



JULIANA FERNANDES RODRIGUES DA SILVA

**PRESENÇA DE POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES
(POPS) EM ARTIGOS INFANTIS E SEU IMPACTO NA SAÚDE
HUMANA**

Sorocaba
2024



JULIANA FERNANDES RODRIGUES DA SILVA

**PRESENÇA DE POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES
(POPS) EM ARTIGOS INFANTIS E SEU IMPACTO NA
SAÚDE HUMANA**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. André Henrique Rosa
Coorientadora: Dra. Daniele Frascareli

Sorocaba
2024

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

**ciências
ambientais**

S586p

Silva, Juliana Fernandes Rodrigues da

Presença de poluentes orgânicos persistentes (POPs) em artigos infantis e seu impacto na saúde humana / Juliana Fernandes

Rodrigues da Silva. -- Sorocaba, 2024

59 p. : tabs., fotos

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba

Orientador: André Henrique Rosa

Coorientadora: Daniele Frascareli

1. Éteres. 2. Toxicologia ambiental. 3. Plásticos. 4. Crianças - cuidado e higiene. 5. Avaliação de riscos de saúde. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Sorocaba

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: PRESENÇA DE POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES (POPS)
EM ARTIGOS INFANTIS E SEU IMPACTO NA SAÚDE HUMANA**

AUTORA: JULIANA FERNANDES RODRIGUES DA SILVA

ORIENTADOR: ANDRÉ HENRIQUE ROSA

COORIENTADORA: DANIELE FRASCARELI

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ciências Ambientais, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. ANDRÉ HENRIQUE ROSA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia – UNESP



Prof. Dr. LEANDRO CARDOSO DE MORAIS (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp Instituto de Ciencia e Tecnologia Campus de Sorocaba



Profª Drª MÁRCIA FELDREMAN NUNES GONZAGA (Participação Virtual) Universidade de Sorocaba (UNISO)

Sorocaba, 15 de fevereiro de 2024.

Dedico esta dissertação à primeiramente à Deus,
e as seguintes pessoas: meu esposo Amauri,
minha mãe Deuza, minhas irmãs Tatiane e Julia,
minha sobrinha Maria Valentina, minha família fonte
de inspiração.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, fonte de toda sabedoria, que nos fez como obra prima, dando o dom da vida, a inteligência, e a possibilidade de exercer uma profissão tão digna.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus de Sorocaba e ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, seu corpo docente, a direção e administração.

O presente trabalho foi realizado com apoio do subsídio com processo nº 2022/00985-6, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

Em especial ao querido Prof. Dr. André Henrique Rosa, pela paciência, disponibilidade e confiança.

Aos professores do curso de Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, onde cada um dentro de sua especialidade colaborou efetivamente ao meu aprendizado.

Aos meus colegas de turma, pelo apoio em meio aos “Gritos e Sussurros”, em especial aos nossos amigos: Hansel David, Daniele, Juliana, Paola, Claudia, diante das dificuldades e que um dia possamos rir deste “ O Primeiro Ano do Resto de Nossas Vidas”.

À minha excêntrica família, apoiando em todos os momentos de alegria e de dificuldade e, incentivando a caminhar e prosperar com dignidade.

E a todos que compartilharam as mais diferentes experiências.

*“A inteligência é o único meio que possuímos
para dominar os nossos instintos.”*

Sigmund Freud

RESUMO

Os POPs são substâncias químicas orgânicas sintéticas e apresentam características físicas e químicas, tais como: semivolatilidade, persistência, bioacumulação e toxicidade, diferenciando em si de outras substâncias químicas, o objetivo deste trabalho foi avaliar a presença de poluentes orgânicos persistentes (POPs) em artigos infantis e seu impacto na saúde humana na Região Metropolitana de Sorocaba, São Paulo – SP, foram coletadas 120 amostras de artigos infantis, tais como: bico de chupeta usado, bico de mamadeiras usados, bico de copinho usado, copo de mamadeira usado, disco de chupeta usado, mordedor usado, espuma de bebê conforto, tecido de bebê conforto, e após foram realizadas extrações com diclorometano para as quantificações de PBDEs. (BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183 e -209) por cromatografia gasosa e detecção por espectrometria de massas (CG/MS). Os resultados mostraram a presença de PBDEs em 4,16% (n=5), que excederam o Limite de Máximo de Concentração de Poluentes Orgânicos Persistentes (LPCL) maiores de 500 mg Kg⁻¹ de PBDEs. O BDE-99 foi o mais abundante e o BDE-153 em menor concentração. Os POPs são muito tóxicos aos seres humanos, podendo desencadear efeitos nocivos agudos ou crônicos, sendo que o maior risco de exposição a fontes de contaminação é com lactentes com idade entre 3 e 18 meses, devido diferenciações no seu peso corporal e capacidade de metabolismo celular. Das 14 amostras analisadas de bico de chupeta usado e 15 amostras de bico de mamadeira usado, ultrapassaram o limite máximo permitido de ingestão diária de BDE-209 (0,007 mg/Kg), predominando a faixa etária de 03-06 meses, respectivamente a faixa etária 6-12 meses, faixa etária de 12-24 meses e a faixa etária de 24-36 meses.

Palavras-chave: éteres de difenil polibromados; poluentes orgânicos persistentes; materiais plásticos; saúde da criança; riscos à saúde humana.

ABSTRACT

POPs are synthetic organic chemical substances and have physical and chemical characteristics, such as: semi-volatility, persistence, bioaccumulation and toxicity, differentiating themselves from other chemical substances. The objective of this work was to evaluate the presence of persistent organic pollutants (POPs) in articles children and their impact on human health in the Metropolitan Region of Sorocaba, São Paulo – SP, 120 samples of children's items were collected, such as: used pacifier nipples, used baby bottle nipples, used baby cup nipples, used baby bottle cups, disc of used pacifiers, used teethingers, baby comfort foam, baby comfort tissue, and then extractions were carried out with dichloromethane to quantify PBDEs. (BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183 and -209) by gas chromatography and mass spectrometry (GC/MS) detection. The results showed the presence of PBDEs in 4.16% (n=5), which exceeded the Maximum Persistent Organic Pollutant Concentration Limit (LPCL) greater than 500 mg Kg⁻¹ of PBDEs. BDE-99 was the most abundant and BDE-153 was in the lowest concentration. POPs are very toxic to humans and can trigger acute or chronic harmful effects, with the greatest risk of exposure to sources of contamination being in infants aged between 3 and 18 months, due to differences in their body weight and cellular metabolism capacity. . Of the 14 samples analyzed from used pacifier nipples and 15 samples from used bottle nipples, they exceeded the maximum permitted daily intake limit of BDE-209 (0.007 mg/kg), with a predominance of the age group of 03-06 months, respectively the age group 6-12 months, 12-24 months age group and 24-36 months age group.

