dL. Los percentiles 25 y 75 son 3,1 µg/dL y 4,9 µg/dL respectivamente.

En la Figura 32 puede observarse la distribución que presentan las concentraciones de plomo en sangre de los niños estudiados.

Figura 31.-Valor medio del plomo en sangre y valores de dispersión

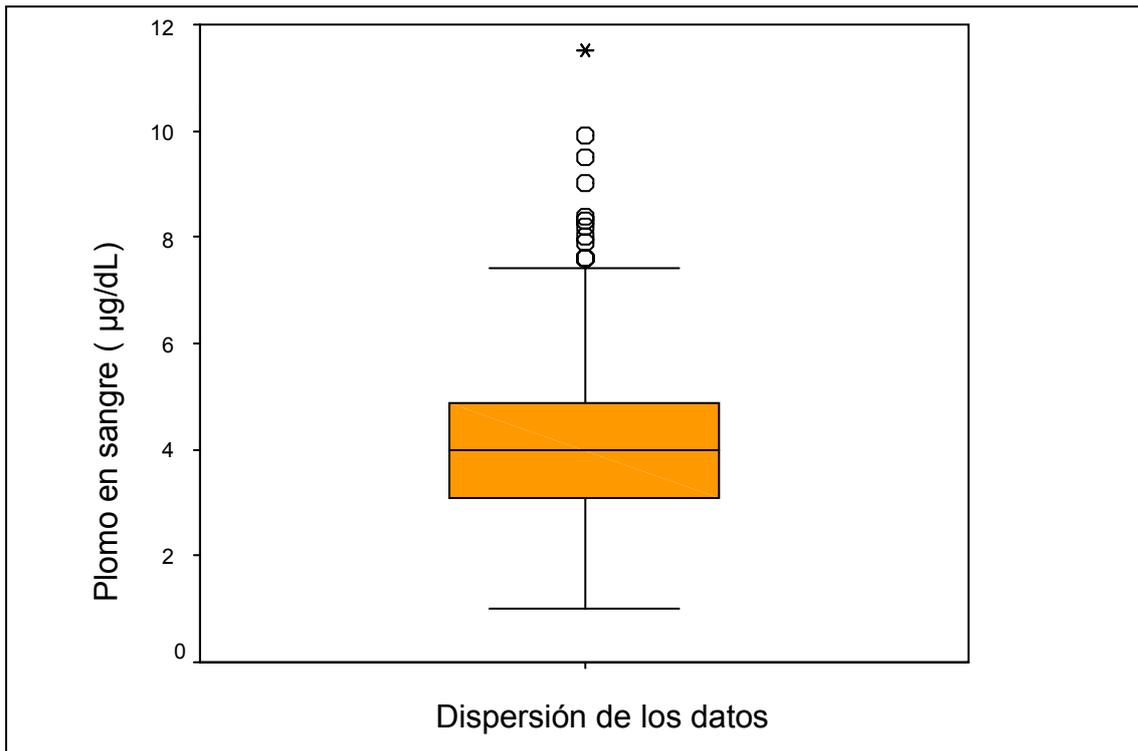
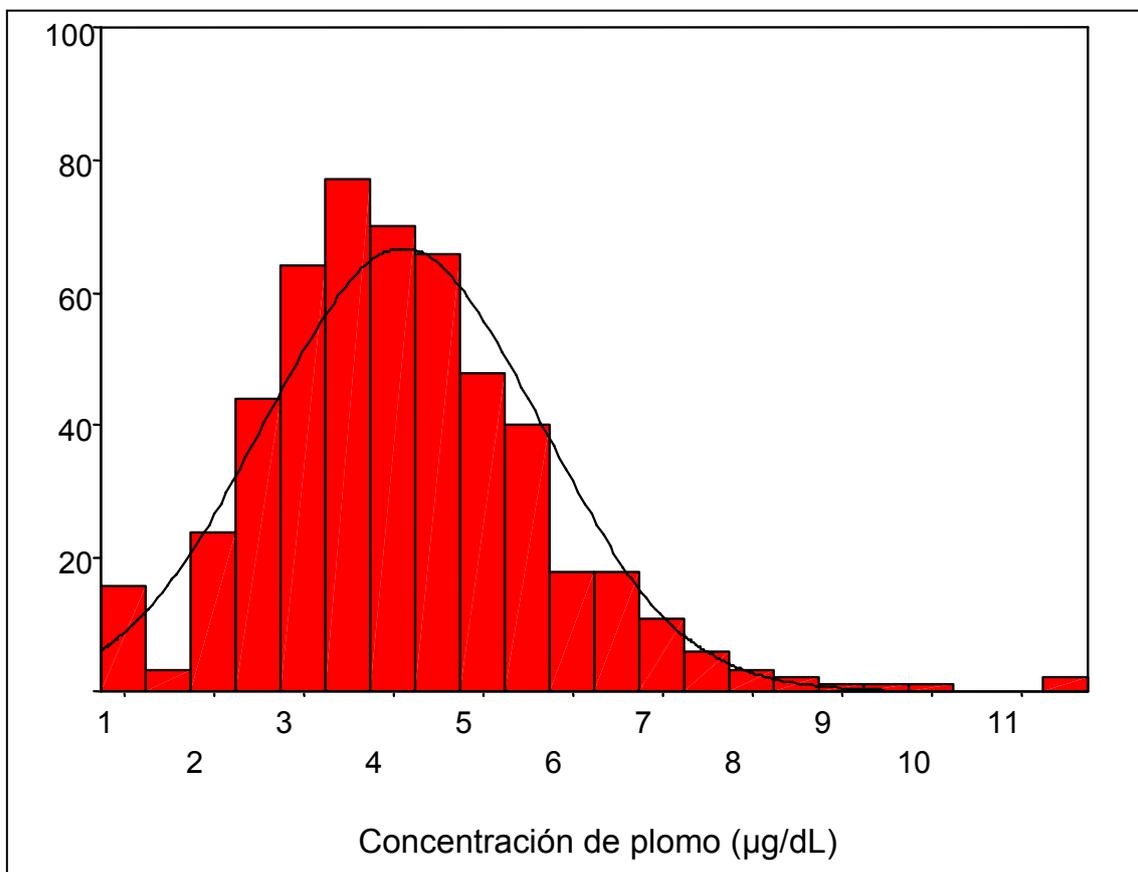


Figura 32.-Distribución de las concentraciones de plomo en sangre (µg/dL) obtenidas en la muestra.



El 3,1% de los niños tenían valores por debajo del límite de detección (1,5 µg/dL). La mayoría de los niños, el 89,5%, presentaban niveles de plomo en sangre menores de 6,0 µg/dL. Sólo dos casos, el 0,4%, presentaron cifras por encima de los 10,0 µg/dL.

1.6.1.- Concentración de plomo en sangre de los niños y lugar de residencia

En la Tabla 14 se puede encontrar la información relativa a los niveles de plomo que presentaban los niños en relación al área y zona geográfica en la que vivían.

Tabla 14.-Niveles de plomo en sangre de los niños en relación al lugar de residencia.

Lugar de residencia de los niños	Nº de niños	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p
LUGAR DE RESIDENCIA. (ÁREA)				
Ciudad de Madrid	300	58,3	4,0 (0,1)	0,004*
Corona Metropolitana	215	41,7	3,5 (0,2)	
UBICACIÓN DE LA VIVIENDA. (DISTRITO)				0,314
Ciudad de Madrid:				
• Carabanchel	18	6,0	4,6 (0,1)	
• Chamartín	12	4,0	3,4 (0,2)	
• Ciudad Lineal	44	14,7	4,0 (0,1)	
• Fuencarral-El Pardo	12	4,0	4,4 (0,1)	
• Hortaleza	27	9,0	4,1 (0,1)	
• Latina	18	6,0	3,9 (0,1)	
• Moratalaz	12	4,0	3,9 (0,2)	
• Retiro	14	4,7	4,6 (0,1)	
• San Blas	34	11,3	3,5 (0,1)	
• Villa Vallecas	36	12,0	4,2 (0,1)	
• Villaverde	25	8,3	3,8 (0,2)	
UBICACIÓN DE LA VIVIENDA. (ZONA)				≤0,001*
Corona Metropolitana				
• Norte	32	6,2	4,7 (0,2)	
• Este	78	15,1	3,0 (0,2)	
• Sur	67	13,0	3,9 (0,1)	
• Oeste	38	7,4	3,3 (0,2)	

DE = Desviación estándar; * Kruskal-Wallis

Los niños que vivían en la ciudad de Madrid tenían una concentración media de plomo en sangre de 4,0 µg/dL (DE= 0,1 µg/dL), frente a los 3,5 µg/dL (DE= 0,2

µg/dL) que presentaban los niños que vivían en la Corona Metropolitana. Estas diferencias de concentraciones eran estadísticamente significativas.

Por distritos de Madrid, los niños que presentaban los niveles medios de plomo en sangre más altos son los que vivían en Carabanchel y Retiro que tenían el valor de 4,6 µg/dL. Los niños que tenían las concentraciones más bajas eran los que residían en Chamartín con 3,4 µg/dL y San Blas con 3,5 µg/dL. Las diferencias no eran estadísticamente significativas.

Al segregar la Corona Metropolitana por zonas geográficas se encontró que los niños que vivían en la zona norte eran los que mayores niveles de plomo tenían en la sangre, 4,7 µg/dL, seguido de los niños que vivían en la zona sur con 3,9 µg/dL. Los que menos concentración de plomo en sangre tenían eran los niños que vivían en la zona este con 3,0 µg/dL y los que vivían en la zona oeste con 3,3 µg/dL. Las diferencias que presentaban eran estadísticamente significativas.

1.6.2.- Concentración de plomo en sangre y variables sociodemográficas de los niños.

En la Tabla 15 se recogen los niveles de plomo en sangre que presentaban los niños segregados por las variables sociodemográficas.

Los niños de la Comunidad de Madrid tenían una mayor concentración de plomo en sangre que las niñas aunque las diferencias no eran significativas ($p=0,094$).

La regresión lineal entre niveles de plomo en sangre y edad de los niños expresada en meses presentaba un coeficiente de correlación negativo (-0,12) y resultó significativo. El sentido de esta relación apunta a que conforme mayor era la edad de los niños, menores eran los niveles de plomo en sangre.

Tabla 15.-Niveles de plomo en sangre y características sociodemográficas y hábitos de oralidad asociados en los niños de la Comunidad de Madrid.

Características sociodemográficas de los niños		Nº de niños	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p
SEXO	• Niños	298	57,9	3,9 (0,2)	0,094
	• Niñas	217	42,1	3,7 (0,2)	
EDAD (en meses, DE*)		92,1 (4,8)		r** = -0,12	0,006
ASISTENCIA A GUARDERÍA/PREESCOLAR	• Si	462	89,7	3,8 (0,2)	0,742
	• No	52	10,1	3,8 (0,2)	
ASISTENCIA A GUARDERÍA/PREESCOLAR (años, DE)		2,4 (1,3)		r** = 0,05	0,277
ASISTENCIA A COMEDOR ESCOLAR	• Si	126	24,5	3,9 (0,2)	0,196
	• No	215	41,7	4,0 (0,2)	
HÁBITOS DE ORALIDAD (actuales y/o pasados):					
• MORDIDA DE UÑAS	• Si	204	39,6	4,1(0,2)	0,001
	• No	311	60,4	3,6(0,2)	
• CHUPARSE EL DEDO	• Si	58	11,3	3,9 (0,2)	0,687
	• No	457	88,7	3,8 (0,2)	
• CHUPAR/LLEVARSE OBJETOS A LA BOCA	• Si	163	31,7	4,1 (0,2)	0,014
	• No	352	68,3	3,7 (0,2)	
LUGAR HABITUAL DE JUEGOS	• Domicilio	281	54,6	3,7 (0,2)	0,009
	• Calle	232	45,0	4,0 (0,2)	

*DE= Desviación estándar; r** = correlación de Pearson

Nota = Todos los valores de los análisis (ANOVA's y correlaciones) han sido calculados a partir de transformaciones logarítmicas (neperianas) de los valores del plomo en sangre.

No existían diferencias entre los niveles de plomo en sangre de los niños que asistieron a guardería (o colegios de preescolar) de los que no lo hicieron ($p=0,742$). Además, no se ha encontrado asociación en el análisis de regresión lineal entre los niveles de plomo en sangre de los niños y su asistencia a guardería, expresada en años.

En relación a la variable “asistir a comedor escolar” tampoco supuso ser un factor de riesgo. No existían diferencias estadísticamente significativas de niveles de plomo en sangre entre los niños que asistieron de los que no lo hicieron ($p=0,196$).

La variable “hábitos de oralidad” sí marcaba diferencias. Así el hecho de morderse las uñas llevaba aparejadas distintas concentraciones de plomo en sangre entre los niños que tenían esa práctica de los que no la tenían y era

estadísticamente significativa. No ocurría lo mismo con la práctica de chuparse el dedo ($p=0,687$), pero sí volvió a presentarse estas diferencias estadísticas con el hecho de chupar objetos o llevárselos a la boca, en el sentido de que los que lo hacían tenían niveles de plomo en sangre mayores, $4,1 \mu\text{g/dL}$, que los niños que no tenían esa costumbre, $3,7 \mu\text{g/dL}$. La misma significación se encuentra al hecho de jugar en la calle frente a jugar en casa.

1.6.3.- Concentración de plomo en sangre de los niños y variables sociodemográfica de los padres.

En la Tabla 16 se recoge la variación que presentaban los niveles de plomo en sangre de los niños en relación al conjunto de variables sociodemográficas de sus padres.

El análisis de regresión simple entre la concentración de plomo en sangre que tenían los niños y la edad, tanto de los padres como de las madres, presentaba unos coeficientes de regresión muy bajos, de $0,04$ y $-0,01$ respectivamente y no eran significativos.

La variable “nivel de estudios”, tanto de los padres como de las madres, no constituía aparentemente un factor de riesgo de exposición al plomo de los niños: los niveles de plomo en sangre de los niños eran ligeramente diferentes pero esas diferencias no eran estadísticamente significativas. Además, la r de Spearman (considerando variables categóricas ascendentes desde 1 a 4 el nivel de estudios, siendo 1 el nivel menor y 4 el de mayor formación académica) resultó tener unos valores muy bajos de $-0,007$ y $-0,06$ para los padres y madres, respectivamente, y no eran estadísticamente significativos.

Tampoco resultó determinante la variable situación laboral de los padres. Independientemente de la situación en la que se encontraban, tanto los padres como la madres, sus hijos presentaron niveles de plomo en sangre prácticamente iguales ($p= 0,802$ para los padres y $p= 0,741$ para las madres).

Tabla 16.- Niveles de plomo en sangre y características sociodemográficas de los padres de los niños de la Comunidad de Madrid.

Características sociodemográficas de los padres	Nº de niños	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p	
EDAD (en años, DE)					
• Padres: 38,3 (5,5)			r= 0,04	0,379	
• Madres: 35,7 (5,1)			r= -0,01	0,898	
NIVEL DE ESTUDIOS					
• PADRES:	• Analfabeto/E.G.B. o Bachiller incompleto	74	14,4	3,9 (0,2)	0,307
	• E.G.B./Bachiller elemental/F.P.1	219	42,5	3,8 (0,2)	
	• Bachiller superior/B.U.P./C.O.U./F.P.2	80	15,5	3,5 (0,2)	
	• Universidad	98	19,0	3,9 (0,1)	
			$r^* = -0,007$	0,887	
• MADRES:	• Analfabeto/E.G.B. o Bachiller incompleto	94	18,3	4,1 (0,1)	0,334
	• E.G.B./Bachiller elemental/F.P.1	250	48,5	3,7 (0,2)	
	• Bachiller superior/B.U.P./C.O.U./F.P.2	93	18,1	3,8 (0,2)	
	• Universidad	60	11,7	3,7 (0,2)	
			$r^* = -0,06$	0,169	
SITUACIÓN LABORAL					
• PADRES:	• Trabajo activo	441	85,6	3,8 (0,2)	0,802
	• Paro/jubilación/invalidez/hogar	30	5,9	3,9 (0,2)	
• MADRES:	• Trabajo activo	182	35,3	3,8 (0,2)	0,741
	• Paro/jubilación/invalidez/hogar	314	61,0	3,8 (0,2)	
SECTOR LABORAL					
• PADRES:	• Agricultura y ganadería	8	1,6	3,7 (0,2)	0,009
	• Construcción	52	10,1	4,1 (0,1)	
	• Siderurgia y metales	52	10,1	4,0 (0,1)	
	• Manufacturas y servicios	219	42,5	3,7 (0,2)	
	• Transporte, carburantes y energía	31	6,0	3,9 (0,1)	
	• Productos químicos	15	2,9	2,7 (0,2)	
	• Labores del hogar	1	0,2	3,5 (---)	
	• Otros	75	14,6	4,1 (0,1)	
• MADRES:	• Agricultura y ganadería	0	0,0	----	0,573
	• Construcción	1	0,2	3,0 (---)	
	• Siderurgia y metales	2	0,4	3,5 (---)	
	• Manufacturas y servicios	153	29,7	3,7 (0,2)	
	• Transporte, carburantes y energía	5	1,0	4,8 (0,1)	
	• Productos químicos	5	1,0	3,0 (0,2)	
	• Labores del hogar	259	50,3	3,8 (0,2)	
	• Otros	26	5,0	4,1 (0,2)	
CONSUMO DE TABACO					
• PADRES:	• No fuma, ni ha fumado nunca	110	21,4	3,6 (0,2)	0,262
	• <10 cigarrillos/día	63	12,2	4,0 (0,2)	
	• >10 cigarrillos día	216	41,9	3,9 (0,2)	
	• Exfumador	84	16,3	3,8 (0,2)	
• MADRES:	• No fuma, ni ha fumado nunca	159	30,9	3,6 (0,2)	0,044
	• <10 cigarrillos/día	109	21,2	3,7 (0,2)	
	• >10 cigarrillos día	144	28,0	4,1 (0,2)	
	• Exfumador	84	16,3	3,9 (0,2)	

DE= Desviación estándar; r= r de Pearson, r^* = r de Spearman

Nota = Todos los valores de los análisis (ANOVA's y correlaciones) han sido calculados a partir de transformaciones logarítmicas (neperianas) de los valores del plomo en sangre.

El sector laboral en el que trabajaban los padres marcaba diferencias en los niveles de plomo en sangre que presentaban sus hijos y estas diferencias eran estadísticamente significativas. Así, los niños cuyos padres trabajaban en el sector de la construcción tenían un valor medio de 4,1 µg/dL seguido de los que trabajaban en el sector siderurgia y metales con 4,0 µg/dL. Los niños que presentaban los niveles de plomo en sangre más bajos eran aquellos cuyos padres trabajaban en el sector de los productos químicos, con un valor medio de 2,7 µg/dL. Las diferencias eran estadísticamente significativas.

También el tipo de sector laboral de la madre marcaba diferencias en los niveles de plomo en sangre de sus hijos, aunque estas diferencias no eran significativas. Así los niños cuyas madres trabajaban en el sector “transporte, carburantes y energía” tenían un promedio de plomo en sangre de 4,8 µg/dL.

El hábito tabáquico de los padres establecía diferencias en los niveles de plomo en sangre de los niños, aunque estas no eran significativas estadísticamente hablando. Sin embargo en el caso de las madres sí. A mayor número de cigarrillos que fumaban sus madres, los niños tenían mayores niveles de plomo en sangre.

1.6.4.- Concentración de plomo en sangre de los niños y determinantes ambientales

Como se ha descrito anteriormente se estudiaron dos elementos ambientales que podían tener un gran interés desde el punto de vista de la exposición al plomo: la vivienda y la presencia de mascotas. En la Tabla 17 se recoge la información obtenida del análisis bivalente.

La variable “años de la vivienda” establecía diferencias entre los niveles de plomo en sangre que presentaban los niños de la Comunidad de Madrid. Esta relación presentaba una forma de “V”, de tal forma que los niños que vivían en los edificios más recientes y en los más antiguos, presentaban los niveles de plomo en sangre más altos (Figura 33) y estas diferencias eran significativas. Los niveles más bajos de plomo en sangre (3,6 µg/dL) los presentaron los

niños que vivían en edificios que tenían entre 15 y 19 años. La r de Spearman dio un valor de -0,05.

Tabla 17.-Determinantes ambientales y su relación con los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid.

Características medioambientales		Nº de niños	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p
AÑOS DE LA VIVIENDA (£):	• Menos de 5 años	43	8,3	4,5 (0,1)	0,040
	• Entre 5 y 9 años	34	6,6	4,0 (0,2)	
	• Entre 10 y 14 años	72	14,0	3,8 (0,2)	
	• Entre 15 y 19 años	121	23,5	3,6 (0,2)	
	• Entre 20 y 29 años	149	28,9	3,7 (0,2)	
	• Entre 30 y 50 años	76	14,8	4,0 (0,2)	
	• Mas de 50 años	9	1,7	4,3 (0,2)	
				$r^* = -0,05$	0,235
AÑOS OCUPACIÓN DE LA VIVIENDA (£):	• Menos de 1 año	32	6,2	4,2 (0,2)	0,190
	• Entre 1 y 2 años	54	10,5	4,0 (0,2)	
	• Entre 3 y 4 años	39	7,6	3,7 (0,1)	
	• Entre 5 y 6 años	43	8,3	4,0 (0,1)	
	• Entre 7 y 8 años	65	12,6	3,7 (0,2)	
	• Entre 9 y 10 años	74	14,4	3,5 (0,2)	
	• Más de 10 años	200	38,8	3,9 (0,2)	
				$r^* = -0,04$	0,290
PINTADO DE LA CASA EN LOS ÚLTIMOS 5 AÑOS	• Si	441	85,6	3,8 (0,2)	0,485
	• No	64	12,4	3,7 (0,2)	
MASCOTAS:					
• PERROS	• Si	60	11,7	3,8 (0,2)	0,867
	• No	445	86,4	3,8 (0,2)	
• GATOS	• Si	32	6,2	3,2 (0,2)	0,009
	• No	472	91,7	3,8 (0,2)	
• OTROS	• Si	219	42,5	3,7 (0,2)	0,422
	• No	289	56,1	3,9 (0,2)	

DE= Desviación estándar, $r^* = r$ de Spearman

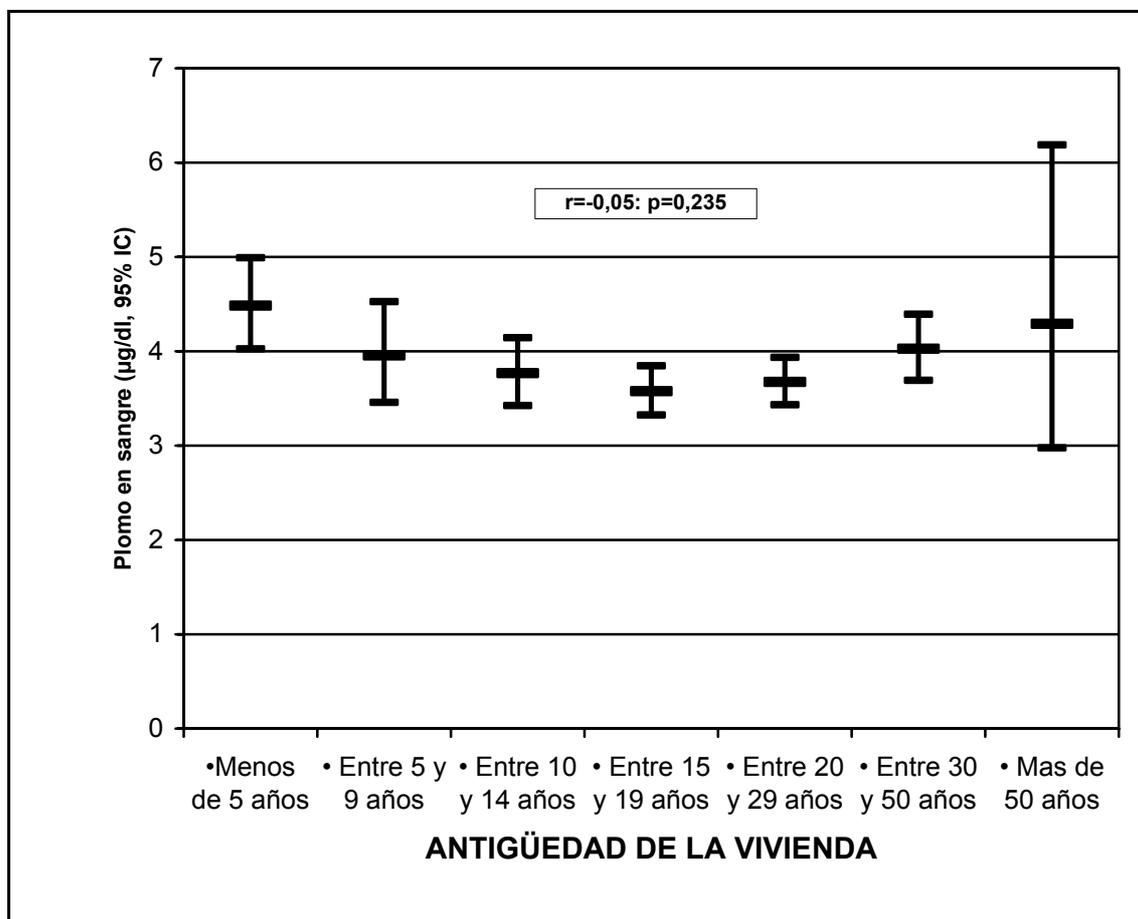
£ = En el caso de las variables marcadas con este símbolo se han realizado dos análisis: ANOVA y cálculo del coeficiente de correlación de Spearman.

Nota = Todos los valores de los análisis (ANOVA's y correlaciones) han sido calculados a partir de transformaciones logarítmicas (neperianas) de los valores del plomo en sangre.

Los años de ocupación de la vivienda aunque segregaba diferentes niveles medios de plomo en sangre de los niños que habitaban en ellas, estas diferencias no resultaban significativas desde el punto de vista estadístico. El valor más alto se dio en los niños que llevaban menos de 1 año viviendo en la misma casa que presentaron la cifra de 4,2 µg/dL. El valor medio más bajo, 3,7

µg/dL, se encontró entre los niños que llevaban viviendo en la misma vivienda entre 7-8 años. La correlación de Spearman presentó un valor muy bajo, -0,04.

Figura 33.-Niveles de plomo en sangre de los niños en relación a la antigüedad de la vivienda (medias e IC calculados logarítmicamente)



$r^* = r$ de Spearman

El hecho de haber pintado la casa en los últimos 5 años tampoco marcaba diferencias estadísticamente significativas.

Por último, en relación a las mascotas, el tener gatos en casa hacía que los niños tuviesen un valor medio de plomo en sangre menor que los que no los tenían y esa diferencia resultaba estadísticamente significativa. La presencia de perros u otro tipo de mascotas no marcaba diferencias de niveles de plomo en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid.

1.6.5.- Concentración de plomo en sangre de los niños y agua de consumo humano.

En la Tabla 18 se puede ver que los niños de la Comunidad de Madrid bebían de forma mayoritaria el agua del grifo (95,9%) por lo que esta variable no era capaz de discriminar niveles de plomo en sangre con los niños que no la bebían (p= 0,893).

Tabla 18.-Niveles de plomo en sangre de los niños y su relación con el consumo de agua de suministro público.

Fuente de bebida del niño	Nº de niños	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p
• Agua del grifo	494	95,9	3,8 (0,2)	0,893
• Agua embotellada, refrescos y otras bebidas	17	3,3	3,9 (0,2)	
• Agua del domicilio familiar			<i>r = 0,16</i>	$\leq 0,001$
• Agua del colegio			<i>r = 0,19</i>	$\leq 0,001$

r = r de Pearson

Además, del análisis de regresión simple se obtuvo que la relación entre los niveles de plomo en sangre y la concentración de plomo en el agua de consumo público analizada en el grifo de la vivienda de cada uno de los niños participantes en el estudio era positiva; el plomo del agua del grifo explicaría el 2,6% del plomo en sangre que presentaban los niños ($r= 0,16$; $R^2 =0,026$) y resultaba significativa. De la misma manera el análisis para el agua del colegio reflejaba una relación directa entre el plomo del agua y el plomo en sangre de los niños con una $r= 0,19$, significativa, y explicaría el 3,6% de esta relación.

Sin embargo se ha podido ver en las Tablas 7 y 8 que el agua de consumo público presentaba diferentes concentraciones de plomo tanto para las dos áreas geográficas como para las cinco zonas en que se dividió el territorio de la Comunidad de Madrid. Por ello, además del análisis de regresión entre niveles de plomo en sangre de niños y concentración de plomo en el agua de bebida de su vivienda para todos los niños, se realizó este mismo análisis segregando por áreas geográficas (ciudad de Madrid frente a Corona Metropolitana), y posteriormente dentro de la ciudad de Madrid para cada uno de los distritos

municipales y en la Corona Metropolitana para cada una de las zonas geográficas. Esta información se recoge en la Tabla 19.

Tabla 19.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y concentraciones de plomo en el agua de consumo público de la vivienda.

Área geográfica	N	r	p
COMUNIDAD DE MADRID:			
• Ciudad de Madrid	252	0,12	0,058
• Corona Metropolitana	195	0,049	0,493
CIUDAD DE MADRID:			
• Carabanchel	18	0,24	0,343
• Chamartín	12	0,39	0,216
• Ciudad Lineal	44	-0,03	0,861
• Fuencarral-El Pardo	12	0,11	0,753
• Hortaleza	27	-0,12	0,548
• Latina	18	-0,13	0,600
• Moratalaz	12	-0,26	0,417
• Retiro	14	-0,41	0,146
• San Blas	34	0,18	0,299
• Villa de Vallecas	36	0,20	0,248
• Villaverde	25	0,02	0,923
CORONA METROPOLITANA:			
• Norte	31	-0,18	0,327
• Este	78	0,00	0,960
• Sur	67	0,15	0,239
• Oeste	20	0,30	0,196

r = r de Pearson

No se encontraron relaciones estadísticamente significativas entre los niveles de plomo en sangre de los niños y la concentración de plomo en el agua de bebida. En algunos casos las relaciones fueron inversas (Retiro, Moratalaz, por citar las más relevantes) con unos coeficientes de correlación negativos aunque no significativos.

La relación entre el agua de bebida de los colegios, además del nivel individual, expresado en la Tabla 18, pudo desglosarse en los dos ámbitos geográficos en que se había definido la Comunidad de Madrid: ciudad de Madrid y Corona Metropolitana. La Tabla 20 recoge esta información en la que se puede apreciar la gran relación que existía entre los niveles de plomo en sangre de los niños y el agua del grifo de los colegios en la Corona Metropolitana, no así en la ciudad de Madrid.

Tabla 20.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y concentraciones de plomo en el agua de consumo público del colegio.

<i>Área geográfica</i>	N	r	p
COMUNIDAD DE MADRID:			
<ul style="list-style-type: none"> • Ciudad de Madrid • Corona Metropolitana 	300	0,01	0,938
	174	0,49	≤0,001

r = r de Pearson

1.6.6.- Concentración de plomo en sangre de los niños y exposición al tráfico rodado

Como ya se ha comentado, se consideró que la Intensidad Media Diaria (IMD) de tráfico podía ser una buena aproximación a la exposición al plomo que se encontraba en el aire como producto de la combustión de las gasolinas con plomo. Con esta variable se elaboraron diferentes indicadores considerando las distancias tanto a la vivienda como al colegio y a ambos lugares. Estos indicadores fueron utilizados en el análisis de regresión simple para ver en qué medida existía una relación con los niveles de plomo de sangre que presentaban los niños objeto del estudio. La información obtenida queda reflejada en la Tabla 21.

Se encontró asociación positiva entre los niveles de plomo en sangre de los niños y la variable Intensidad Media Diaria (IMD) de tráfico en el domicilio, para todas las distancias establecidas. Conforme aumentaba la IMD aumentaban los niveles

de plomo en sangre de los niños. Esta asociación resultó significativa con la IMD que soportaban los niños a 500 metros de su domicilio familiar.

Tabla 21.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y el tráfico (IMD por 1000 vehículos/día) que soportan a diferentes distancias de su domicilio, colegio y suma de ambas.

<i>Distancia</i>	Tráfico domicilio			Tráfico colegio			Tráfico domicilio + Tráfico colegio		
	Media	<i>r</i>	<i>p</i>	Media	<i>r</i>	<i>p</i>	Media	<i>r</i>	<i>p</i>
• 0 m	6,0	0,02	0,767	9,7	0,02	0,789	15,6	0,00	0,977
• 100 m	16,1	0,08	0,226	19,9	0,08	0,176	36,0	0,10	0,106
• 200 m	33,5	0,10	0,121	22,6	0,08	0,227	56,1	0,11	0,078
• 300 m	46,6	0,10	0,101	42,4	0,05	0,451	89,1	0,04	0,548
• 400 m	56,2	0,08	0,214	59,9	0,04	0,510	116,1	0,02	0,749
• 500 m	64,0	0,13	0,035	68,9	0,03	0,632	132,9	0,06	0,340
Otros indicadores combinados de distancia									
• Domicilio (0-500 m)	210	0,13	0,065	---	---	---	---	---	---
• Colegio (0-500 m)	---	---	---	201	0,05	0,826	---	---	---
• Domicilio+colegio (0-500m)	---	---	---	---	---	---	411	0,10	0,303

r = r de Pearson

Para la IMD de tráfico en el colegio, ninguna distancia se reveló como significativa.

Cuando se sumaron de forma simple las IMD de tráfico que tenían los niños en su domicilio y el que tenían en el colegio al que acudían, se perdió la significación que existía para los 500 metros del domicilio familiar.

1.6.7.- Análisis multivariante entre niveles de plomo en sangre de los niños y el conjunto de variables estudiadas

Este análisis multivariante comprende dos ámbitos, uno global y otro con las variables de tráfico, reducidas a los niños de la ciudad de Madrid.

Los resultados del primer análisis, en cuyo modelado se introdujeron todas las variables sociodemográficas de niños, padres y medio ambiente (con la

Tabla 23.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y las variables sociodemográficas y ambientales de los niños y padres, incluyendo el tráfico. Ciudad de Madrid. Regresión múltiple.

<i>Modelo de regresión múltiple</i>	Coefficiente (µg/dL)	Error típico	p
Ajuste global (r): 0,395; (p=0,000 ; n=211)			
<u>Variables del modelo:</u>			
<i>Constante</i>	7,28	0,149	≤ 0,001
<i>Mordida de uñas (base, no morderse)</i>	0,619	0,166	≤ 0,001
<i>Juego en la calle (base, en casa)</i>	0,505	0,011	0,003
<i>Plomo en agua de casa</i>	0,036	0,011	0,001
<i>Edad (por cada mes)</i>	-0,041	0,017	0,013

Método : Forward; p "in"= 0,05; p "out"= 0,10

El análisis conjunto de las variables usadas, realizado con regresión múltiple, supuso la simplificación de un modelo bastante parsimonioso, con cuatro variables explicativas y un coeficiente de correlación múltiple de 0,39, que en la práctica significaba explicar con el modelo el 16 % de la variación de los niveles de plomo en sangre de los niños. Las variables de la ecuación también habían resultado significativas de forma aislada.

1.7.- Plomo en sangre y efectos sobre el comportamiento escolar y el rendimiento académico

Se quiso valorar en este estudio, de forma directa, los posibles efectos que el plomo pudiese tener en el comportamiento escolar y en el rendimiento académico de los niños.

Para ello, los profesores de los colegios participantes recabaron información de todos los alumnos de las aulas elegidas para colaborar en el estudio. Esta información fue recogida con anterioridad al día de la exploración clínica y extracción de sangre en el hospital de referencia y consistía en una sencilla valoración sobre el comportamiento en el colegio y sobre su rendimiento escolar.

Al poder disponer de la información de todos los niños, se pudo evaluar los sesgos de selección que quedan recogidos en la Tabla 24.

Tabla 24.-Control del sesgo de selección de entrada en el estudio, de acuerdo a la valoración académico-conductual realizada por los profesores.

Variables	Casos incluidos	Casos no incluidos	p
Sexo (% varones)	57,9	55,6	0,565
Comportamiento escolar (Escala "nunca", 1 a "siempre", 5)			
- Finalización de tareas	3,87	3,66	0,011
- Facilidad de distracción	2,94	3,00	0,400
- Dificultad para permanecer sentado	2,50	2,54	0,593
- Conducta inquieta	2,33	2,40	0,358
Valoración académica (Escala progresiva de 1 a 5)			
- Comprensión de lectura	3,60	3,33	0,001
- Expresión oral	3,43	3,19	0,001
- Escritura	3,37	3,16	0,009
- Matemáticas	3,49	3,27	0,004
Total:	511	311	

Test de Anova, excepto en la diferencia de sexos, realizado por X^2 .

Hubo 4 niños, del total de 515 que constituyeron la muestra objeto de este estudio, que no fueron evaluados por sus profesores por pertenecer los 4 a programas de integración por deficiencias cognitivas.