Keywords: polybrominated diphenyl ethers; persistent organic pollutants; plastic materials; child health; risks to human health.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Estrutura geral dos PBDEs.....	21
Figura 2 - Flyer de divulgação da pesquisa.....	22
Figura 3 - Local de coleta das amostras	23
Figura 4 - Amostra de chupetas para análise.....	23
Figura 5 - Amostra de mamadeiras para análise.....	24
Figura 6 - Corte de fragmentos de materiais poliméricos de resíduos de artigos infantis.....	24
Figura 7 - Armazenamento das amostras de artigos infantis.....	25
Figura 8 - Processo de extração dos PBDEs das amostras.....	26
Figura 9 - Número de amostras que ultrapassaram os valores de LPCL e menores ao limite de quantificação.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes e subclasses de materiais poliméricos de resíduos de artigos infantis amostrados.....	25
Tabela 2 - Tempo de retenção (RT), número CAS e íons analisados.....	28
Tabela 3 - Resultados nas concentrações de BDEs (mg kg^{-1}) em resíduos poliméricos de artigos infantis.....	31
Tabela 4 - Concentrações totais de BDEs nas amostras de resíduos em artigos infantis analisados.....	40
Tabela 5 - Somatória dos resultados para os BDEs em cada subclasse de resíduos em artigos infantis.....	41
Tabela 6 - Guia de peso, tempo de uso de bicos artificiais por faixa etária.....	42
Tabela 7 - Estimativa de ingestão diária de BDE-209 por faixa etária.....	44

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

a.C	Antes de Cristo
BPC	Bifenilas Policloradas
BFR	Retardante de Chama Bromado (Brominated Flame Retardant)
BPA	Bisferol A
BPS	Bisferol S
°C	Graus Celsius
°C min ⁻¹	Graus Celsius por Minuto
CAS	Serviço de Resumos Químicos
(CRM) ERM-EC591	Material Certificado de Referência
CPS	Parafinas cloradas
DCM	Diclorometano
DDT	Dicloro Difenil Tricloroetano
EDCs	Compostos desreguladores endócrinos (EDCs)
EDI	Ingestão Diária Estimada
EI	Ionização Eletrônica
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
EU	União Europeia
eV	Electron Volts
FR	Retardante de Chama
FA	Fração Absorvida
GC–EI-MS	Cromatografia Gasosa Acoplada com Espectrômetro de Massa de Impacto de Elétrons
HBCD	Hexabromociclododecano
HFR	Retardantes de Chama Halogenados
I.D	Diâmetro Interno
IUPAC	União Internacional de Química Pura e Aplicada
LOD	Limite de Detecção
LOQ	Limite de Quantificação
LPC	Limite de Máximo de Concentração de Poluentes Orgânicos Persistentes
m	metro

mg	miligrama
mL	mililitro
mL min ⁻¹	mililitro por Minuto
min.	minuto
mg Kg ⁻¹	miligrama por Quilograma
m/z	razão massa/carga
µg g ⁻¹	micrograma por Grama
µL	microlitro
N ₂	Nitrogênio
ng µL ⁻¹	Nanograma por Microlitro
MSD	Detector Seletivo de Massa
NBFRs	Novos Retardantes de Chama Bramados
PBDE (BDE)	Éteres de Difenil Polibromados
ΣPBDEs	Somatória das Concentrações de BDEs
PBB	Bifenilas Polibromadas
pg µL ⁻¹	picograma por microlitro
POP	Poluente Orgânico Persistente
RfD	Dose de referência
RT	Tempo de Retenção
SIM	Monitoramento Seletivo de Íons
TBBP-A	Tetrabromobisphenol A
UNEP	Programa das Nações Unidas para o Ambiente

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	17
2.1 Objetivo geral.....	17
2.2 Objetivos específicos.....	17
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	18
3.1 Poluentes orgânicos persistentes.....	18
3.2 Retardantes de chama bromados.....	19
3.2.1 Éteres de difenilas polibromados (PBDEs).....	21
4 METODOLOGIA.....	22
4.1 Amostragem.....	22
4.2 Produtos químicos e padrões.....	26
4.3 Extração e limpeza de amostras.....	26
4.4 Análise instrumental.....	27
4.4.1 Seleção de íons.....	28
4.5 Controle de qualidade.....	29
4.6 Análise dos resultados.....	29
4.7 Exposição humana e efeitos à saúde.....	29
4.7.1 Exposição via ingestão oral.....	29
4.7.2 Exposição via absorção dérmica.....	30
4.8 Descarte e tratamento de resíduos.....	30
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES PRELIMINARES.....	31
5.1 Concentrações de BDEs em resíduos poliméricos de artigos infantis.....	31
6 CONCLUSÃO.....	50
REFERÊNCIAS.....	52

1 INTRODUÇÃO

Existem diferentes tipos de poluentes, classificados de acordo com a sua composição ou origem, porém existem também os poluentes com o efeito nocivo ao meio ambiente e à saúde humana, que popularmente são denominados de poluentes orgânicos persistentes (POPs) (Annuniação *et al.*, 2018).

Os POPs são substâncias químicas orgânicas sintéticas e apresentam características físicas e químicas, tais como: semivolatilidade, persistência, bioacumulação e toxicidade, diferenciando em si de outras substâncias químicas congêneres (Annuniação *et al.*, 2018).

Éteres difenílicos polibromados ou como a sigla em inglês, Polybrominated diphenyl ether (PBDE), são substâncias orgânicas halogenadas cuja estrutura apresenta um átomo de oxigênio de uma função éter ligado a dois grupos fenil. Por apresentar 10 posições livres em dois anéis aromáticos para serem ocupados por 1 a 10 átomos de bromo, essa variação a quantidade de bromos, bem como a posição dos anéis faz com que seja possíveis a formação de 209 congêneres (Annuniação *et al.*, 2018). Sendo apenas alguns estáveis e comercialmente relevantes; para a identificação deles é utilizado o sistema desenvolvido por Ballschmiter e Zel (1980), que segue as regras da União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC) para caracterização de substituintes em anéis bifenílicos.

Essas substâncias agem como inibidor do processo de combustão e reduzindo riscos e danos provocados por incêndios, nesse contexto, os retardantes de chamas têm sido amplamente utilizados desde a década de 1960, em virtude de seu baixo custo e elevada eficiência. No Brasil são detectados níveis residuais de PBDEs mesmo nunca utilizados, devido a importação de produtos contaminado e ausência de legislação nacional (Alaee *et al.*, 2003; Papachlimitzou *et al.*, 2012).

Os PBDE's por serem aditivos misturados aos materiais e não ligados quimicamente a ação do tempo, faz com que sejam liberados contaminando a poeira acumulada sobre objetos e o material particulado atmosférico. De acordo com Paliya *et al.*, (2022), a principal fonte de PDBE's em estações de tratamento de esgoto provém de poeiras residenciais internas.

Em função dessa característica de acumulação em poeiras, estudos realizados em ambientes internos (indoor) e externos (outdoor), indicaram que a liberação ocorre devido à uma mistura polimérica que enriquece a poeira que se acumula na superfície

de objetos, sendo continuamente depositados e ressuspensos (Annuniação *et al.*, 2018). O material particulado confinado foi estudado durante 2 anos por (Harrad *et al.*, 2023), em Birmimghan na Inglaterra. As pesquisas concluíram que maiores as concentrações médias no interior de veículos (709 pgm^{-3}), seguido de escritórios (166 pgm^{-3}), pequenos espaços públicos (112 pgm^{-3}) e residências (52 pgm^{-3}). Dentro deste contexto residencial obtiveram resultados de até 92 pgm^{-3} de PBDE totais (10 congêneres) e ainda, observaram concentrações de creches e escritórios observaram níveis significativamente mais elevados de até 4700 e 1200 pgm^{-3} , respectivamente.

Os autores indicam avanços nos estudos para redução e destruição dos PBDEs em estações de tratamento (Deng *et al.*, 2015; Paliya *et al.*, 2022), entretanto, ainda são pontuados diversos e grandes desafios nas etapas, sejam em limitações em relação à custos, metodologias disponíveis, aplicação das mesmas, gasto energético, baixas taxas de remoção em condições outdoor, bem como dificuldades em aplicação de condições ótimas de escala real e exigências de tecnologias para a destruição destes composto quando separados ou transferidos da porção líquida para a sólida (Espana; Mallavarapu; Naidu, 2015).