Participaron un total de 297 varones (57,7%) y 218 mujeres (42,3%). No participaron 177 varones (55,5%) y 142 mujeres (44,5%). No hubo diferencias estadísticamente significativas por sexo.

Como puede observarse en la Tabla 24, los niños que no participaron en el estudio presentaban una ligera peor conducta para todos los ítems considerados, de tal forma que la variable "finalización de tareas" resultó significativa, pero no así las otras.

Sin embargo la evaluación académica sí que presentó diferencias para todos los ítems. Los niños que no participaron en el estudio presentaron peores resultados en sus evaluaciones y estas diferencias eran estadísticamente significativas. Parecía que había un efecto “protector” de los padres al no autorizar a estos niños a colaborar en el estudio.

1.7.1.- Comportamiento escolar de los niños y variables sociodemográficas

La Tabla 25 recoge la información del comportamiento escolar evaluado por los profesores, segregado por las distintas variables sociodemográficas de los niños y los padres.

Las niñas tenían un comportamiento escolar mejor que los niños para los cuatro ítems, finalizando las tareas más que los niños, distrayéndose menos, teniendo menos problemas para permanecer sentadas y su conducta era menos inquieta que la de los niños. Todas estas diferencias eran significativas desde el punto de vista estadístico.

Lo mismo ocurre con el lugar de residencia. Los niños de la Corona Metropolitana presentaban puntuaciones mejores que los de la ciudad de Madrid para las cuatro variables de comportamiento escolar y las diferencias eran estadísticamente significativas.

La situación laboral de los padres no parecía tener ninguna relación en la valoración de la conducta escolar de los niños. El consumo de tabaco siempre actúa modulando negativamente las valoraciones conductuales; alcanzó significación estadística para todos los ítems en el caso de las madres y en el caso de los padres la significación se alcanzó para las variables “dificultad para permanecer sentado” y “conducta inquieta”.

También se observó una fuerte asociación entre la edad de los padres y el nivel de educación de los padres y alguna de las valoraciones conductuales.

Tabla 25.-Comportamiento escolar y variables sociodemográficas

Variables sociodemográficas	VALORACIÓN DEL COMPORTAMIENTO (ANOVAs)							
	Finaliza tareas		Facilidad distracción		Dificultad para permanecer sentado		Conducta inquieta	
	Media	p	Media	p	Media	p	Media	p
Sexo (DE*) • Niños • Niñas	3,7 (1,2) 4,1 (1,1)	0,003	3,1 (1,0) 2,8 (1,0)	0,002	2,7 (1,0) 2,3 (1,0)	0,001	2,5 (1,0) 2,1 (1,0)	0,001
Residencia • Ciudad de Madrid • Corona Metropolitana	3,7 (1,1) 4,1 (1,2)	0,003	3,1 (0,9) 2,8 (1,1)	0,002	2,6 (0,9) 2,3 (1,1)	0,004	2,5 (1,0) 2,1 (1,1)	0,001
Situación laboral (DE): • Padres • Activo • Inactivo/hogar	3,9 (1,1) 3,9 (1,4)	0,987	2,9 (1,0) 3,0 (1,0)	0,715	2,5 (1,0) 2,3 (1,1)	0,464	2,3 (1,0) 2,2 (1,2)	0,732
• Madres • Activo • Inactivo/hogar	3,9 (1,1) 3,8 (1,2)	0,542	2,9 (1,0) 3,0 (1,0)	0,438	2,4 (1,0) 2,5 (1,0)	0,167	2,2 (1,0) 2,4 (1,1)	0,071
Consumo de tabaco (DE): • Padres • Si • No	3,8 (1,2) 4,0 (1,2)	0,063	3,0 (1,0) 2,8 (1,0)	0,100	2,6 (1,0) 2,3 (1,0)	0,011	2,4 (1,1) 2,1 (1,0)	0,009
• Madres • Si • No	3,7 (1,2) 4,0 (1,1)	0,013	3,0 (1,0) 2,8 (1,0)	0,019	2,6 (1,0) 2,3 (1,0)	0,005	2,4 (1,1) 2,2 (1,0)	0,070
Mascotas (DE): • Perros • Si • No	3,6 (1,1) 3,9 (1,2)	0,046	3,2 (0,9) 2,9 (1,0)	0,022	2,7 (0,9) 2,5 (1,0)	0,154	2,7 (1,1) 2,3 (1,0)	0,007
• Gatos • Si • No	3,9 (1,2) 3,6 (1,1)	0,195	3,1 (1,1) 2,9 (1,0)	0,334	2,8 (1,0) 2,5 (1,0)	0,095	2,6 (1,0) 2,3 (1,0)	0,119
• Otros • Si • No	4,0 (1,1) 3,7 (1,2)	0,002	3,1 (1,0) 2,9 (1,0)	0,022	2,7 (1,0) 2,4 (1,0)	0,001	2,5 (1,1) 2,2 (1,0)	0,017
Variables sociodemográficas	VALORACIÓN DEL COMPORTAMIENTO (Correlación de Spearman)							
	Finaliza tareas		Facilidad distracción		Dificultad para permanecer sentado		Conducta inquieta	
	r**	p	r**	p	r**	p	r**	p
Edad de los niños	0,11	0,014	-0,03	0,533	-0,05	0,278	0,04	0,406
Edad de los padres • Padres • Madres	0,06 0,06	0,198 0,184	-0,12 -0,10	0,009 0,025	-0,21 -0,18	0,000 0,000	-0,12 -0,13	0,009 0,003
Nivel de estudios • Padres • Madres	0,16 0,12	0,001 0,007	-0,14 -0,14	0,002 0,002	-0,14 -0,12	0,002 0,006	-0,15 -0,13	0,001 0,003

DE * = Desviación estándar; r** = coeficiente de correlación de Spearman

La tenencia de mascotas en este estudio fue otra variable que era capaz de establecer diferencias con respecto a las cuatro variables que evaluaban el

comportamiento escolar. Así, tener perro hizo que los niños finalizasen menos las tareas, se distrajesen más, tuviesen más problemas para permanecer sentados y presentasen una conducta más inquieta que los que no tenían perro como mascota en su vivienda. Todas estas diferencias eran estadísticamente significativas excepto para la variable “dificultad para permanecer sentados”.

No existían diferencias estadísticamente significativas en relación a estas cuatro variables relativas al comportamiento escolar con el hecho de tener o no tener gato en casa, aunque los que lo tenían presentaban puntuaciones mayores, lo que indicaba que se distraían más, tenían más dificultades para permanecer sentados y presentaban una conducta más inquieta. Lo mismo ocurrió con el hecho de tener otro tipo de mascota diferente al perro o al gato, con la salvedad de que en este caso las diferencias eran significativas desde el punto de vista estadístico. En este caso, el tener otro tipo de mascota facilitaba las tareas.

En cuanto a las variables continuas, que fueron analizadas mediante la correlación de Spearman, la edad de los niños fue un elemento relevante. A mayor edad más finalizaban las tareas ($p=0,014$), menos se distraían (no significativo), menos dificultades tenían para permanecer sentados (no significativo) y más conducta inquieta presentaban (no significativa).

La edad, tanto de los padres como de las madres eran favorecedoras de un mejor comportamiento. A mayor edad de los padres, en ambos casos, se producía una asociación directa con finalizar las tareas (no significativa) e indirecta con las otras tres, de tal forma que se distraían menos, permanecían sentados sin problemas y tenían una menor conducta inquieta, y todas ellas eran estadísticamente significativas.

Por último, la variable nivel de estudios de los padres, a los que se asignó para este análisis valores cuantitativos crecientes desde el valor 1 para los que carecían de estudios hasta el valor 5 que se les asignó a los que tenían estudios superiores, jugó un papel relevante en el sentido de que los niños

cuyos padres (ambos) tenían estudios superiores presentaban unas mejores valoraciones de todos los ítems conductuales, de forma significativa.

1.7.2.- Rendimiento académico y variables sociodemográficas

En la Tabla 26 se recoge la información relativa a la valoración del rendimiento académico que hicieron los profesores en relación a las variables sociodemográficas de los niños y sus padres.

Las niñas tuvieron un rendimiento académico mejor que los niños para todos los ítems evaluados por los profesores, excepto para las matemáticas que presentaban idéntica puntuación. En aquellas variables, las diferencias eran estadísticamente significativas, excepto para la variable “comprensión lectora”.

El lugar de residencia de los niños marcó diferencias estadísticamente significativas para los 4 ítems, en el sentido de que los niños que vivían en la Corona Metropolitana tenían mejor puntuación académica que los que vivían en la ciudad de Madrid. La situación laboral de los padres no parecía tener ninguna relación con el rendimiento académico de los niños.

El consumo de tabaco de los padres (ambos) tenía un efecto negativo en el rendimiento académico de los niños. Las diferencias eran estadísticamente significativas para los cuatro ítems en el caso de los padres y en el caso de las madres lo fue para las variables “escritura” y “matemáticas”.

Con las mascotas se volvió a repetir el mismo efecto analizado con la conducta escolar. Tener perro u otra mascota diferente al gato, hacía que los niños tuviesen peores resultados académicos medidos en los términos en que habían sido evaluados por los profesores, para las 4 variables, siendo las diferencias estadísticamente significativas. Sin embargo, tener gato, no marcó ninguna diferencia en el rendimiento académico con respecto a no tenerlo.

Tabla 26.-Valoración del rendimiento académico y variables sociodemográficas.

Variables sociodemográficas	RENDIMIENTO ACADÉMICO (ANOVAs)							
	Comprensión lectora		Expresión oral		Escritura		Matemáticas	
	Media	p	Media	p	Media	p	Media	p
Sexo (DE*) • Niños • Niñas	3,5 (1,1) 3,7 (0,9)	0,095	3,3 (1,0) 3,5 (0,9)	0,031	3,2 (1,1) 3,6 (1,0)	0,000	3,5 (1,0) 3,5 (0,9)	0,806
Residencia • Ciudad de Madrid • Corona Metropolitana	3,4 (1,0) 3,9 (1,1)	0,001	3,2 (0,9) 3,7 (1,0)	0,001	3,2 (1,0) 3,6 (1,0)	0,001	3,3 (1,0) 3,7 (1,0)	0,000
Situación laboral (DE): • Padres •Activo • Inactivo/hogar • Madres • Activo • Inactivo/hogar	3,7 (1,0) 3,3 (1,2)	0,056	3,5 (0,9) 3,2 (1,1)	0,115	3,4 (1,1) 3,4 (1,2)	0,792	3,6 (1,0) 3,4 (1,1)	0,423
	3,7 (1,0) 3,6 (1,1)	0,745	3,4 (0,9) 3,5 (1,0)	0,674	3,5 (1,0) 3,4 (1,1)	0,345	3,5 (1,0) 3,5 (1,0)	0,498
Consumo de tabaco (DE): • Padres • Si • No • Madres • Si • No	3,6 (1,1) 3,8 (1,0)	0,039	3,4 (1,0) 3,6 (0,9)	0,021	3,3 (1,1) 3,6 (1,0)	0,009	3,4 (1,0) 3,7 (1,0)	0,002
	3,6 (1,1) 3,7 (0,9)	0,323	3,4 (1,0) 3,5 (0,9)	0,486	3,3 (1,1) 3,5 (1,0)	0,014	3,4 (1,1) 3,6 (1,0)	0,053
Mascotas (DE): • Perros • Si • No • Gatos • Si • No • Otros • Si • No	3,2 (1,1) 3,7 (1,0)	0,001	3,1 (1,1) 3,5 (0,9)	0,003	3,0 (1,0) 3,4 (1,1)	0,002	3,2 (1,0) 3,5 (1,0)	0,012
	3,4 (1,3) 3,6 (1,0)	0,160	3,3 (1,1) 3,5 (0,9)	0,511	3,2 (1,1) 3,4 (1,1)	0,261	3,4 (1,2) 3,5 (1,0)	0,721
	3,5 (1,1) 3,7 (1,0)	0,010	3,4 (1,0) 3,5 (0,9)	0,072	3,2 (1,1) 3,5 (1,0)	0,002	3,4 (1,0) 3,6 (1,0)	0,005
Variables sociodemográficas	RENDIMIENTO ACADÉMICO (Correlación de Pearson)							
	Comprensión lectora		Expresión oral		Escritura		Matemáticas	
	r**	p	r**	p	r**	p	r**	p
Edad de los niños	0,06	0,181	0,05	0,246	0,06	0,178	0,06	0,170
Edad de los padres • Padres • Madres	0,09 0,05	0,039 0,242	0,09 0,05	0,052 0,299	0,10 0,11	0,028 0,015	0,11 0,08	0,020 0,094
Nivel de estudios • Padres • Madres	0,09 0,11	0,048 0,013	0,11 0,12	0,016 0,009	0,18 0,15	0,000 0,001	0,20 0,21	0,001 0,001

DE* = Desviación estándar; r** = coeficiente de correlación de Pearson

La edad de los padres presentaba una relación directa con el rendimiento académico de los niños de forma significativa. En el caso de las madres la

relación también era directa pero sólo presentaba significación para la variable “escritura”.

Por su parte el nivel de estudios de ambos padres estaba relacionado de forma directa y significativa con el rendimiento académico de sus hijos.

1.7.3.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y comportamiento escolar

1.7.3.1.- Análisis de regresión simple

Mediante análisis de regresión simple se analizaron los efectos que el plomo presentaba sobre la valoración que hicieron los profesores del comportamiento escolar que tenían los niños (Tabla 27).

Los niveles de plomo en sangre que tenían los niños de la Comunidad de Madrid presentaban una relación inversa ($r = -0,07$) con la variable “finalización de tareas”, de tal forma que a mayores niveles de plomo en sangre, los niños no finalizaban las tareas que tenían encomendadas. La asociación no era estadísticamente significativa.

Tabla 27.-Relación entre los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid y valoración de la conducta escolar efectuada por los profesores.

<i>Valoración de los profesores</i>	Coefficiente de correlación (*)	p
<i>Comportamiento escolar</i>		
- Finalización de tareas	-0,07	0,118
- Facilidad de distracción	0,07	0,121
- Dificultad para permanecer sentado	0,10	0,025
- Conducta inquieta	0,07	0,110
Total	511	-

* = coeficientes de correlación de Spearman.

Con respecto a las otras 3 variables, la correlación de Spearman utilizada estableció una asociación directa pero también débil con los niveles de plomo en sangre de los niños, en el sentido de que a mayores niveles de plomo que tuviesen los niños, mayor era la facilidad de distracción que mostraban, mayores eran las dificultades para permanecer sentados (esta asociación resultó significativa) y mayor era la conducta inquieta que tenían.

En la Figura 34 se recogen estas relaciones segmentadas para cada una de las calificaciones ordinales y para cada uno de los ítems evaluados, lo que da idea de la tendencia que estas asociaciones tenían.

Puede apreciarse cómo, en general, a mayor frecuencia de cada ítem le acompañaban mayores niveles de plomo en los niños, excepto para la variable “finalización de tareas”, para la que ocurría lo contrario, mostrando así en todas las variables los efectos negativos del plomo en el comportamiento escolar de los niños.

En la Figura 35 se recoge la relación lineal establecida entre los niveles de plomo en sangre y el índice sintético de comportamiento escolar elaborado. La valoración global de la conducta, como ya se ha comentado, se construyó restando al valor numérico de la variable “finalización de tareas”, la suma del resto de las variables (facilidad de distracción + dificultad para permanecer sentado + conducta inquieta)

Como puede apreciarse, el índice sintético marcaba una relación inversa y significativa entre los niveles de plomo en sangre de los niños y su comportamiento global escolar.

Figura 34.-Niveles de plomo en sangre de los niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid (con IC al 95%) en relación con los parámetros de valoración de la conducta escolar por parte de los profesores.

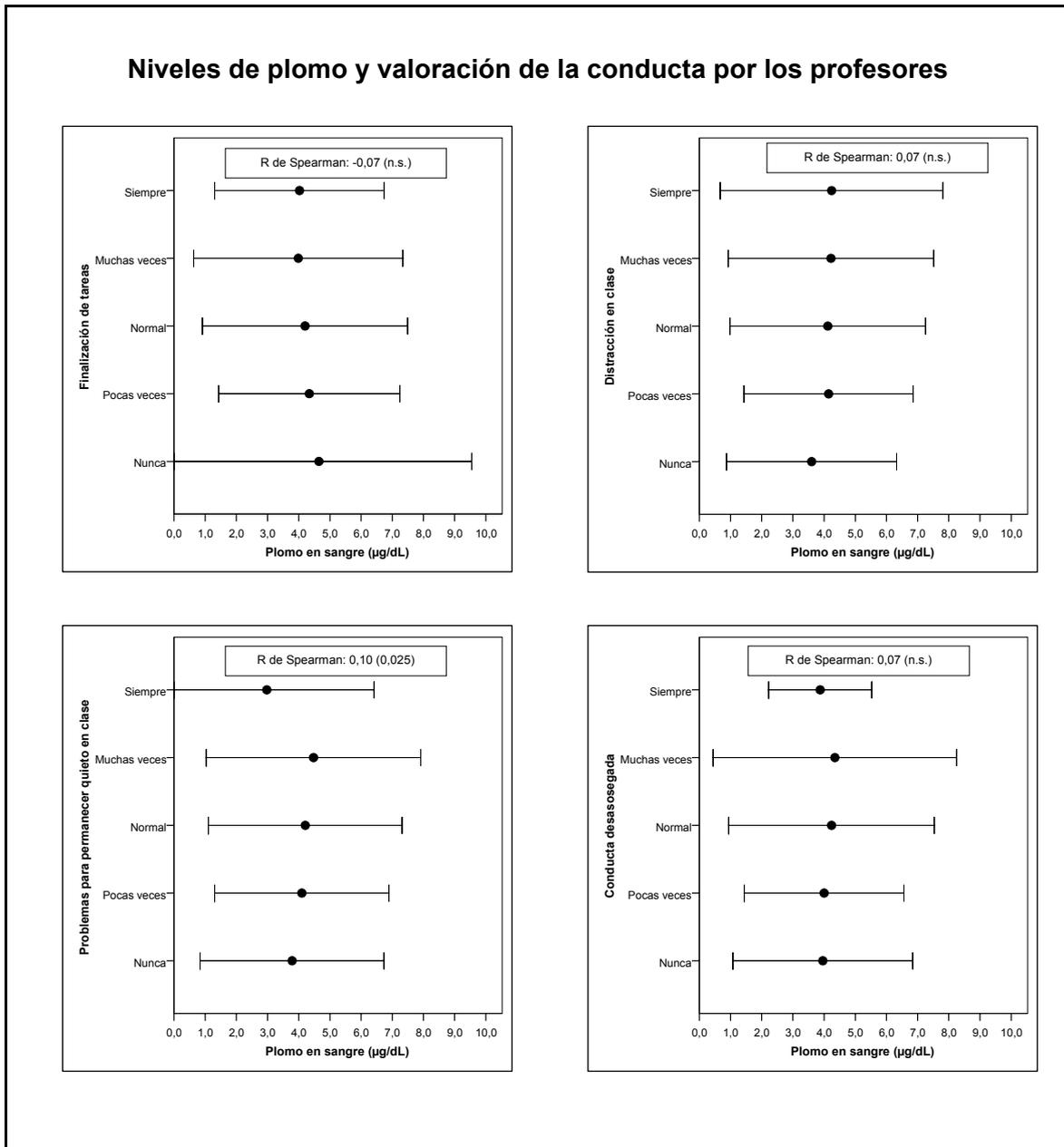
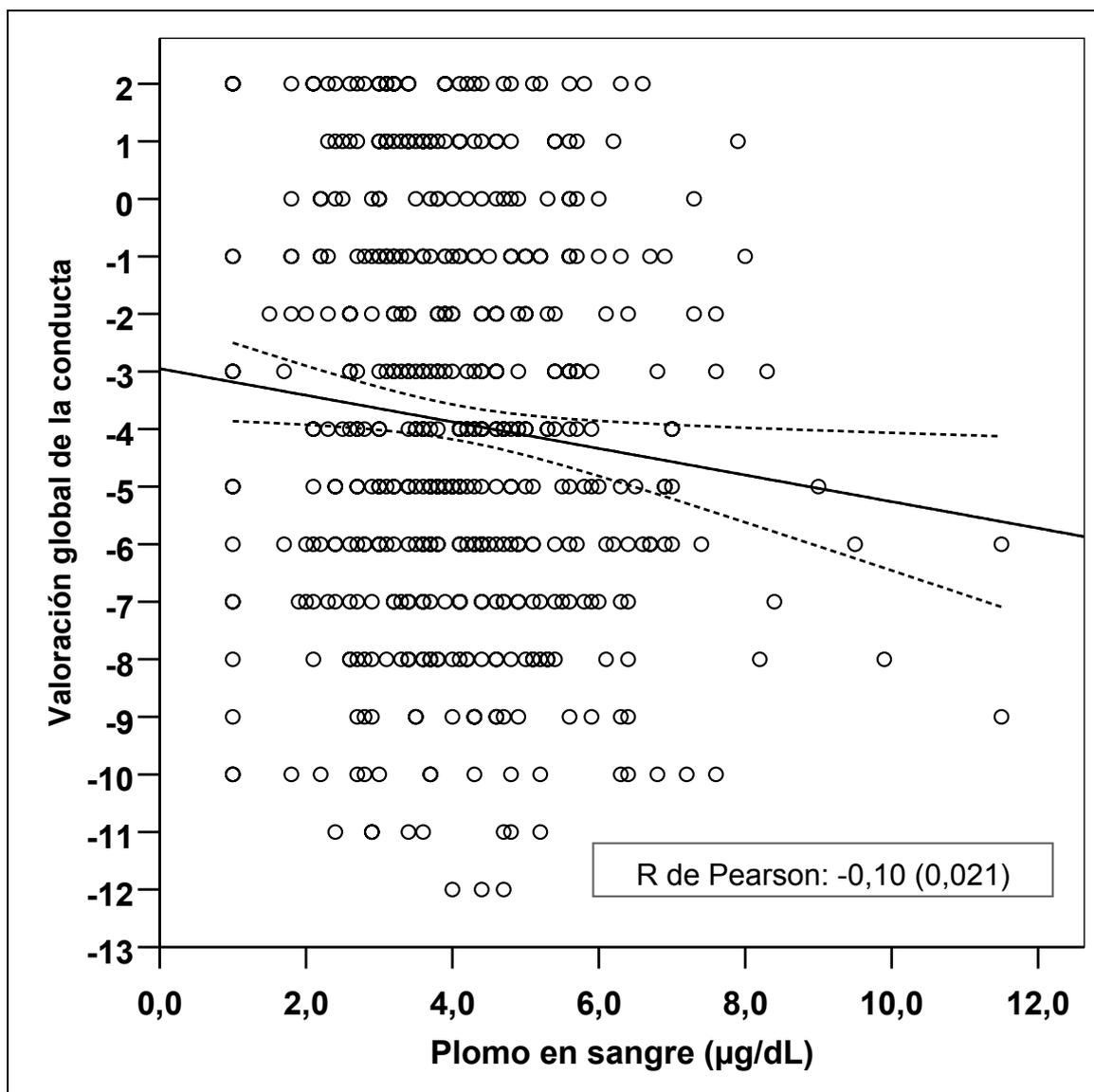


Figura 35.-Relación de los niveles de plomo en sangre de los niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid con los parámetros de valoración global de conducta. Recta de ajuste con IC al 95% y coeficientes de correlación.



1.7.3.2.- Análisis de regresión multivariante

En la Tabla 28 se recoge la información obtenida del análisis de regresión múltiple. Mediante este análisis se estableció la relación entre las valoraciones conductuales realizadas por los profesores y los niveles de plomo en sangre que presentaban los niños de la Comunidad de Madrid controlando por las variables sociodemográficas.

Tabla 28.-Análisis de regresión múltiple entre las valoraciones conductuales realizadas por los profesores y los niveles de plomo en sangre de los niños, controlando por las variables sociodemográficas. Expresión de los coeficientes de regresión.

Variables	Valoración de la conducta				
	Finalización de tareas	Facilidad de distracción	Dificultad para permanecer sentado	Conducta inquieta	Global conducta
Plomo en sangre	-0,032	0,024	0,020	0,036	-0,112
Edad (en meses):	0,027**	-0,013	-0,007	-0,019*	0,052
Sexo	-0,218**	0,256***	0,300***	0,357***	-1,131***
Residencia (Madrid&Corona Metropolitana)	-0,210*	0,376***	0,503***	0,375***	-1,464***
Asistencia guardería/preescolar (si/no):	0,024	0,144	0,125	0,007	-0,252
Años de asistencia a guardería (años)	-0,108*	0,038	0,073**	0,122**	-0,340**
Edad de los padres (años):					
• Padres	0,008	-0,018	0,000	-0,020	0,046
• Madres	-0,006	0,009	-0,017	-0,009	0,011
Nivel de estudios (escala 4 niveles):					
• Padres	0,178**	-0,105	-0,120*	-0,110*	0,514**
• Madres	0,048	-0,095	-0,038	-0,053	0,234
Situación laboral (activo/inactivo):					
• Padres:	0,103	0,056	-0,122	-0,119	0,288
• Madres:	-0,019	0,009	0,140	0,068	-0,236
Consumo de tabaco (si/no):					
• Padres:	-0,045	0,053	0,119	0,128	-0,346
• Madres:	-0,024	0,018	-0,042	-0,054	-0,054
Mascotas (si/no):					
• Perros:	-0,336*	0,352**	0,375**	0,228	-1,290**
• Gatos:	-0,194	-0,034	0,205	0,084	-0,450
• Otras mascotas	-0,330***	0,171*	0,180*	0,253***	-0,935***

*n=430; * = $p \leq 0,10$; ** = $p \leq 0,05$; *** = $p \leq 0,01$*

El plomo, controlado por el resto de variables, seguía actuando en sentido negativo para los cuatro ítems de valoración de la conducta (menor finalización de las tareas, mayor facilidad de distracción, mayor dificultad para permanecer sentados y conducta más inquieta) y también para el indicador global. Ocurría lo mismo que en el análisis simple pero sin alcanzar la significación.

En esta tabla, los resultados con mayor significación eran los que estaban asociados con el sexo, lugar de residencia de los niños, años en guardería, estudios de los padres y tenencia de mascotas.

Los niños obtuvieron peores valoraciones de la conducta para todos los ítems respecto a las niñas; lo mismo ocurría con el lugar de residencia: vivir en Madrid generaba peores valoraciones de la conducta que vivir en la Corona Metropolitana. Por otro lado, el haber ido a guarderías en el periodo preescolar, también empeoraba la valoración conductual de los niños.

De las características paternas, la única que parece influir en la conducta de los niños era el nivel de estudios de los padres, cuyo incremento parecía ir asociado a una mejor valoración conductual que hacían los profesores de los niños.

La presencia de mascotas, sobre todo perros y “otras mascotas”, parecía que estaba también asociada a un empeoramiento de la conducta de los niños.

1.7.4.- Niveles de plomo en sangre de los niños y rendimiento académico.

1.7.4.1.- Análisis de regresión simple

En lo que respecta a la relación existente entre los niveles de plomo en sangre que presentaban los niños de la Comunidad de Madrid y la valoración del rendimiento académico que hacían sus profesores, se exploraron mediante el análisis de regresión simple y los resultados se recogen en la Tabla 29.

Como puede apreciarse, todas las relaciones encontradas son inversas, en el sentido de que a mayores niveles de plomo en sangre los niños presentaban unos peores resultados en las 4 variables, comprensión lectora, expresión oral, escritura y matemáticas. Todas estas asociaciones resultaban estadísticamente significativas excepto para la variable “expresión oral”.

Tabla 29.-Relación entre los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid y valoración del rendimiento académico efectuado por los profesores.

<i>Valoración de los profesores</i>	Coefficiente de correlación (*)	p
Valoración académica		
- Comprensión de lectura	-0,14	0,002
- Expresión oral	-0,08	0,137
- Escritura	-0,12	0,007
- Matemáticas	-0,12	0,002
Total	511	-

* = coeficientes de correlación de Pearson

En la Figura 36 se recoge esta información segregada para cada una de las variables evaluadas por los profesores y según los valores alcanzados en cada uno de los niveles de puntuación desde el 1, el más bajo, hasta 5 que era el más alto.

Como puede apreciarse, se observaban unas tendencias de tal forma que a un mayor nivel medio de plomo en sangre de los niños le correspondía un menor nivel de puntuación académica.

En la Figura 37 se recoge la relación lineal establecida entre los niveles de plomo en sangre y el índice sintético de rendimiento académico elaborado al respecto. La valoración global del rendimiento académico, como ya se ha comentado, se calculó mediante la suma simple de la puntuación obtenida para las 4 variables utilizadas.

Como puede apreciarse, el índice sintético marcaba una relación inversa y claramente significativa entre los niveles de plomo en sangre de los niños y el rendimiento académico evaluado por sus propios profesores.

Figura 36.-Niveles de plomo en sangre de los niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid (con IC al 95%) en relación con los parámetros de valoración académica por parte de los profesores.

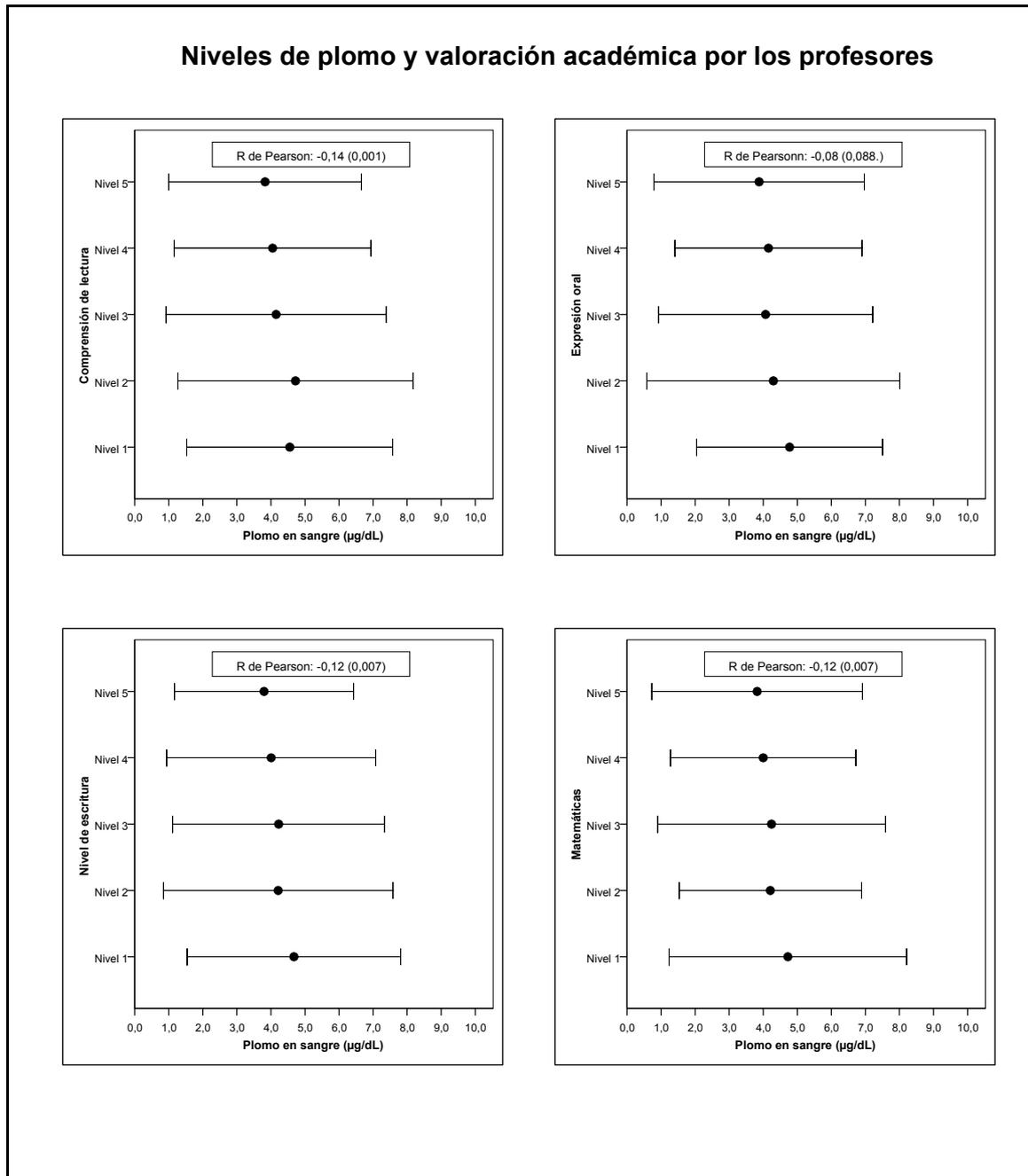
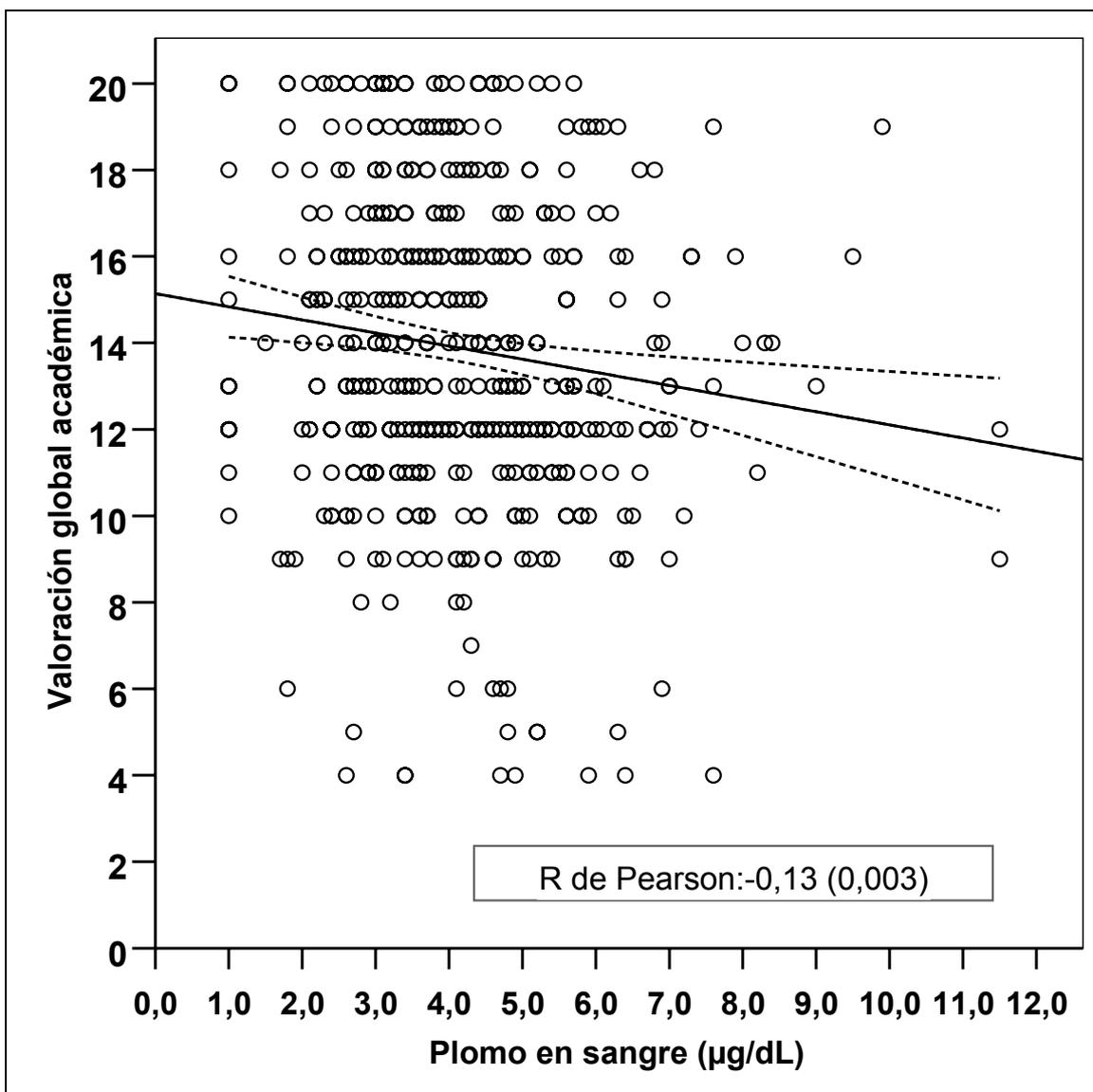


Figura 37.-Relación de los niveles de plomo en sangre de los niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid con los parámetros de valoración global del rendimiento académico. Recta de ajuste con IC al 95% y coeficientes de correlación.



1.7.4.2.- Análisis de regresión multivariante

Igual que para las variables que definían la conducta escolar, en la Tabla 30 se recoge la información obtenida del análisis de regresión múltiple. Mediante este análisis se estableció la relación entre la valoración del rendimiento académico realizada por los profesores y los niveles de plomo en sangre que presentaban los niños de la Comunidad de Madrid, controlando por las variables sociodemográficas.

Tabla 30.-Análisis de regresión múltiple entre los niveles de plomo en sangre de los niños y las valoraciones de rendimiento académico realizadas por los profesores, controlando por las variables sociodemográficas. Expresión de los coeficientes de regresión.

Variables	Rendimiento académico				
	Comprensión lectora	Expresión oral	Escritura	Matemáticas	Global académica
Plomo en sangre	-0,058*	-0,001	-0,044	-0,054*	-0,158
Edad (en meses):	0,011	0,007	0,018*	0,007	0,044
Sexo	-0,083	-0,160*	-0,410***	0,048	-0,605*
Residencia (Madrid&Corona Metropolitana)	-0,566***	-0,559***	-0,485***	-0,495***	-2,104***
Asistencia guardería/preescolar (si/no):	-0,054	0,039	0,008	-0,108	-0,115
Años de asistencia a guardería (años)	-0,018	0,019	0,004	0,065	0,064
Edad de los padres (años):					
• Padres	0,036**	0,027**	0,012	0,028**	0,103**
• Madres	-0,034**	-0,025*	-0,007	-0,023	-0,088
Nivel de estudios (escala 4 niveles):					
• Padres	0,015	0,045	0,143**	0,150**	0,353
• Madres	0,108	0,133*	0,106	0,113	0,460*
Situación laboral (activo/inactivo):					
• Padres:	-0,214	-0,098	0,050	-0,004	-0,265
• Madres:	-0,037	0,098	0,028	0,062	0,150
Consumo de tabaco (si/no):					
• Padres:	-0,046	-0,075	-0,078	-0,101	-0,301
• Madres:	-0,024	0,019	-0,027	-0,020	-0,013
Mascotas (si/no):					
• Perros:	-0,463***	-0,426***	-0,472***	-0,391***	-1,752***
• Gatos:	-0,083	-0,011	0,038	-0,090	-0,116
• Otras mascotas	-0,255***	-0,163*	-0,273***	-0,243**	-0,934***

*n=430; * = $p \leq 0,10$; ** = $p \leq 0,05$; *** = $p \leq 0,01$*

Como puede apreciarse, el plomo, controlado por el resto de variables, seguía actuando negativamente sobre las cuatro variables que habían sido valoradas por los profesores para conocer el rendimiento académico. Estas relaciones perdían la significación con respecto al análisis simple.

En esta Tabla, los valores más fuertemente asociados al rendimiento académico recaían en el lugar de residencia de los niños, el sexo, la edad y nivel cultural de los padres y la tenencia de mascotas.

Los niños que vivían en la Corona Metropolitana presentaban mejores valoraciones del rendimiento académico que los que vivían en la ciudad de Madrid, lo cual era coherente con su mejor valoración conductual. Por el contrario el sexo, que era un factor muy determinante de peor valoración de la conducta en el caso de los niños, sólo permitía determinar una ventaja académica para las niñas en las habilidades de escritura; sin embargo los niños tenían un mayor rendimiento en matemáticas, aunque esta asociación no resultaba significativa.

La edad de los padres, especialmente la del padre, parecía asociada a mejores resultados académicos de sus hijos, ocupando un papel similar, pero menos determinante, el nivel de estudios de esos padres.

Como en el caso de la valoración de la conducta, la presencia de algunas mascotas en el hogar era indicativa de una disminución en el rendimiento académico, en este caso con una fuerte significación.

1.7.4.3.- Análisis de cut-off

Se establecieron diversos *cut-offs* de niveles de plomo en sangre, desde 3 $\mu\text{g/dL}$ a 7 $\mu\text{g/dL}$, con el objeto de valorar la capacidad de detectar diferencias en las valoraciones conductuales y académicas de los profesores. No se realizaron análisis por debajo de 3 $\mu\text{g/dL}$ ni superiores a 7 $\mu\text{g/dL}$, porque los grupos a comparar resultaban muy descompensados.

La posibilidad de establecer niveles de seguridad o "*cut-offs*" capaces de diferenciar afectación de la conducta o la valoración académica se analiza en la Tabla 31. En ella se puede ver que a partir de niveles de 4,0 $\mu\text{g/dL}$, que se correspondían con la mediana de la muestra, ya se apreciaban diferencias significativas en las valoraciones de los profesores entre los niños con mayores o menores niveles de esa concentración de plomo.

Tabla 31.-Discriminación de diversos niveles de plomo en sangre de niños como *cut-off* en la detección de diferencias en las valoraciones conductuales y académicas de los profesores.

Tipos de “cut-off”	Parámetros de valoración			
	Valoración global de la conducta (DE)	valor p	Valoración global académica (DE)	valor p
Cut-off en 30 µg/L - <3,0 µg/dL (n= 104) - ≥3,0 µg/dL (n= 407)	-3,96 (3,77) -3,88 (3,43)	0,124	13,97 (3,54) 13,87 (3,64)	0,234
Cut-off en 40 µg/L - <4,0 µg/dL (n= 256) - ≥4,0 µg/dL (n= 255)	-3,54 (3,58) -3,90 (3,49)	0,020	14,34 (3,48) 13,44 (3,71)	0,005
Cut-off en 50 µg/L - <5,0 µg/dL (n= 386) - ≥5,0 µg/dL (n= 125)	-3,80 (3,54) -4,22 (3,33)	0,615	14,19 (3,59) 12,97 (3,57)	0,001
Cut-off en 60 µg/L - <6,0 µg/dL (n= 456) - ≥6,0 µg/dL (n= 55)	-3,78 (3,49) -4,93 (3,34)	0,021	14,01 (3,59) 12,89 (3,70)	0,030
Cut-off en 70 µg/L - <7,0 µg/dL (n= 490) - ≥7,0 µgd/L (n= 21)	-3,86 (3,51) -4,95 (3,14)	0,324.	13,93 (3,62) 13,10 (3,46)	0,425

DE = Desviación estándar

Los resultados de la tabla apuntaban a que niveles muy bajos de plomo eran capaces de producir efectos sobre el comportamiento y valoración académica de los niños que eran detectables en la muestra estudiada.

Esos resultados eran apreciables a partir ya de valores tan bajos como 4 µg/dl, y se podía apreciar su efecto en tanto los grupos dicotomizados de niños mantuvieron efectivos suficientes en los grupos de análisis.

2.- ESTUDIO LLEVADO A CABO EN EL AÑO 2010

2.1.- Participación

En el estudio han participado un total de 90 niños que fueron reclutados cuando acudieron a su Pediatra para consulta ambulatoria. Los niños mayores de 15

años no fueron considerados a efectos del estudio, por lo que se dispone de un total de 85 sujetos.

2.2.- Variables sociodemográficas

2.2.1.- De los niños

En la Tabla 32 se recogen las variables sociodemográficas de los niños que participaron en la presente fase del estudio, comparadas con la fase anterior.

Tabla 32.-Comparación de las características sociodemográficas de las muestras de los estudios del año 1995 y del 2010.

Características sociodemográficas		AÑO 1995	AÑO 2010	Nivel de significación
NACIONALIDAD (n; (%)) #	española	515 (100,0)	57 (67,1)	-
	otra	0 (0,0)	18 (21,2)	
	desconocido	0 (0,0)	10 (11,8)	
SEXO (n; (%))	niños	298 (57,9)	34 (40,0)	0,002
	niñas	217 (42,1)	51 (60,0)	
EDAD (meses, DE [*])		92,1 (4,8)	85,4 (54,0)	0,703
HÁBITOS DE ORALIDAD (actuales y/o pasados) #				
• MORDIDA DE UÑAS	si	204 (39,6)	26 (30,6)	0,245
	no	311 (60,4)	49 (57,6)	
	desconocido	0 (0,0)	10 (11,8)	
• CHUPARSE EL DEDO	si	58 (11,3)	23 (27,1)	≤ 0,001
	no	457 (88,7)	52 (61,2)	
	desconocido	0 (0,0)	10 (11,8)	
• CHUPAR/ LLEVARSE OBJETOS A LA BOCA	si	163 (31,7)	45 (52,9)	≤ 0,001
	no	352 (68,3)	30 (35,3)	
	desconocido	0 (0,0)	10 (11,8)	
LUGAR HABITUAL DE JUEGOS # (n; (%))	domicilio	281 (54,6)	41 (48,2)	0,985
	calle	232 (45,0)	34 (40,0)	
	desconocido	2 (0,4)	10 (11,8)	

* = Desviación estándar; # = En la prueba χ^2 , no se ha considerado la categoría "desconocido"

El 67 % de los niños reclutados en esta fase del estudio eran españoles y el 21 % no nacidos en España. No se pudo obtener información de 10 niños porque sus padres o se negaron a contestar esa pregunta o no se pudo pasarles la encuesta. De Ecuador eran 11 niños y de Perú 4; había un único representante de otros países como Colombia, Marruecos y Rumanía.

En relación al sexo, se invierte la participación en las dos fases. En el año 1995 había más varones (58 %) que mujeres (42 %); en el 2010 hay más mujeres, 60 % que varones, un 40 %. Las diferencias son estadísticamente significativas.

La edad media de los niños reclutados en esta fase tenían 85,4 meses, a pesar de ser niños de entre 0 y 15 años, frente a los niños estudiados en el año 1995 que presentaban una edad media de 92,1 meses. Eso hace que la desviación estándar sea mucho más grande en aquél caso. Sin embargo las diferencias no son significativas.

En cuanto a los hábitos de oralidad no existen diferencias estadísticamente significativas entre los niños reclutados en el año 1995 y en el periodo 2010 para la variable “morderse las uñas”, pero sí para las variables “chuparse los dedos” y “morder los objetos”, en las que los niños de esta último periodo del estudio tenía mayores porcentajes de realizar estos hábitos.

El porcentaje de niños estudiados en el año 2010 que juegan en la calle es ligeramente mayor que el de la fase realizada en el año 1995, pero las diferencias no son estadísticamente significativas.

2.2.2.- De los padres

En cuanto a las variables sociodemográficas de los padres, en la Tabla 33 se encuentran los resultados más relevantes.

Tanto los padres como las madres de los niños analizados en el año 2010 son un poco más mayores que los de los niños estudiados en el año 1995, sin

embargo las diferencias son significativas desde el punto de vista estadístico para el caso de las madres pero no para los padres.

Tabla 33.-Comparación de las características sociodemográficas de los padres de la población infantil de los estudios del año 1995 y del 2010.

Características sociodemográficas	AÑO 1995	AÑO 2010	Nivel de significación
EDAD (años, DE²):			
• Padres	38,3 (5,5)	39,5 (5,8)	0,096
• Madres	35,7 (5,1)	37,5 (6,0)	0,002
NIVEL DE ESTUDIOS# (n;(%)):			
• PADRES:			
• Analfabeto/E.G.B. o Bachiller incompleto	74 (14,4)	5 (5,9)	0,002
• E.G.B./Bachiller elemental/F.P.1	219 (42,5)	23 (27,1)	
• Bachiller superior/B.U.P./C.O.U./F.P.2	80 (15,5)	21 (24,7)	
• Universidad	98 (19,0)	23 (27,1)	
• Desconocido	44 (8,5)	13 (15,3)	
• MADRES:			
• Analfabeto/E.G.B. o Bachiller incompleto	94 (18,3)	6 (7,1)	≤ 0,001
• E.G.B./Bachiller elemental/F.P.1	250 (48,5)	20 (23,5)	
• Bachiller superior/B.U.P./C.O.U./F.P.2	93 (18,1)	22 (25,9)	
• Universidad	60 (11,7)	26 (30,6)	
• Desconocido	18 (3,5)	11 (12,9)	
SECTOR LABORAL EN CONTACTO CON PLOMO# (n;(%)):			
• ALGÚN PADRE TRABAJA EN CONTACTO CON PLOMO			
• Sí	163 (31,7)	11 (12,9)	≤ 0,001
• No	223 (44,3)	63 (74,2)	
AFICIONES QUE TENGAN QUE VER CON EL PLOMO (n;(%)):			
• Sí	-	4 (4,8)	
• No	-	70 (82,3)	
CONSUMO DE TABACO# (n;(%)):			
• PADRES:			
• No fuma, ni ha fumado nunca	110 (21,4)	39 (45,9)	≤ 0,001
• <10 cigarrillos/día	63 (12,2)	11 (12,9)	
• >10 cigarrillos día	216 (41,9)	9 (10,6)	
• Exfumador	84 (16,3)	11 (12,9)	
• Desconocido	42 (8,2)	15 (17,6)	
• MADRES:			
• No fuma, ni ha fumado nunca	159 (30,9)	56 (65,9)	≤ 0,001
• <10 cigarrillos/día	109 (21,2)	5 (5,9)	
• >10 cigarrillos día	144 (28,0)	0 (0,0)	
• Exfumador	84 (16,3)	14 (16,5)	
• Desconocido	19 (3,7)	10 (11,8)	

* = Desviación estándar; # = En la prueba χ^2 , no se ha considerado la categoría "desconocido"

Existen diferencias estadísticamente significativas entre el nivel de estudios de los padres y de las madres de los niños en las dos fases del estudio en el sentido de que los padres de los niños de la fase más reciente del estudio, tienen unos niveles de estudios mayores que los padres de los niños del año 1995.

También se encuentran diferencias significativas en lo relativo a la variable trabajar en contacto con plomo. Los padres de los niños del estudio llevado a cabo en el año 1995 trabajaban en mayor proporción en empleos que tenían que ver de alguna manera con el plomo frente a los padres de los niños de la presente fase.

Sólo un 4,8 % de los padres de los niños tienen alguna afición que les posibilita ponerse en contacto con el plomo. Esta es una variable que no se recogió en la fase del estudio llevada a cabo en el año 1995.

En relación al consumo de tabaco, tanto los padres como las madres presentan diferencias estadísticamente significativas. Los padres y las madres de los niños estudiados en el año 1995 consumían más tabaco que sus homólogos del año 2010, que o bien no han fumado nunca en porcentajes más altos o si lo hacen, fuman en porcentajes más bajos.

2.3.- Variables medioambientales:

Los valores que presentan el conjunto de variables ambientales contempladas en este estudio se recogen en la Tabla 34.

La variable “años de la vivienda” presenta diferencias estadísticamente significativas para los dos momentos temporales del estudio. La edad de la vivienda de la muestra estudiada en el año 1995 es más “joven” que la de la muestra del año 2010. Lo mismo ocurre para la variable “años de ocupación de la vivienda”, pero en sentido inverso: los niños estudiados en el año 2010 llevan, de media, menos tiempo viviendo en las casas que habitan y esas diferencias también resultan estadísticamente significativas.

En cuanto al consumo de agua, se aprecian diferencias estadísticas. Los niños del estudio de la fase del año 2010 beben menos agua del grifo y más bebidas envasadas (agua embotellada, gaseosas y similares) que los niños del estudio de la fase del año 1995.

También existen diferencias en cuanto a la variable “mascotas”. Los niños de la muestra del año 2010, tienen porcentualmente menor presencia de cualquier tipo de mascota, el 10,6 %, frente al 60,4 % que presentaban los niños del estudio del año 1995. Las diferencias son estadísticamente significativas.

Tabla 34.-Comparación de las características medioambientales en la que vive la población infantil de los estudios del año 1995 y del 2010.

Características medioambientales	AÑO 1995	AÑO 2010	Nivel de significación
VIVIENDA Y CONSUMO DE AGUA(n;(%)):			
• AÑOS DE LA VIVIENDA#: <ul style="list-style-type: none"> • Menos de 5 años • Entre 5 y 9 años • Entre 10 y 14 años • Entre 15 y 19 años • Entre 20 y 29 años • Entre 30 y 50 años • Más de 50 años • Desconocido 	43 (8,3) 34 (6,6) 72 (14,0) 121 (23,5) 149 (28,9) 76 (14,8) 9 (1,7) 11 (2,1)	6 (7,1) 6 (7,1) 16 (18,8) 2 (2,4) 9 (10,6) 25 (29,4) 7 (8,2) 14 (16,5)	≤ 0,001
• AÑOS OCUPACIÓN DE LA VIVIENDA#: <ul style="list-style-type: none"> • Menos de 1 año • Entre 1 y 2 años • Entre 3 y 4 años • Entre 5 y 6 años • Entre 7 y 8 años • Entre 9 y 10 años • Más de 10 años • Desconocido 	32 (6,2) 54 (10,5) 39 (7,6) 43 (8,3) 65 (12,6) 74 (14,4) 200 (38,8) 8 (1,6)	9 (10,6) 20 (23,5) 10 (11,8) 9 (10,6) 10 (11,8) 7 (8,2) 10 (11,8) 10 (11,8)	≤ 0,001
• FUENTE DE BEBIDA DEL NIÑO#: <ul style="list-style-type: none"> • Agua del grifo • Agua embotellada, refrescos y otras bebidas • Desconocido 	494 (95,9) 17 (3,3) 4 (0,8)	57 (67,1) 18 (21,2) 10 (11,7)	≤ 0,001
MASCOTAS(n;(%)):			
• TIENE EN CASA PERROS, GATOS, U OTROS#: <ul style="list-style-type: none"> • Si • No • Desconocido 	311 (60,4) 176 (34,2) 28 (5,4)	9 (10,6) 66 (77,6) 10 (11,8)	≤ 0,001
UTILIZAN CERÁMICA O BARRO EN LA COCINA# n;(%)):			
<ul style="list-style-type: none"> • Si • No • desconocido 	- - -	3 (3,5) 72 (84,7) 10 (11,8)	-

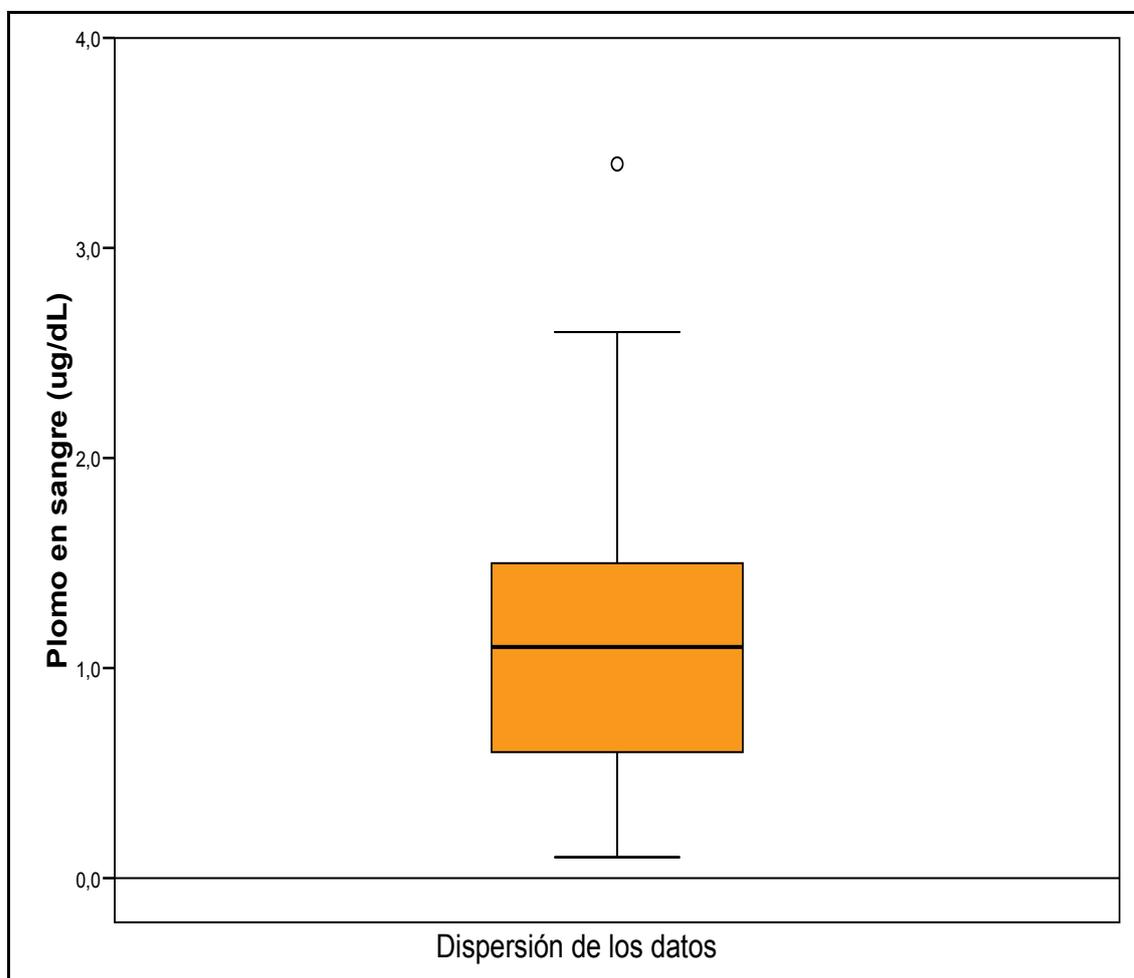
= En la prueba X², no se ha considerado la categoría “desconocido”

Un 3,5 % de los encuestados dice cocinar y/o utilizar vasijas de barro en la cocina. No se puede comparar este dato porque esta variable no se recogió en el año 1995.

2.4.- Concentración de plomo en sangre.

La media aritmética de plomo en sangre encontrada en los niños objeto de este estudio ha sido de 1,1 $\mu\text{g/dL}$ (DE=0,7 $\mu\text{g/dL}$) con un rango que va desde 0,1 $\mu\text{g/dL}$ hasta 3,4 $\mu\text{g/dL}$ (Figura 38)

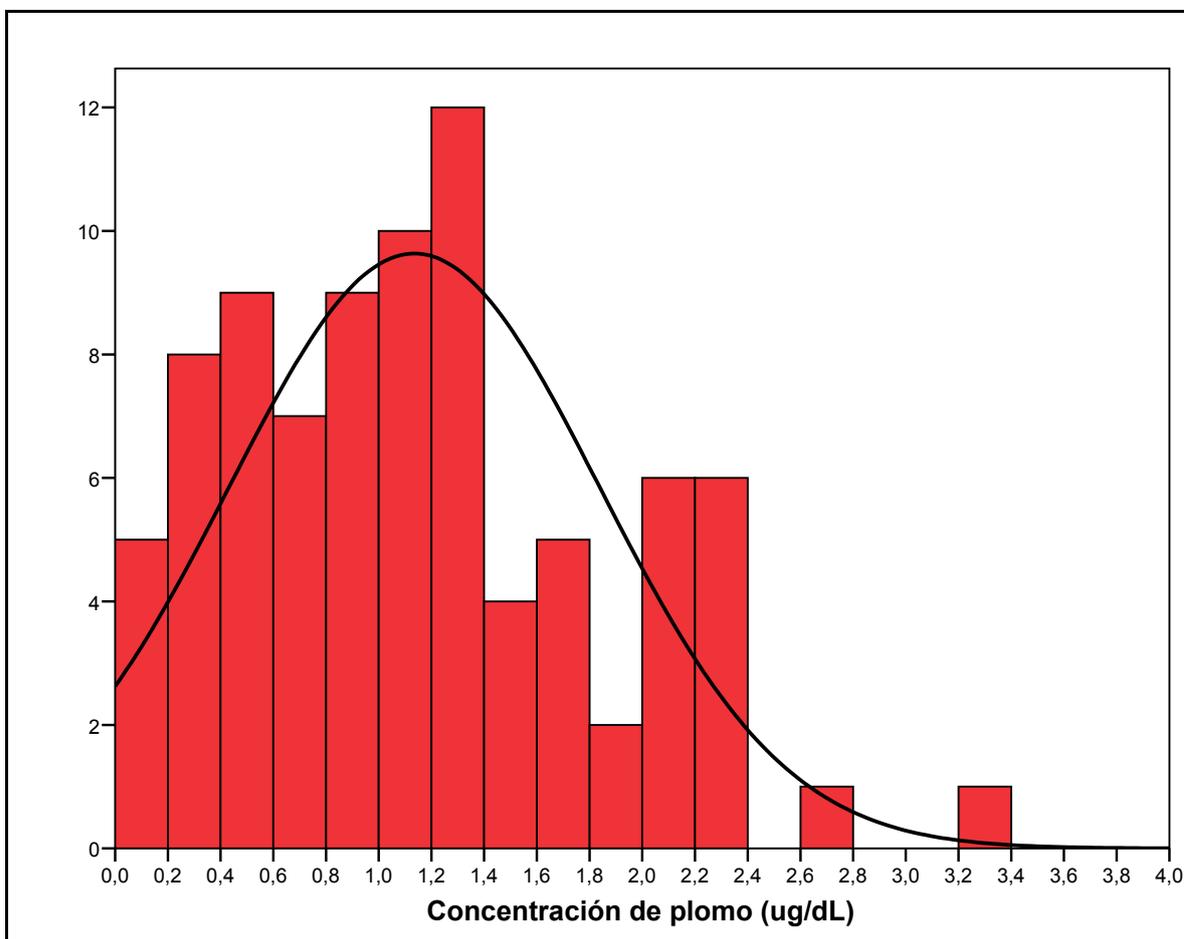
Figura 38.-Valor medio de plomo en sangre y valores de dispersión



La media geométrica es de 0,9 $\mu\text{g/dL}$ y la mediana es de 1,1 $\mu\text{g/dL}$. Los percentiles 25 y 75 son 0,6 $\mu\text{g/dL}$ y 1,6 $\mu\text{g/dL}$ respectivamente.

En la Figura 39 puede observarse la distribución que presentan las concentraciones de plomo en sangre de los niños estudiados.

Figura 39.-Distribución de las concentraciones de plomo en sangre ($\mu\text{g}/\text{dL}$) obtenidas en la muestra.



El 8,2 % de los niños presentan valores por debajo del límite de detección (0,2 $\mu\text{g}/\text{dL}$). Sólo el 5,9 % de los niños tienen niveles iguales o mayores de 2,4 $\mu\text{g}/\text{dL}$, nivel por debajo del cual se desconoce el efecto que tiene el plomo sobre el cociente intelectual (CI).

2.4.1.- Concentración de plomo en sangre y variables de sexo, edad y hábitos de oralidad de los niños

En la Tabla 35 se puede encontrar la información relativa a los niveles de plomo que presentan los niños en relación a las variables sexo, edad, nacionalidad y hábitos de oralidad.

Los niños tienen 1,1 µg/dL de plomo en sangre frente a 1,2 µg/dL que tienen las niñas. La dispersión de los datos es mayor en el caso de las niñas. La diferencia no es estadísticamente significativa.

Tabla 35.-Niveles de plomo en sangre por sexo, edad y hábitos de oralidad asociados en los niños de la Comunidad de Madrid.

<i>Características sociodemográficas de los niños</i>	Nº de niños*	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p	
SEXO	• Niños	34	40,0	1,1 (0,7)	0,779
	• Niñas	51	60,0	1,2 (0,7)	
EDAD (en meses, DE*)	85,4 (54,0)			r = 0,06	0,564
NACIONALIDAD	• Española	57	75,0	1,2 (0,8)	0,146
	• Otra	18	25,0	0,9 (0,6)	
HÁBITOS DE ORALIDAD (actuales y/o pasados):					
• MORDIDA DE UÑAS	• Si	26	30,6	1,3 (0,8)	0,237
	• No	49	57,6	1,1 (0,7)	
• CHUPARSE EL DEDO	• Si	23	27,1	1,3 (0,8)	0,123
	• No	52	61,2	1,1 (0,7)	
• CHUPAR/LLEVARSE OBJETOS A LA BOCA	• Si	45	52,9	1,2 (0,7)	0,334
	• No	30	35,3	1,0 (0,7)	
LUGAR HABITUAL DE JUEGOS	• Domicilio	41	48,2	1,0 (0,7)	0,050
	• Calle	34	40,0	1,3 (0,7)	

*DE= Desviación estándar; r = correlación de Pearson

Aunque no resulta significativa desde el punto de vista estadístico, la asociación entre los niveles de plomo en sangre que presentan los niños estudiados y su edad, es directa en el sentido de que, a mayor edad mayores niveles de plomo en sangre presentan. Si se fragmenta el análisis por edad, se ve que los 3 años hacen de frontera en esta asociación. La relación entre niveles de plomo y edad en niños menores de 3 años tiene una $r = 0,278$ ($p = 0,152$). Esta relación se convierte en negativa con los niños en edades superiores a 3 años: $r = -0,213$ ($p = 0,111$).

No existen diferencias significativas en relación a la variable nacionalidad. En cualquier caso, los niños de nacionalidad no española (otra), tienen unos niveles de plomo ligeramente inferiores, aunque este dato puede estar influenciado por los escasos efectivos.

Los hábitos de oralidad aportarían una probable mayor exposición al plomo que se reflejaría en que los niños que la tienen presentan mayores niveles de plomo en sangre, como así ocurre, aunque estas asociaciones no resultan significativas desde el punto de vista estadístico.

Algo parecido ocurre con el hecho de jugar en la calle. Los niños que preferentemente juegan en la calle tienen mayores niveles de plomo en sangre, 1,3 µg/dL que los que lo hacen en casa, 1,0 µg/dL. Esta diferencia sí presenta significación estadística.

2.4.2.- Concentración de plomo en sangre de los niños y variables sociodemográficas de los padres

En la Tabla 36 se puede encontrar la información relativa a los niveles de plomo en sangre que presentan los niños en relación a las características sociodemográficas de los padres

El análisis de regresión simple entre la concentración de plomo en sangre que tienen los niños y la edad, tanto de los padres como de las madres, presenta unos coeficientes de regresión de 0,223 y 0,007 respectivamente, estando el de los padres cercano a la significación estadística, lo que indicaría que a mayor edad de padre mayores niveles de plomo en sangre presentan los niños.

Aunque no resultan significativas las diferencias para las madres, sí que se aprecia que los niños cuyos padres carecen de estudios presentan niveles de plomo más altos. Se observa un gradiente, tanto en padres como en madres, de tal forma que los niveles de plomo en los niños van disminuyendo en la medida en que los estudios de los padres son más cualificados.

Cuando para el análisis utilizamos la correlación de Spearman, asignando valores ordinales crecientes, obtenemos un coeficiente de -0,275, que es significativo ($p=0,019$). El sentido de esta asociación es que a mayores estudios de los padres menores serían los niveles de plomo en sangre de los

niños. La misma relación ocurre con las madres, para los que se obtiene una r de Spearman de $-0,309$ ($p=0,007$).

Tabla 36.-Niveles de plomo en sangre y características sociodemográficas de los padres de los niños de la Comunidad de Madrid.

<i>Características sociodemográficas de los padres</i>	Nº de niños	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p	
EDAD (<i>en años</i> , DE)	• Padres: 39,5 (5,8) • Madres: 37,5 (6,0)		$r = 0,223$ $r = 0,007$	0,060 0,952	
NIVEL DE ESTUDIOS					
• PADRES:	• Analfabeto/E.G.B. o Bachiller incompleto	6	7,1	1,7 (0,7)	0,039
	• E.G.B./Bachiller elemental/F.P.1	20	23,5	1,2 (0,8)	
	• Bachiller superior/B.U.P./C.O.U./F.P.2	22	25,9	1,2 (0,8)	
	• Universidad	26	30,6	0,8 (0,6)	
				$r^* = -0,275$	0,019
• MADRES:	• Analfabeto/E.G.B. o Bachiller incompleto	5	5,9	1,8 (0,7)	0,068
	• E.G.B./Bachiller elemental/F.P.1	23	27,1	1,2 (0,7)	
	• Bachiller superior/B.U.P./C.O.U./F.P.2	21	24,7	1,1 (0,8)	
	• Universidad	23	27,1	0,9 (0,6)	
				$r^* = -0,309$	0,007
ALGÚN PADRE TRABAJA EN CONTACTO CON PLOMO					
	• Sí	11	12,9	1,3	0,310
	• No	63	74,2	1,1	
ALGÚN PADRE TIENE AFICIONES QUE TENGAN QUE VER CON EL PLOMO					
	• Sí	4	4,8	2,1	0,002
	• No	70	82,3	1,0	
CONSUMO DE TABACO					
• PADRES:	• No fuma, ni ha fumado nunca	39	45,9	0,9 (0,6)	0,05
	• <10 cigarrillos/día	11	12,9	1,6 (0,9)	
	• >10 cigarrillos día	9	10,6	1,2 (0,8)	
	• Exfumador	11	12,9	1,0 (0,4)	
• MADRES:	• No fuma, ni ha fumado nunca	56	65,9	1,2 (0,8)	0,886
	• <10 cigarrillos/día	5	5,9	1,1 (0,6)	
	• >10 cigarrillos día	0	0,0	-	
	• Exfumador	14	16,5	1,1 (0,5)	

DE= Desviación estándar; $r = r$ de Pearson; $r^* = r$ de Spearman.

En relación al trabajo de los padres no se detectan diferencias significativas. Sin embargo cuando se segregan los niños en función de si sus padres tienen o no aficiones que les ponen en contacto con el plomo, los niveles de plomo se incrementan en caso positivo, siendo las diferencias significativas desde el punto de vista estadístico.

El consumo de tabaco del padre resulta relevante en relación a los niveles de plomo en sangre de los niños. El hecho de fumar del padre hace que los niños tengan mayores niveles de plomo en sangre que si el padre, o no fuma o es exfumador. Estas diferencias son estadísticamente significativas. En el caso de la madre, el hábito tabáquico no establece diferencias.

2.4.3.-Concentración de plomo en sangre de los niños y determinantes ambientales

La vivienda y la presencia de mascotas en el hogar son dos variables que han sido consideradas por su interés en relación a la potencial exposición al plomo. Los resultados del análisis estadístico se recogen en la Tabla 37.

La variable “años de la vivienda” marca diferencias de niveles de plomo en sangre de los niños que no son significativas desde el punto de vista estadístico. Los valores más altos los tienen los niños que viven en casas cuya edad está entre los 15 y 19 años, aunque en este tramo de edad solamente existen dos efectivos. Se observa un cierto gradiente de incremento de los niveles de plomo con la edad hasta los 15-19 años, edad a partir de la cual, disminuyen otra vez.

Cuando se lleva a cabo el análisis de regresión tomando los años de construcción de la vivienda los valores de 1 a 7, siendo 1 el valor correspondiente a las viviendas de construcción más reciente y 7 el de las viviendas de construcción más viejas obtenemos una r de Spearman de -0,202, que no resulta significativa, aunque el signo negativo indicaría que, a más años de la vivienda, menores serían los niveles de plomo en sangre de los niños que viven en ellas (Figura 40).

En cuanto a la variable “años de ocupación de la vivienda”, como se puede comprobar, no existen diferencias significativas en los niveles de plomo que presentan los niños en función de los años vividos en la misma vivienda. Sin embargo, como en el caso anterior, sí que se observa un cierto gradiente de

incremento de los niveles de plomo conforme se pasan más años en la misma vivienda.

Tabla 37.-Determinantes ambientales y su relación con los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid.