Estudos indicaram que mesmo após o tratamento nas ETEs (Deng *et al.*, 2007; Paliya *et al.*, 2022) evidenciaram a permanência de 52% a 80% dos congêneres no efluente final e não obstante, a reciclagem agrícola de logo de esgoto promove a contaminação de solos agricultáveis detectando cinco dos 11 PBDE selecionados no estudo sob concentração total de $17600 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Gaylor *et al.*, 2014). Apesar de todos os esforços científicos para fechar o ciclo destes compostos, nos dias atuais já existem publicações que detectaram a presença de PBDE's em seres humanos. Desde amostras de sangue em cordão umbilical contendo essas substâncias, até mesmo amostra de leite materno (Kim *et al.*, 2011; Lee *et al.*, 2013).

A ocorrência de PBDE's, sua persistência ambiental e até mesmo sua toxicidade (Lee *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2020), tornam essas substâncias de extrema relevância e alta prioridade nos estudos científicos. Apesar das vias de entrada e exposição em crianças destas substâncias já terem sido identificadas via leite materno (Fromme *et al.*, 2022), alimentos infantis (Jeong *et al.*, 2014) e artigos infantis; entre outros; o presente estudo, tem como hipótese que a exposição extra à itens, podem introduzir ainda mais essas substâncias em crianças. Portanto, esses itens devem ser analisados rigorosamente para então, propor uma solução legal e técnica que empeça

a utilização dessas substâncias em materiais diversos e evite a contaminação já na primeira infância.

Assim sendo, o presente trabalho permitirá a obtenção de conhecimento sobre a presença de POPs em diferentes tipos de resíduos em artigos infantis, e o quanto esses materiais podem representar risco de exposição à saúde humana, contribuindo para definição de políticas públicas visando a regulação e o controle adequado de fontes poluidoras PBDEs em artigos infantis.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Avaliar a presença de poluentes orgânicos persistentes (POPS) em artigos infantis e seu impacto na saúde humana.

2.2 Objetivos específicos

- Identificar e quantificar a presença de PBDEs em artigos infantis utilizando a técnica de Cromatografia Gasosa por detecção com Espectrometria de Massas (CG/MS).
- Avaliar a presença e risco de exposição à saúde humana dos retardantes de chama bromados (BRF) presentes em resíduos poliméricos de artigos infantis, tais como chupetas, mamadeiras, copo de mamadeira, espuma de bebê conforto e tecido de bebê conforto.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Poluentes orgânicos persistentes

Os Poluentes Orgânicos Persistentes são muitos tóxicos aos seres humanos, podendo desencadear efeitos nocivos agudos ou crônicos, por terem um grau de lipossolubidade que acumulam em tecidos de gordura, como leite materno, fígado e sêmen e ultrapassar a barreira placentária prejudicando inicialmente o feto (Ferronato, 2016).

Os Poluentes Orgânicos Persistentes foram detectados inicialmente a partir da década dos anos 1960, por meio do estudo de Dicloro Difenil Tricloroetano (DDT) utilizado na segunda guerra mundial para combate à malária, são assim denominados devido ao tempo que permanecem no meio ambiente. Estes abrangem um grupo de compostos orgânicos, possuindo características como: (1) persistência; (2) transportados por longas distâncias; (3) capacidade de bioacumulação; e (4) toxicidade para organismos vivos, incluindo os seres humanos (Passos, 2009).

As concentrações de POPs nos organismos decresce na seguinte ordem: (1) aquáticos, (2) humanos, (3) animais terrestres, (4) plantas terrestres. Sendo a maior parte lipofílica, não biodegradável resultando em sua atividade residual em bioacumulação e biomagnificação, e devido ao seu alto espectro de toxicidade a maioria deles são carcinogênico, mutagênico, disruptor endócrino, neurotóxico e causam problemas de reprodução (Ferronato, 2016).

Os POPs têm um grau de lipossolubidade, o que significa que possuem afinidade por tecidos gordurosos. Essas substâncias têm a capacidade de bioacumular nos tecidos adiposos do corpo humano, devido à lipossolubilidade e à bioacumulação, e podem ser encontrados em altas concentrações em tecidos como o leite materno, o sêmen e o fígado e ultrapassar a barreira placentária (Ferronato, 2016).

Além disso, algumas classes de POPs, como as substâncias per-e polifluoroalquílicas (PFAS) e os retardantes de chama bromados (BFRs), são lipofílicos e hidrofóbicos, tendo então o potencial de se bioconcentrar e biomagnificar ao longo da cadeia alimentar (Houdeet *et al.*, 2011) pode causar exposição crônica e, finalmente, de exercer efeitos tóxicos aos seres vivos. Assim, devido sua persistência

e impactos ao ambiente, bem como a possibilidade de serem distribuídos e facilmente transferidos aos diferentes compartimentos, contaminando águas subterrâneas, superficiais e solo, PFAS e BFRs têm sido classificados na Convenção de Estocolmo como Poluentes Orgânicos Persistentes (Mach; Straková, 2020).

Em 1972, em Estocolmo na Suécia, ocorreu a primeira conferência global voltada para o meio ambiente, conhecida mundialmente como Conferência de Estocolmo, um marco histórico político e decisivo para o surgimento de políticas de gerenciamento ambiental. Para a criação da Conferência de Estocolmo, foram quatro fatores que motivaram a decisão em criar propostas de proteção ao meio ambiente, tais como: mudanças climáticas e qualidade da água, catástrofes ambientais, crescimento econômico acelerado e por final acumulação de metais pesados, pesticidas e chuvas ácidas (Passos, 2009).

Contudo, a Conferência de Estocolmo, fez por necessário o reconhecimento pelos estados da existência dos problemas e a sensibilidade de plano de ação voltada ao meio ambiente. Desde então a preocupação a instabilidade ambiental passou a interagir em políticas públicas voltada para a melhoria da qualidade da vida humana (Passos, 2009).

As crianças são consideradas particularmente vulneráveis aos efeitos adversos dos contaminantes à saúde, devido a uma combinação de fatores, incluindo suas tendências comportamentais e características fisiológicas em desenvolvimento, resultando em maior absorção, retenção e acumulação de POPs (Landrigan; Goldman, 2011).

3.2 Retardantes de chama bromados

O processo de combustão é uma reação química que ocorre a oxidação completa ou incompleta por ação de uma substância que produz energia e uma substância oxidante denominada comburente liberando energia térmica, portanto para impedir ou extinguir um processo e combustão é a utilização de retardante de chamas, controlando as chamas por ações químicas (Trombini, 2004).

Assim, os romanos (200 a.C.) e egípcios (450 a.C.) utilizavam o alumínio para diminuir a inflamabilidade na utilização da madeira, sendo que os romanos também agregavam o vinagre como retardante de chamas (Alaee *et al.*, 2003).

A industrialização foi um dos eventos mais importantes na história da economia moderna, proporcionando uma extensa produção de materiais poliméricos inflamáveis, e consequentemente a busca por compostos retardantes de chama foi tomando dimensão por apresentar estabilidade térmica (Harrad, 2006).

Certos compostos podem retardar a propagação das chamas por meio de ações físicas ou químicas, conhecidos como retardantes de chamas. No caso das ações físicas, os retardantes de chamas podem atuar por meio do resfriamento, onde esses compostos liberam partículas de água quando expostos ao calor (Trombini, 2004). Nas ações químicas, os retardantes de chamas podem reagir com o calor e o ar, produzindo gases incombustíveis que tem o efeito de reduzir o suprimento de oxigênio disponível para a combustão (Kramer; Barnet; Cummings, 2022).