Características medioambientales	Nº de niños	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p	
AÑOS DE LA VIVIENDA (£):	• Menos de 5 años	6	7,1	1,0 (0,8)	0,104
	• Entre 5 y 9 años	6	7,1	1,4 (0,8)	
	• Entre 10 y 14 años	16	18,8	1,4 (0,8)	
	• Entre 15 y 19 años	2	2,4	2,2 (0,1)	
	• Entre 20 y 29 años	9	10,6	1,1 (0,7)	
	• Entre 30 y 50 años	25	29,4	0,9 (0,7)	
	• Mas de 50 años	7	8,2	1,0 (0,5)	
				$r^* = -0,202$	0,092
AÑOS OCUPACIÓN DE LA VIVIENDA(£):	• Menos de 1 año	9	10,6	0,8 (0,7)	0,581
	• Entre 1 y 2 años	20	23,5	1,2 (0,8)	
	• Entre 3 y 4 años	10	11,8	1,0 (0,3)	
	• Entre 5 y 6 años	9	10,6	1,2 (0,8)	
	• Entre 7 y 8 años	10	11,8	1,2 (0,7)	
	• Entre 9 y 10 años	7	8,2	1,3 (0,9)	
	• Más de 10 años	10	11,8	1,4 (0,6)	
				$r^* = 0,209$	0,072
MASCOTAS:	• Si	9	10,6	1,1 (0,6)	0,985
	• No	66	77,6	1,1 (0,7)	

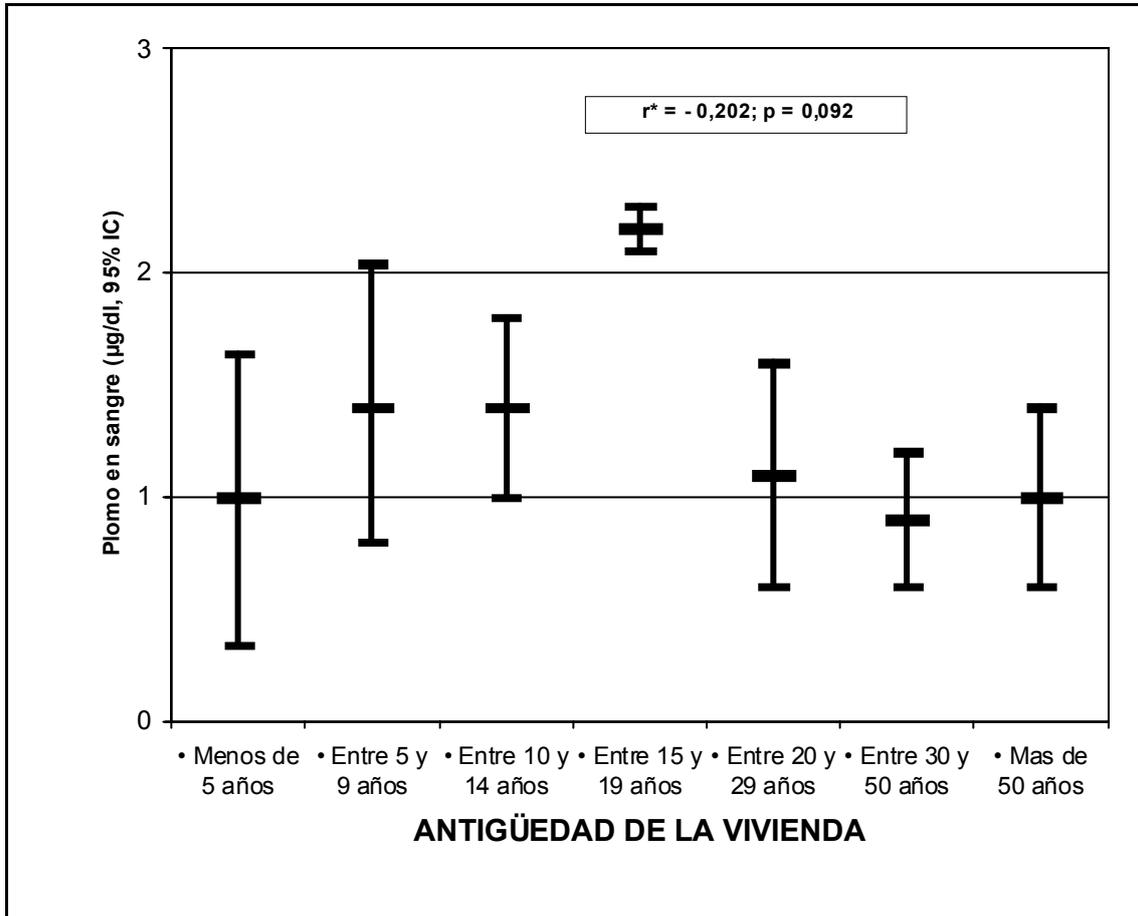
DE= Desviación estándar; r^* = correlación de Spearman

£ = En el caso de las variables marcadas con este símbolo se han realizado dos análisis: ANOVA y cálculo del coeficiente de correlación de Spearman.

Cuando se utiliza la correlación de Spearman manejando la variable “años de ocupación de la vivienda” como variable numérica ordinal continua, la r de Spearman que se obtiene es de 0,209 y no resulta significativa. La relación que se establece es que a mayor número de años viviendo en la misma vivienda mayores probabilidades existen de tener niveles de plomo más altos en la sangre de los niños que habitan en ellas.

Por último, tener mascotas en casa no marca diferencias de niveles de plomo en sangre de los niños.

Figura 40.-Niveles de plomo en sangre de los niños en relación a la antigüedad de la vivienda (medias e IC calculados logarítmicamente)



*r**= correlación de Spearman

2.4.4.- Concentración de plomo en sangre de los niños y agua de consumo humano

En la Tabla 38 se recoge la relación entre niveles de plomo en sangre que presentan los niños y el consumo mayoritario que hacen o bien de agua del grifo o bien otro tipo de bebidas.

Como se puede comprobar, existen diferencias significativas en relación al consumo de agua, en el sentido de que los niños que consumen mayoritariamente el agua del grifo presentan niveles de plomo en sangre mayores que los que beben otro tipo de bebidas.

Tabla 38.-Niveles de plomo en sangre de los niños y su relación con el consumo de agua de suministro público.

Fuente de bebida del niño	Nº de niños	%	Plomo en sangre (DE, µg/dL)	Valor p
• Agua del grifo	57	67,1	1,3 (0,7)	0,018
• Agua embotellada, refrescos y otras bebidas	18	21,2	0,8 (0,7)	

2.4.5.- Análisis multivariante entre niveles de plomo en sangre de los niños y el conjunto de variables estudiadas

En el análisis múltiple se han introducido todas las variable sociodemográficas de los niños y de los padres y las ambientales. Los resultados se recogen en la Tabla 39.

Tabla 39.-Relación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y las variables sociodemográficas y ambientales de los padres y los niños. Regresión múltiple.

Modelo de regresión múltiple	Coficiente (µg/dL)	Error típico	p
Ajuste global (r): 0,647; (p=0,001 ; n=68)			
<u>Variables del modelo:</u>			
<i>Constante</i>	1,809	0,442	≤ 0,001
<i>Tabaco de padre</i>	0,452	0,171	0,010
<i>Estudio de los padres</i>	-0,234	0,084	0,007
<i>Agua de bebida</i>	0,494	0,178	0,007

Método: Forward; p "in"= 0,05; p "out"= 0,10

El análisis conjunto de las variables usadas, realizado con regresión múltiple, supone la simplificación de un modelo muy parsimonioso, con tres variables explicativas y un coeficiente de correlación múltiple de 0,65, que en la práctica supone explicar con el modelo el 42 % de la variación de los niveles de plomo en sangre de los niños. Todas las variables de la ecuación habían resultado significativas de forma aislada.

Los estudios de los padres tienen una relación inversa con los niveles de plomo en sangre de los niños en el sentido de que a mayores estudios de los padres,

menores son los niveles de plomo. Las otras dos variables que complementan el modelo tienen relación directa: a mayor hábito tabáquico de los padres y al hecho de beber el agua del grifo, los niveles de plomo que presentan los niños serían mayores.

3.- SIMILITUDES Y DIFERENCIAS ENCONTRADAS ENTRE LAS DOS FASES DEL ESTUDIO

El estudio se ha llevado a cabo en dos fechas muy diferentes: la primera, en el año 1995, cuando todavía no se había adoptado la prohibición del plomo en las gasolinas; la otra, en el año 2010, cuando habían ya transcurrido casi 10 años desde su prohibición.

Además en cada fase se reclutaron los niños en diferentes lugares: unos (1995) en el aula escolar; los otros (2010) en la consulta de pediatría ambulatoria de un hospital. También los efectivos analizados fueron distintos: 515 en la fase del 1995 y 85 en la fase del año 2010.

Otras diferencias entre ambas fases se recogen en la siguiente Tabla 40.

Como se puede ver, existen diferencias relevantes entre las dos fases del estudio. En el año 2010 se reclutaron más niñas que en el año 1995. El nivel de estudios de los padres y de las madres es sensiblemente mayor en el año 2010. En cuanto a dos variables relevantes como son el contacto laboral con el plomo y el hábito tabáquico, ambas variables son significativamente mayores en la fase del estudio llevada a cabo en el año 1995.

Por último, la población estudiada en el año 2010, tiene, porcentualmente, muchas menos mascotas que la del año 1995.

En relación a la variable niveles de plomo en sangre, las diferencias encontradas son importantes: 3,8 (DE=0,2) $\mu\text{g/dL}$ en el año 1995 frente a 1,1 (DE=0,7) $\mu\text{g/dL}$ en el año 2010. Estas diferencias resultan significativas (Figura 41)

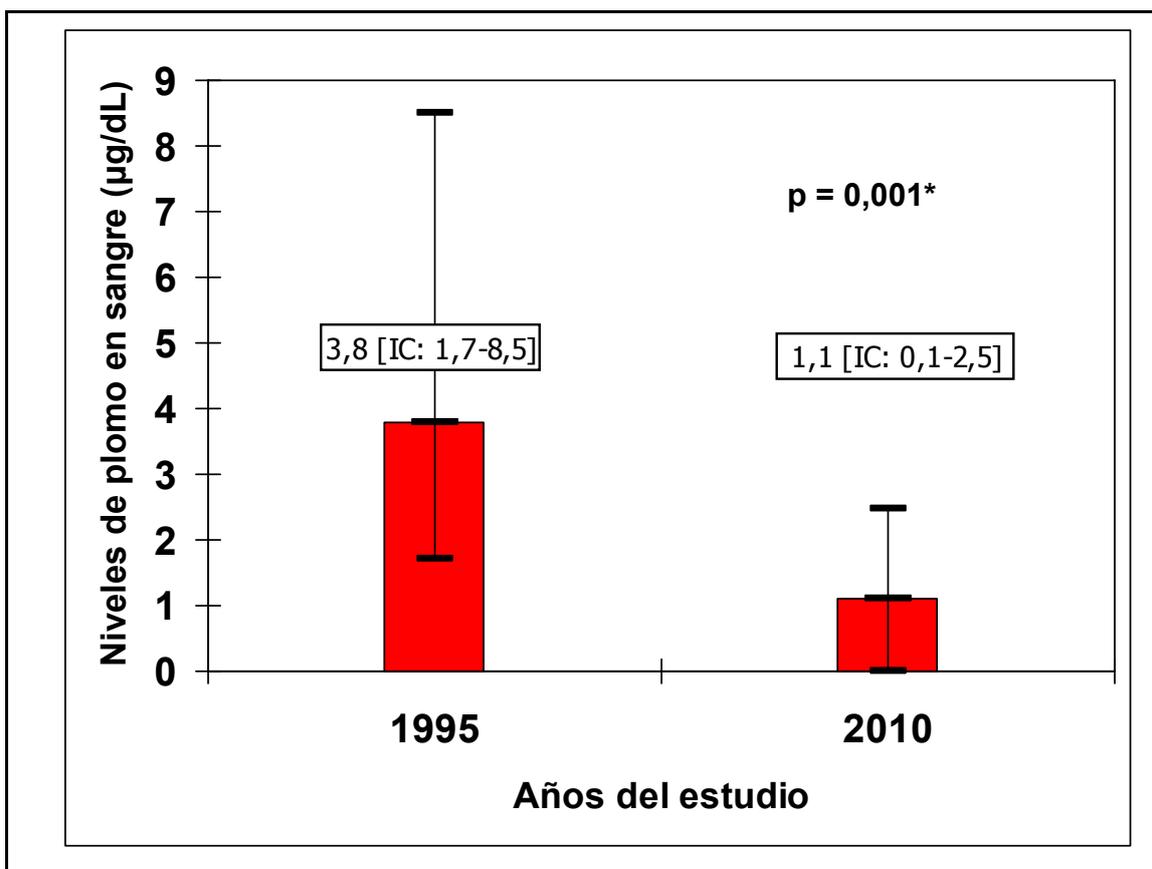
Tabla 40.-Similitudes y diferencias entre las dos fases del estudio

VARIABLES		1995	2010	Nivel de significación
1.- Características sociodemográficas				
<i>Nº de niños</i>		515	85	-
<i>Tramo etario de los niños (años)</i>		7-9	0-15	-
<i>Nacionalidad (%)</i>	• española	100,0	67,1	-
	• otra	0,0	21,2	
<i>Sexo (%)</i>	• niños	57,9	40,0	0,002
	• niñas	42,1	60,0	
2.- Formación académica universitaria				
<i>Nivel de estudios (%)</i>	• padres	19,0	27,1	0,183
	• madres	11,7	30,6	
3.- Contacto laboral con el plomo (%)				
	• si	31,7	12,9	≤ 0,001
	• no	44,3	74,2	
4.- Hábito tabáquico (%)				
	• padres	54,1	23,5	≤ 0,001
	• madres	49,2	5,9	
5.- Mascotas (%)				
	• si	60,4	10,6	≤ 0,001
	• no	34,2	77,6	

Como se puede apreciar las diferencias de los niveles de plomo en sangre de los niños cae de forma muy importante entre las dos fases del estudio.

Los niveles de plomo en sangre de los niños en el año 1995 se encontraban asociados de forma significativa al lugar de residencia, a los hábitos de oralidad, jugar en la calle, al tipo de trabajo del padre, al tabaco de la madre, a los años de la vivienda y a la presencia de gatos, como mascotas, en la casa. En el año 2010, las asociaciones estadísticamente significativas encontradas con los niveles de sangre que presentaban los niños son los estudios de los padres, el hábito tabáquico del padre, jugar en la calle y el agua de bebida de la casa donde viven.

Figura 41.-Niveles de plomo en sangre de los niños en el año 1995 y en el año 2010, en la Comunidad de Madrid.



Fuente: Elaboración propia. *= Kruskal-Wallis

4.- EVALUACIÓN DEL IMPACTO EN SALUD. ESTIMACIÓN DE LOS PUNTOS DE COCIENTE INTELLECTUAL (CI) PERDIDOS PERO EVITADOS POR LA DISMINUCIÓN DE LOS NIVELES DE PLOMO EN LA SANGRE DE LOS NIÑOS

Numerosos trabajos han evidenciado la relación entre niveles de plomo en sangre de los niños con pérdida de capacidad mental, sobre todo en relación al cociente intelectual (CI), lo que significaría que el plomo es capaz de dañar permanentemente el sistema nervioso central, incluso a niveles para los que no se han evidenciado síntomas (82)(83)(84).

Lanphear et al (84), abordaron un estudio que fue publicado en el año 2005 en el que mediante un metaanálisis estimaron la relación cuantitativa entre valores de CI de los niños obtenidos mediante test apropiados y las concentraciones de

plomo en sangre que presentaban esos niños que fueron seguidos desde los 5 a los 10 años en los 7 estudios prospectivos que se incorporaron al metaanálisis. Los estudios que colaboraron se llevaron a cabo en Boston, Cincinnati, Cleveland, México, Port Pirie, Rochester y Yugoslavia. Es decir que estaban representados 4 países distintos: Estados Unidos de América, México, Australia y Yugoslavia. El total de niños implicados fue de 1308.

La medida del CI se realizó pasando a los niños la escala completa, verbal y manipulativa, del test Weschler Intelligence Scales for Children Revised (WISC-R) y el Weschler Intelligence Scales for Children Spanish Versión (WISC-S) bajo condiciones uniformes para cada estudio.

Además de la sangre que obtuvieron de los niños para el posterior análisis del plomo y de la información recogida a través de cuestionarios autoadministrados, los autores recopilaron otras variables que podían confundir la relación entre el plomo y el CI. Entre esta información estaba el CI de los padres (la mayoría de las veces se pasó el test a las madres biológicas de los niños), orden en el nacimiento, sexo de los niños, nivel educativo de la madre, edad maternal, estatus marital, exposición al alcohol y al tabaco durante el embarazo y un test específico denominado Home Observation for Measurement of the Environment (HOME) Inventory Store, que es un índice que refleja la calidad y cantidad de estimulación emocional y cognitiva que se respira en el ambiente familiar de cada niño.

La exposición al plomo se midió mediante cuatro indicadores distintos: el nivel de plomo que tenían los niños en el momento de pasarles el test; el máximo nivel de plomo que presentaron los niños en cualquier periodo de su vida pero anterior a la fecha de pasarles el test; el nivel medio de plomo en toda su vida y el nivel de plomo que tenían a los 6 meses.

Los autores ajustaron el mejor modelo teniendo en cuenta el conjunto de covariables que podían confundir. La relación dosis-respuesta se ajustó a un modelo loglineal en el que los mayores efectos del plomo sobre el CI se produce a niveles más bajos. Por ello, dada esta relación loglineal,

establecieron tres niveles distintos de plomo cada uno de ellos con un efecto en el CI, como se ve en la Tabla 41.

Tabla 41-Funciones de relación dosis-respuesta para la disminución del CI según rangos de concentración de plomo en sangre de los niños

Rangos de concentración (µg/dL)	Pérdida de puntos de CI*	
	Media	IC (95 %)
< 2,4	-	-
2,4-10,0	3,9	2,4-5,3
10,1-20,0	1,9	1,2-2-6
> 20,0	1,1	0,7-1,5

* Lanphear et al 2005 (84)

Estos hallazgos son consistentes con los encontrados por otros autores.

Además del CI, los autores analizaron otras medidas de efecto relacionadas con la capacidad verbal y manipulativa recogidas en el WISC, pero el análisis que se presenta se ha centrado de forma exclusiva en el efecto del plomo sobre el CI.

Los resultados encontrados en el estudio llevado a cabo en el año 1995 presentaban la frecuencia y porcentajes, con respecto a los rango establecidos por Lanphear et al, que se recogen en la Tabla 42.

Tabla 42.-Frecuencia y porcentaje de los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid según rangos (1995)

Rangos de concentración (µg/dL)	Frecuencia	Porcentaje
< 2,4	58	11,3
2,4-10,0	455	88,3
10,1-20,0	2	0,4
> 20,0	0	0
Total	515	100

Como se puede apreciar, la gran mayoría de los niños reclutados en el estudio llevado a cabo en el año 1995 se encontraban en el rango de 2,4 a 10 µg/dL, que precisamente es el rango que mayor efecto tiene sobre el CI.

La inferencia estadística de estos valores a la población infantil de la Comunidad de Madrid nos da la información que se recoge en la Tabla 43.

Tabla 43.-Porcentaje e intervalos de confianza (IC) de los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid según rangos (1995)

<i>Rangos de concentración (µg/dL)</i>	Porcentaje (IC 95%)		
	Límite inferior	Medio	Límite superior
< 2,4	8,6	11,3	14,0
2,4-10,0	85,5	88,3	91,1
10,1-20,0	0,1	0,4	0,7
> 20,0	0	0	0
Total		100	

Esta Tabla muestra el intervalo de confianza al 95 % en que se encontrarían para cada rango de concentración de plomo en sangre los niños de la Comunidad de Madrid en el año 1995.

En la Comunidad de Madrid había un total de 103.378 niños repartidos entre la ciudad de Madrid (47,4 %), la Corona Metropolitana (42,1 %) y el medio rural (10,5 %).

Sabiendo para cada rango de niveles de plomo en sangre el porcentaje e intervalo de confianza en que se encuentran los niños de la Comunidad de Madrid y sabiendo el total de niños, se puede conocer el número de niños que tendrían cada uno de esos rangos. Estos datos se recogen en la Tabla 44.

Pues bien, aplicando los criterios establecidos por Lanphear et al, se pueden calcular los puntos de CI perdidos en el año 1995 debidos a los niveles de

plomo que presentaban los niños de la Comunidad de Madrid. En la Tabla 45 se recoge esta información.

Tabla 44.-Número de niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid que presentan niveles de plomo en sangre según los rangos (Inferencia poblacional) (1995)

<i>Rangos de concentración ($\mu\text{g/dL}$)</i>	Número de niños (IC 95%)		
	Límite inferior	Medio	Límite superior
< 2,4	8.890	11.682	14.473
2,4-10,0	88.387	91.282	94.176
10,1-20,0	103	414	724
> 20,0	0	0	0
Total		103.378	

Ahora bien, en las relaciones dosis-respuesta establecida por Lanphear et al. (84) hay que considerar las siguientes cuestiones:

1.-Aunque fueron estudiadas, Lanphear et al. no fueron capaces de determinar las pérdidas de CI que se producen en los niños que presentan concentraciones de plomo en sangre con valores por debajo de los 2,4 $\mu\text{g/dL}$. Ello no significa que no se produzcan pérdidas de CI; significa que no se puede cuantificar porque se desconoce el efecto a esas dosis.

2.-Las relaciones entre los niveles de plomo en sangre de los niños y la reducción de puntos de CI siguen una ecuación logarítmica. Es decir, si todos los niños del tramo 2,4-10 $\mu\text{g/dL}$, tuvieran todos 10 $\mu\text{g/dL}$, entonces la pérdida de CI en cada uno de ellos sería de 3,9. Sin embargo no es así. La concentración media de plomo en sangre que presentan los niños de la Comunidad de Madrid para este tramo, es de 4,2 $\mu\text{g/dL}$. Por ello, hay que calcular la pérdida de CI que tiene cada niño de este tramo y hay que hacerlo de forma logarítmica.

El cálculo es muy sencillo: para la diferencia logarítmica neperiana entre 10 $\mu\text{g/dL}$, valor máximo del tramo y 2,4 $\mu\text{g/dL}$, valor mínimo, la pérdida media de

CI que se produce es de 3,9 puntos, como se ha visto arriba. Pues bien para la diferencia logarítmica neperiana entre el valor medio de plomo en sangre que tienen los niños en este tramo, 4,2 $\mu\text{g}/\text{dL}$, que es el valor medio máximo y los 2,4 $\mu\text{g}/\text{dL}$, valor mínimo, el valor que se obtiene es de 1,53 que son los puntos de CI que pierde cada niño de este tramo.

Existe una forma un poco más complicada de calcularlo. A cada valor del Ln de plomo en sangre se le resta el Ln de 2,4, porque no se conoce la pérdida de CI por debajo de esa cifra. El valor obtenido así para cada niño, se divide por la diferencia que existe entre el Ln de 10 y el Ln de 2,4, con lo que se obtiene la fracción de la pérdida de 3,9 puntos de CI que le corresponde por el valor de plomo que tiene. Por fin, cada uno de los valores anteriores se multiplica por 3,9 y nos da la pérdida de puntos de CI que presenta cada niño de este tramo. Luego con todos ellos se calcula la media y se obtiene el mismo valor de 1,53 puntos de CI por niño de este tramo.

3.-Para el tramo de niveles de plomo entre 10 y 20 $\mu\text{g}/\text{dL}$ se sigue la misma pauta. Se sabe que la diferencia logarítmica neperiana entre 20 y 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ provoca una pérdida de CI de 1,9 puntos por niño. Pues bien operando de cualquiera de las maneras anteriores y sabiendo que el valor medio de plomo en sangre que presentan los niños de la Comunidad de Madrid para este tramo es de 11,5 $\mu\text{g}/\text{dL}$, se obtiene una pérdida de 0,48 puntos de CI por niño. Ahora bien, a este valor hay que sumarle 3,9 puntos que habrían registrado cada niño de este tramo por tener al menos 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$.

4.-Lo mismo habría ocurrido para los tramos de niveles de plomo entre 20 y 30 $\mu\text{g}/\text{dL}$; sin embargo es una situación que no se ha dado en le presente estudio.

Considerando todo lo anterior, en la Tabla 45 se recoge la pérdida de puntos de CI que presentan en cada tramo los niños de la Comunidad de Madrid.

Tabla 45.-Pérdida de puntos de CI en los niños de la Comunidad de Madrid (1995)

Rangos de concentración (µg/dL)	Pérdida media de puntos CI por cada µg/dL	Media de plomo en sangre µg/dL	Pérdida media de puntos CI por cada µg/dL	Pérdida de puntos de CI*		
				Límite inferior	Medio	Límite superior
< 2,4	-	1,7	-	-	-	-
2,4-10,0	3,9	4,2	1,53	135.232	139.661	144.089
10,1-20,0	1,9 (+3,9)	11,5	4,28	440	1772	3099
> 20,0	1,1 (+1,9+3,9)	-	-	0	0	0
Total		3,8		135.672	141.433	147188

*= Cociente Intelectual

Así pues (Tabla 45), para la Comunidad de Madrid, los niveles de plomo en sangre que soportaban los niños de 7-8 años de edad en el año 1995 les provocó una pérdida de puntos de CI que oscilaba entre los 135.672 y los 147.188, con una media de 141.433. Esto da una pérdida de 1,4 puntos de CI por niño para la cohorte de 7-8 años en 1995.

Los niveles de plomo en sangre obtenidos en los niños de la muestra llevada a cabo en el año 2010 presentaban la frecuencia y porcentajes recogidos en la Tabla 46

Tabla 46.-Frecuencia y porcentaje de los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid según rangos (2010)

Rangos de concentración (µg/dL)	Frecuencia	Porcentaje
< 2,4	80	94,1
2,4-10,0	5	5,9
10,1-20,0	0	0
> 20,0	0	0
Total	85	100

Como ya se ha comentado, los niveles de plomo en sangre de los niños parece que han disminuido de forma muy relevante. Esto se puede apreciar

comparando los valores encontrados en el año 1995 y los valores hallados en el año 2010, del presente estudio.

Así, en el año 1995, un 11,3 de los niños de 7-8 años presentaban niveles de plomo menores de 2,4 µg/dL, un 88,3 % valores entre 2,4 y 10 µg/dL y un 0,4 % valores superiores a los 10 µg/dL. Sin embargo, en el año 2010, los valores obtenidos, recogidos en la Tabla 46, reducen la carga de plomo en sangre: un 94,1 % tiene niveles por debajo de los 2,4 µg/dL y sólo un 5,9 % tiene valores entre 2,4 y 10 µg/dL. No se han encontrado niños con valores por encima de los 10 µg/dL.

Infiriendo estos datos a la población de niños de la Comunidad de Madrid los porcentajes se encontrarían en el intervalo de confianza recogido en la siguiente Tabla 47

Tabla 47.-Porcentaje e intervalos de confianza (IC) de los niveles de plomo en sangre en niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid según rangos (2010)

Rangos de concentración (µg/dL)	Porcentaje (IC 95%)		
	Límite inferior	Medio	Límite superior
< 2,4	91,5	94,1	96,7
2,4-10,0	1,0	5,9	10,8
10,1-20,0	0	0	0
> 20,0	0	0	0
Total		100	

Para poder hacer una comparación ajustada en sus justos términos se considera que estos valores hallados corresponderían a niños de entre 7 y 8 años, aunque como ya se ha explicado anteriormente, los niños de este fase del estudio se encuentran en la franja etárea de 0 a 15 años. Sin embargo parece razonable pensar que los niños de 7 a 8 años estarían en esta franja de valores porque no se han apreciado diferencias importantes en la muestra estudiada para este subgrupo de edad concreto.

En la Comunidad de Madrid había en el año 2010 un total de 128.480 niños de 7-8 años y de ambos sexos según el padrón continuo del Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid. En base a esta información y a los porcentajes inferidos a toda la población recogidos en la Tabla 47 anterior, se puede conocer el número de niños de la Comunidad de Madrid que tendrían esos rangos de niveles de plomo en sangre (Tabla 48).

Tabla 48.-Número de niños de 7-8 años de la Comunidad de Madrid que presentan niveles de plomo en sangre según los rangos (Inferencia poblacional) (2010)

Rangos de concentración ($\mu\text{g}/\text{dL}$)	Número de niños (IC 95%)		
	Límite inferior	Medio	Límite superior
< 2,4	117.559	120.900	124.240
2,4-10,0	1.284	7.580	13.876
10,1-20,0	0	0	0
> 20,0	0	0	0
Total		128.480	

Aplicando los criterios de Lanphear et al. arriba expuestos, se calcula los puntos de CI perdidos en el año 2010 debidos a los niveles de plomo que presentan los niños de la Comunidad de Madrid. En la Tabla 49 se recoge esta información. Esto da una pérdida de 0,01 puntos de CI por niño para la cohorte de 7-8 años en 2010.

Tabla 49.-Pérdida de puntos de CI en los niños de la Comunidad de Madrid (2010)

Rangos de concentración ($\mu\text{g}/\text{dL}$)	Pérdida media de puntos CI por cada $\mu\text{g}/\text{dL}$	Media de plomo en sangre $\mu\text{g}/\text{dL}$	Pérdida media de puntos CI por cada $\mu\text{g}/\text{dL}$	Pérdida de puntos de CI*		
				Límite inferior	Medio	Límite superior
< 2,4	-	1,0	-	-	-	-
2,4-10,0	3,9	2,6	0,22	281	1.658	3.035
10,1-20,0	1,9 (+3,9)	0	-	0	0	0
> 20,0	1,1 (+1,9+3,9)	-	-	0	0	0
Total		1,1		281	1.658	3.035

*= *Cociente Intelectual*

El balance final entre los puntos de CI perdidos se recoge en la Tabla 50.

Tabla 50.-Balance de pérdida de puntos de CI evitados en los niños de la Comunidad de Madrid para el periodo 1995 a 2010

Año	Pérdida de puntos de CI		
	Límite inferior	Medio	Límite superior
1995	135.672	141.433	147.188
2010-11	281	1.658	3.035
Balance	135.391	139.775	144.153

Con la reducción de los niveles de plomo en sangre desde una media de 3,8 µg/dL que tenían los niños de la Comunidad de Madrid en el año 1995 a una media de 1,1 µg/dL que tienen en el año 2010, se han dejado de perder entre 135.391 y 144.153 puntos de CI entre los niños de 7-8 años, sin tener en cuenta los puntos que se pierde en el tramo por debajo de los 2,4 µg/dL, que a fecha de hoy, no se ha cuantificado

5.- MODELO ECONÓMICO PARA EL CÁLCULO DE LOS BENEFICIOS OBTENIDOS DE LA REDUCCIÓN DEL PLOMO EN LOS NIÑOS

Una de las características de la salud pública es su aparente invisibilidad, no sólo para los ciudadanos, sino incluso para los profesionales del sector asistencial (131). En los países desarrollados, las acciones encaminadas a la protección de la salud pretenden evitar la aparición de las enfermedades, lo que sin duda se consigue. No es casual que, en general, las enfermedades vinculadas a la salud ambiental en su acepción más amplia, que incluye los alimentos, se mantengan en España en unas magnitudes razonables y muy similares a las de los países socioeconómicamente próximos al nuestro. El conjunto de inspecciones, controles analíticos y auditorías realizadas en el día a día, contribuyen a ello. Sin embargo, en esa rutina diaria no se llega a cuantificar, en términos económicos, lo que significan esas actividades preventivas llevadas a cabo. En la balanza se pueden poner los esfuerzos económicos en personal y laboratorio y otros recursos utilizados, por un lado y,

por el otro, el conjunto de casos de enfermedades prevenidas, sean éstos casos de legionelosis, salmonelosis u otras enfermedades. El balance económico resultante hablaría, o podría hacerlo, en términos de eficiencia de las actividades preventivas realizadas, lo que justificaría los programas de protección de la salud llevados a cabo por las administraciones sanitarias.

Existen antecedentes de evaluación económica de programas de salud pública que justificarían precisamente su implementación porque son rentables en términos de coste-beneficio, es decir, eficientes (132)(133)(134). Sin embargo, la evaluación económica no es una técnica que se use con frecuencia en el ámbito de la sanidad ambiental. A ello no es ajeno el escaso desarrollo en nuestro país de medidas de efectividad como los Años de Vida Ajustados por Calidad o Quality-adjusted Life Years, (AVAC ó QALY) y también la ausencia de bases de datos de costes unitarios. Además, los logros de las políticas de salud pública medioambientales en muchas ocasiones tienen características de bien público, esto es, no son rivales, no se agotan con su disfrute por un individuo, sino que son disfrutados por todos al mismo tiempo y, además, es imposible o muy costosa la exclusión de su consumo. Esta externalización generalizada de los beneficios hace muy difícil su medida y valoración adecuadas.

Por la similitud con el plomo por los efectos que pueden producir, la reducción del cociente de inteligencia (CI), puede servir como ilustración la evaluación económica del programa de detección precoz de enfermedades metabólicas en la Comunidad Autónoma Vasca llevado a cabo en los años 1984-1985 (135), una de las primeras evaluaciones económicas de programas preventivos realizadas en nuestro país. El objetivo del programa consiste en la detección temprana de dos enfermedades metabólicas: la fenilcetonuria y el hipotiroidismo congénito. La importancia de esta detección temprana radica en que la mayoría de los niños recién nacidos afectados por esas enfermedades presentan una apariencia clínica normal y, por tanto, la detección precoz es decisiva para evitar deficiencias graves en el desarrollo intelectual y físico del niño (136)(137).

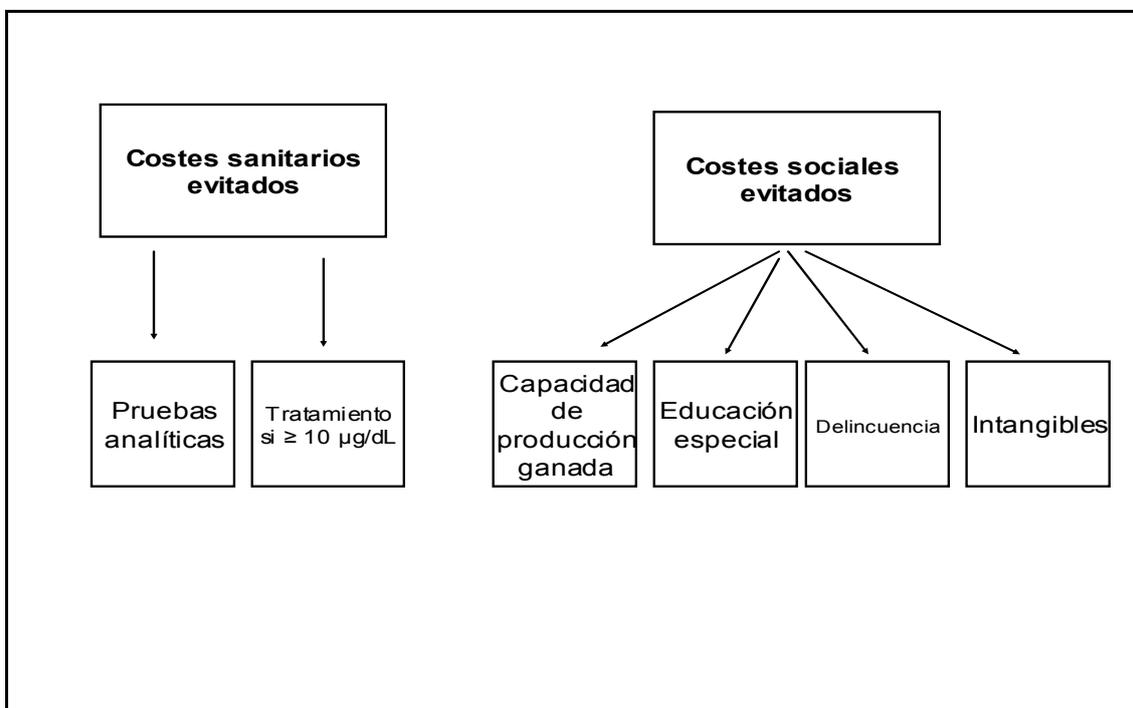
El estudio analizó los costes del programa (costes sanitarios de extracción de sangre, analítica y confirmación diagnóstica, en su caso, más los costes de tratamiento) y los beneficios en términos de la capacidad de producción ganada a lo largo de toda su vida activa de los niños que previenen una deficiencia psíquica moderada o grave, utilizando el criterio del capital humano, es decir, la producción ganada se mide por la corriente de ingresos salariales esperados (o del valor añadido bruto, en el análisis de sensibilidad) descontados según una tasa de descuento (4 % y 7 % fueron las utilizadas en el análisis de sensibilidad). La conclusión es que tanto los índices coste-beneficio (ICB) como el Valor Actual Neto (VAN) mostraban que el programa era socialmente rentable y que el coste de prevenir un caso de subnormalidad se estimaba en 3.300.000 pts en valores del año 1984 (casi 20.000 euros), lo que se interpretaba como un límite inferior a la valoración social de la prevención de la deficiencia mental, pues el programa no se cuestionaba por los responsables sanitarios, es decir, estaban dispuestos a pagar esa cantidad por cada caso prevenido. El estudio identificó pero no llegó a dar un valor monetario al beneficio intangible de evitar una discapacidad psíquica, quizás el componente de beneficio más relevante para los afectados y sus familiares.

Una de las primeras aproximaciones al cálculo de los beneficios sociales derivados de la reducción de los niveles de plomo en la sangre de los niños lo hizo Joel Schwartz en el año 1994 (138). Posteriormente ese modelo fue revisado por Salkever en 1995 (139). Basado en los modelos anteriores, Gould ha llevado a cabo un análisis bastante exhaustivo sobre los beneficios económicos y sociales del control de los riesgos derivados del plomo en Estados Unidos en 2009 (140) y ha sido Pichery et al, en el año 2011, quien por primera vez en Europa y siguiendo a su vez el esquema de Gould, ha calculado los beneficios derivados de la reducción de los niveles de plomo en la sangre de los niños franceses (141).

Asumiendo los modelos anteriores, en este trabajo se estiman los beneficios de la reducción de plomo en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid en el periodo 1995-2010.

De forma esquemática, en la Figura 42 siguiente se recogen los costes evitados.

Figura 42.- Beneficios monetarios valorados en términos de costes evitados debido a la reducción de los niveles de plomo en la sangre de los niños.



Fuente: Pichery et al (141)

El modelo que se plantea en todos los casos, sigue el mismo esquema: los beneficios monetarios se valoran en términos de costes evitados, que se concretan en la siguiente fórmula (141):

$$B = B_{\text{med}} + [B_{\text{gan}}/w] + B_{\text{espec.ed}} + B_{\text{delicu}} + B_{\text{otros}}$$

Donde:

B: beneficio neto o total de costes evitados

B_{med} : costes médicos directos evitados

B_{gan}/w : capacidad de producción ganada a lo largo del tiempo aplicando un factor de descuento w igual a $(1 + s)^t$, siendo s la tasa de descuento (3 %) y t tiempo (40 años)

$B_{\text{espec.ed}}$: costes evitados por una educación especial

B_{delicu} : costes derivados de la delincuencia juvenil

B_{otros} : costes intangibles

5.1.- Beneficios sanitarios: costes derivados de evitar la intoxicación por plomo.

En España no se realizan análisis de plomo en la sangre de los niños de forma rutinaria y sólo es solicitada por los pediatras de forma coyuntural ante una clínica muy concreta. Por ello, se desestima contemplar los costes derivados de analítica realizada en programa de *screening*.

Los niños que tienen 10 µg/dL o más de plomo en sangre requieren de atención sanitaria y siguen un protocolo definido por los CDC. Este protocolo contempla la punción venosa, la tomas de muestras de sangre, el análisis de plomo, el cuestionario que se pasa para obtener información, la visita de la enfermera, la visita al médico, la investigación ambiental, la quelación oral y la quelación intravenosa. Obviamente, el protocolo es más exigente en la medida en que los valores son más altos (142). Así establece varios rangos cada uno de los cuales tiene unos costes de intervención distintos.

En el estudio que nos ocupa, los niños de la Comunidad de Madrid que presentaban estas cifras suponían el 0,4 % en el año 1995, lo que daba la cifra de 414 niños y ninguno en el año 2010.

Por ello, los costes sanitarios resultan poco relevantes para ser contemplados desde la perspectiva del presente análisis económico.

5.2.- Educación especial

Los niños que presentan altos niveles de plomo en sangre requieren de educación especial porque su desarrollo es más lento, el rendimiento académico es menor y refieren problemas de comportamiento escolar. Schwartz encontró que el 20 % de los niños con niveles de plomo en sangre por encima de los 25 µg/dL necesitan educación especial durante unos 3 años. En concreto necesitarían ayuda para aprender a leer, apoyo psicológico y/o de otros especialistas (138). Korfmacher, estimó que la media anual de este coste era de 14.317 dólares al año, ajustado al valor del año 2006 (143).

La cohorte del año 2006 que utilizó Gould en todo momento para este análisis, teniendo en cuenta el criterio de que el 20 % de los que tienen más de 25 µg/dL necesitarían educación especial, lleva a que el número de niños afectados estaría entre 693 y 3.404. Multiplicando este número de niños por 3 años de atención y por el coste unitario estimado da un coste total estimado que estaría entre los 30 y los 146 millones de dólares.

También en este capítulo se incluye otro subapartado relacionado con el síndrome de déficit de atención por hiperactividad, que se asocia con el plomo. Este síndrome es bastante prevalente y puede inducir a comportamientos antisociales, actividades delictivas y uso de drogas. La prevalencia en Estados Unidos está cuantificada entre el 3 y el 8 % de los niños menores de 15 años. El tratamiento de este síndrome consiste en medicación y sesiones de psicoterapia.

Según datos de Braun et al, (144) el número de casos anuales de este síndrome causado por niveles de plomo en sangre mayor a 2 µg/dL, sería del 21,7 % de todos los casos (1.800.000), lo que daría la cifra de 390.600 (142). Asumiendo un coste medio de tratamiento por niño de 565 dólares por los medicamentos y de 119 dólares por psicoterapia, da la cantidad de 267 millones de dólares anuales de gasto (142).

El total de este capítulo daría una cantidad entre 300 y 410 millones de dólares (0,3-0,41 miles de millones dólares).

Por su parte Pichery et al. (141) estiman que en Francia el 10 % de los niños con niveles de plomo en sangre por encima de los 10 µg/dL necesitarían educación especial. Los costes de esta partida lo cifran en 14,53 millones de euros.

Al ser una educación que se necesitaría en niños con niveles de plomo por encima de los 10 µg/dL, no ha sido considerado en el análisis económico por ser sólo un 0,4 % el porcentaje de niños que presentan estos valores.

5.3.- Delincuencia

Bellinger et al (86) encontraron que el incremento de niveles de plomo en sangre se relacionaba muy estrechamente con comportamientos antisociales. Posteriormente Needleman (145) encontró que los adolescentes con actividades delictivas tenían una probabilidad cuatro veces mayor de tener niveles de plomo en sangre por encima de los 25 µg/dL que los adolescentes que no eran delincuentes. Más recientemente, Wright et al (146) examinando una cohorte de jóvenes adultos encontraron una proporción considerablemente mayor de arrestos por actividades delictivas entre aquellos que tenían altos niveles de plomo en sangre que entre los que los tenían bajos.

Otros autores llegan a afirmar que la variación de los niveles de plomo en las gasolinas de Estados Unidos podría explicar cerca del 90 % de las tasas de delincuencia ocurridas entre los años 1960 y 1998, y que la variación de los niveles de plomo en las pinturas explicaría el 70 % de las tasas de asesinatos entre los años 1900 y 1960 (147). La reducción de 1 µg/dL de plomo en sangre de los niños en edad escolar reduciría 116.541 robos, 2.499 robos con violencia, 53.905 ataques graves a personas, 4.186 violaciones y 717 asesinatos (147)(148).

El coste total de evitar este conjunto de actividades delictivas debidas al plomo lo cifran en 1,8 miles de millones de dólares al año, incluyendo los derivados de la atención a las víctimas, del aparato judicial, de las cárceles y de las pérdidas derivadas de la inactividad productiva de las víctimas y de los delincuentes. Esto son solo costes directos; los costes indirectos (tratamientos médicos asistenciales y tratamientos psiquiátricos de las víctimas, etc.) incrementarían la cifra.

Más recientemente, Pichery et al (141) han realizado el mismo análisis basándose en el modelo descrito por Gould (140). Estiman para Francia, apoyándose en los datos de Niven (147), que los niveles de plomo en sangre mayores de 10 µg/dL pueden ser los causantes del 2,5 % de los robos, el 0,7 de los atracos, el 3,1 % de ataques a personas, el 2,7 % de violaciones y el 5,4 %

de los asesinatos. Los costes directos (detenciones, juicios, encarcelamiento, etc.) de estos actos delictivos se estiman en 61,8 millones de euros al año.

Como en casos anteriores, al tener un porcentaje muy bajo de niños con niveles por encima de los 10µg/dL, este apartado no ha sido tenido en cuenta en el análisis económico.

5.4.- Costes Intangibles

Quizás el efecto más relevante para los individuos afectados por el plomo y sus familiares sea, como en el caso citado anteriormente de las metabopatías congénitas, el coste intangible de la reducción en el cociente intelectual. Pichery et al se refieren a él como "*pretium doloris*". Es la pérdida de calidad de vida y bienestar, la reducción en la capacidad de desarrollar una vida en plenitud, consecuencia de un desarrollo intelectual menor al potencial debido al agente externo plomo.

La medida de este efecto podría venir recogida en los cambios en la calidad de vida asociada a la salud a lo largo de la vida, normalmente medidos en AVACs (Años de Vida Ajustados por Calidad) o QALYs, su acrónimo inglés, más conocido.

Pero incluso los QALYs pueden no recoger totalmente esta idea si se contempla la pérdida más amplia de bienestar.

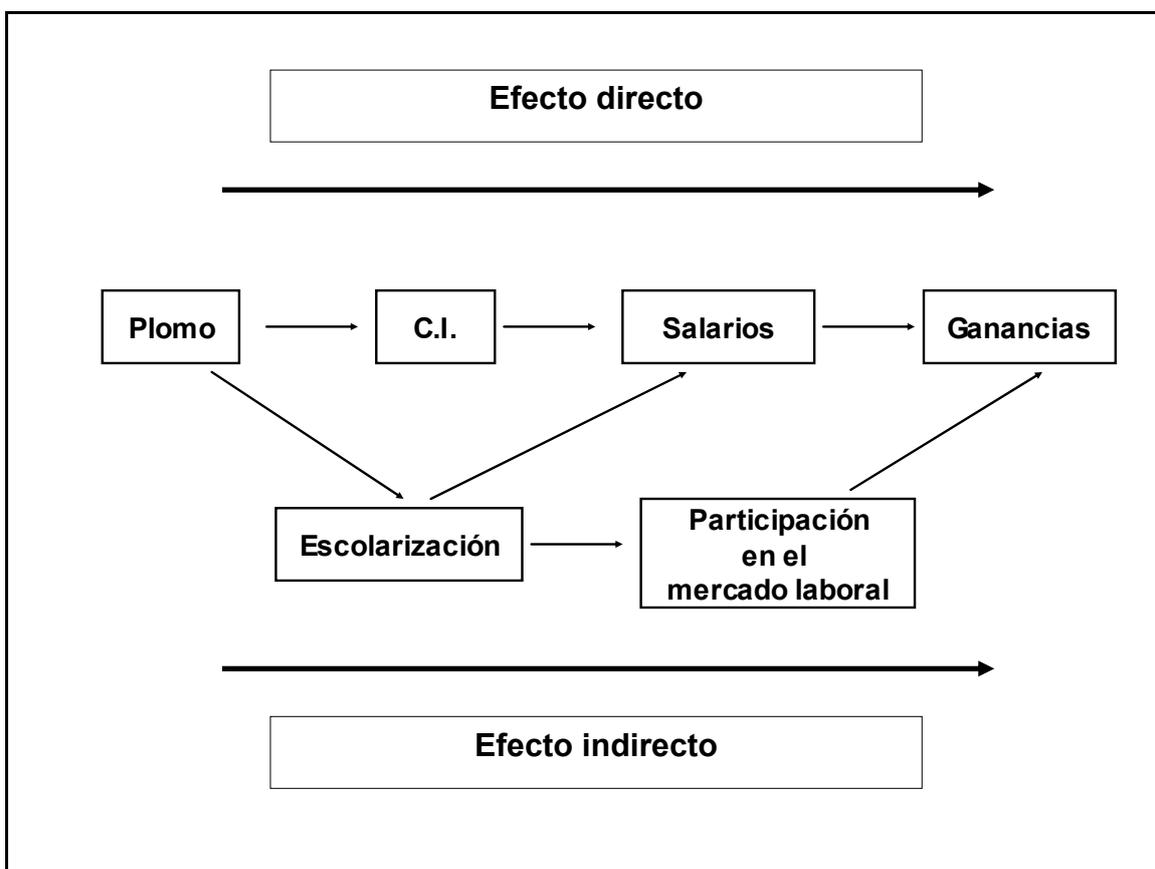
Los efectos intangibles no suelen estar presentes en el análisis de evaluación económica, debido a la dificultad de su medida y valoración. Por eso es importante identificarlos, aunque no lleguen a medirse y valorarse monetariamente.

En este trabajo no se pretende valorar los costes intangibles de la presencia del plomo en la sangre de los niños, pero sí dejar constancia de su probable existencia.

5.5.- Capacidad de producción ganada a lo largo del tiempo.

Para abordar este apartado, Schwartz (138) elaboró un diagrama que pretende recoger las distintas relaciones que se establecen entre plomo y el resto de variables que se ven afectadas por él, en relación a las posibles ganancias salariales que obtendría un niño ya adulto a lo largo de su vida laboral. En la Figura 43 se recoge este esquema.

Figura 43.-Diagrama esquemático de la influencia que tiene el plomo en las ganancias salariales futuras



Fuente: Schwartz (138).

El esquema es en principio sencillo: los niveles de plomo en la sangre del niño tienen, como ya se ha visto anteriormente, un efecto directo en la reducción de puntos de CI, lo que a su vez condiciona la capacidad de producción de una persona y esto por tanto incide en las ganancias que generaría a lo largo de su vida laboral. Sin embargo también existen otras derivaciones. Así el plomo afectaría de forma directa, como también se ha visto, en el comportamiento y rendimiento escolar que modularía su capacidad productiva y de ahí, como en

el caso anterior, en las ganancias de la vida laboral. Además, el grado de conocimiento alcanzado condiciona a las personas en cuanto a su participación en el mercado laboral, en el sentido de que los menos cualificados serían menos productivos, lo que también condiciona las ganancias de la vida laboral.

Desde un punto de vista matemático, Schwartz sintetizó estas relaciones a través e la siguiente fórmula:

$$E = P \cdot W$$

Donde:

E: ganancias a la largo de la vida laboral

P: tasa de participación en el mercado de trabajo

W: producción

Schwartz estimó que la pérdida de 1 punto de CI se asocia a una reducción de un 1,76 % de los ingresos salariales a lo largo de toda la vida. Esta pérdida la desglosa en los siguientes conceptos: un 0,5 % lo hace de forma directa, es decir que la pérdida de 1 punto de CI tiene un efecto directo en las ganancias estimado en un 0,5 %. El resto, el 1,26 %, se pierde de forma indirecta: un 0,79 % por efecto de la disminución de aprendizaje durante la escolarización y un 0,47 % por efecto de la menor productividad en el mercado laboral.

Este esquema puede complicarse más como así lo hizo Salkever (139), pero en esencia no cambia mucho. Sin embargo este autor sí que recalculó los valores aportados por Schwartz. Según Salkever, la pérdida de 1 punto de CI se asocia con una reducción de 1,93 % de los ingresos salariales a lo largo de toda la vida en los varones y de 3,225 %, por el mismo concepto, en las mujeres. A diferencia de Schwartz, Salkever distingue entre sexos en el mercado laboral. El efecto directo de la pérdida de 1 punto de CI se traduce en una disminución de las ganancias de un 1,24 % en los varones y de un 1,40 % en las mujeres. Los efectos indirectos son estimados en 0,49 % y 1,10 %, respectivamente, para hombres y mujeres, motivado por la disminución de la

adquisición de conocimientos en la etapa escolar y un 0,20 % y 0,72 %, respectivamente también, motivado por la menor productividad. Salkever hace una media ponderada del porcentaje total, diferenciando la contribución que cada sexo hace al mercado laboral: Así asigna a los hombres el 65 % y a las mujeres el 35 %. Ponderando por estos porcentajes, la reducción de los ingresos salariales a lo largo de toda la vida, es de 2,37 %, ligeramente mayor que la de Schwartz.

En nuestra estimación de la capacidad de producción ganada, medida en términos de las pérdidas evitadas de ingresos salariales a lo largo de la vida por la reducción de plomo en sangre de los niños en la Comunidad de Madrid, aplicamos el modelo anterior utilizando los siguientes supuestos:

- La vida laboralmente activa de una persona en la Comunidad de Madrid va desde los 16 a los 66 años, según la normativa de jubilación reciente
- Las tasas de ocupación se toman de las tablas del Instituto Nacional de Estadística (INE), diferentes para varones y mujeres.
- El salario medio de un varón en el año 2009 en España es de 13.682 euros, corregido por las tasas de empleo. El salario se mantiene constante en términos reales, es decir, se actualiza anualmente según la tasa de inflación.
- El flujo de rentas de una persona nacida hoy en España bajo los supuestos anteriores será de 1.181.193 euros (varones) y de 935.489 euros (mujeres), sin ajustar por tasa de empleo y de 701.861 euros (varones) y 438.042 euros (mujeres) tras ajustar por las tasas de empleo.
- Consideramos como caso base la aplicación de un crecimiento anual de la productividad del 1 % y una tasa de descuento (s) del 3 %. Con ello, el valor actual de la corriente de ingresos salariales a lo largo de la vida de un individuo en España será de 315.973 euros (varón) y 202.149 euros (mujer).

Siguiendo los criterios establecidos por Schwartz y Salkever, la pérdida de 1 punto de CI se asocia a una reducción de un 1,73 % y un 2,37 %, respectivamente, de los ingresos salariales a lo largo de toda la vida, como

compendio total de los efectos tanto directos como indirectos señalados en la Figura 43.

Por tanto, la pérdida de 1 punto de CI en España es de 315.973 euros x 1,73%, es decir, 5.466 euros (varón) y de 202.149 x 1,73 %, es decir 3.497 euros (mujer) con los criterios de Schwartz, con una media de 4.482 euros. Con la estimación de Salkever son 7.552 euros (varón) y 4.831 euros (mujer). La media en este caso es de 6.192 euros.

Vistos los diferentes conceptos contemplados, se puede apreciar que en realidad los beneficios más relevantes vienen dados de la capacidad de producción ganada a lo largo del tiempo que en definitiva es a lo que se va a ajustar el presente estudio económico.

Dados los dos criterios tenidos en cuenta para asignar el valor de 1 punto de CI, que en un caso vale 4.482 euros y en el otro 6.192 euros, con los datos de las Tablas 46 y 50, en las que se recogen los puntos de CI que se han dejado de perder debido a la reducción de los niveles de plomo en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid en el periodo 1995 a 2010, podemos calcular los beneficios derivados de ello.

Tabla 51.-Capacidad de producción ganada de acuerdo a los puntos de CI evitados por la reducción de la concentración de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid: balance 1995-2010.

Rangos de concentración (µg/dL)	Pérdidas evitadas de puntos de CI (valor medio)	Capacidad de producción ganada (millones de euros)	
		Límite inferior (Schwartz)	Límite superior (Salkever)
< 2,4	-	-	-
2,4-10,0	138.003	618,5	855,1
10,1-20,0	1.772	7,9	10,3
> 20,0	-	-	-
Total	139.775	626,4	865,4

La capacidad de producción ganada a lo largo de la vida laboral (o los beneficios obtenidos derivados de la disminución de los niveles de plomo en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid), se estima en un abanico que se encontraría entre los 626,4 y los 865,4 millones de euros para toda la vida laboral de la cohorte de 7-8 años.

Como ya se ha comentado, no se han calculado los beneficios derivados de los costes médicos evitados, los costes de educación especial y los derivados de actos delictivos atribuidos al plomo. Estos conceptos han sido desestimados por ser muy poco representativos dados los niveles de plomo encontrados en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid.

V.-DISCUSIÓN

1.- PARTICIPACIÓN

El porcentaje de participación de niños en el presente estudio fue del 61,8 % (año 1995), que significaba un buen porcentaje para un estudio que implicaba el desplazamiento de los niños en autobús desde el colegio hasta el hospital de referencia y que conllevaba una extracción sanguínea que siempre suscita cierta preocupación a los padres y cierto estrés a los niños.

Este grado de participación se encontraba en valores similares al de otros estudios de las mismas características llevados a cabo en España. Son los casos de los estudios realizados en Madrid o en Cartagena (126)(127).

La alta participación puede explicarse por el proceso de captación que se hizo de los niños. El equipo investigador se implicó de manera muy directa con los padres a quienes se explicó de forma muy precisa el alcance del estudio, la importancia que tenía conocer los niveles de plomo en sangre, las medidas que podían adoptarse en el caso de que se superase el valor de "intervención" definido por los CDC y el hecho de que se les prometió devolverles la información comentada por un pediatra y la posibilidad en todo momento de acceder a cualquier miembro del equipo investigador para aclarar cualquier duda.

Como no podía ser de otra manera, estas promesas se hicieron realidad y los informes personalizados de cada niño se hicieron llegar por correo postal a cada uno de sus correspondientes padres, según modelo estándar (Anexo III).

Además, los padres tuvieron la oportunidad de acompañar a los niños al hospital y así comprobar la seguridad y el alcance de todo el proceso, lo que generó una gran confianza entre los mismos y una ayuda excepcional para el equipo investigador.

En el año 2010, el reclutamiento de los niños se hizo en la consulta pediátrica ambulatoria del hospital, lo que permitía una explicación muy detallada y personalizada del estudio a los padres o tutores de los niños, lo que posibilitó

que la aceptación de la participación en el estudio de los niños que cumplieran los requisitos fuese mayoritaria.

2.- PLOMO EN SANGRE

La concentración de plomo en sangre observada en los niños de la Comunidad de Madrid presentaba, en el año 1995, una media geométrica de 3,8 µg/dL, nivel que estaba por debajo de los 10 µg/dL definidos por los CDC como máximo de intervención (28). Estos valores hallados van a servir de referencia basal de los niveles del plomo en sangre que presentaba la población infantil de la Comunidad de Madrid, de la que se disponía de información parcial, 6 años antes de la introducción de las medidas restrictivas en el uso del plomo como aditivo en las gasolinas. Sin embargo hay que considerar que los niveles de plomo en sangre habrían ido disminuyendo a la vez que se iban reduciendo los niveles de plomo en las gasolinas. Como ya se ha comentado más arriba, la mayor reducción se produjo en el año 1986, fecha que coincidía con la entrada de España en la actual Unión Europea (Figura 6).

Desagregando, la media de plomo en sangre encontrada en los niños de la ciudad de Madrid fue de 4,0 µg/dL, con un rango que iba desde 1,5 µg/dL (límite de detección) hasta los 11,5 µg/dL. En la Corona Metropolitana el valor medio fue de 3,5 con un rango que iba desde 1,5 µg/dL (límite de detección) a 10 µg/dL. Sólo dos casos, ambos con 11,5 µg/dL y ubicados en la ciudad de Madrid, estuvieron por encima de los 10 µg/dL definidos por los CDC como nivel de “intervención”.

Los niños de la Comunidad de Madrid presentaban niveles de plomo en sangre similares a los niños de países y zonas desarrolladas para el mismo periodo de estudio (149)(150)(151). Para el entorno europeo se encontraban valores inferiores en Suecia 2,7 µg/dL (1995-2001), Alemania 3,2 µg/dL (1990-1992) y Francia 3,7 µg/dL (1995-1996); otros países referían valores superiores: Hungría 6,1 µ/dL (1996), Polonia 6,3 µg/dL (1993-1999), Rumanía 10,4 µg/dL (1999-2000) y Bulgaria 25,6 µg/dL (1999-2003) (152). Todos los valores están expresados como medias geométricas.

Se puede decir que los niveles de plomo en sangre comenzaron a disminuir de forma más profunda en los países del oeste europeo y de Escandinavia que en los países de la Europa del este porque en estos últimos comenzaron más tarde a aplicar medidas restrictivas en relación a la concentración del plomo en las gasolinas (152).

En relación a España, los niveles encontrados eran inferiores a los presentados por otros estudios realizados en las mismas fechas: Cartagena, 1993 (8,1 $\mu\text{g/dL}$) (153); Valladolid, 1995, niños de etnia gitana (5,7 $\mu\text{g/dL}$) (154), Bilbao, 1995 (5,7 $\mu\text{g/dL}$) (155), Madrid, 1995, 1997 y 1998, (entre 3,8 y 4,7 $\mu\text{g/dL}$) (126)(156)(157) y Barcelona, 2003 (5,4 $\mu\text{g/dL}$ y 5,5 $\mu\text{g/dL}$) (158), y muy inferiores a los detectados en el año 1982 en Galicia (26,6 $\mu\text{g/dL}$) (159) o en Asturias en 1993, donde la plumbemia asociada al consumo de agua se cifraba en 22,1 $\mu\text{g/dL}$ (160).

Sin embargo, estos valores se han ido reduciendo en la Comunidad de Madrid según estudios del proyecto Infancia y Medio Ambiente (INMA), que lo cifra en 1,7 $\mu\text{g/dL}$ (161), al menos para niños recién nacidos, o los valores encontrados en la presente investigación realizada en el año 2010 y que da una media aritmética de 1,1 $\mu\text{g/dL}$ en niños de 0 a 15 años; esta disminución de los niveles de plomo en relación al año 1995 podría explicarse por la reducción de plomo atmosférico provocada por la normativa que prohibía el uso de gasolinas con plomo (36). Otros estudios también realizados en niños recién nacidos en otras regiones españolas, Asturias, Gipuzkoa, Sabadell y Valencia, llevados a cabo entre el año 2003 y 2008, después de la prohibición del plomo de las gasolinas, muestran también esa reducción del plomo en la sangre que, expresado en media geométrica, la cifran en 1,05 $\mu\text{g/dL}$ en Asturias, 1,08 en Gipuzkoa, 1,02 en Sabadell, 1,07 en Valencia y una media de todos los niños estudiados de 1,06 $\mu\text{g/dL}$ (162).

Los problemas de contaminación atmosférica vinculados al tráfico comenzaron en la década de los años 1960, lo que se tradujo en USA en la publicación en el año 1963 del *Clean Air Act*. En Europa se tuvo que esperar a los años 1970 para que se comenzasen a adoptar medidas de protección de la calidad del

aire. Uno de los contaminantes que comenzaron a preocupar a las autoridades era el plomo utilizado como antidetonante en las gasolinas. Las evidencias científicas lo señalaban como una amenaza sobre todo para los niños. Por ello, se puede fijar a la década de los años 1970 como la del inicio de las medidas restrictivas en relación al plomo de las gasolinas (152).

En Europa, fue Alemania el primer país en regular los aditivos de plomo en la gasolina y marcó el camino que a la postre habrían de seguir todos los países: ir reduciendo de forma progresiva la concentración de plomo en las gasolinas, incorporar catalizadores a los coches de nueva fabricación y fijar una fecha de prohibición del uso de plomo en las gasolinas.

Un país que mostró muchas reticencias a estas iniciativas fue Francia. El sector automovilístico presionó a las autoridades para que demorasen estos cambios porque suponían unos costes adicionales muy importantes para su producción.

En el año 1998, los Ministros de Sanidad de los países europeos expresaron su compromiso de eliminar el uso de aditivos de plomo en las gasolinas, a través del Tratado de Aarhus, que fijó al año 2005 como el del uso exclusivo de gasolina sin plomo. Los esfuerzos de la Unión Europea adelantaron esa fecha al año 2000, y España solicitó una moratoria hasta el 1 de agosto del año 2001. Este esfuerzo ha generado un descenso, y aún lo generará más, de plomo en sangre, pero seguirá siendo necesario controlar estos niveles en sangre de los niños, ya que el plomo acumulado en el medio ambiente no desaparecerá y persistirá la influencia de otras fuentes de emisión (152).

La Unión Europea cuantificó la reducción de los niveles de plomo en sangre de los niños europeos para el periodo 1978-1988 en un abanico que se encontraba entre el 25 % y el 45 %; sin embargo aducía que este descenso no se debería sólo imputar a los cambios de composición de las gasolinas. Durante el mismo periodo de tiempo se sustituyó la antigua tecnología que utilizaba el plomo para las soldaduras de las latas de conservas por otros métodos que disminuyeron la probabilidad de que el plomo se lixiviasse en su contenido (152).

En la Tabla 52 se puede ver la evolución que se ha producido en algunos países como consecuencia de la reducción de la concentración o la prohibición del plomo en las gasolinas.

Así, en Estados Unidos, como ya se ha visto más arriba, la reducción de los niveles de plomo en las gasolinas ha tenido una traducción en la reducción de los niveles de plomo que presentan los niños en las diferentes series y fases del estudio *National Health and Nutrition Examination Surveys* (NHANES), desde sus inicios, en la década de los años 1970 hasta la fecha actual (Tabla 52) (Figuras 3 y 4). EL NHANES es un estudio transversal que es representativo de la población de Estados Unidos (31).

En otros países, como Canadá, los resultados publicados en el año 2010, en el marco del *Report on Human Biomonitoring of Environmental Chemicals in Canada* (Tabla 52), la media geométrica de plomo en sangre que tienen los niños de 6 a 11 años es de 0,9 µg/dL (150). Los niveles de plomo en sangre en Canadá han ido disminuyendo desde la década de los años 1970 debido a la prohibición de las pinturas con plomo y a la política de ir reduciendo la concentración de plomo en las gasolinas hasta su prohibición final en el año 1999 (163).

Suecia ha sido otro país con ambiciones en materia de salud pública en relación al plomo (Tabla 52). Hubo una importante reducción de plomo en las gasolinas en el periodo 1978-94. El proceso fue gradual, como en todos los países, y la prohibición se produjo en el año 1995. También los niveles de plomo en sangre de los niños se vieron reducidos. Así, en un estudio llevado a cabo desde el año 1978 hasta el 1994, en el que participaron un total de 2441 niños de entre 3 y 19 años, los niveles de plomo en sangre descendieron desde los 6,7 µg/dL encontrados en niños y 5,3 µg/dL en niñas, en el año 1978 a 2,7 µg/dL en niños y 2,3 µg/dL en niñas detectados en el año 1994 (149). En otro estudio llevado a cabo entre el año 1995 y el 2001, en el que participaron un total de 674 niños, los niveles aún descendieron más, a 1,5 µg/dL (152).

Tabla 52.-Evolución de los niveles de plomo en sangre en niños en relación a la reducción o prohibición del plomo en las gasolinas

País	Año prohibición plomo gasolina	Año del estudio	N	Edad de los niños (años)	Método analítico	Límite detección (µg/dL)	Media geométrica (µg/dL)	Media aritmética (µg/dL)	Estudio
USA (31)	1996	1976-80		1-5	AAS*	1,5	15		Estudio NHANES I, II y III
		1988-91				1,0	3,6		
		1991-94				1,0	2,7		
		1999-02	723			0,3	1,9		
		2004-05	911			0,3	1,7		
		2005-06	968			0,28	1,46		
		2006-07	817			0,25	1,51		
Canadá (163)	1999	1994	441	18-65	AAS	1,0	2,15		
		2007-09	910	6-11	Plasma		0,9	1,02	Human Biomonitoring
Alemania (152)	1995	1990-92	736	6-14	AAS	1,0	4,5		GerES II: niños alemanes
		2003-06	1790	3-14	AAS	0,2	1,6		GerES IV: solo niños
Suecia (149)(152)	1995	1978 1994	2441	3-19	AAS	1,0	6,7-5,3 2,7-2,3		
		1995-01	674	7-11	AAS	0,2	1,5		
Francia (152)	2000	1995-96	3441	1-6	AAS	1	3,7	4,2	Encuesta Nacional
		2002-04	446	0,5-6	AAS	0,2	2,4		Estudio hospitalario
España									
Comunidad Madrid	2001	1995	134	6-11	AAS	0,7	3,8		Tesis doctoral (157)
		1995	515	7-8	AAS	1,0	3,8		Presente estudio
		2010	85	0-15	AAS	0,2	0,9	1,1	Presente estudio

Fuente: Elaboración propia; * Espectrometría de Absorción Atómica

En Alemania, el *German Environmental Survey* (GerES), en sus distintas fases ha analizado los niveles de plomo en la sangre de la población. En las primeras fases, I, II y III fueron estudiadas personas adultas (también en la II se incorporaron 736 niños de 6 a 14 años, procedentes tanto de la República Federal como de la antigua República Democrática de Alemania); en la IV se estudiaron sólo niños. Los niveles de plomo en sangre detectados en ambas fases (Tabla 52) disminuyeron desde los 4,5 µg/dL en la fase II (1991-92) a los 1,6 µg/dL, de la fase IV (2003-06) (152).

Francia, que mantuvo posiciones críticas frente a la reducción del plomo de las gasolinas, presentaba niveles de plomo en sangre de 3,7 µg/dL en el año 1995-96 y redujo estos niveles hasta los 2,4 µg/dL en un estudio llevado a cabo entre los años 2000-04, poco después de entrar en vigor la prohibición de las gasolinas con plomo. No es este último un estudio representativo puesto que se centró en niños que acudían al servicio de pediatría de un hospital, lo que sin duda puede hacer que los valores hallados estén por encima de la media real; sin embargo sí que apuntan en el mismo sentido que otros estudios: la reducción de los niveles de plomo en las gasolinas provocan una reducción de la exposición de la población y por tanto una disminución de los niveles de plomo en la sangre de los niños (152).

Las bajas cifras de niveles de plomo en sangre que presentaban los niños de la Comunidad de Madrid estaban aún lejos de alcanzarse en los países en vías de desarrollo, donde eran, (y los siguen siendo a día de hoy) muchos los niños con altos niveles y donde la afectación intelectual y de la conducta resultan mucho más evidentes (164)(165)(166)(167).

Así, en Giza, Egipto, la media de plomo en sangre que presentaban los niños fue de 13 µg/dL y los autores señalaban al tráfico que soportaban los niños como la fuente más importante de exposición (164).

En Callao y Lima, ciudades ambas de Perú, los valores hallados estaban en el rango entre 1 µg/dL y 64 µg/dL, con una media de 9,9 µg/dL. El 29 % de los niños presentaban valores por encima de los 10 µg/dL y el 9,4 % el valor de los

20 µg/dL. La fuente de exposición más relevante era una zona de almacenamiento de minerales (165).

En México se han realizado numerosos estudios y los niveles detectados en niños se encontraban en un rango que iba desde 1 µg/dL a 31 µg/dL, con una media de 9,9 µg/dL. El mejor predictor de los niveles de plomo en sangre de los niños lo constituía el contenido de plomo en las vasijas de cerámica que utilizaban bien para cocinar o bien para conservar alimentos (166).

En Mumbai (antigua Bombay) y Delhi, India, los niños presentaban niveles de plomo en sangre entre 5 µg/dL y 20 µg/dL. Los autores señalaban a la gasolina con plomo como la fuente más importante de exposición (167).

En el caso de Pakistán se ha ido produciendo una evolución de los niveles de plomo en los niños desde los 38 µg/dL que presentaban en el año 1989 a los 15 µg/dL que tenían en el año 1992. Las mayores fuentes de exposición eran el tráfico rodado y el trabajo de los padres en industrias relacionadas con el plomo. La adopción de la prohibición de los aditivos con plomo de las gasolinas contribuyó a esa disminución de los niveles de plomo en sangre de los niños (168).

Como un caso que quizás no sea tan aislado en los países en vías de desarrollo se recoge el brote de intoxicación por plomo que se produjo en Thiaroye sur Mer, Senegal, en el año 2008. Se produjo un *cluster* de fallecimientos de niños en el barrio HGagne Diaw de Thiaroye sur Mer en Dakar que llevó a las autoridades de salud pública a investigar las posibles causas. El barrio en cuestión se encontraba muy contaminado por la presencia en él de varias empresas clandestinas dedicadas a la recuperación de plomo de las baterías. Los análisis realizados en las madres y los hermanos de los niños fallecidos presentaban niveles muy altos de plomo en sangre, en algunos casos se superaron los 100 µg/dL (169).

Landrigan (170) se preguntaba en el año 2000 si había un umbral seguro para el plomo ya que los estudios que se publicaban encontraban efectos a

concentraciones de 5 µg/dL y sugería que habría que revisar el nivel de “intervención” de los CDC. Reconocía este autor que los logros alcanzados en los últimos 25 años en los Estados Unidos en pediatría y salud pública se debían a haber adoptado medidas restrictivas del plomo en las gasolineras, las pinturas y las soldaduras de las latas. Otros autores posteriormente reconocieron que no habría un umbral seguro para el plomo y que cualquier concentración en sangre podría tener efectos en los niños (70)(71). Posteriormente Bernard (171) en el año 2003 preguntó otra vez si los CDC deberían bajar el nivel de intervención que tenía establecido en 10 µg/dL con el objeto de mejorar los esfuerzos de prevención de exposición al plomo. Como se ve, había, y hay, una cierta presión sobre los CDC para, al menos, revisar la cifra establecida como referencia.

Cuando los CDC en el año 1991 establecieron el valor de 10 µg/dL, lo hicieron con el criterio de que a partir de ese valor era necesario adoptar medidas de prevención con carácter urgente; por ello, reconocen los CDC, se ha producido una mala interpretación en el sentido de que se ha considerado que el valor de los 10 µg/dL era un umbral toxicológico por debajo del cual no había implicaciones en salud para los niños (29).

Los criterios que han seguido desde los CDC para no mover el nivel de los 10 µg/dL son los siguientes:

- No han sido identificadas intervenciones clínicas o de salud pública que sean efectivas para los niveles de plomo por debajo de los 10 µg/dL.
- No existe un umbral “seguro” que se pueda definir. Establecer ese nivel por debajo de los 10 µg/dL, podría dar una falsa sensación de seguridad.
- Los efectos adversos de “altos” niveles de plomo en sangre son sutiles y dependen de factores individuales y de otro tipo.
- Establecer un nivel “seguro” por debajo de 10 µg/dL, incrementaría los niños con valores elevados de plomo pero “mal clasificados” lo que no ayudaría a la toma de decisiones.

- Derivar esfuerzos a identificar y proveer servicios a niños con niveles de plomo por debajo de los 10 µg/dL, podría generar que no se atendiesen las necesidades de los niños con niveles superiores (29).

Por las causas arriba apuntadas, actualmente se sigue manteniendo ese nivel de referencia aunque como ya ha sido expuesto por numerosos autores, los efectos del plomo se producen a cualquier nivel de concentración.

3.- RELACIÓN ENTRE NIVELES DE PLOMO Y VARIABLES SOCIODEMOGRÁFICAS Y DETERMINANTES AMBIENTALES: ANÁLISIS BIVARIANTE

3.1.- Plomo y variables sociodemográficas de los niños

3.1.1.- Lugar de residencia

En el presente estudio se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los niveles de plomo en sangre que presentaban los niños de la ciudad de Madrid frente a los niveles que presentaban los niños de la Corona Metropolitana. En este último caso, también había diferencias significativas desagregando por las cuatro zonas que coincidían con los cuatro puntos cardinales.

Los niños de la ciudad de Madrid tenían una media de 4,0 µg/dL de plomo en sangre frente a los 3,5 µg/dL que presentaban los niños de la Corona Metropolitana. En la ciudad de Madrid aún no habiendo diferencias significativas, destacaban por tener los valores más altos los distritos de Carabanchel y Retiro con 4,6 µg/dL y Fuencarral-El Pardo y Villa de Vallecas con 4,4 µg/dL y 4,2 µg/dL respectivamente aunque, desde el punto de vista estadístico no existían diferencias. En el caso de la Corona Metropolitana sí que se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las cuatro áreas, la norte y el sur, donde los niños tenían de media geométrica los valores más altos, 4,7 µg/dL y 3,9 µg/dL respectivamente frente al oeste y este que presentaban valores de 3,3 µg/dL y 3,0 µg/dL respectivamente.