Os brinquedos infantis são as principais fontes de contaminantes de retardantes de chamas (RF) devido ao seu frequente comportamento de brincar com a mão na boca, levando a uma maior taxa de exposição oral (Wu *et al.*, 2019).

Assim, morder brinquedos e outros itens de plástico provavelmente também contribui para a exposição à FR especificamente, porque os bebês expressam uma propensão maior a morder objetos do que crianças de idades mais avançadas, e podem estar em contato diretamente com poeiras e produtos químicos presentes nos brinquedos (Xue *et al.*, 2007; EPA, 2011).

Os retardadores de chama bromados (BFRs), também conhecidos como bromados de chama, são uma classe de compostos organobromados de ação lipofílica, persistentes que se bioacumulam e são tóxicos em tecidos vivos, podendo desenvolver distúrbios neurológico, disfunções endócrinas, danos ao sistema reprodutivo e desregulação hormonal (Palya *et al.*, 2022).

Atualmente mais de 75 compostos de BFRs são utilizados em indústrias, por possuir baixo custo, alta estabilidade e um controle na propagação das chamas (Pieroni; Leonel; Fillmann, 2017). Os BFRs mais comumente usados são os éteres difenílicos polibromados (PBDEs), hexabromociclododecano (HBCD) e tetrabromobisfenol A (TBBPA) (Covaci *et al.*, 2011), existe também os aditivos que são as bifenilas polibromadas (PBBs) e os éteres polibromados (PBDEs) que são misturados nos polímeros. No entanto, ao longo do tempo e sob a influência de fatores como luz e calor, os aditivos podem se desprender dos materiais e permanecer no meio ambiente (Pieroni; Leonel; Fillmann, 2017).

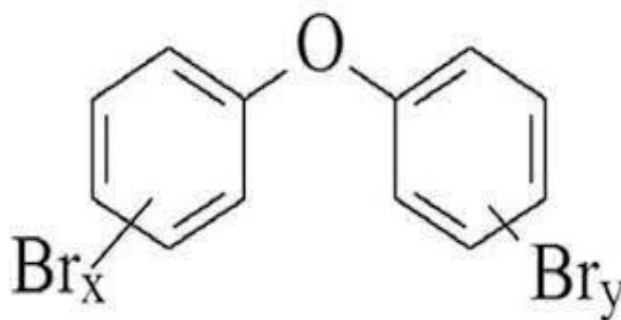
Os NBFRs podem provocar neurotoxicidade e distúrbios reprodutivos semelhantes aos PBDEs (Chen *et al.*, 2021), SCCPs e MCCPs podem induzir insuficiência renal, hepatotoxicidade e efeitos de desregulação endócrina e metabólica (Ren, 2019).

3.2.1 Éteres de difenilas polibromados (PBDEs)

Os éteres de difenilas polibromados (PBDEs) são compostos orgânicos halogenados que foram utilizados como retardantes de chamas em atividades comerciais, devido ao modo como são ligados às suas matrizes, esses compostos podem ser liberados no ambiente ao longo do tempo (Darnerud *et al.*, 2015). Contém 10 átomos de hidrogênio em sua estrutura com o total de 209 possíveis congêneres (Zhang *et al.*, 2020), conforme mostrado na Figura 1.

Os PBDEs se distribuem em três estruturas: (1) penta-BDE (BDE-47 e -99). (2) octa-BDE consiste em uma mistura de hexa-para nona-BDEs. (3) deca-BDE (BDE-209) que compreende em 98% (Miller *et al.*, 2015). O uso da formulação penta-BDE foi banido em muitos países em todo o mundo desde 2004, mas a formulação deca continuou a ser usada até 2013 (Darnerud *et al.*, 2015).

Figura 1- Estrutura geral dos PBDEs.



Fonte: Pieroni, Leonel e Fillmann (2017).

Os PBDEs mais pesquisados atualmente voltado ao interesse ambiental são: são: BDE-47, -77, -99, -100, -128 -153, -154, -183 e -209, junto com o 13C12-BDE-100 e 13C12-BDE-209 (Drage *et al.*, 2018).

4 METODOLOGIA

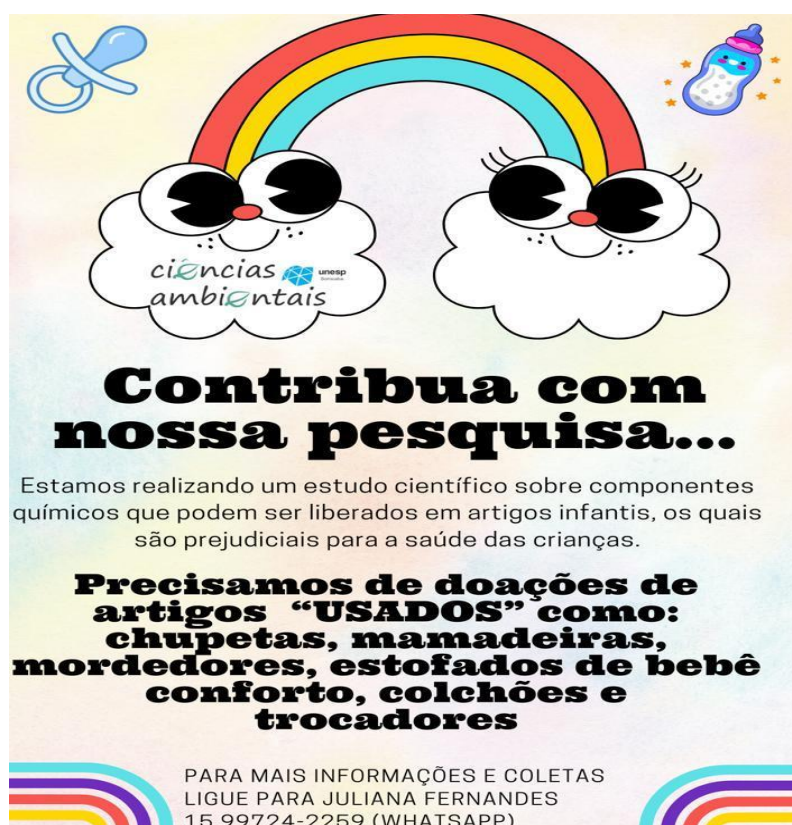
A pesquisa foi desenvolvida na Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, na cidade de Sorocaba interior de São Paulo no Brasil, em parceria com moradores residentes da cidade e recicladores autônomos.

4.1 Amostragem

As amostras de materiais poliméricos sintéticos em resíduos de artigos infantis foram coletadas de recicladores autônomos e residências, no período de outubro de 2022 à setembro de 2023.

A Figura 2, mostra um flyer de divulgação sobre a doação de artigos infantis para a pesquisa. Em visita nos centros de reciclagem, foi apresentado o projeto na íntegra aos recicladores autônomos a qual aderiram voluntariamente a participar coletando, separando e acondicionamento os artigos infantis, conforme mostra a Figura 3.

Figura 2 – Flyer de divulgação da pesquisa



Fonte: Autoria própria.

Figura 3 - Local de coleta das amostras



Fonte: Autoria própria.

As amostras (Figura 4) e (Figura 5) foram enviadas ao laboratório de Química Ambiental e Análise de Contaminantes do Instituto de Ciência e Tecnologia UNESP – Câmpus de Sorocaba, feita higienização com água, e posteriormente a secagem em ar ambiente por aproximadamente 3 horas em bancada higienizada com álcool etílico 70%.