Muchos estudios han constatado la asociación entre los niveles de plomo en sangre de los niños y el hecho de residir en áreas urbanas o rurales, encontrándose que los niños que habitaban en áreas urbanas presentaban mayor concentración de plomo en sangre porque entre otras cosas se veían sometidos a una mayor concentración ambiental de plomo. En ese mismo sentido los guardias urbanos de las ciudades y los corredores de fondo, urbanitas clásicos, presentaban también más plomo en sangre (27) (28) (29) (150)(157)(172)(173).

La justificación de esta diferencia radicaba en la mayor contaminación ambiental que se producía en las ciudades debido al tráfico rodado, mayor presencia de industrias emisoras de plomo y probablemente al hecho de pautas de consumo alimentario más centradas en comidas envasadas (latas) que lo que tradicionalmente ocurre en el medio rural. No obstante estas pautas, en entornos socioeconómicamente altos como es el caso de la Comunidad de Madrid, han ido cambiando en las últimas décadas de tal forma que no sería fácil detectar diferencias en las pautas de consumo alimentario.

No obstante también se han detectado en países en vías de desarrollo mayores niveles de plomo en áreas rurales muy vinculadas a la exposición al plomo a través de los alimentos cultivados y uso de medicamentos tradicionales (174).

No puede decirse que existiese una diferencia entre la ciudad de Madrid y la Corona Metropolitana de la Comunidad de Madrid, por ello a esta última no puede atribuírsele un carácter rural. El crecimiento de la Corona Metropolitana que, como se decía más arriba, se dio en forma de “mancha de aceite” (Mapa 2) se ha debido, entre otras cosas, a una migración interior desde la ciudad de Madrid en busca de zonas más económicas en unos casos y en otros, de zonas con mejores dotaciones. Este crecimiento ha generado una extensa área metropolitana, una conurbación, donde no hay áreas rurales en sentido estricto.

Por todo ello, las diferencias encontradas entre la ciudad de Madrid y la Corona Metropolitana quizás pueda explicarse más por el tipo de urbanización en el

que vivían los niños en la Corona Metropolitana, un tipo de urbanización que apostaba por ser cerrada, con escasa circulación, sin vías de paso y dotada de espacios comunes más o menos amplios.

No se encontraba, a través de los factores controlados en el estudio, una causa clara que justificase las diferencias que presentaban los niños dentro de la ciudad de Madrid ni en la Corona Metropolitana. Quizás los problemas de muestreo, al subdividir la muestra en tantas zonas geográficas, lo que conllevaba a estratos con escasos efectivos, hayan jugado un papel relevante; otra explicación podría ser el hecho de que la contaminación atmosférica tenía una gran variación entre esas zonas y también los niveles de plomo en el agua tanto de las casas como de los colegios.

3.1.2.- Sexo

La literatura científica señalaba que existían diferencias de género en la exposición a metales tóxicos y cada vez hay una mayor evidencia de que los efectos que pueden producir ciertos metales tóxicos son diferentes entre ambos sexos debido a las diferencias que presentan bien en la cinética, bien en el modo de acción o bien en la susceptibilidad (175).

Aunque se han encontrado pequeñas diferencias entre los niveles de plomo en sangre de los niños y las niñas, estas no eran significativas. Estas pequeñas diferencias entre sexos y en el mismo sentido, es decir que los varones tenían mayores niveles (en la fase llevada a cabo en el año 2010, las niñas tenían 1,2 µg/dL frente al 1,1 de los niños), también las refieren los estudios de Estados Unidos y de Canadá (31)(163). Algunos autores hacen mención a las diferencias por sexo en el sentido de que los niños presentan mayores concentraciones de plomo en sangre que las niñas: habría características del comportamiento de los niños, como sus mayores habilidades psicomotrices o su mayor capacidad de interacción con su entorno inmediato y el medio ambiente sin importarles su grado de limpieza, lo que podría justificar esas diferencias (175)(176). Otros autores, sin embargo, apuntan al distinto hematocrito como causa que explicaría estas diferencias (11). Los valores

hallados en el año 2010 bien podrían explicarse por el hecho de que se analizaron más niñas que niños, lo que pudo influir en la media por sexo.

Otros estudios no encuentran diferencias entre los niveles de plomo en sangre por sexo (177).

3.1.3.- Edad

Los niveles de plomo en sangre encontrados en los niños de la Comunidad de Madrid en la fase del año 1995, aun perteneciendo a niños situados en la estrecha franja etaria de los 7-8 años, presentaban una relación inversa con la edad y esta asociación resultaba significativa. En el caso de la fase llevada a cabo en el año 2010, se encuentra la misma relación para los niños mayores de 3 años. Esta relación inversa está en sintonía con la literatura científica que dice que, en los niños en la edad comprendida entre los 2 y los 13 años, el plomo en sangre disminuye motivado fundamentalmente por la desaparición de los hábitos de gateo y de oralidad (29)(70)(71).

Los niños nacen con una carga de plomo en sangre que se la da la madre a través de la membrana placentaria. Las actividades postnatales de gateo y exploración del entorno hace que aumente la concentración de sangre de forma lineal hasta los 18-36 meses, fecha a partir de la cual, siempre que el niño se encuentre en un ambiente “normal”, sus niveles en sangre comienzan a declinar (29). Los niños de este estudio se encontraban en la franja etaria en donde los niveles estarían declinando y por ello la relación con la edad sería negativa.

3.1.4.- Hábitos de oralidad

Una importante ruta de exposición al plomo la constituía el polvo, bien fuese el polvo de la casa, bien el polvo del suelo, que llegaba al niño a través de hábitos como el chuparse las manos o incluso superficies y llevar objetos a la boca. No son unos hábitos fáciles de medir, sin embargo los niños que presentaban

estos comportamientos de oralidad, tenían mayores niveles de plomo en sangre (178). Se puede reseñar el fenómeno “pica” como una pauta de ingesta de plomo, pero ese comportamiento es más propio de niños mucho más pequeños y no del grupo de 7-8 años que formaban parte del presente estudio (179)(180).

Algunos autores consideran que ese comportamiento oral que presentan los niños no es sino un mecanismo compensatorio de gratificación o incluso una forma de manejar la ansiedad (181).

La relación significativa encontrada entre los niveles de plomo en sangre con los hábitos de oralidad es coherente con estudios previos.

Como se ha dicho más arriba, manos y uñas, en los niños, son fuentes de aporte de sustancias depositadas en ellas, y la concentración de plomo en esas sustancias es mayor cuando los niños juegan habitualmente en la calle, por la deposición del plomo procedente de la contaminación aérea, que cuando juegan en casa, donde las pinturas de uso interno no tienen plomo como en Estados Unidos de América, donde sí suscitan preocupación como fuente de exposición (29)(70)(177).

En la Comunidad de Madrid, como en el resto de España, las pinturas de uso en interior no contenían plomo, pero, el polvo de la casa puede contener plomo por la deposición del polvo proveniente de la calle, sobre todo de calles muy transitadas con una alta densidad de tráfico. Por ello, parecía lógico pensar que los niños que jugaban en la calle presentasen más plomo en sangre que los que jugaban en casa por la mayor concentración de plomo en los jardines y parques cercanos a calles con tráfico rodado. A ello se sumarían otras evidencias que apuntan en el sentido de que los niveles de plomo en los niños se incrementan en el verano porque los niños pasan más tiempo en ambientes exteriores. Es lo que refieren estudios realizados en Boston y Milwaukee en Estados Unidos de América (182)(183)(184). Además, no se puede olvidar que la prohibición del plomo de las gasolinas no ha impedido que se mantengan

unos niveles de plomo en el aire en la ciudad de Madrid, en concreto, 0,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ desde el año 2002 (37).

3.2.- Plomo y variables sociodemográficas de los padres

El plomo en sangre tiene relación directa con variables socioeconómicas como el nivel de renta y el hábito tabáquico de los padres, concordantes con los resultados obtenidos en este estudio (70)(71)(80). La aproximación a estas variables ha sido realizada de forma indirecta preguntando a los padres sobre su nivel de estudios y su situación laboral. Esta aproximación expresa la paradoja de que los niños con padres con menor nivel socioeconómico residen en la Corona Metropolitana, en una migración interior hacia zonas residenciales de menor tráfico y construcción reciente que resultan ser factores de protección frente al plomo ambiental.

No obstante no resulta fácil distinguir entre la variable bajo nivel socioeconómico y viviendas ubicadas en zonas contaminadas o de alta densidad de tráfico. Quizás, la segunda es consecuencia de la primera.

Resulta asimismo coherente que los mayores niveles de plomo lo presenten los niños cuyos padres trabajan en el sector de la construcción, siderurgia y metales y en el sector del “transporte, carburantes y energía”, muy relacionados todos ellos con el plomo. Las propias ropas de trabajo y otro utillaje que utilicen son los vehículos más adecuados para provocar pequeñas pero continuadas exposiciones de plomo en sus hijos en el ambiente doméstico (11)(80).

Lo mismo ocurre con el hecho de que alguno de los padres tenga aficiones vinculadas al uso de plomo. Aunque no se ha detallado esta pregunta, las aficiones tienen que ver con pinturas de miniaturas, tiro en sus diferentes modalidades, etc. Aunque el número de padres que refieren tener estas aficiones es muy escaso, cuatro efectivos, los niños de estos padres tienen niveles de plomo en sangre más altas y de forma estadísticamente significativa.

Aunque hay que tomar con mucha cautela este hallazgo, la literatura científica avala esta relación (11)(22).

El hábito tabáquico, siendo como es relevante para la exposición al plomo a través del humo de “segunda mano”, resulta mucho más importante en el caso de la madre (fase del estudio del año 1995), sin duda por el hecho de que las madres pasan mayor tiempo con los niños. Sin embargo en la fase llevada a cabo en el año 2010, es el tabaco del padre el que resulta asociado a los niveles de plomo en sangre de sus hijos. El plomo se encuentra en el tabaco y también en el humo del tabaco que se expele. Los estudios llevados a cabo refieren una mayor concentración de plomo en sangre en las personas fumadoras, pero también en los fumadores pasivos. Los niños serían fumadores pasivos o de “segunda mano”, y por ello, los niveles de plomo en sangre serían mayores en aquellos que viven en ambientes donde se fuma (185).

3.3.- Plomo y determinantes ambientales

3.3.1.- Antigüedad de la vivienda

En el estudio de la Comunidad de Madrid, la variable relativa a la antigüedad de la vivienda se recabó por el interés que tenía en relación a la posible presencia de conducciones internas de agua de plomo, material que fue muy utilizado hasta la década de los años 60-70 del pasado siglo XX.

La problemática de los niveles de plomo en sangre de los niños vinculada a la vivienda no es la misma en Estados Unidos de América que en España. En Estados Unidos el plomo en sangre de los niños se asocia a casas viejas y mal mantenidas porque esas casas, por su antigüedad, fueron pintadas con pinturas que contenían plomo y el descascarillado de las mismas resulta muy atractiva para los niños porque tienen cierto sabor dulce y por lo tanto las ingieren con gusto; a esa ingesta se sumaría el aporte del polvo atmosférico y el del suelo (173). En España las pinturas para usos en interior, como es el caso de las viviendas, no contienen plomo en su composición, por lo que la

exposición que pueden tener los niños a través del polvo doméstico no se debe a los descascarillados de las pinturas sino al polvo atmosférico proveniente del exterior. Esta es una diferencia importante a considerar cuando se pretende comparar factores de riesgo entre unas poblaciones y otras.

También en Estados Unidos, las viviendas a las que pueden acceder las personas con escasas posibilidades económicas son casas en alquiler y ubicadas en zonas o barrios deprimidos bien por la existencia de industrias contaminantes, bien por su cercanía a vías de tráfico muy densas, etc. (173). En la Comunidad de Madrid, el alto coste de las viviendas de la ciudad de Madrid ha provocado una inmigración interior a las ciudades de la Corona Metropolitana, en general con urbanizaciones más amables, alejadas del tráfico y de empresas contaminantes, lo que tiene un efecto “protector” frente al plomo. Otra cosa muy diferente habría sido si se hubiese podido acceder a los niños minoritarios, que viven en condiciones de chabolismo, en lo que se viene en denominar “el cuarto mundo”, y que son las barriadas marginales que se asientan en los límites de las grandes ciudades. En la Comunidad de Madrid, en esos poblados se asientan niños procedentes de países del Magreb, de Iberoamérica y de la Europa del Este y es más que probable que el plomo con el que llegan a España sea mayor del que tienen los niños españoles, hecho que, no se ha podido concluir en el presente estudio; a esa situación se les suma la de vivir en condiciones de precariedad que hacen de ellos población muy vulnerable, y no sólo al plomo. El caso de la población de etnia gitana es un caso paradigmático en nuestro país (135).

La relación significativa entre plomo en sangre y la variable “años de construcción de la vivienda”, encontrada en la fase realizada en el año 1995, es difícil de explicar, ya que es en las viviendas más modernas y en las más viejas donde los niños presentan mayores niveles de plomo. Las viviendas más viejas tienen mayores concentraciones de plomo en el agua, lo que apunta a que las conducciones internas de las mismas son de plomo, y que sin duda requiere tenerlo en consideración desde el punto de vista del cumplimiento del vigente marco normativo de calidad del agua de consumo público (34). Sin embargo las viviendas más recientes no tienen conducciones de plomo, y así lo atestiguan

los valores encontrados (Tablas 7 y 8), pero los niños sí presentan mayores niveles de plomo en sangre. Pudiera ser que esos niños arrastraran niveles de plomo altos almacenados después de haber residido los primeros años de su vida en otras viviendas más antiguas situadas en barrios antiguos donde las conducciones internas de agua fuesen de plomo y donde hubiesen soportado mayores intensidades de tráfico o bien por el hecho de residir actualmente en barrios nuevos donde la construcción de viviendas lleva implícito el movimiento de tierras (186).

Aunque no existe significación estadística, en la fase llevada a cabo en el año 2010, lo que se aprecia es que los niños que viven en casas de entre 15 y 19 años son los que más niveles de plomo presentan en su sangre y los que viven en las viviendas más jóvenes o más antiguas, los que menos, justo al contrario de lo que ocurría en el año 1995. Quizá la explicación de esta relación haya que entenderla en el contexto de que sólo hay dos efectivos en este tramo de edad, lo que puede estar distorsionando esta asociación. Por otro lado, las diferencias para el resto de los tramos son muy pequeñas.

3.3.2.- Mascotas

La presencia de mascotas en el hogar representa *a priori* un riesgo de exposición al plomo porque, dependiendo de su mayor o menor capacidad de movimiento, pueden llegar a poner en suspensión el polvo depositado en el interior de la casa. No preocupa en principio el polvo proveniente de las pinturas, porque como ya se ha comentado anteriormente, no tendrían interés sanitario en España las pinturas de interior, sino por el polvo proveniente de la calle, del tráfico rodado o del polvo depositado en las calles y otros espacios, donde a lo largo de los años se ha ido depositando el plomo emitido a la atmósfera y que el viento puede poner en suspensión y meterlo en el interior de la viviendas (126).

En ambientes contaminados, los animales de compañía se ven expuestos al plomo y hay estudios que relacionan los niveles de plomo que presentan estos animales con los niveles que tienen sus dueños con los que comparten

vivienda. Las mascotas tendrían mayores niveles que sus dueños lo que se explicaría porque los animales se encuentran más cerca del polvo del suelo de las viviendas (187).

De hecho, en el estudio, los niños que tenían gato, que es la variable que muestra una asociación significativa con los niveles de plomo en sangre de los niños, eran muy pocos, un escaso 6,2 %, y por otra parte, el gato no es una animal especialmente inquieto capaz de poner en suspensión el polvo existente en el domicilio. Sin embargo los niños juegan con las mascotas y lo hacen en el suelo acercándose así a la fuente de exposición.

No se han evidenciado diferencias en la fase del estudio llevada a cabo en el año 2010, quizás porque los niños que tenían algún tipo de mascota eran sólo seis, cifra quizá muy escasa para realmente poder establecer diferencias desde un punto de vista estadístico.

3.4.- Plomo y consumo de agua

La ingestión de agua del grifo puede ser una amenaza de exposición al plomo que no ha desaparecido todavía ya que las conducciones internas de los edificios, sobre todo los más antiguos, tanto urbanos como rurales, pueden ser de plomo, material que se usó con este fin en España, hasta la década de los años 60-70 del siglo pasado.

Por ello, los resultados obtenidos en el agua de las viviendas de los niños participantes en el estudio en la fase del año 1995, aunque se encontraban mayoritariamente dentro de los niveles admitidos por la legislación, en algunas zonas lo rebasaban. La edad de los edificios se comportaba como un buen indicador de nivel de plomo en el agua.

Algo parecido ocurría con el agua del colegio: la mayoría de los análisis se encontraban dentro de los valores legislados, pero algunos estaban por encima. En este caso de los colegios, aunque hay que recordar que solamente

fueron analizados una única vez, puede preocupar más que los domicilios, porque los niños son una población más vulnerable.

Como consecuencia bastante natural se pueden reseñar las altas plumbemias asociadas a las conducciones detectadas en ámbitos rurales de Asturias y Galicia (159)(160) en la década de los 80 del siglo pasado o el más reciente brote de saturnismo detectado en el año 1999 en Extremadura (188). Todo ello induce a pensar que las conducciones de plomo de las casas y edificios de nuestro país todavía pueden constituir un problema de salud pública. Afortunadamente, la nueva legislación de aguas potables, el Real Decreto 140/2003 (34), obliga a controles periódicos de la calidad del agua en el grifo de las viviendas, lo que detectaría potenciales niveles altos de plomo en el agua de consumo.

La presencia de plomo en el agua de bebida a través de las conducciones se debe a la disolución de este metal, bien de la propia conducción, bien de las soldaduras o incluso de las conducciones de PVC que también contienen pequeñas cantidades de plomo.

El caso de las soldaduras es muy importante. En Escocia en el año 2003 se detectó que el 15 % de las casas nuevas que fueron muestreadas y que estaban conectadas al suministro público de agua, tenían niveles elevados de plomo en el agua del grifo debido al uso de soldaduras de plomo. Es decir, no eran las conducciones de plomo, en realidad eran de cobre, sino las soldaduras de las conducciones las que cedían el plomo al agua. Además esta práctica estaba prohibida pero sin embargo como se ve fue bastante frecuente (189).

Otros autores encontraron similares conclusiones entre soldaduras y niveles de plomo en agua señalando que la provisión municipal del agua había reducido las tasas de incidencia de las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua pero había generado un nuevo problema (11)(22)(55)(64)(65).

Recientemente ha sido publicado un documento por la United States Government Accountability Office (GAO), oficina vinculada a la Casa Blanca de los Estados Unidos de América, cuestionando la gestión que los CDC habían hecho de una demanda puesta por el departamento de salud del Distrito de Columbia en relación al riesgo potencial que representaba para los niños los altos niveles de plomo que tenían en el agua de grifo (190). El problema radicaba en que en ese distrito, los niveles de plomo en el agua del grifo rebasaban la concentración permitida por la EPA (15 µg/L). Los CDC, a instancias del departamento de salud del Distrito de Columbia, intervinieron para conocer los niveles de plomo en el agua y valorar el riesgo que el consumo de esa agua podía tener en los niveles de plomo en la sangre de los niños del distrito. Los CDC han sido reconvencidos por la GAO porque el estudio que llevaron a cabo no cumplió con los mínimos requisitos metodológicos y llegaron a subestimar el potencial riesgo que podían tener los niños frente a esa exposición y no adoptaron medidas para minimizar esa exposición debida a procesos de disolución de las cañerías internas de los edificios (190).

El proceso de disolución del plomo de la conducción, o de la soldadura, se ve modulado por la presencia de cloruros, oxígeno disuelto, pH, temperatura, dureza y agresividad del agua, así como por el tiempo de permanencia del agua en la conducción. El empleo de tuberías de plomo fue práctica habitual hasta la década de los 70 (en Francia hasta la década de los 60) (191), cayendo posteriormente en desuso. Una cantidad considerable de los inmuebles antiguos cuentan aún con instalaciones de este tipo, lo que se evidencia por el incremento en el agua a medida que los edificios son más antiguos. Sin embargo, hay que considerar que la antigüedad por sí sola no explicaría este hecho, precisando de la propia calidad del agua, es decir un agua con escasa alcalinidad, oxigenación alta, pH ligeramente ácido y mineralización baja, como la distribuida por la empresa pública Canal de Isabel II, que distribuye el agua de consumo público a más del 96 % de la población de la Comunidad de Madrid. La misma relación obtienen otros autores en el Gran Bilbao y otras ciudades tanto españolas como extranjeras (155)(192). El balance final del conjunto de reacciones de corrosión, conducen al consumo de oxígeno, producción de iones OH^- y la emisión de iones plomo (193).

Por ello, resulta significativa la relación existente, encontrada en la fase llevada a cabo en el año 1995, entre niveles de plomo en sangre y el del agua de bebida aunque sólo explique el 2,6 % de la variabilidad de los niveles sanguíneos en el caso del agua de la vivienda y del 3,6 % en el caso del agua del colegio, lo que parece lógico a la luz de los bajos niveles de plomo en agua encontrados. Similares resultados se han encontrado en el año 2010.

La Comunidad Autónoma del País Vasco ha realizado un estudio de “cesión de plomo procedente de instalaciones de fontanería en centros escolares” cuyo objetivo era estimar la presencia de plomo en los elementos de distribución de agua de los centros de educación infantil y valorar su problemática. Si bien reconocen que los resultados obtenidos son difícilmente comparables debido a la complejidad de factores que condicionan el proceso de cesión y a las características concretas de los muestreos (192), sería aconsejable valorar, en aquellas comunidades autónomas que no lo han hecho, la potencial ingesta de plomo que pueden tener los niños a través del agua del colegio.

Una cuestión que resulta muy interesante es saber cuánto contribuye esta exposición, a través del agua de bebida, a la carga corporal total de plomo en la sangre de los niños. La respuesta depende de la concentración del plomo en el agua: a mayor concentración de plomo en el agua mayor es la contribución que hace a la carga corporal, pero esta relación se ve modulada por la cinética del plomo. Controlando ambas variables, se ha estimado que el plomo en el agua contribuye como media al 7 % de la carga corporal en adultos (14 % en niños) cuando la concentración es de 10 µg/L y se constituye en la principal fuente de exposición cuando la concentración es de 50 µg/L de plomo en el agua (194); como se ve, resulta bastante más alta de lo que refleja el presente estudio.

3.5.- Plomo e Intensidad Media de Tráfico

Una forma de acercarse a la exposición al plomo debida a la gasolina con plomo es hacerlo de forma indirecta usando la intensidad de tráfico. Es una aproximación que la han realizado diferentes autores, cada uno con sus

peculiaridades, pero en todo caso diferentes a la que se presenta, que es original en la literatura sobre todo en el aspecto de valorar con precisión los niveles de tráfico que soportan los niños.

Esta parte del estudio se ha circunscrito de forma exclusiva a la ciudad de Madrid y para la fase del año 1995, por la sencilla razón de que la intensidad media de tráfico sólo estaba disponible para el conjunto de calles de esta ciudad pero no lo estaba para más ciudades de la Comunidad de Madrid.

En el presente estudio esta aproximación se ha hecho utilizando la intensidad media de tráfico en cada una de las calles y definiendo distancias, a la vivienda o al colegio, sabiendo que el plomo emitido a la atmósfera se dispersa más bien poco y queda en un entorno muy cercano a su emisión debido ésta se produce a una altura muy baja, la del tubo de escape, y a la densidad de las partículas que tienden a decantarse en ausencia de vientos a elevadas velocidades (11).

Más arriba se ha comentado que la variable residencia, urbana *versus* rural, marcaba la diferencia frente a los niveles de plomo en sangre, entendiendo que la residencia urbana era un factor de riesgo frente al plomo por el mayor tráfico rodado que soportan las ciudades (69)(70)(71).

Visto desde otro punto de vista, la reducción del plomo de las gasolinas ha conllevado la disminución, de forma sustancial, de los niveles de plomo en la sangre de los niños (29)(149).

En el estudio que se presenta, la gasolina tenía 0,15 g/L de plomo desde el año 1989, situación que no se modificó hasta el año 2001, cuando se prohibió su uso (Figura 6). Por otro lado, el parque automovilístico de la ciudad de Madrid se había diversificado, de tal forma que cada vez había más coches que, al usar catalizadores, utilizaban gasolina sin plomo y, por otro lado, se estaba produciendo un desplazamiento hacia coches de gasoil. De hecho, las emisiones de plomo en el año 1995, año que se llevó a cabo la primera fase del

estudio, se habían reducido casi un 70 % con respecto al año 1990 y los niveles de inmisión se encontraban en $0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Sin embargo, a pesar de los bajos niveles ambientales, la intensidad media diaria de vehículos se manifiesta como un buen indicador de exposición. En el caso domiciliario, sería el tráfico a 500 metros el que mejor se ajusta y en el caso del colegio el tráfico a 100 metros. No se han podido cotejar estos hallazgos con otros estudios por no haber encontrado publicaciones usando este indicador, pero sí parecidos (164)(165)(195)(196)(197) y son coincidentes.

Por ejemplo, en el caso del estudio llevado a cabo en la ciudad de México utilizan dos variables para caracterizar la posible exposición al plomo procediere del tráfico: una es preguntando el tiempo que pierden los niños en los desplazamientos diarios y la ubicación de la vivienda en relación a tráfico categorizada en tres niveles en orden creciente: calle residencial, calle y avenida principal (196).

Estudios posteriores llevados a cabo por los mismos autores vuelven a categorizar el tráfico en forma de variable cualitativa con tres niveles: bajo, medio y alto (165). Los niveles de plomo en sangre se encuentran estrechamente relacionados con la densidad del tráfico en las inmediaciones de la calle donde viven los niños de dos barrios de la ciudad de México (165).

Tienen lógica las relaciones encontradas. Los niños de 7-8 años de edad tienen un espacio vital en torno a su domicilio que no supera los 500 metros y es donde juegan. Sin embargo, en el colegio juegan en el patio y no se alejarán del mismo más allá de los 100 metros para coger los medios de transporte, sean públicos o privados, que utilizan.

Por otro lado, el plomo emitido desde los vehículos, se mida de una forma o de otra, acaba mostrando relación directa con el plomo en sangre que presentan los niños.

Posiblemente la exposición al plomo del agua y del aire sean las variables más relevantes que explicarían los niveles de plomo en sangre de los niños de la ciudad de Madrid. De hecho, los distritos con mayores niveles de plomo en agua y que soportan a la vez mayor intensidad de tráfico son Chamartín y Retiro. En el caso de Retiro, son los niños que viven en este distrito los que mayores niveles de plomo en sangre presentan. Quizá los niños de Chamartín, de mayor nivel socioeconómico, beban menos el agua del grifo y más bebidas envasadas, lo que explicaría que no presenten valores tan altos de plomo en sangre.

4.- RELACIÓN ENTRE NIVELES DE PLOMO Y VARIABLES SOCIODEMOGRÁFICAS Y DETERMINANTES AMBIENTALES: ANÁLISIS MULTIVARIANTE.

Se han realizado dos análisis multivariantes con los datos de la fase realizada en el año 1995: uno que incluía a todos los niños y por tanto se introdujeron en el modelo todas las variables excepto las Intensidades Medias Diarias (IMD) de tráfico; el segundo, en el que entraban sólo los niños de la ciudad de Madrid, que eran los únicos que tenían la variable IMD.

El modelo lineal ajustado en el primer caso, donde se incluían todos los niños incorpora cinco variables explicativas, todas ellas con coherencia biológica.

Las variables que presentan relación directa tienen que ver con la exposición al plomo procedente del agua del colegio al que acuden, vivir en la ciudad de Madrid y con el hábito de “morderse las uñas” y “jugar en la calle”. Estas dos últimas variables indican una exposición al plomo que se encontraría potencialmente en el suelo como consecuencia de la deposición del plomo del aire procedente del tráfico rodado. Los niveles de plomo en sangre encontrados, aun perteneciendo a niños situados en una estrecha franja etaria, mantienen una relación negativa con la edad, lo que está en sintonía con la literatura científica (29)(70)(71).

Las variables que más explicarían los niveles de plomo en sangre de los niños serían “morderse las uñas”, “jugar en la calle” y vivir en la ciudad de Madrid. El agua del colegio realmente explicaría muy poco.

En el caso del análisis multivariante ajustado exclusivamente a los niños de la ciudad de Madrid, el modelo de regresión lineal múltiple incorpora 4 variables, todas ellas también con coherencia biológica. Las variables que presentan relación directa modulan la exposición al plomo a través del agua de bebida en la vivienda, a través del hábito “morderse las uñas” y “jugar en la calle”. Se vuelve a reiterar la importancia de la calle como factor de exposición al plomo. Si se tiene en consideración el hecho de que la Comunidad de Madrid goza de unas condiciones climatológicas bastante aceptables en buena parte del año, lo que invita a estar en espacios abiertos mucho tiempo, se debería pensar en la importancia que esto tiene en relación a la potencial exposición al plomo proveniente de la deposición del plomo emitido por los tubos de escape de los vehículos de gasolina, que lo hicieron hasta el mes de agosto del año 2001.

La edad, como en el caso anterior muestra una relación negativa.

Las variables que más explicarían los niveles de plomo en sangre de los niños son “morderse las uñas” y “jugar en la calle” lo que resulta muy plausible a la luz del actual conocimiento científico (29)(70)(71).

Con los datos de la fase del estudio llevada a cabo en el año 2010 también se ha realizado un análisis multivariante. El modelo lineal ajustado incorpora tres variables explicativas: tabaco del padre, estudio de los padres y agua de bebida, todas con ellas con una gran plausibilidad biológica.

El tabaco del padre cobra una especial relevancia en unos niños que ya han visto reducidos sus niveles de plomo en sangre motivado, mayoritariamente, por la prohibición del plomo de las gasolinas. La exposición doméstica al humo de “segunda mano” proveniente del hábito tabáquico del padre, como ya se ha comentado anteriormente, podría explicar parte de los niveles de plomo en la sangre de los niños que la padecen (185).

Los estudios de los padres actuarían como elemento protector: a mayor nivel de estudios de los padres menores son los niveles de plomo en sangre que presentan sus hijos. La variable estudios de los padres, como ya se ha señalado más arriba, es un indicador socioeconómico. La literatura científica ya ha señalado a las variables socioeconómicas como variables predictoras de los niveles de plomo de los niños, en el sentido de que a menor nivel socioeconómico, mayores serían las concentraciones de plomo en la sangre (70)(71)(80).

Por último, el agua de bebida, y más en concreto el agua del grifo, podría llegar a explicar parte de los actuales niveles de plomo en sangre que soportan los niños ajenos ya a la influencia directa del plomo atmosférico debido al tráfico rodado (192).

5.- PLOMO EN SANGRE Y EFECTO SOBRE EL COMPORTAMIENTO ESCOLAR Y EL RENDIMIENTO ACADÉMICO. PÉRDIDA DE COCIENTE INTELLECTUAL. COSTES ECONÓMICOS

Los niños son más vulnerables que los adultos a los efectos negativos del plomo por varias circunstancias (71)(198):

- La ingesta de plomo por unidad de peso corporal es mayor en los niños.
- Los niños tienen comportamientos de oralidad como morderse las uñas, llevarse objetos a la boca, etc. que les expone a una mayor ingesta de plomo proveniente de los suelos contaminados por polvo.
- La absorción gastrointestinal de plomo en el niño es de más del 50 % por sólo el 10-15 % de los adultos. Además la absorción se ve incrementada por déficits nutricionales como calcio o hierro, algo que es frecuente entre los niños.
- Se encuentran en fase de crecimiento y sus sistemas no están del todo desarrollados.

El plomo afecta al sistema nervioso; en los adultos provoca neuropatías periféricas mientras que en los niños los efectos centrales son más

preeminentes que los periféricos. De ello se deriva que el plomo produzca alteraciones cognitivas y del comportamiento de los niños que se traduciría en una disminución de varios puntos del cociente intelectual (CI) y en el incremento de la frecuencia de hiperactividad y conductas violentas. Además, en los adultos el efecto tiende a revertir, lo que no ocurre en los niños, quizás porque el plomo perturba el complejo proceso de las conexiones sinápticas (71)(199). Por otro lado, las terapias de quelación no resuelven el problema por lo que los niños no mejoran los resultados de los test cognitivos o de comportamiento (199).

Los resultados de este estudio muestran que niveles de plomo en sangre, muy por debajo de los definidos como “seguros” por los CDC, se asocian a efectos negativos sobre la conducta y el rendimiento académico de los niños de 7-8 años de edad cuando se analizan de forma cruda, aunque la corrección por las covariables más relevantes reduce la significación de esa asociación.

Las asociaciones negativas halladas entre los niveles de plomo y los parámetros de conducta y rendimiento escolar son coherentes con estudios recientes que sitúan el inicio de esta afectación a niveles muy por debajo de los 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ establecidos por los CDC, tanto en estudios de seguimiento (84)(85)(199)(200), como en estudios transversales similares a éste (201)(202). Cuando los posibles daños neuropatológicos se extrapolan a nivel poblacional, la cantidad de niños posiblemente afectados es muy alta (203)

Estudios tanto prenatales (204)(205) como postnatales (84)(85)(200) indicaban que los efectos del plomo sobre el cociente intelectual son proporcionalmente mayores a niveles más bajos. Un estudio transversal de niños con niveles de plomo entre 3 y 34 $\mu\text{g}/\text{dL}$, sugirió una amplia y mayor disminución en las puntuaciones de los test de habilidades cognitivas en el rango de 5 a 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ que en el rango de 10 a 20 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (85). Un segundo estudio *cross-sectional* que utilizó los datos del NHANES III indicaba mayores efectos en las puntuaciones sobre lectura y matemáticas entre los niños con concentraciones de plomo en sangre por debajo de los 5 $\mu\text{g}/\text{dL}$ que entre aquellos que presentaban concentraciones más altas (85). En este estudio sería así para la valoración

académica, no para la conducta, en que a mayores niveles de plomo se produce peor conducta, lo que quizás se pueda explicar porque hay escasos valores de plomo superiores a 8 µg/dL lo que condiciona una mayor afectación en el tramo de más de 5 µg/dL.

El ajuste de la relación del plomo y los daños neurocognitivos debe contemplar un número notable de cofactores, pero conforme se añaden cofactores, la fuerza de la relación se ve cada vez más afectada (206). En este estudio, uno de los cofactores más importantes es el domicilio de los niños: la ciudad de Madrid *versus* la Corona Metropolitana que actúa en el sentido de que los niños de la ciudad de Madrid tienen peor comportamiento y peor rendimiento académico, pero también tienen mayores niveles promedio de plomo en sangre. Este importante cofactor parece actuar como indicador de una gran cantidad de otros factores asociados al mismo, que podríamos resumir en que engloba la diferencia del nivel socioeconómico entre las familias de los dos ambientes. Incluso las valoraciones de los profesores tienen drásticas diferencias entre los niños de ambos ámbitos geográficos, de tal forma que hacen pensar incluso en un sesgo en la valoración por parte de los profesores, que afectaría negativamente a los niños de la ciudad de Madrid.

Por otro lado, este importante factor podría actuar también con un efecto de *overmatching*, ya que conlleva detrás de sí factores como la asociación con viviendas más antiguas (y por tanto con más riesgo de tener cañerías de plomo), mayor exposición al tráfico (186)(207), etc. que son factores directos en la relación plomo-daño intelectual de forma causal, y por tanto su manejo debería realizarse con cuidado (87).

La medición del plomo se realizó a los 7-8 años de edad, y tanto la American Academy of Pediatrics (AAP) (70) como distintos autores (29)(71) mantienen que los máximos niveles de plomo en sangre se suelen alcanzar a los 2 años de edad, estando en continuo descenso a edades como la del estudio, tal y como lo confirman nuestros datos. Estos niños a la edad de 2 años pudieron haber alcanzado niveles medios en torno a 6-7 µg/dL de plomo en sangre; con esos niveles, un porcentaje no despreciable de ellos podría haber estado por encima

de los 10 µg/dL. De ello surge la antigua cuestión de si los efectos del plomo son actuales o bien derivados de exposiciones máximas al metal ocurridas en la primera infancia. Los estudios de Chen et al (208) indicarían que, aun cuando la afectación puede ser antigua, los efectos son continuos y su visibilidad se incrementaría con el tiempo. No obstante, la producción de efectos negativos del plomo a muy bajos niveles parece tener su origen ya en el seno materno, durante la gestación (205)(209), aunque otros estudios (86) no encontraron esta asociación. La afectación cognitiva ocurre no sólo en niños, sino también en adultos a diversos niveles (210), incluso muy bajos (211). Como en otros aspectos de la neuropatología del plomo, se carece todavía de estudios suficientes para valorar el *timing* de sus efectos (71).

Sobre la capacidad de detección de efectos adversos a bajos niveles, los resultados de la Tabla 31 indican que a partir de 4 µg/dL ya es posible apreciar diferencias en la valoración de los profesores, siempre desfavorables a los niños con mayores niveles de plomo, más claros en el caso de los datos académicos, aunque con la limitación de ser sobre datos crudos.

Un resultado inesperado fue el protagonismo de las mascotas. En primer lugar la relación de la presencia de gatos con los niveles de plomo. Habitualmente los niveles de tóxicos en mascotas se interpretarían como marcadores de los mismos niveles en sus propietarios (187), aunque en este estudio la presencia de gatos actúa como claro marcador de protección. En cuanto a la asociación entre las mascotas con las valoraciones de los profesores en los niños normales, ha sido poco estudiado, pero en este estudio los perros y otras mascotas (no gatos) resultan un excelente marcador de los peores resultados. Quizá la explicación es tan sencilla como que la presencia de estos animales en el entorno doméstico contribuye a aumentar la distracción de los niños y por tanto a rendir menos en sus tareas diarias.

Habitualmente las herramientas utilizadas en los estudios de afectación neuropatológica del plomo incluyen procedimientos específicos de una relativa sofisticación, como son los test de inteligencia, que se administran no sólo a los

niños objeto de los estudios, sino también a los padres o educadores principales (84)(208)(212), en un obligado control de uno de los cofactores más relevantes.

Estos tests van acompañados de un inventario o índice que mide la cantidad y la calidad de la estimulación cognitiva y emocional que tienen los niños en su ambiente familiar. Es el Home Observation for Measurement of the Environment (HOME) (84).

Sin embargo, en este estudio la herramienta usada es muy rápida y extremadamente sencilla, pero aún así demostró su utilidad al poner en evidencia datos sociodemográficos complejos, como una profunda diferencia entre las valoraciones de los niños de la ciudad de Madrid y la Corona Metropolitana, como se reflejaba en diversas variables (nivel de estudios de los padres, porcentaje de madres dedicadas al hogar, etc.), y que tenían su traducción principal en las valoraciones de la conducta de los niños, mucho peores en los que vivían en la ciudad de Madrid.

Cuando, en otros estudios, la medición del efecto del plomo no se ha realizado de forma directa, sino a través de las valoraciones de los profesores, se han utilizado el test de *Rutter* o el *Conners Rating Scales* (208), ambos con mayor número de preguntas, y por tanto con mayor tiempo de dedicación, y han sido usados sobre todo para valorar la afectación de la conducta (208)(213)(214). Estos estudios usando unas herramientas de valoración de los profesores, relativamente simples, también han encontrado asociaciones entre los niveles del plomo y parámetros de conducta (215).

Sin embargo, la herramienta tenía numerosas y variadas limitaciones; así, por ejemplo, en la valoración de la escala de conducta, la finalización de las tareas escolares los resultados eran netamente asimétricos, por lo que la escala sería poco adecuada. Sin embargo, tanto en los análisis crudos como en los ajustados, los resultados han expresado siempre que la relación entre el plomo con la conducta y el rendimiento académico de los niños es negativa inequívocamente, habiendo alcanzado claramente la significación en varios de los efectos crudos, particularmente en el caso del rendimiento académico. No obstante, la obligada

corrección por los factores socioeconómicos relevantes, imprescindibles en este tipo de análisis, produce un marcado descenso de la sensibilidad del instrumento de medida usado, que se muestra incapaz de alcanzar asociaciones significativas, aunque las tendencias de los coeficientes permanecen señalando efectos tóxicos a bajos niveles.

Los modelos definidos por Lanphear et al (86) permiten cuantificar la pérdida de puntos de CI siempre que los niveles de plomo en sangre se encuentren igual o por encima de los 2,4 µg/dL, lo que lleva a infravalorar el verdadero impacto que pueden producir sobre la función intelectual. Los valores medios en los que se encuentran los niños de la Comunidad de Madrid en relación a otras latitudes y la reducción de los mismos con respecto al año 2010, suponen unas pérdidas evitadas de puntos de CI importantes.

La evaluación económica aporta una dimensión novedosa en el abordaje de los problemas de salud ambiental, lo que sin duda puede contribuir a que los gestores apoyen las iniciativas de los programas de protección de la salud. Esta aproximación permite estimar unos beneficios cifrados entre los 626,4 y los 865,4 millones de euros debidos a los costes evitados por la reducción del plomo en la sangre de los niños.

6.- LIMITACIONES

Varias son las limitaciones que presenta el estudio. Una de ellas tiene que ver con la utilización del plomo en sangre como biomarcador de exposición al mismo. Dadas las características toxicocinéticas del plomo dentro de los distintos compartimentos corporales (ciclo: hueso, sangre, tejidos blandos), resulta difícil saber si el nivel detectado en sangre procede del plomo almacenado en el cuerpo desde hace años o es fruto de exposición reciente. Sin embargo, a pesar de sus limitaciones, la comunidad científica sigue apostando por el plomo en sangre como el mejor marcador de dosis interna (216).

Otro limitante tiene que ver con el tamaño de la muestra y la edad de los niños representados, que cubre un espectro etario muy concreto, en la fase llevada a cabo en el año 1995. Además, la necesidad ética del carácter voluntario del estudio, así como el hecho de que la muestra no tenga en cuenta los niños que estudian en colegios privados o que no estén escolarizados, resta algo de representatividad global a la misma.

El diseño muestral del estudio, primariamente destinado a conocer los niveles de plomo en sangre de los niños, tenía diversos sesgos identificables, algunos de ellos con posible repercusión sobre las valoraciones de conducta y académicas realizadas por los profesores. El primero de ellos era el derivado de la ausencia de niños de las zonas más rurales y por ello menos contaminadas e industrializadas de la región, que fueron descartados por su lejanía geográfica; esta población rural era, sin embargo, muy poco importante numéricamente. El segundo sesgo sería el de la ausencia de los niños de colegios de carácter privado. En estos colegios se produce una concentración de niños de las clases más elevadas, que en nuestros parámetros de análisis habría que equiparar a los niños que vivían dentro de la ciudad de Madrid y que eran hijos de padres con los niveles educativos más altos. Este perfil no parece haber repercutido en la valoración del nivel de plomo al no haberse apreciado diferencias por el nivel sociocultural de ambos padres. Aún así, parece haber un escalonamiento en la relación entre los niveles de plomo y los estudios de las madres; con los padres esa gradación se rompe, precisamente en aquellos con mayores niveles de estudios, probablemente derivado de su mayor presencia en la ciudad de Madrid, más contaminada. El tercer sesgo a valorar sería el de los niños no autorizados por los padres, que actuó como una protección hacia los niños que presentaban peores puntuaciones. Si se asume *a priori* una asociación entre niveles altos de plomo con las malas valoraciones, posiblemente se habrían quedado fuera del estudio los niños con los niveles de plomo más altos. No obstante, dados los bajos niveles de plomo observados, el sesgo sobre la valoración poblacional debe ser considerado como muy poco importante, con diferencias que no alcancen 1 µg/dL. Sin embargo, estos sesgos pudieran haber actuado de una forma más relevante en detrimento de la fuerza de la asociación entre los niveles de plomo con la conducta y el rendimiento escolar, pues la presencia de estos individuos

con posibles valores de plomo en el rango de 5-10 µg/dL habrían resultado de gran interés a la hora de intentar establecer la fuerza de las asociaciones.

Otro aspecto que es inherente a los estudios de corte transversal, es que tiene importantes limitaciones para el análisis de la relación causa-efecto del plomo a muy bajos niveles (217)

Otro sesgo sería el de la época de la realización del estudio que fue llevado a cabo a finales de curso en los niños de la Corona Metropolitana, y por tanto algo mayores, *versus* el caso de los niños de la ciudad de Madrid, testeados a principios del curso, y por consiguiente, algo más jóvenes, lo que puede haber aumentado levemente la valoración de los niveles poblacionales del plomo.

En el controvertido debate acerca de los niveles de seguridad del plomo en sangre, este trabajo aporta que incluso con herramientas poco sofisticadas parecen observarse efectos dañinos a muy bajas dosis de plomo, reforzando aún más la conocida necesidad de investigar los efectos adversos del plomo a bajos niveles y la necesidad de reducir los niveles considerados seguros.

En conclusión, este estudio muestra una asociación cruda negativa significativa entre bajos niveles de plomo en sangre con la conducta y rendimiento escolar valorado por los profesores mediante una herramienta muy sencilla. Después de corregir por los principales factores sociodemográficos, la fuerza de las asociaciones pierde significación, aunque conserva su sentido negativo.

En la fase llevada a cabo en el año 2010, varias son las limitaciones que se deben reseñar. Una tiene que ver con el reclutamiento de los niños, en el ámbito hospitalario, lo que le resta representatividad a la muestra estudiada. Son niños que acuden a la consulta pediátrica con unos síntomas muchas veces similares a lo que podría presentar unos niños con exposición al plomo. Sin embargo este sesgo en todo caso lo que puede estar provocando es una plumbemia media mayor de la que realmente tienen los niños y aún así, los niveles hallados muestran una amplia reducción de los niveles de plomo en la sangre de los niños de la Comunidad de Madrid.

También se ha ampliado el tramo etareo de los niños reclutados. De la franja de los 7-8 años seleccionados en el año 1995, se ha pasado a una franja más amplia: de recién nacidos a 15 años. Esto resta comparabilidad entre las dos fases del estudio. Sin embargo las medias de edad de ambos grupos son muy similares y no existen diferencias estadísticamente significativas entre ellos.

El análisis económico no ha considerado los costes intangibles debido a la dificultad de su medida y valoración.

7.- PROPUESTAS DE FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Con la reducción de las emisiones atmosféricas del plomo, desde la introducción de la legislación restrictiva del uso del mismo en las gasolinas, el agua ha asumido una nueva importancia como la fuente de plomo más importante que es susceptible de ser controlada. La aplicación del Real Decreto 140/2003, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano, va a ser sin duda una de las mejores herramientas en manos de la salud pública de nuestro país para arbitrar actuaciones en aquellas zonas de cada Comunidad Autónoma en donde el plomo, a través de las conducciones de agua potable, puede constituir todavía un problema de salud, como se ha evidenciado en el presente estudio, en el que se detectaron niveles de plomo en el agua por encima del establecido, tanto en algunas viviendas como en algunos colegios.

Por otro lado, como ya se ha comentado más arriba, el plomo no se degrada, por lo que los millones de toneladas de plomo lanzadas al aire por el uso de la gasolina con plomo, han contaminado los suelos, especialmente en las áreas urbanas y permanece en la atmósfera aunque a concentraciones muy bajas. En Madrid, la concentración del plomo en la atmósfera ha disminuido enormemente pero se mantiene en $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ desde el año 2002 (37).

Una pequeña reflexión sobre los niños inmigrantes y/o adoptados. No se han detectado diferencias entre los niños españoles y los procedentes de otros países, quizás porque los efectivos de estos últimos han sido muy exiguos.

No obstante, tanto los niños inmigrantes como los niños de adopción procedentes de países en vías de desarrollo es muy posible que soporten cargas de plomo relevantes toda vez que las condiciones ambientales de esos países suelen ser bastante deplorables y, como se ha podido ver en algunos estudios (152), los niveles de plomo que soportan son bastante más altos que los que tienen los niños de la Comunidad de Madrid.

Por último una línea de trabajo con un gran futuro para la salud ambiental sería la de incorporar el análisis económico de costes y beneficios en las actividades que se llevan a cabo. Cuantificar los aspectos económicos derivados de las acciones puestas en marcha sin duda puede contribuir a poder explicar mejor las inversiones y a que los gestores sanitarios tengan en cuenta los beneficios sociales derivados de las mismas.

VI.- CONCLUSIONES

1.- Vistas las dos partes del estudio, los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid han disminuido desde los 3,8 µg/dL que tenían en el año 1995 a los 1,1 µg/dL en el año 2010. Esa disminución de la concentración del plomo en la sangre de los niños bien podría explicarse, de forma satisfactoria y, al menos en una parte, por la prohibición del plomo en la gasolina que se produjo entre las dos fechas de realización del estudio, el día 1 de agosto del año 2001.

2.- Estos niveles detectados tanto en la fase llevada a cabo en el año 1995 como en la realizada en el año 2010, están muy por debajo de los 10 µg/dL definidos por los CDC como niveles de intervención.

3.- En la fase del estudio llevada a cabo en el año 1995 se ha encontrado que existe correlación entre la concentración del plomo en sangre del niño y la edad del mismo ($r=-0,12$; $p=0,006$) y con el plomo en el agua de su domicilio ($r=0,16$; $p<0,001$).

4.- En ese mismo análisis bivariado se ha encontrado asociación entre la concentración del plomo en sangre del niño y las siguientes variables cualitativas: morderse las uñas ($p=0,001$), chuparse el dedo o llevarse objetos a la boca ($p=0,014$), jugar en la calle ($p=0,009$) y el hábito tabáquico de la madre ($p=0,044$). Los niveles de plomo en sangre de los niños también se encuentran asociados de forma estadísticamente significativa con el bajo nivel socioeconómico y la presencia de mascotas.

5.- El análisis multivariante realizado con las variables del estudio del año 1995 ajustó un modelo múltiple en el que la concentración de plomo en la sangre de los niños se asociaba de forma estadísticamente significativa con: morderse las uñas, jugar en la calle, el plomo en el agua de casa y la edad; con esta última variable de forma inversa.

6.- Los niveles de plomo en sangre de los niños, aún siendo muy bajos, provocan efectos adversos tanto en el comportamiento escolar como en el

rendimiento académico de los niños medidos como: comprensión de lectura ($p=0,002$), escritura ($p=0,007$) y capacidad en matemáticas ($p=0,002$).

7.- El análisis de “*cut off*” evidencia que, a partir de los 4 $\mu\text{g/dL}$, se aprecian diferencias tanto en la valoración del comportamiento escolar como en el rendimiento académico que hacen los profesores de sus alumnos.

8.- En el año 2010, el análisis bivariante refleja la existencia de asociación estadísticamente significativa entre los niveles de plomo en la sangre de los niños y las variables cualitativas siguientes: jugar en la calle ($p=0,05$), los estudios del padre ($p=0,04$), el hábito tabáquico del padre ($p=0,05$) y beber el agua del grifo ($p=0,02$).

9.- El análisis multivariante realizado con el conjunto de variables recogidas en la fase del estudio llevado a cabo en el año 2010 ajusta un modelo en el que el nivel de plomo en la sangre de los niños se asocia con el hábito tabáquico del padre, el tipo de agua de bebida y los estudios del padre; con esta última variable, de forma inversa.

10.- La reducción de los niveles de plomo en sangre de los niños de la Comunidad de Madrid ha provocado que el conjunto de la población de niños de 7 a 8 años de esta Comunidad, en el año 2010, haya evitado una pérdida de puntos de cociente intelectual, con respecto a los niños de 1995, estimada entre 135.391 y 144.153.

11.- Los beneficios económicos derivados de evitar esta pérdida tan importante de puntos de cociente intelectual en la población de 7-8 años de la Comunidad de Madrid se ha estimado en un abanico que se encontraría entre los 626,4 y los 865,4 millones de euros para toda la vida laboral de esta cohorte.

12.- Analizados los resultados, no sería aventurado afirmar que siguen existiendo riesgos de exposición al plomo posiblemente como consecuencia de las grandes cantidades emitidas al medio y su escasa degradabilidad, así como por la exposición a otras fuentes como el agua de las conducciones. Por este

motivo se requiere seguir investigando la evolución de la carga corporal que presentan los niños porque ningún nivel de plomo en sangre es seguro. Asimismo y como grupo de especial vulnerabilidad merece la pena reseñar que los niños que vienen a vivir a España procedentes de países en vías de desarrollo, bien con sus padres o por procesos de adopción, merecerían ser valorados desde el punto de vista de la carga corporal que presentan al plomo.

VII.- BIBLIOGRAFÍA

1. Lansdown R, Yule W. The lead debate: The environment, toxicology and child health. Croom Helm. London-Sydney, 1986.
2. Green DW. The saturnine curse: A history of lead poisoning. Southern Medical Journal 1985; 78(1): 48-51.
3. Major RH. Some landmarks in the history of lead poisoning. Ann Med Hist 1931; 3:218-227.
4. Krysko WW. Lead in History and Art. Verlag. Stuttgart, 1979.
5. Seiler HG, Seiler H. Handbook on toxicity of inorganic compounds. Marcel Dekker Inc. Basel, 1988.
6. Nriagu JO. Saturnine gout among Roman aristocrats. N England J Med 1983; 308:660-63.
7. Gilfillan SC. Lead poisoning and the fall of Rome. J Occup Med 1963; 7:53-60.
8. Pulsifier WH. Notes for a History of Lead. Van Nostrand, New York, 1988.
9. Friberg I, Nordberg GF, Vouk VB. Handbook on Toxicology of Metals. Elsevier. Amsterdam, 1986.
10. United Nations Environment Programme. Technical guidelines for the environmentally sound management of waste lead-acid batteries. Basel Convention series/SBC n° 2003/9. Chatelaine, Switzerland, 2003.
11. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Lead (Update). Atlanta, Ga. US Dept of Health and Human Services, Atlanta, 2008.
12. Hong S, Candelone JP, Petterson CC, Boutron CP. Greenland ice evidence of hemispheric lead pollution two millennia ago. Science 1994;265:1841-1843.
13. Major RH. Classic descriptions of disease. Thomas, 3rd edition. Illinois (USA), 1945.
14. Felton JS. Lead, liquor and legislature; man, medicine and work in America. J Occup Med 1965; 17:572-79.
15. Organización Panamericana de Salud. El desafío de la epidemiología. Problemas y lecturas seleccionadas. Publicación científica 505. OPS, Washington, 1989.
16. Ball GV. Two epidemics of gout. Bull Hist Med 1970;45:401-408.

17. Mitjavila V. De los daños que causan al cuerpo humano las preparaciones de plomo, ya administradas como medicina, ya mezcladas fraudulentamente con los alimentos de primera necesidad. Edición facsímil. Edicions i Publicacions de la Universitat de Barcelona. Barcelona, 1983.
18. Ruiz de Luzuriaga IM. Disertación médica sobre el cólico de Madrid. Real Academia de Medicina. Imprenta Real. Madrid, 1796. [Google eBook]
19. Gibson JL. A plea for painted railings and painted walls of rooms as the source of lead poisoning among Queensland children. Australia Med Gazette 1904;23:149.153
20. Burnham JC. Biomedical communication and the reaction to the Queensland childhood lead poisoning cases elsewhere in the world. Medical History 1999;43:155-172
21. Green D W. The saturnine curse: A history of lead poisoning. Southern Medical Journal 1985; 78(1):48-51
22. Byers RK, Lord EL. Late effects of lead poisoning on mental development. Am J of Diseases of Children 1943;66(5):471-94.
23. Centers for Diseases Control and Prevention. Preventing lead poisoning in young children. A statement by the Centers for Diseases Control and Prevention. U. S. Department of Health and Human Services, CDC; 2005. Disponible en : <http://www.cdc.gov/nceh/lead/publications/> [Visitado en mayo de 2010].
24. International Lead and Zinc Study Group. Lead and zinc statistics. Monthly bulletin of the International Lead and Zinc Study Group, 2006; 46(2):1-36.
25. Lewis J. Lead poisoning: A historical perspective. U.S Environmental Protection Agency 1985. Disponible en : <http://www.epa.gov/history/topics/perspect/lead.htm> [Visitado en mayo de 2010].
26. Trasobares E. Plomo y mercurio en sangre de una población laboral hospitalaria y su relación con factores de exposición. Tesis doctoral. Madrid: Universidad Complutense de Madrid, 2010.
27. Decreto de 19 de febrero de 1926, por el que se prohíbe el empleo de cerusa, sulfato de plomo y otros productos que contengan estos pigmentos, para pintar el interior de los edificios. Gaceta de Madrid de 12 de marzo de 1926

28. Centers for Diseases Control and Prevention. Preventing lead poisoning in young children. A statement by the Centers for Diseases Control and Prevention. U. S. Department of Health and Human Services, CDC; 1985. Disponible en URL: <http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/00000659.htm>. [visitado en mayo de 2010].
29. Centers for Diseases Control and Prevention. Preventing lead poisoning in young children. A statement by the Centers for Diseases Control and Prevention. U. S. Department of Health and Human Services, CDC; 1991. Disponible en : <http://www.cdc.gov/nceh/lead/publications/> [Visitado en mayo de 2010].
30. Annett JL. Trends in the blood lead levels of the U.S population: The Second National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES II) 1976-1980, en M Rutter, RR Jones Eds. *Lead versus Health*. John Wiley & Sons Ltd. New York, 1983.
31. Centers for Diseases Control and Prevention. Fourth national report on human exposure to environmental chemicals. Centers for Diseases Control and Prevention. Atlanta, 2011. Disponible en <http://www.cdc.gov/ExposureReport/pdf/FourthReport.pdf>. [Visitado en agosto de 2011].
32. Ministerio de Sanidad y Consumo. Calidad del agua de consumo humano en España. Informe técnico. Trienio 2005-2007. Sistema de Información Nacional de Aguas de Consumo (SINAC). Ministerio de Sanidad y Consumo. Madrid, 2009.
33. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. El medio ambiente y el medio rural y marino en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, 2008.
34. Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. BOE número 45, de 21 de febrero de 2003.
35. Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio. Inventario CORINE AIRE Comunidad de Madrid. Disponible en: <http://www.madrid.org/> [Visitado en mayo de 2010].

36. Real Decreto 785/2001, de 6 de Julio, por el que se adelanta la prohibición de comercialización de las gasolinas con plomo y se establecen las especificaciones de las gasolinas que sustituirán a aquellas. BOE número 162, de 7 de julio de 2001.
37. Red de vigilancia de la contaminación atmosférica de Madrid. Dirección General de Calidad, Control y Evaluación Ambiental. Subdirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Departamento de Calidad del Aire. Memoria 2008. Madrid, 2009.
38. Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono.
39. European Food Safety Authority Panel on contaminants in the food chain (CONTAM). Scientific opinion on lead in food. EFSA Journal 2010;8(4):1570. doi:10.2903/j.efsa.2010.1570.
40. Real Decreto 891/2006, de 21 de julio, por el que se aprueban las normas técnico-sanitarias aplicables a los objetos de cerámica para uso alimentario. B.O.E. número 174 de 22 de julio de 2006.
41. Rubio C, Gutiérrez AJ, Martín-Izquierdo RE, Revert C, Lozano G, Hardisson A. El plomo como contaminante alimentario. Rev Toxicol 2004;21:72-80.
42. Reglamento (CE) 1881/2006, de la Comisión, de 19 de diciembre de 2006, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. DOUE L 364 de 20 de diciembre de 2006.
43. Llopis A, Martí P, Morales M. Contaminación de aguas marinas por plomo. En Fundación Mapfre ¿Es el plomo un problema de salud pública en España?. Editorial Mapfre SA. Madrid, 1998.
44. Martínez MJ, Moreno S, Martínez JJ, Moreno J, Guillén JJ, García L. Plomo en suelos: la utilización de mapas de isoconcentración. En Fundación Mapfre ¿Es el plomo un problema de salud pública en España?. Editorial Mapfre SA. Madrid, 1998.
45. Madhavan S, Rosennan R, Shehata T. Lead in soil: recommended maximum permissible levels. Environ Research 1989;49:136-142.
46. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y

- estándares para la declaración de suelos contaminados. B.O.E. número 15 de 18 de enero de 2005.
47. Martínez-García MJ. Contenidos de metales pesados (plomo, cadmio, cobre, zinc) y aluminio en los suelos de Cartagena: su relación con la contaminación. Servicio de publicaciones. Universidad de Murcia. Murcia, 1997.
 48. Decreto de 28 de mayo de 1931 por el que se prohíbe el empleo de cerusa, sulfato de plomo y otros productos que contengan estos pigmentos para pintar el interior de los edificios. Gaceta de Madrid. de 29 de mayo de 1931.
 49. Orden de 11 de diciembre de 1990, por el que se actualiza el Anexo I del real decreto 1406/1989, de 10 de noviembre, por el que se imponen limitaciones a la comercialización y al uso de ciertas sustancias y preparados peligrosos. B.O.E. número 299 de 14 de diciembre de 1990.
 50. Real Decreto 581/2001, de 1 de junio, por el que en determinadas zonas húmedas se prohíbe la tenencia y el uso de municiones que contengan plomo para el ejercicio de la caza y el tiro deportivo. B.O.E. número 143 de 15 de junio de 2001.
 51. Alloway BJ, Ayres DC. Chemical principles of environmental pollution. Blackie Academic and Professional. London, 1997.
 52. Alloway BJ. Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional. London, 1995.
 53. Ferguson J.E. The Heavy Elements : Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergammon Press. Oxford, 1990.
 54. Thornton I. Metals in the Global Environment: Facts and Misconceptions, ICME. Ontario, 1995.
 55. Organización Panamericana de Salud. Plomo. Criterios de Salud Ambiental 3. Organización Panamericana de Salud. Organización Mundial de la Salud. México, 1979.
 56. Peraza MA, Ayala-Fierro F, Barber DS, Casarez E, Rael LT. Effects of micronutrients on metal toxicity. Environ Health Perspect 1998;106 (Suppl 1):203-16.
 57. Smith DR, Osterloh JD, Flegal AR. Use of endogenous, stable lead isotopes to determine release of lead from the skeleton. Environ Health Perspect 1996;104(1):60-6.

58. Garrido F, Hernández-Ávila M, Tamayo J, Albores CA, Aro A, Palazuelos E, Hu H. Relationship of blood and bone lead to menopause and bone mineral density among middle-age women in Mexico city. *Environ Health Perspect* 2003;111(4):631-6.
59. Gulson BL, Mizon KJ, Korsch MJ, Palmer JM, Donnelly JB. Mobilization of lead from human bone tissue during pregnancy and lactation -a summary of long-term research-. *Sci Total Environ* 2003;303(1-2):79-104.
60. Ettinger AS, Tellez-Rojo MM, Amarasiriwardena C, Peterson KE, Schwartz J, Aro A, Hu H, Hernandez-Avila M. Influence of maternal bone lead burden and calcium intake on levels of lead in breast milk over the course of lactation. *Am J Epidemiol* 2006;163(1):48-56.
61. Ettinger AS, Lamadrid-Figueroa H, Tellez-Rojo MM, Mercado-Garcia A, Peterson KE, Schwartz J, Hu H, Hernandez-Avila M. Effect of calcium supplementantation on blood lead levels in pregnancy: a randomized placebo-controlled trial. *Environ Health Perspect* 2009;117(1):26-31.
62. Rabinowitz MB, Wetherill GW, Kopple JD. Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. *J Clin Invest* 1976;58(2):260-70.
63. Baker EL, Folland DS, Taylor TA. Lead poisoning in children of lead workers. Home contamination with industrial dust. *N Engl J Med* 1977;296:207-11.
64. Corey G. Plomo. Serie Vigilancia 8. Centro panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Mexico,1989.
65. Clinical and Laboratory Standards Institute (CLSI). Measurements Procedures for the Determination of Lead concentrations in Blood and urine; Draft Guideline-Second Edition. CLSI document C40 (Draft 2). Wayne, PA: Clinical and Laboratory Standars Institute; 2011.
66. McMichael AJ, Baghurst PA, Robertson EF, Vimpani GV, Wig NR. The Port Pirie cohort study: blood lead concentrations in early childhood *Med J Aust* 1985; 43;91:301-307
67. Needelman HL, Schell A, Bellinger D, Leviton A, Allred E. The long-term effects of exposure to low doses of lead in childhood: an 11-year follow-up report. *N Engl J Med* 1990;322:83-88
68. Landrigan PJ Toxicity of lead at low dose *Br J Ind Med* 1989; 46(9):593-6

69. Bellinger DC. Neuropsychologic function in children exposed to environmental lead. *Epidemiology* 1995;6(2):101-2
70. American Academy of Pediatrics Committee on Environmental Health. Lead Exposure in children: prevention, detection, and management *Pediatrics* 2005;116:1036-46
71. Bellinger DC. Lead. *Pediatrics* 2004;113:1016-22
72. Shober SE, Mirel LB, Graubard BI, Brody DJ, Felgall KM. Blood lead levels and deaths from all causes, cardiovascular disease and cancer: results from the NHANES III Mortality Study. *Environ Health Perspect* 2006; 114(10):1538-41
73. Finkelstein Y, Markowitz ME, Rosen JF. Low-level lead-induced neurotoxicity in children: an update on central nervous system effects. *Brain Research Reviews* 1998;27:168-176.
74. Yuan W, Holland SK, Cecil KM, Dietrich KN, Wessel SD, Altaye M, Hornung RW, Ris MD, Egelhoff JC, Lanphear BP. The impact of early childhood lead exposure on brain organization: a functional magnetic imaging study on language function. 2006;118(3):971-976.
75. Lasky RE, Luck ML, Parikh NA, Laughlin NK. The effects of early lead exposure on the brains of adult rhesus monkeys: a volumetric MRI study. *Toxicol Sci* 2005;85:693-675.
76. Cecil KM, Brubaker CJ, Adler CM, Dietrich KN, Altaye M, Egelhoff JC, Wessel S, Elangovan I, Hornung R, Jarvis K, Lanphear BP (2008). Decreased brain volume in adults with childhood lead exposure. *PLoS Med* 5(5): e112.doi:10.1371/journal.pmed.0050112.
77. Needleman HL. The current status of lead toxicity. *Neurotoxicology*, 1993;14(2-3):161-166.
78. Needleman HL. Lead poisoning. *Annual Review of Medicine* 2004;55:209-222.
79. Gottlieb K, Koehler JR. Blood lead levels in children from lower socioeconomic communities in Denver, Colorado. *Arch Environ Health* 1994;49:260-6.
80. Bernard SM, McGeehin MA. Prevalence of blood lead levels ≥ 5 $\mu\text{g}/\text{dL}$ among US children 1 to 5 years of age and socioeconomic and demographic factors associated with blood lead levels 5 to 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$, Third National

- Health and Nutrition Examination Survey, 1988-1994. *Pediatrics* 2003;112(6):1308-13.
81. Needelman HL. Deficits in psychologic and classroom performance of children with elevated dentine lead levels. *N Engl J Med* 1979;300(13):689-693.
 82. Lidsky T, Schneider JS. Lead neurotoxicity in children: basis mechanisms and clinical correlates. *Brian* 2003;126:5-19.
 83. Schwartz J. Low-level lead exposure and children's IQ: A meta-analysis and search for a threshold. *Environ Res* 1994;65:42-55
 84. Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst, Bellinger DC, Canfield RL, Dietrich N, Bornschein R, Green T, Rothenberg SJ, Needleman HL, Schnaas L, Wasserman G, Graziano J, Roberts R. Low-Level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environ Health Perspect* 2005;113(7):894-899.
 85. Canfield RL, Henderson CR, Cory-Slechta DA, Cox CC, Jusko TA, Lanphear BP. Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 µg/dL. *N Engl J Med* 2003;348(16):1517-26.
 86. Bellinger D, Leviton A, Allred E, Rabinowitz M. Pre- and postnatal lead exposure and behavior problems in school-aged children. *Environ Research* 1994;66:12-30.
 87. Bellinger D, Leviton A, Wateraux C. Lead, IQ and social class. *Int J Epidemiol* 1989;18(1):180-185.
 88. McMichael AJ, Baghurst PA, Vimpani GV, et al. Tooth lead levels and IQ in school-age children: The Port Pirie cohort study. *Am J Epidemiol* 1994;140:489-499.
 89. Fulton M, Raab G, Thomson G, Laxen H, Hunter R, Hepburn W. Influence of blood lead on the ability and attainment of children in Edinburgh. *Lancet* 1987;1:1221-6.
 90. Navas-Acien A, Guallar E, Silbergeld EK, Rothenberg SJ. Lead exposure and cardiovascular disease--a systematic review. *Environ Health Perspect* 2007;115(3):472-82.
 91. Nawrot TS, Thijs L, Den Hond EM, Roels HA, Staessen JA. An epidemiological re-appraisal of the association between blood pressure and blood lead: a meta-analysis. *J Hum Hypertens* 2002;16(2):123-31.

92. Menke A, Muntner P, Batuman V, Silbergeld EK, Guallar E. Blood lead below 0.48 micromol/L (10 microg/dL) and mortality among US adults. *Circulation* 2006;114(13):1388-94.
93. Factor-Litvak P, Kline JK, Popovac D, Hadzizaljevic S, Lekic V, Preteni-Reshepi E, Capuni-Paracka S, Graziano J. Blood lead and blood pressure in young children. *Epidemiology* 1996;7:633-637.
94. Gump BB, Stewart P, Reihman J, Lonky E, Darvill T, Matthews KA, Parson PJ. Prenatal and early childhood blood lead levels and cardiovascular functioning in 9 ½ year old children. *Neurotoxicology nad Teratology* 2005;27:655-665.
95. Luma GB, Spiotta RT. Hipertensión in children and adolescents. *American Family Physician* 2006;73(9):1558-1568.
96. Altman L, Sveinsson K, Kramer U, Weishoff-Houben M, Turfeld M, Winneke G, et al. Visual functions in 6-year old children in relation to lead and mercury levels. *Neurotoxicol Teratol* 1998;20:9-17.
97. Rothenberg SJ, Schnaas L, Perroni E, Hernández RM, Martínez S, Hernández C. Pre and postnatal lead affect on head circumference: a case for critical periods. *Neurotoxicol Teratol* 1999;21:1-11.
98. Selevan SG, Rice DC, Hogan KA, Euling SY, Pfahles-Hutchens A, Bethel J. Blood lead concentration and delayed puberty in girls. *N Engl J Med* 2003;348:1527-36.
99. Gemmel A, Tavares M, Alperin S, Soncini J Daniel D, Dunn J, et al. Blood lead level and dental caries in school-age children. *Environ Heath Perspect* 2002;110:A625-A630.
100. Fadowski JJ, Navas-Acien N, Téllez-Plaza M, Guallar E, Weaver VM, Furth SL. Blood lead level and kidney function in US adolescents. *Arch Intern Med* 2010;170(1):75-82.
101. Garza A, Chávez H, Vega R, Soto E. Mecanismos celulares y moleculares de la neurotoxicidad por plomo. *Salud Mental* 2005;28(2):48-5.
102. Vaziri ND. Mechanisms of lead-induced hypertension and cardiovascular disease. *Am J Physiol Heart Circ Physiol* 2008;295(2):H454-H465.
103. Gurer H, Ercal N. Can antioxidants be beneficial in the treatment of lead poisoning? *Free Radic Biol Med* 2000;29(10):927-45.
104. World Health Organization. *Our planet, our health*. WHO. Geneve, 1993

105. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Public Health Assessment Guidance Manual (Update). ATSDR. Atlanta, Ga 2005
106. World Health Organization, European Union. European Environment and Health Information System (ENHIS). WHO. Bilthoven, 2002.
107. Pedraza J. Memoria del mapa fisiográfico de Madrid. Comunidad de Madrid. Madrid, 1986
108. Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid. Anuario estadístico de la Comunidad de Madrid 2008. IECM. Madrid, 2008
109. Canal de Isabel II. Informe de gestión del agua. Canal de Isabel II. Madrid, 2008
110. Instituto Nacional de Estadística. Censos de población 1960-2001 y padrón municipal de habitantes 2008. INE. Madrid, 2008
111. Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid. Anuario Estadístico de la Comunidad de Madrid. 1985-2010. IECM. Madrid, 2010
112. Instituto Nacional de Estadística. Encuesta Nacional de Inmigrantes 2007: una monografía. INE. Madrid, 2009
113. García JL. Estructura económica de la Comunidad de Madrid 3ª edición. Consejería de Economía y Hacienda. Madrid, 2006
114. Terradas J. Biografía del mundo. Editorial Destino. Barcelona, 2006.
115. Consejería de Economía e Innovación Tecnológica. Plan energético de la Comunidad de Madrid 2004-2012. Consejería de Economía e Innovación Tecnológica. Madrid, 2003
116. Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid. Atlas de la movilidad residencia-trabajo en la Comunidad de Madrid, 2010. IECM. Madrid, 2010.
117. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. La alimentación en España. 2004. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 2006
118. Bardón R; Belmonte S, Fúster F, Limia A, Marino E, Mendoza C, et al. La alimentación en la Comunidad de Madrid. Documentos Técnicos de Salud Pública 115. Dirección General de Salud Pública y Alimentación. Madrid, 2007.
119. Boletín Informativo del Observatorio de Alimentación de la Comunidad de Madrid. Diagnóstico de situación 2008. Dirección General de Salud Pública y Alimentación. Madrid, 2008.

120. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Panel de consumo alimentario. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Madrid, 2009.
121. Instituto Nacional de Estadística. Encuesta sobre el suministro y saneamiento del agua. INE. Madrid, 2007.
122. Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid. Encuesta sobre recogida y tratamiento de residuos urbanos. Disponible en : <http://www.madrid.org/iestadis/fijas/estructu/sociales/descarga/residuosurbanos.xls>. [Visitado en mayo de 2010]
123. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Directiva 91/271 del Consejo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
124. Boletín Oficial del Estado. Resolución de 28 de abril de 1995 de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales. B.O.E., nº 113, de 12 de mayo.
125. Consejería de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda. Plan Regional de Suelos Contaminados (2006-2016). Consejería de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda. Madrid, 2005.
126. Vázquez ML, Ordóñez-Iriarte JM, Aparicio-Madre MI. Niveles de plomo en sangre de los niños de la corona metropolitana de Madrid. Gac Sanit 1998;12(5):216-22.
127. Cascales I. Estudio epidemiológico de la plumbemia en la población infantil de la Región de Murcia. Tesis Doctoral. Servicio de publicaciones. Universidad de Murcia. Murcia. Murcia, 1991.
128. Fergusson DM, Horwood J, Lysnkey MT. Early dentine lead levels and subsequent cognitive and behavioural development. J Child Psychol Psychiat 1993;34(2):215-227.
129. Second National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Department of Health and Human Services. Atlanta, Ga, 2003.
130. Ley Orgánica 15/1999 de Protección de Datos de Carácter Personal, del 13 de diciembre. B. O. E., nº 298 de 14/12/99.
131. Segura A, Martín A. Prevención en la práctica clínica desde la perspectiva de la salud pública y la atención primaria de salud. En J. del Llano, V Ortún,

- JM Martín, J Millán, J Gené Editores. Gestión sanitaria. Innovaciones y desafíos. Editorial Masson. Barcelona, 1998.
132. Hutton G Economic evaluation of Environmental Health interventions to support decision making. *Environmental Health Insights* 2008;2:137-55.
 133. Hutton G Considerations in evaluating the cost-effectiveness of environmental health interventions. Sustainable Development and Healthy Environments Cluster. WHO/SDE/WSH/00.10. Geneve, 2000.
 134. Shrestha, R., Marseille, E., Kahn, J., Lule, J., Pitter, C., Blandford, J. et al. Cost-effectiveness of home-based chlorination and safe water storage in reducing diarrhea among HIV-affected households in rural Uganda. *American Journal of Hygiene and Tropical Medicine* 2006;74:884–90.
 135. Mugarra I, Cabasés JM. Análisis coste-beneficio del Programa de detección precoz de enfermedades metabólicas en la Comunidad Autónoma Vasca. *Gac Sant* 1990;4:140-44.
 136. Delange F, Illi GR, Rochicciopli P; Broca JB. Progress Report 1980 on neonatal thyroid screening in Europe. *Acta Paediatr Scan* 1981;70:1-2.
 137. Fisher DA. Detección de hipotiroidismo en neonatos. En: *Clínicas pediátricas de Norteamérica. Simposio sobre genética médica* 1978;3:423-30.
 138. Schwartz J. Societal benefits of reducing lead exposure. *Environ Res* 1994;66:105-24
 139. Salkever DS. Updated estimates of earnings benefits from reduced exposure of children to environmental health. *Environ Res* 1995;70:1-6.
 140. Gould E. Childhood lead poisoning: Conservative estimates of the social and economic benefits of lead hazard control. *Environ Health Perspect* 2009;117:1162-67.
 141. Pichery C, Bellanger M, Zmirou-Navier D, Glorennec P, Hartemann P, Grandjean P. Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control. *Environ Health* 2011;10 (44):1-12.
 142. Kemper AR, Bordley WC, Downs SM. Cost-effectiveness analysis of lead poisoning screening strategies following the 1997 guidelines of the Centers for Diseases Control and Prevention. *Arch Pediatr Adolesc Med* 1998;152:1202-08.

143. Korfmacher KS. Long-term costs of lead poisoning: How much can New York save by stopping lead?. Working paper: Environmental Health Sciences Center. University of Rochester. Disponible en URL <http://www.lead-safeillinois.org/uploads/documents/FactSheetSavingstocommunity.pdf> [visitado en febrero de 2011]
144. Braun JM, Kahn RS, Freohlick T, Auinger P, Lanphear BP. Exposures to environmental toxicants and attention deficit hyperactivity disorder in children. *Environ Health Perspect* 2006;114:1904-9.
145. Needleman HL, Riess JA, Tobin MJ, Biesecker GE, Greenhouse JB. Bone lead levels and delinquent behaviour. *J Am Med Assoc* 1996;275:363-69.
146. Wright JP, Dietrich KN, Douglas RM, Hornung RW, Wessel SD, Lanphear BP, et al. Association of prenatal and childhood blood lead concentrations with criminal arrests in early adulthood. *PLoS Med.* 2008 May 27;5(5):e101.
147. Nevin R, Jacobs DE, Berg M, Cohen J. Monetary benefits of preventing childhood lead poisoning with lead-safe windows replacement. *Environ Res* 2008;106:410-19.
148. Nevin R. Understanding international crime trends: the legacy of preschool lead exposure. *Environ Res* 2006;104:315-36.
149. Strömberg U, Schütz A, Skerfving S. Substantial decrease of blood lead in Swedish children, 1978-94, associated with petrol lead. *Occup Environ Med* 1995;52:764-69.
150. Centers for Disease Control and Prevention. Update; blood lead levels- United States, 1991-1994. *Morb Mortal Wkly Rep* 2001;50:45745-45749.
151. Schwemberger JG, Mosby JE, Doa MJ, Jacobs DE, Ashley PJ, Brody DJ, Brown MJ, Jones RL, Moma D. Blood lead levels- United States, 1999-2002. *Morb Mortal Wkly Rep* 2005;54(20):513-16.
152. Environmental Health Information System (ENHIS). Evaluation of the indicators. Available at http://www.enhis.org/object_document/o4738n27387.html [Visitado en septiembre de 2010].
153. Guillén A, García-Marcos L, Íñiguez JC, Pérez JJ, Cascales I. Plomo y salud infantil. *An Esp Pediatr* 1993;10:97-100.
154. Redondo MJ, Álvarez FJ. An unknown risk group of lead poisoning: The gipsy children. *Eur J Pediatr* 1995;154:197-200.

155. Cambra K, Alonso E. Blood lead levels in 2-to 3-years-old children in the greater Bilbao Area (Basque Country, Spain): relation to dust and water lead levels. *Arch Environ Health* 1995;50:362-366.
156. Calvo C, Matamala J, Carreño P, Alabañil L. Niveles de plomo en sangre en una población de Fielabrada (Madrid). *Med Clin* 1997;108:436-40.
157. González-Estecha M. Estudio de elementos traza y variables congintivas en niños en edad escolar. Tesis doctoral. Madrid: Universidad Complutense de Madrid, 1995.
158. García-Algar O, Elizari MJ, Carné E, Valero A, Vall O. Niveles sanguíneos de plomo en niños de un barrio de Barcelona. *Ann Pediatr* 2003;59(5):500-506.
159. Otero A, Mora B, Cao M, Rodríguez L. Epidemiología de la intoxicación por plomo de agua domiciliaria y saturnismo. Valoración de parámetros para el estudio de poblaciones. *Rev San Hig Púb* 1987;61:799-810.
160. Rivas JV, Rivas FM, Crespo M. Epidemiología del saturnismo infantil en Asturias. *An Esp Pediatr* 1993;38:390-93.
161. Pérez-Gómez B, Pollán M, Fernández M, Iriso A, García JF, de Paz C, et al. Metales pesados en sangre de cordón umbilical en dos áreas sanitarias de la Comunidad de Madrid. *Gac Sanit* 2005;19(Supl1):11-149
162. Llop S, Aguinagalde X, Vioque J, Ibarlucea J, Guxens M, Casas M, Murcia M, Ruiz M, Amurrio A, et al. Prenatal exposure to lead in Spain: Cord blood levels and associated factors. *Sci Total Environ* 2011;409:2298-2305.
163. Minister of Health. Health Canada. Report on human biomonitoring of environmental chemicals in Canada. Results of the Canadian Health Measures Survey Cycle 1 (2007-2009). Available at <http://www.healthcanada.gc.ca>. [Visitado en marzo de 2011]
164. Boseila SA, Gabr AA, Hakim IA. Blood lead levels in egyptian children: influence of social and environmental factors. *A J Public Health* 2004;94(1):47-49.
165. Espinoza R, Hernández-Ávila M, Narciso J, Castañaga C, Moscoso S, Ortiz G, Carvajal L, Wegner S, Noonan G. Determinants of blood-lead levels in children in Callao and Lima metropolitana area. *Salud pública Mex* 2003; 45 supl 2:S209-219.

166. Romieu I, Carreon T, López L, Palazuelos E, Rios C, Manuel Y, Hernández-Ávila M. Environmental urban lead exposure and blood lead levels in children of Mexico city. *Environ Health Perspect* 1995;103(11):1036-1040.
167. Jain NB, Hu H. Childhood correlatos of blood lead levels in Mumbai and Delphi. *Environ Health Perspect* 2006;114(3):466-470.
168. Kadir MM, Kinstensen S, Fatmi Z, Sathiakumar N. Status of children's blooded lead levels in Pakistan: Implications for research and policy. *Public Health* 2008;122:708-715.
169. World Health Organization. Senegal: Outbreak of lead intoxication in Thiaroye sur Mer, 20 June 2008. Disponible en http://www.who.int/environmental_health_emergencies/events/Lead%20intoxication%20in%20Senegal%20-20Mission%20executive%20summary%20EN1.pdf. [Visitado en febrero de 2011].
170. Landrigan PJ. Pediatric lead poisoning: is there a threshold?. *Public Health Rep* 2000;115:530-31.
171. Bernard S. Should the Centres for Disease Control and Prevention's childhood lead poisoning intervention level be lowered?. *Am J Public Health* 2003;93:1253-1260.
172. Brody DJ, Pirkle JL, Kramer RA, Fregal KM, Matte MT, Gunter EW. Blood lead levels in the population. Phase I of the Third National Health and Nutritional Examination Survey (NHANES III, 1988 to 1991). *JAMA* 1994;272:277-82.
173. President's Task Force on Environmental Health Risks and Safety Risks to Children. Eliminating Childhood lead poisoning: A federal Strategy Targeting Lead Paint Hazards. Washington DC:2000. Available at: <http://hud.gov/utilities/intercept./cfm?/offices/lead/reports/fedstrategy2000.pdf>. [Visitado en septiembre de 2010].
174. Riddell TJ, Solon O, Quimbo SA, Tan CMC, Butrick E, Peabody JW. Elevated blood-lead levels among children living in the rural Philippines. *Bulletin of the World Health Organization* 2007;85(9):690-696.
175. Vahter M, Akesson A, Lidén C, Ceccatelli S, Berglund M. Gender differences in the disposition and toxicity of metals. *Environ Res* 2007;104:85-95.

176. Stromberg U, Lundh T, Schutz A, Skerfving S. Yearly measurements of blood lead in Swedish children since 1978: an update focusing on the petrol lead free period 1995-2001. *Occup Environ Med* 2003;60:370-372.
177. Jones RL, Homa DM, Meyer PA, Brody DJ, Caldwell KL, Pirkle JL, Brown MJ. Trends in blood lead levels and blood lead testing among US children aged 1 to 5 years 1988-2004. *Pediatrics* 2009;123(3):e376-e385.
178. Bellinger DC, Leviton A, Rabinowitz MB, Needleman HL, Wateraux C. Correlates of low-level lead exposure in urban children at 2 years of age. *Pediatrics* 1986;77:826-833.
179. Cohen DJ, Johnson WT, Caparulo BK. Pica and elevated blood lead level in autistic and atypical children. *Am J Dis Chil* 1976;130:47-48.
180. Shannon M, Graef JW. Lead intoxication in children with pervasive developmental disorders. *J Toxicol Clin Toxicol* 1996;34:177-181.
181. Stark A, Quah RF, Meigs JW, Delouise ER. Relationship of sociodemographic factors to blood lead concentrations in New Haven children. *J Epidemiol Community Health* 1982;36(2):133-139.
182. Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention. Interpreting and managing blood lead levels < 10 µg/dL in children and reducing childhood exposures to lead: Recommendations of CDC's advisory Committee on childhood lead poisoning prevention. *MMWR* 2007;2(56):1-15.
183. U.S. Environmental Protection Agency. Seasonal rhythms of blood-lead levels: Boston, 1979-1983. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, 1995. Publication EPA 747-R-94-003.
184. U.S. Environmental Protection Agency. Seasonal trends in blood lead levels in Milwaukee: statistical methodology. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, 1996. Publication EPA 747-R-95-010.
185. Mannino DM, Homa DM, Matte T, Hernández-Ávila M. Active and passive smoking and blood lead levels in U.S. adults: data from the Third National Health Examination Survey. *Nicotine Tob Res* 2005;7(4):557-564.
186. Ordóñez-Iriarte JM, Aparicio-Madre MI. Relación entre el tráfico en los domicilios habituales y los niveles de plomo en sangre en madres en el momento del parto en la ciudad de Madrid. *Gac Sanit* 1996;10 Supl 2:75.

187. Berny PJ, Côté LM, Buck WB. Relationship between soil lead, dust lead and blood lead concentrations in pets and their owners: evaluation of soil lead threshold values. *Environ Res* 1994;67(1):84-97.
188. García P. Acumulación de casos de saturnismo en dos poblaciones de Extremadura. *Rev Adm Sanit* 2006;4(3):465-480.
189. Scottish Center for Infection and Environmental Health. Scottish new homes lead survey. Stage 2. Disponible en <http://www.hps.scot.nhs.uk/enviro/wrdetail.aspx?id=20881&wrtype=9>. [Visitado en marzo de 2011].
190. United States Government Accountability Office. Lead in tap water : CDC Public health communications need improvement. GAO, march, 2001, Washington. Disponible en <http://www.gao.gov/products/GAO-11-279>. [Visitado en junio de 2011]
191. Institut de Veille Sanitaire. Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant. Disponible en www.invs.sante.fr/publications/2006/guide_saturnisme_enfant/. [Visitado en septiembre de 2010].
192. Valera J, Cambra K, Onaindía C, Zaldúa I. Estudio "Cesión de plomo procedente de instalaciones de fontanería en centros escolares de la Comunidad Autónoma del País Vasco". *Gac Sanit* 2010;24(6):460-65.
193. Leroy P. Revue des méthodes de traitements d'eau utilisables pour reduire la solubilité du plomb et la corrosivité de l'eau. *Recommandations françaises*. Disponible en www.ceocor.lu/ [Visitado en octubre de 2010].
194. Bois FY, Tozer TN, Zeise L, Benet LZ. Application of clearance concepts to the assessment of exposure to lead in drinking water- *AJPH* 1989;79(7):827-831.
195. Orlando P, Perdelli F, Cristina ML, Oberto C, Viglione D, Palmieri S, Vari A, di Bello F. Blood lead levels in shopkeepers and car traffic pollution in Liguria (Italy). *European Journal of Epidemiology* 1994;10:381-385.
196. Romieu I, Palazuelos E, Meneses F, Hernández-Ávila M. Vehicular traffic as a determinant of blood lead levels in children: A pilot study in México city. *Arc Environ Health* 1992;47:246-49.

197. Yang T, Wu TN, Hsu SW, Lai CH, Ko KN, Liou SH. Blood lead levels of primary-school children in Penghu County, Taiwan: distribution and influencing factors. *Int Arch Occup Environ Health* 2002;75:528-534.
198. Tong S, von Schirnding YE, Prapamontol T. Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. *Bull World Health Organ* 2000;78(9):1068-1077.
199. Lanphear BP, Dietrich K, Auinger P, Cox C. Cognitive deficits associated with blood lead concentration less than 10 µg/dL in US children and adolescents. *Public Health Rep* 2000;115:521-29.
200. Tellez-Rojo MM, Bellinger DC, Arroyo-Quiroz C, Lamadrid-Figueroa H, Mercado-García A, Schnaas-Arrieta L, Hernández-Ávila M, Hu H. Longitudinal associations between blood lead concentrations lower than 10 µg/dL and neurobehavioral development in environmentally exposed children in Mexico city. *Pediatrics* 2006;118(2):323-330
201. Min JY, Min KB, Cho SI, Kim R, Sakong J, Paek D. Neurobehavioral function in children with low blood concentrations. *Neurotoxicol* 2006;28(2):421-425.
202. Chiodo LM, Covington C, Sokol RJ, Hannigan JH, Ager J, Greewald M, Delaney-Black V. Blood lead levels and specific attention effects in young children. *Neurotoxicol Teratol* 2004;29(5):538-546.
203. Braun JM, Kahn RS, Froehlich T, Auinger P, Lanphear BP. Exposures to environmental toxicant and attention deficit hyperactivity disorder in U.S. children. *Environ Health Perspect* 2006;114(12):1904-1909.
204. Schnaas L, Rotenberg SJ, Flores MF, Martínez S, Hernández C, Osorio E, Ruiz-Velasco S, Perroni E. Reduced intellectual development in children with prenatal lead exposure. *Environ Health Perspect* 2006;114(5):791-797 doi:10.1289/ehp.8552.
205. Hu H, Tellez-Rojo MM, Bellinger D, Ettinger AS, Lamadrid-Figueroa H, Schwartz J, Schnaas L, Mercado-García A, Hernández-Ávila M, Fetal lead exposure at each stage of pregnancy as a predictor on infant mental development. *Environ Health Perspect* 2006;114(11);1730-1735.
206. Koller K, Brown T, Spurgeon A, Levy L. Recent developments in low-level lead exposure and intellectual impairment in children. *Environ Health Perspect* 2004;112(9):987-994.

207. Aparicio MI, Ordóñez JM. Niveles de plumbemia e intensidades medias diarias de tráfico en domicilios de mujeres al parto en la ciudad de Madrid. En Fundación Mapfre ¿Es el plomo un problema de salud pública en España?. Editorial Mapfre SA. Madrid, 1998.
208. Chen A, Dietrich KN, Ware JH, Radcliffe J, Rogan WJ. IQ and blood lead from 2 to 7 years of age: Are the effects in older children the residual of high blood lead concentration in 2-year-olds?. *Environ Health Perspect* 2005;113(5):597-561.
209. Emory E, Ansari Z, Pattillo R, Archibold E, Chevalier J. Maternal blood lead effects non infant intelligence at age 7 months. *Am J Obstet Gynecol* 2003;188(4):S26-32.
210. Shih RA, Hu H, Weisskopf MG, Schwartz BS. Cumulative lead dose and cognitive function in adults: A review of studies that measures both blood lead and bone lead. *Environ Health Perspect* 2007;117(3):483-492.
211. Payton M, Riggs KM, Spiro A, Weiss ST, Hu H. Relations of bone and blood lead to cognitive function: The VA normative aging study. *Neurotoxicol Teratol* 1998;20(1):19-27.
212. Surkan PJ, Zhang A, Trachtenberg F, Daniel DB, McKinlay S, Bellinger DC. Neuropsychological function in children with blood lead levels < 10 µg/dL. *Neuro Toxicology* 2007;28(6):1170-1177.
213. Fergusson DM, Horwood J, Lynskey MT. Early dentine lead levels and subsequent cognitive and behavioural development. *J Child Psychol Psychiat* 1993;34(2):215-227.
214. Silva PA, Hughes P, Williams S, Fard JM. Blood lead, intelligence, reading, attainment and behaviour in eleven year old children in Dunedin, New Zealand. *J Child Psychol Psychiat* 1988;29(1):43-52.
215. Tuthill RW. Hair lead levels related to children's classroom attention-deficit behaviour. *Arch Environ Health* 1996;51(3):214-220.
216. Barbosa T, Tanus-Santos JE, Gerlach RF, Parsons JA. Critical review of biomarkers used for monitoring human exposure to lead: advantages, limitations and future needs. *Environ Health Perspect* 2005;113(12):1669-1674
217. Stone BM, Reynolds CR. Can the National Health and Nutrition Examination Survey III (NHANES III) data help resolve the controversy over low blood

lead levels and neuropsychological development in children?. Arch Clin Neurol 2003;18:219-224.

VIII.- ANEXOS

ANEXO I
ENCUESTA DE PADRES 1995



ESTUDIO DE PLOMO EN NIÑOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID

CODIGO NUMÉRICO: |__|__|__|||__|__|

NORMAS PARA RELLENAR LA ENCUESTA: ¡¡¡LEA ATENTAMENTE!!!

- LEA DESPACIO, LLEGANDO AL FINAL DE CADA PREGUNTA ANTES DE ESCOGER LA RESPUESTA.
- SEÑALE CON UNA CRUZ O SEÑAL (X,_) EN LOS RECUADROS RESERVADOS PARA ANOTAR LAS CONTESTACIONES.
- SEÑALE SOLO 1 RESPUESTA PARA CADA UNA DE LAS PREGUNTAS, LA QUE MÁS SE APROXIME A SU CASO.
- NO DEJE SIN CONTESTAR NINGUNA PREGUNTA, SOLO TARDARA UNOS POCOS MINUTOS.

A.- DATOS DEL NIÑO/NIÑA:

- A1- FECHA DE NACIMIENTO:** DIA:|__| MES:|_____| AÑO:|____|
- A2- ¿ASISTIÓ A ALGÚN TIPO DE GUARDERÍA O COLEGIO DE PREESCOLAR?:**.....SI|__|(1).....NO|__|(2)
- A3- Si ha contestado SI, escriba durante cuantos años asistió a ese tipo de escuela o colegio:**Nº AÑOS|____|
- A4- ¿SU HIJO(A) TIENE O HA TENIDO LA COSTUMBRE DE MORDERSE LAS UÑAS?**SI:|__|(1) NO:|__|(2)
- A5- ¿SE CHUPABA O CHUPA AUN ALGÚN DEDO (Sobre todo el pulgar)?**SI:|__|(1) NO:|__|(2)
- A6- ¿MORDIA O MUERDE MUCHO LOS OBJETOS O SE LOS LLEVÁ A LA BOCA?**SI:|__|(1) NO:|__|(2)
- A7- FUERA DEL COLEGIO, ¿EN CUÁL DE ESTOS LUGARES ES DÓNDE JUEGA MÁS EL NIÑO(A)?** (Recuerde, sólo uno):
- EN EL INTERIOR DE CASA|__|(1)
 - EN LA CALLE, EN EL PARQUE DEL BARRIO O DE LA VIVIENDA|__|(2)

B.- DATOS DE LOS PADRES O TUTORES DEL NIÑO/A:

- | | PADRE
(TUTOR) | MADRE
(TUTORA) |
|---|------------------|-------------------|
| B1- EDAD (En años): | __ | __ |
| B2- ESTUDIOS REALIZADOS (Anoté el nivel de estudios más alto alcanzado) | | |
| - SIN ESCOLARIZACIÓN O CON E.G.B. INCOMPLETA..... | __ (1) | __ (1) |
| - GRADUADO ESCOLAR, E.G.B. COMPLETA, BACHILLER ELEMENTAL Y/O FORMACIÓN PROFESIONAL DE 1º GRADO..... | __ (2) | __ (2) |
| - BACHILLER SUPERIOR, COU Y/O FORMACIÓN PROFESIONAL DE 2º GRADO..... | __ (3) | __ (3) |
| - UNIVERSITARIO (GRADO TÉCNICO O SUPERIOR) | __ (4) | __ (4) |

B3- LA SITUACIÓN LABORAL ACTUAL ES:

- | | PADRE | MADRE |
|--|--------|--------|
| - TRABAJO NORMAL | __ (1) | __ (1) |
| - EN PARO, INVALIDEZ O JUBILACIÓN..... | __ (2) | __ (2) |
| - LABORES DE CASA: | __ (3) | __ (3) |

B4-TIPO O CLASE DE TRABAJO (ESCRIBA BREVEMENTE EL NOMBRE DEL PUESTO DE TRABAJO). EN CASO DE PARO, INVALIDEZ O JUBILACIÓN, ANOTE EL ÚLTIMO EMPLEO QUE TUVO O AQUEL PARA EL CUAL SE ENCUENTRA CAPACITADO (Ejemplo: Conductor(a) de autobús, auxiliar de clínica, arquitecto(a), dependiente de textil, jefe(a) de personal, cocinero(a), oficial mecánico, programador(a) de informática, etc.).

- PADRE (TUTOR) _____

- MADRE (TUTORA) _____

Sigue a la vuelta 

B5- SI AHORA ESTÁ TRABAJANDO NORMALMENTE, SEÑALE EL TIPO DE EMPRESA

	PADRE	MADRE (TUTOR)	(TUTORA)
EN LA QUE TRABAJA; SI NO TRABAJA, DEJE EN BLANCO:			
- AGRICULTURA Y GANADERÍA	_	_	_
- CONSTRUCCIÓN	_	_	_
- SIDERURGIA Y METALES	_	_	_
- MANUFACTURAS Y SERVICIOS (incluye funcionarios)	_	_	_
- TRANSPORTE, CARBURANTES Y ENERGÍA.....	_	_	_
- PRODUCTOS QUÍMICOS.....	_	_	_
- LABORES DE HOGAR.....	_	_	_
- OTROS.....	_	_	_

B6- CONSUMO DE TABACO:

	PADRE	MADRE
- NO FUMA, NI HA FUMADO NUNCA.....	_	_
- DE 1 A 10 CIGARRILLOS POR DÍA	_	_
- MAS DE 10 CIGARRILLOS POR DÍA	_	_
- YA NO FUMA (EXFUMADOR).....	_	_

C.- DATOS DEL MEDIO AMBIENTE Y DE LA VIVIENDA HABITUAL DEL NIÑO/A:

C1- ¿HACE CUÁNTOS AÑOS FUÉ CONSTRUIDA LA VIVIENDA QUE OCUPAN ACTUALMENTE?: (De forma aproximada):

- MENOS DE 5 AÑOS |_|
- ENTRE 5 Y 9 AÑOS |_|
- ENTRE 10 Y 14 AÑOS |_|
- ENTRE 15 Y 19 AÑOS |_|
- ENTRE 20 Y 29 AÑOS |_|
- ENTRE 30 Y 50 AÑOS |_|
- MÁS DE 50 AÑOS |_|
- DESCONOCIDO |_|

C2- ¿DESDE HACE CUÁNTO TIEMPO OCUPAN LA VIVIENDA ACTUAL?:

- MENOS DE 1 AÑO |_|
- ENTRE 1 Y 2 AÑOS |_|
- ENTRE 3 Y 4 AÑOS |_|
- ENTRE 5 Y 6 AÑOS |_|
- ENTRE 7 Y 8 AÑOS |_|
- ENTRE 9 Y 10 AÑOS |_|
- MÁS 10 AÑOS |_|

C3- ¿HAN PINTADO EN LOS ÚLTIMOS 5 AÑOS PARTES IMPORTANTES DE LA VIVIENDA?

Entienda por partes importantes aquellas que abarcaron al menos 1-2 habitaciones, o varias puertas/ventanas: SI |_| NO |_|

C4- EL AGUA QUE NORMALMENTE USA EL NIÑO(A) PARA BEBER ES:

- LA DEL GRIFO |_|
- EMBOTELLADA..... |_|
- SUELE BEBER GASEOSA O BEBIDAS PARECIDAS..... |_|

C5- ¿TIENEN EN CASA PERRO(S)? SI: |_| NO: |_|

C6- ¿TIENEN GATO(S)?..... SI: |_| NO: |_|

C7- ¿TIENEN OTRO TIPO DE ANIMALES, COMO PECES, TORTUGAS, PAJAROS, ETC? SI: |_| NO: |_|

D.- OTROS DATOS.-

D1- Si conocemos la estatura de los padres podremos valorar el desarrollo físico de los niños; por favor, trate de ser lo más exacto posible.

- Estatura del padre.....|_|
- Estatura de la madre.....|_|

D2- Por último, y con el sólo propósito de conocer las zonas de Madrid con más o menos contaminación por Plomo, necesitamos saber el domicilio habitual del niño(a)

- Domicilio: |_|, Localidad: |_|

MUCHAS GRACIAS POR RELLENAR LA ENCUESTA CON SINCERIDAD, DE ELLO DEPENDE QUE EL ESFUERZO DESPLEGADO SEA CORRECTAMENTE APROVECHADO. ROGAMOS LE DÉ ÚN REPASO PARA VER SI HA COMETIDO ALGUN ERROR, COMO PONER LA CRUZ EN LUGAR EQUIVOCADO, SEÑALAR 2 RESPUESTAS A UNA PREGUNTA, ETC., O SI SE HA SALTADO ALGUNA PREGUNTA SIN CONTESTAR.

ANEXO II
ENCUESTA PROFESORES 1995

ESTUDIO DE PLOMO EN ESCOLARES DE LA C.M. FICHA DEL PROFESOR

NIÑO(A)(NOMBRE Y APELLIDOS): _____

COLEGIO: _____ | _____ | _____ | _____ | NUMERO: | _____ | _____ |

INSTRUCCIONES DE CUMPLIMENTACION

- CUMPLIMENTE ESTOS DATOS PARA CADA NIÑO EN BASE A SU EXPERIENCIA Y AL NIVEL MEDIO QUE NORMALMENTE OBSERVA EN LOS NIÑOS DE SU EDAD.

- CONSIDERE LAS RESPUESTAS EN ESCALA ORDINAL, REPRESENTANDO EL VALOR CENTRAL LO QUE UD. CONSIDERE COMO "MEDIO" O "NORMAL" PARA ESA PREGUNTA, Y LOS VALORES A AMBOS LADOS, PELDAÑOS HACIA LOS VALORES EXTREMOS.

- CUMPLIMENTE SOLO UNA CASILLA PARA CADA ITEM SOLICITADO, PUEDE CORREGIR SI CONSIDERA QUE ES NECESARIO.

A.- VALORACION DE LA ATENCION Y ACTIVIDAD:

	NUNCA	POCAS VECES	NORMAL	MUCHAS VECES	SIEMPRE
A1- ¿SUELE EL NIÑO(A) FINALIZAR LAS TAREAS QUE INICIA?.....	_	_	_	_	_
A2- ¿SE DISTRAE CON FACILIDAD?.....	_	_	_	_	_
A3- ¿TIENE PROBLEMAS PARA PERMANECER QUIETO CUANDO ESTA SENTADO?.....	_	_	_	_	_
A4- ¿SUELE PRESENTAR UNA CONDUCTA MUY INQUIETA Y DESASOSEGADA?	_	_	_	_	_

B.- VALORACION ACADEMICA:

	MINIMO				MAXIMO
	1	2	3	4	5
B1- COMPRENSION DE LECTURA:	_	_	_	_	_
B2- EXPRESION ORAL:	_	_	_	_	_
B3- ESCRITURA:	_	_	_	_	_
B4- MATEMATICAS:	_	_	_	_	_

ANEXO III
FICHA RECOGIDA DATOS CLÍNICOS 1995

ANEXO IV
ENCUESTA DE PADRES 2010

ENCUESTA DE RECOGIDA DE INFORMACIÓN ESTUDIO DE PLOMO Y MERCURIO EN NIÑOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID

CODIGO NUMÉRICO:

NORMAS:

- SEÑALE CON UNA CRUZ O SEÑAL (X, Y) EN LOS RECUADROS RESERVADOS PARA LAS CONTESTACIONES.
- SEÑALE SOLO 1 RESPUESTA PARA CADA UNA DE LAS PREGUNTAS, LA QUE MÁS SE APROXIME AL CASO.

A.- DATOS DEL NIÑO/NIÑA:

A1- FECHA DE NACIMIENTO: DIA: MES: AÑO:

A1a-Si el niño nació en el extranjero, anote esta información: - País de nacimiento:
- Tiempo de residencia en España (en años):

A2- ¿EL NIÑO(A) TIENE O HA TENIDO LA COSTUMBRE DE MORDERSE LAS UÑAS?..... SI: ⁽¹⁾ NO: ⁽²⁾

A3- ¿SE CHUPABA O CHUPA AÚN ALGÚN DEDO (Sobre todo el pulgar)? SI: ⁽¹⁾ NO: ⁽²⁾

A4- ¿MORDÍA O MUERDE MUCHO LOS OBJETOS, O SE LOS LLEVA O LLEVABA A LA BOCA?..... SI: ⁽¹⁾
NO: ⁽²⁾

A5- FUERA DEL COLEGIO, ¿DÓNDE JUEGA MÁS EL NIÑO(A)? (Recuerde, marque sólo un lugar, el más habitual):

- EN EL INTERIOR DE CASA..... ⁽¹⁾
- EN LA CALLE, EN EL PARQUE DEL BARRIO O DE LA VIVIENDA ⁽²⁾

B.- DATOS DE LOS PADRES O TUTORES DEL NIÑO/A:..... PADRE MADRE
(TUTOR) (TUTORA)

B1- EDAD (En años):

B2- ESTUDIOS REALIZADOS (Anote el nivel de estudios más alto alcanzado)

- SIN ESCOLARIZACIÓN O CON E.G.B. INCOMPLETA ⁽¹⁾..... ⁽¹⁾
- GRAD. ESCOLAR, EGB, BACH. ELEMENTAL Y/O FORMACIÓN PROF. DE 1º GRADO..... ⁽²⁾..... ⁽²⁾
- BACH. SUPERIOR, ESO, COU Y/O FORMACIÓN PROF DE 2º GRADO..... ⁽³⁾..... ⁽²⁾
- UNIVERSITARIO (GRADO TÉCNICO O SUPERIOR) ⁽⁴⁾..... ⁽⁴⁾

B3- CONSUMO DE TABACO

- NO FUMA, NI HA FUMADO NUNCA ⁽¹⁾..... ⁽¹⁾
- YA NO FUMA (EXFUMADOR/A)..... ⁽²⁾..... ⁽²⁾
- DE 1 A 10 CIGARRILLOS POR DÍA ⁽³⁾..... ⁽³⁾
- DE 11 A 20 CIGARRILLOS POR DÍA ⁽⁴⁾..... ⁽⁴⁾
- MAS DE 20 CIGARRILLOS POR DÍA ⁽⁵⁾..... ⁽⁵⁾

B4- TRABAJO EN CONTACTO CON EL PLOMO: Con respecto al padre o la madre (o tutores) del niño/a, ¿Tienen o han tenido en los últimos años algún trabajo que les ocasionase estar en contacto con el plomo SI ⁽¹⁾
NO: ⁽²⁾

B5- AFICIONES: Con respecto al padre o la madre (o tutores) del niño/a, ¿realizan o han realizado en los últimos años actividades relacionadas con la pintura artística, restauración de muebles o cerámica..... SI: ⁽¹⁾ NO: ⁽²⁾

C.- DATOS DEL MEDIO AMBIENTE Y DE LA VIVIENDA HABITUAL DEL NIÑO/A:

C1- ¿HACE CUÁNTOS AÑOS FUÉ CONSTRUIDA LA VIVIENDA EN LA QUE VIVE ACTUALMENTE EL NIÑO/A?: (De forma aproximada):

- MENOS DE 5 AÑOS ⁽¹⁾
- ENTRE 5 Y 9 AÑOS ⁽²⁾
- ENTRE 10 Y 14 AÑOS ⁽³⁾
- ENTRE 15 Y 19 AÑOS ⁽⁴⁾
- ENTRE 20 Y 29 AÑOS ⁽⁵⁾
- ENTRE 30 Y 50 AÑOS ⁽⁶⁾
- MÁS DE 50 AÑOS ⁽⁷⁾
- DESCONOCIDO ⁽⁹⁾

C2- ¿DESDE HACE CUÁNTO TIEMPO VIVE EL NIÑO/A EN LA VIVIENDA FAMILIAR ACTUAL?:

- MENOS DE 1 AÑO ⁽¹⁾
- ENTRE 1 Y 2 AÑOS ⁽²⁾
- ENTRE 3 Y 4 AÑOS ⁽³⁾
- ENTRE 5 Y 6 AÑOS ⁽⁴⁾
- ENTRE 7 Y 8 AÑOS ⁽⁵⁾
- ENTRE 9 Y 10 AÑOS ⁽⁶⁾
- MÁS 10 AÑOS ⁽⁷⁾

C3- EL AGUA QUE NORMALMENTE USA EL NIÑO(A) PARA BEBER ES:

- LA DEL GRIFO SIN FILTRADO POSTERIOR..... ⁽¹⁾
- EMBOTELLADA ⁽²⁾
- FILTRADA ⁽³⁾
- GASEOSAS Y SIMILARES ⁽⁴⁾

C4- ¿TIENEN EN CASA ANIMALES COMO PERRO(S) O GATO(S)? SI: ⁽¹⁾ NO: ⁽²⁾

C5- ¿UTILIZAN HABITUALMENTE PARA COCINAR, CONSERVAR O SERVIR ALIMENTOS RECIPIENTES DE BARRO O CERÁMICA? SI: ⁽¹⁾ NO: ⁽²⁾

MUCHAS GRACIAS POR RELLENAR LA ENCUESTA CON SINCERIDAD, LE RECORDAMOS EL ANONIMATO DE LA MISMA. ROGAMOS LE DÉ UN REPASO PARA VER SI HA COMETIDO ALGUN ERROR, COMO PONER LA CRUZ O SEÑAL EN LUGAR EQUIVOCADO, SEÑALAR 2 RESPUESTAS EN UNA PREGUNTA, ETC., O SI SE HA SALTADO ALGUNA PREGUNTA SIN CONTESTAR