Figura 4 – Amostra de chupetas para análise



Fonte: Autoria própria.

Figura 5- Amostra de mamadeiras para análise.



Fonte: Autoria própria.

As amostras foram cortadas em partes de aproximadamente 3 cm com uma tesoura em aço inox (Figura 6), rotuladas e armazenadas em sacos plásticos (Figura 7) com lacre e armazenadas no armário do laboratório em temperatura ambiente até as etapas de extração e quantificação dos PBDEs.

Figura 6 – Corte de fragmentos de materiais poliméricos de resíduos de artigos infantis



Fonte: Autoria própria.

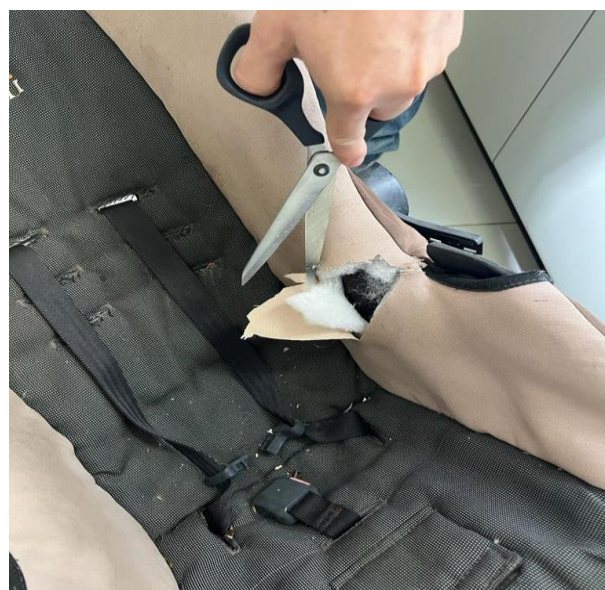
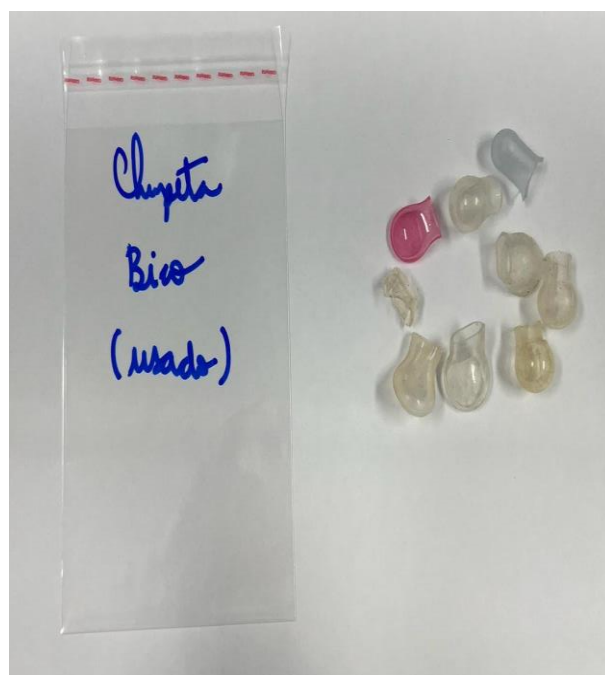


Figura 7 – Armazenamento das amostras de artigos infantis

Fonte: Autoria própria, 2022.

As informações dos materiais poliméricos estudados e a quantidade estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Classes e subclasses de materiais poliméricos de resíduos de artigos infantis amostrados

Classe	Subclasses	Quantidade de amostras
Artigos infantis	Bico de mamadeira usado	31
	Copo de mamadeira usado	23
	Bico de chupeta usado	35
	Disco de chupeta usado	20
	Mordedor usado	08
	Bico de copinho usado	01
	Espuma de bebê conforto	01
	Tecido de bebê conforto	01
	Total	120

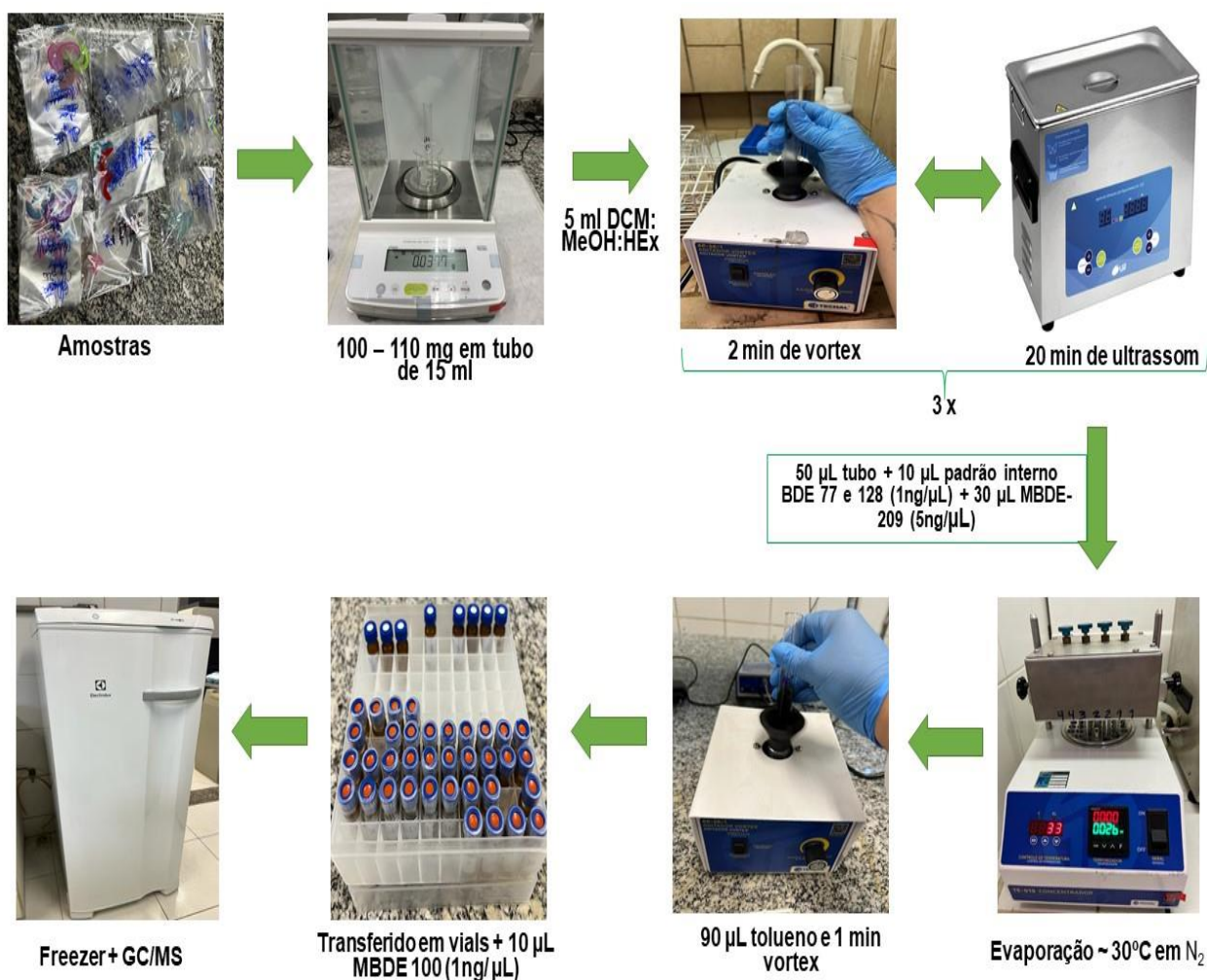
Fonte: Autoria própria.

4.2 Produtos químicos e padrões

De maneira geral, os padrões nativos analisados de PBDEs foram BDEs -28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 com uma concentração de $50 \mu\text{g mL}^{-1}$ em tolueno e BDE-209 a $25 \mu\text{g mL}^{-1}$ em nonano. Os padrões internos foram 3,3',4,4'-tetrabromodifenil éter (BDE-77), 2,2',3,3',4,4'-Hexabromobifenil éter (BDE-128) a 50 g mL^{-1} em nonano e decabromo [13C12] difenil éter (MBDE-209) a $25 \mu\text{g mL}^{-1}$ em tolueno e um padrão de recuperação (2,2',4,4',6-Pentabromo [13C12] difenil éter (MBDE-100) a 50 nonano.

4.3 Extração e limpeza de amostras

Figura 8 – Processo de extração dos PBDEs das amostras



Fonte: Autoria própria.

O processo de extração e limpeza foram adaptados de Abdallah *et al.*, 2017. Conforme a (Figura 8), as amostras foram cortadas com uma tesoura de cortar metal e higienizada com hexano (em cada corte) para a descontaminação das amostras, foram preparadas alíquotas de amostras de 100 -110 mg, com fragmentos menores de 1 cm² aumentando a área de contato e facilitando no processo de diluição. Em seguida, foram pesadas com precisão (aproximadamente 10 mg) em um tubo de 15 mL e colocados 5 mL de DCM. Foram feitos processos de rotação dos fluídos no vórtex (Figura 8) durante 2 minutos por 3 vezes, e 3 minutos de sonificação por 3 vezes cada. Após a diluição, uma alíquota de 50 µL é transferida em um tubo de 5 mL e adicionados 10 µL do padrão interno BDE-77 e BDE-128 em uma concentração de 1 ng/µL e 20 µL de ¹³C₁₂-BDE-209. Em seguida foi realizado o processo de evaporação com um fluxo de nitrogênio em uma temperatura ambiente de aproximadamente 30 °C. Foram adicionados 200 µL de Tolueno nas amostras e agitadas em vórtex por 30 segundos, certificando nenhuma aderência do material nas paredes do tubo. Foi então transferido o conteúdo em insertos de 300 µL dentro de um frasco âmbar e adicionado 10 µL do ¹³C₁₂-BDE-100 como o padrão de recuperação. Por final, os frascos foram mantidos no freezer em temperatura de - 20°C por 7 horas até as análises por GC-MS.

4.4. Análise instrumental

A cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-MS) é uma técnica analítica que une a separação de compostos orgânicos voláteis e semivoláteis à identificação e quantificação dessas substâncias. Essa abordagem permite uma análise abrangente, tanto qualitativa quanto quantitativa, de uma ampla gama de compostos. (Wittmann, 2007).

A análise GC–EI-MS foi realizada após 72 horas da extração em um GC Agilent 7890A equipado com um espectrômetro de massa quadrupolo 5975C (MSD inerte com detector HEDEM de eixo triplo). A coluna utilizada foi uma DB-5MS com 15 m (comprimento) × 0,25 mm (I.D.) × 0,25 µm (filme) (J&W Scientific, EUA). O programa do forno foi ajustado em 80 °C por 2 minutos, a 170 °C por 5,5 minutos a 20 °C/min e a 320 °C por 10 minutos a 25 °C/min, totalizando uma corrida de 28 minutos. O Hélio (pureza 99.999%) foi empregado como gás de arraste com fluxo constante de 1,8 mL min⁻¹. Os padrões foram injetados (1 µL) no sistema CG em modo splitless, com um

tempo splitless de 1,5 min. O injetor, o quadrupolo e a linha de transferência foram ajustados em 320, 300 e 300 °C, respectivamente. O modo de ionização eletrônica (EI) foi ajustado em 70 eV. Na aquisição dos dados, foi empregado o método Selected Ion Monitoring (SIM), programado no tempo. Esse método envolve o monitoramento de dois fragmentos de íons mais intensos ou seletivos para cada composto.

4.4.1 A Seleção de íons

Na análise por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-MS), para determinar o tempo de retenção, a fragmentação da molécula (espectro de massas) e os íons mais abundantes, uma solução padrão foi preparada com uma concentração de 5 ng/uL. Os íons foram comparados com análises e padrões individuais. É possível que alguns íons apresentem maior abundância do que o proposto. Íons com apresentações de tamanho m/z (razão massa/carga) menor que 200 unidades foram descartados devido contaminações ou à geração de subprodutos durante o processo de análise, especialmente na presença de oxigênio, água ou nitrogênio.

Desta forma, o tempo de retenção (RT), número CAS (Chemical Abstracts Service) e os íons que foram analisados são encontrados na Tabela 2.

Tabela 2 – Tempo de retenção (RT), número CAS e íons analisados

Compostos	RT	CAS	Íons selecionados	
BDE-28	14,369	41318-75-6	407,8	407,8
BDE-47	15,593	5436-43-1	485,7	483,7
BDE-77	16,031	93703-48-1	485,7	483,7
BDE-100	16,314	189084-64-8	563,7	561,6
MBDE-100	16,33	678997-41-6	575,7	578
BDE-99	16,553	60348-60-9	403,8	403,8
BDE-154	17,074	207122-15-4	483,7	485,7
BDE-153	17,357	68631-49-2	483,7	485,7
BDE-128	18,045	182677-28-7	483,7	485,7
BDE183	18,062	207122-16-5	561,7	563,6

Fonte: Elaborado pela autora, utilizando dados de Harvey (2021).

4.5 Controle de qualidade

As amostras foram processadas por meio de procedimentos previamente validados (Drage *et al.*, 2018). Uma curva de calibração foi preparada com cinco níveis de concentração, de 20 a 1000 pg μL^{-1} , e para BDE-209 que foi de 750 a 2500 pg μL^{-1} . Os limites de detecção (LOD) e quantificação (LOQ) foram estimados com base em uma relação sinal-ruído (S/N) de 3:1 e 10:1, respectivamente. Um branco de reagente consistindo de uma análise onde a amostra é omitida foi analisado a cada 10 amostras. Os resultados foram corrigidos para resíduos em branco, e os padrões internos do rótulo foram usados para quantificação.

4.6 Análise dos resultados

Análise dos resultados foi realizada através de análise estatística exploratória e multivariável (Legendre; Legendre, 1998), utilizando softwares, como RStudio Past3.0 (Hammer; Harper; Ryan, 2001). Ainda, foi realizada uma estimativa de ingestão diária (ED_loral, ng/kg de peso corporal/dia) dos BDEs por via oral, também a estimativa de ingestão diária via contato dérmico.

4.7 Exposição humana e efeitos à saúde

4.7.1 Exposição via ingestão oral

A estimativa de ingestão diária (ED_loral, ng/kg de peso corporal/dia) de PBDEs por via oral foi determinada como:

$$= \frac{C \times M}{BW} \quad (1)$$

Onde C (ng/g) é a concentração de POPs no resíduo plástico, M (g/dia) é a massa de ingestão de plástico por dia, que por padrão é 0,71g (5g/semana); (WIT; BIGAUD, 2019), e BW (kg) é o peso corporal médio de classes etárias infantis segundo o IBGE.

4.7.2 Exposição via absorção dérmica

A estimativa de ingestão diária via contato dérmico (EDI_{dermal} , ng/kg de peso corporal/dia) foi determinado de acordo com a equação:

$$EDI_{\text{dermal}} = \frac{C \times PSA \times IEF \times FA}{BW} \quad (2)$$

Onde PSA (cm^2/dia) é a superfície da palma exposta via dérmica ao resíduo, IEF representa o número de horas por dia para o qual ocorre o contato dérmico, e FA é a fração absorvida (FA). O último é baseado em dados medidos para a absorção dérmica de PBDEs e HBCDD de tecidos em um contato de 24 horas (Abdallah; Harrad, 2018) e dados medidos para 24 horas de contato com soluções de TBBP-A (Abdallah; Pawar; Harrad, 2015), é normalizado por um período de 2 horas.

4.8 Descarte e tratamento de resíduos

A Lei nº 12.305 de 2010, estabelece diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólido, e mediante as Normas da Universidade Estadual Júlio de Mesquita que são estabelecidas na Política Nacional de Resíduos Sólidos, foram feitos o tratamento, segregação e destinação dos resíduos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES PRELIMINARES

5.1 Concentrações de BDEs em resíduos poliméricos de artigos infantis

A Tabela 3 mostra as concentrações de BDEs nos diferentes resíduos poliméricos em artigos infantis.

Tabela 3 – Resultados nas concentrações de BDEs (mg kg⁻¹) em resíduos poliméricos de artigos infantis.

Amostras	Característica	BDE 28 (mg/kg)	BDE 47 (mg/kg)	BDE 99 (mg/kg)	BDE 100 (mg/kg)	BDE 153 (mg/kg)	BDE 154 (mg/kg)	BDE 183 (mg/kg)	BDE 209 (mg/kg)	Total BDEs (mg/Kg)
1	Bico de mamadeira usado	1,16	54,35	100,53	99,95	1,51	0,32	27,30	1,93	287,05
2	Bico de mamadeira usado	<LOQ	0,29	81,00	78,99	0,22	2,00	25,67	<LOQ	188,17
3	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	82,70	81,42	<LOQ	<LOQ	47,49	<LOQ	211,62
4	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	22,35	22,35	<LOQ	0,46	41,67	11,88	98,70
5	Bico de mamadeira usado	0,24	<LOQ	26,46	20,63	<LOQ	<LOQ	20,16	25,27	92,76
6	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	12,56	12,56	<LOQ	0,51	35,50	9,37	70,49
7	Bico de mamadeira usado	0,29	<LOQ	<LOQ	13,23	<LOQ	<LOQ	21,39	39,69	74,60
8	Bico de mamadeira usado	0,04	<LOQ	<LOQ	3,68	<LOQ	<LOQ	12,40	27,49	43,60
9	Bico de mamadeira	0,55	<LOQ	<LOQ	14,26	<LOQ	<LOQ	30,45	15,50	60,77

	usado									
10	Bico de mamadeira usado	0,34	<LOQ	<LOQ	3,00	<LOQ	0,25	29,57	27,33	60,49
11	Bico de mamadeira usado	2,79	<LOQ	0,64	6,68	0,37	3,06	44,02	67,76	125,32
12	Bico de mamadeira usado	1,37	<LOQ	93,39	103,03	3,60	2,32	36,60	<LOQ	240,30
13	Bico de mamadeira usado	2,38	60,79	87,06	84,07	1,56	0,38	31,14	<LOQ	267,39
14	Bico de mamadeira usado	1,59	59,83	0,27	5,42	1,43	0,14	<LOQ	<LOQ	68,69
15	Bico de mamadeira usado	1,94	174,67	110,95	106,78	1,02	1,68	36,40	<LOQ	433,44
16	Bico de mamadeira usado	0,92	57,32	6,17	5,28	1,00	2,34	18,63	<LOQ	91,66
17	Bico de mamadeira usado	1,55	158,56	101,60	97,44	1,85	2,98	45,75	<LOQ	409,73
18	Bico de mamadeira usado	1,76	205,64	117,50	117,10	<LOQ	<LOQ	46,89	4,94	493,39
19	Bico de mamadeira usado	0,29	<LOQ	93,48	93,48	<LOQ	1,09	70,58	8,83	267,76
20	Bico de mamadeira usado	0,87	198,26	123,69	123,69	0,78	2,23	78,77	1,53	529,84
21	Bico de mamadeira usado	1,66	0,24	88,05	82,51	0,31	1,75	22,85	1,23	198,61
22	Bico de mamadeira usado	1,56	0,90	611,23	59,66	<LOQ	2,55	33,77	6,02	714,88
23	Copo de mamadeira usado	1,46	0,02	3,78	2,03	<LOQ	3,19	15,13	5,79	31,39
24	Copo de mamadeira usado	1,81	<LOQ	0,96	<LOQ	1,62	2,06	4,17	3,36	13,97
25	Copo de mamadeira	2,00	0,05	<LOQ	3,04	<LOQ	2,02	<LOQ	0,34	7,46

	usado									
26	Copo de mamadeira usado	1,58	0,05	4,19	2,43	0,35	0,88	<LOQ	2,05	11,53
27	Copo de mamadeira usado	1,22	0,02	2,30	0,16	<LOQ	0,80	<LOQ	2,16	6,67
28	Copo de mamadeira usado	1,95	<LOQ	2,76	3,66	<LOQ	1,48	37,34	15,00	62,19
29	Copo de mamadeira usado	0,26	<LOQ	<LOQ	3,21	0,88	1,85	36,71	7,94	50,85
30	Copo de mamadeira usado	0,04	<LOQ	0,94	0,94	<LOQ	1,08	34,29	10,30	47,61
31	Copo de mamadeira usado	1,87	0,06	0,09	0,09	<LOQ	2,83	4,09	<LOQ	9,03
32	Copo de mamadeira usado	1,24	<LOQ	0,65	0,65	<LOQ	1,52	4,33	<LOQ	8,41
33	Copo de mamadeira usado	2,17	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	2,37	5,69	0,72	10,97
34	Copo de mamadeira usado	1,90	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,34	<LOQ	1,08	4,32
35	Copo de mamadeira usado	1,87	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	2,18	2,77	3,45	10,26
36	Copo de mamadeira usado	1,46	<LOQ	0,41	0,61	<LOQ	1,52	3,39	<LOQ	7,41
37	Copo de mamadeira usado	1,60	<LOQ	4,70	4,70	<LOQ	1,59	<LOQ	<LOQ	12,58
38	Copo de mamadeira usado	1,63	<LOQ	0,16	0,16	<LOQ	<LOQ	20,70	4,00	26,66
39	Copo de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	0,82	0,82	<LOQ	0,15	26,12	8,65	36,57
40	Copo de mamadeira usado	0,10	<LOQ	2,58	2,58	<LOQ	0,35	38,25	18,63	62,49
41	Copo de mamadeira	1,40	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,29	1,16	<LOQ	3,84

	usado									
42	Copo de mamadeira usado	2,41	0,02	<LOQ	4,45	0,06	1,71	18,99	<LOQ	27,82
43	Copo de mamadeira usado	3,29	0,04	<LOQ	<LOQ	1,99	3,05	22,57	<LOQ	30,94
44	Copo de mamadeira usado	3,41	0,04	2,23	2,23	<LOQ	0,96	<LOQ	<LOQ	8,87
45	Copo de mamadeira usado	4,05	0,22	0,83	0,83	<LOQ	1,39	<LOQ	<LOQ	7,31
46	Bico de chupeta usado	3,46	<LOQ	2,49	2,49	<LOQ	1,06	<LOQ	<LOQ	9,49
47	Bico de chupeta usado	1,87	<LOQ	3,21	3,21	0,07	2,09	13,39	<LOQ	23,84
48	Bico de chupeta usado	1,99	<LOQ	88,07	88,07	0,00	0,70	77,14	2,82	258,79
49	Bico de chupeta usado	0,00	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
50	Bico de chupeta usado	0,00	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
51	Bico de chupeta usado	2,40	0,33	118,86	810,39	1,87	0,63	39,37	<LOQ	973,86
52	Bico de chupeta usado	1,85	0,21	7,75	6,20	0,95	0,81	34,46	<LOQ	52,21
53	Bico de chupeta usado	1,91	0,08	9,11	7,10	0,71	1,10	33,59	<LOQ	53,60
54	Bico de chupeta usado	2,03	0,16	5,65	4,82	0,23	<LOQ	20,59	<LOQ	33,48
55	Bico de chupeta usado	1,77	<LOQ	1,45	2,06	<LOQ	<LOQ	25,28	<LOQ	30,56
56	Bico de chupeta usado	2,23	0,41	76,76	51,51	1,02	0,47	35,90	<LOQ	168,31
57	Bico de chupeta usado	2,00	0,11	2,12	2,50	<LOQ	<LOQ	21,77	<LOQ	28,51
58	Bico de chupeta usado	2,02	<LOQ	51,23	32,96	<LOQ	<LOQ	30,56	6,44	123,21

59	Bico de chupeta usado	0,30	<LOQ	3,34	1,51	<LOQ	0,90	36,09	1,55	43,69
60	Bico de chupeta usado	0,13	<LOQ	6,11	3,33	<LOQ	0,00	34,79	9,45	53,81
61	Bico de chupeta usado	2,75	0,06	38,78	24,37	0,69	1,01	<LOQ	<LOQ	67,66
62	Bico de chupeta usado	3,21	0,37	203,96	140,54	0,33	1,74	11,32	7,95	369,41
63	Bico de chupeta usado	3,00	0,07	0,63	2,85	1,53	2,63	8,72	2,92	22,35
64	Bico de chupeta usado	2,86	0,11	57,34	39,81	1,74	0,45	<LOQ	1,62	103,93
65	Bico de chupeta usado	0,66	<LOQ	21,46	11,46	2,16	0,98	7,06	1,04	44,81
66	Bico de chupeta usado	1,53	<LOQ	<LOQ	7,46	1,29	2,41	8,86	<LOQ	21,54
67	Bico de chupeta usado	1,55	0,21	13,03	85,73	2,28	2,85	33,04	<LOQ	138,70
68	Bico de chupeta usado	1,86	359,67	245,67	181,11	1,87	1,86	76,97	15,15	884,17
69	Bico de chupeta usado	0,34	<LOQ	60,31	35,72	<LOQ	0,82	33,73	3,18	134,10
70	Bico de chupeta usado	0,08	<LOQ	<LOQ	3,52	0,24	0,43	25,39	3,96	33,62
71	Bico de chupeta usado	3,89	0,37	117,11	113,40	1,70	1,06	27,83	<LOQ	265,36
72	Bico de chupeta usado	4,29	0,09	58,32	32,88	1,84	1,52	8,11	<LOQ	107,04
73	Bico de chupeta usado	3,36	0,55	139,13	152,69	0,95	1,39	21,19	<LOQ	319,26
74	Bico de chupeta usado	1,37	0,37	144,46	108,24	0,90	2,81	43,61	<LOQ	301,76
75	Bico de chupeta usado	1,59	<LOQ	115,69	91,12	0,81	3,16	49,67	<LOQ	262,04
76	Bico de chupeta usado	1,17	<LOQ	93,94	84,71	0,99	2,09	51,27	<LOQ	234,16

77	Bico de chupeta usado	1,04	<LOQ	27,22	28,51	0,03	<LOQ	1,64	<LOQ	58,44
78	Bico de chupeta usado	0,73	<LOQ	99,62	107,33	0,00	1,50	70,31	3,06	282,54
79	Bico de chupeta usado	0,78	<LOQ	98,16	100,07	0,06	0,89	58,70	3,18	261,84
80	Bico de chupeta usado	0,27	<LOQ	<LOQ	4,63	0,74	0,74	42,57	2,69	51,63
81	Disco de chupeta usado	1,21	<LOQ	0,02	0,65	2,01	1,56	4,50	<LOQ	9,94
82	Disco de chupeta usado	1,78	<LOQ	<LOQ	0,69	1,17	1,29	6,86	<LOQ	11,80
83	Disco de chupeta usado	1,67	<LOQ	<LOQ	0,06	0,85	1,20	0,79	2,26	6,83
84	Disco de chupeta usado	1,27	<LOQ	0,79	0,61	0,65	1,18	2,49	1,69	8,68
85	Disco de chupeta usado	3,78	<LOQ	<LOQ	0,95	1,42	2,16	10,76	<LOQ	19,07
86	Disco de chupeta usado	2,48	<LOQ	0,39	<LOQ	1,45	2,42	1,40	<LOQ	8,15
87	Disco de chupeta usado	1,42	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,97	1,28	<LOQ	<LOQ	3,67
88	Disco de chupeta usado	1,67	<LOQ	<LOQ	4,46	<LOQ	<LOQ	19,43	1,19	26,76
89	Disco de chupeta usado	0,19	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	14,12	3,68	17,99
90	Disco de chupeta usado	0,72	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	17,19	1,46	19,37
91	Disco de chupeta usado	2,81	<LOQ	0,21	<LOQ	2,55	1,23	10,13	<LOQ	16,94
92	Disco de chupeta usado	2,68	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,65	1,54	9,90	<LOQ	15,78
93	Disco de chupeta usado	3,44	<LOQ	2,05	5,16	2,17	<LOQ	<LOQ	<LOQ	12,82
94	Disco de chupeta usado	2,69	<LOQ	0,31	<LOQ	1,31	<LOQ	5,86	<LOQ	10,16

95	Disco de chupeta usado	2,62	<LOQ	0,75	<LOQ	1,66	<LOQ	5,67	<LOQ	10,70
96	Disco de chupeta usado	2,77	<LOQ	0,11	1,07	0,78	<LOQ	<LOQ	12,15	16,89
97	Disco de chupeta usado	2,55	<LOQ	<LOQ	0,00	2,01	<LOQ	5,94	<LOQ	10,50
98	Disco de chupeta usado	3,89	<LOQ	<LOQ	19,88	<LOQ	<LOQ	22,00	4,94	50,71
99	Disco de chupeta usado	2,15	<LOQ	1,03	27,80	<LOQ	0,24	30,61	5,30	67,13
100	Disco de chupeta usado	0,98	<LOQ	74,94	45,29	<LOQ	<LOQ	26,69	24,36	172,26
101	Bico de mamadeira usado	1,93	<LOQ	47,70	38,69	1,13	0,08	8,17	<LOQ	97,70
102	Bico de mamadeira usado	2,34	<LOQ	22,94	23,15	0,71	0,38	12,21	<LOQ	61,73
103	Bico de mamadeira usado	2,28	<LOQ	43,57	35,95	0,52	0,70	12,53	<LOQ	95,55
104	Bico de mamadeira usado	2,53	<LOQ	132,74	164,46	1,66	0,61	16,30	<LOQ	318,30
105	Bico de mamadeira usado	2,18	<LOQ	0,36	6,00	0,40	0,13	2,64	<LOQ	11,71
106	Bico de mamadeira usado	1,79	<LOQ	56,34	48,55	0,91	<LOQ	6,55	<LOQ	114,14
107	Bico de mamadeira usado	2,60	<LOQ	1,17	8,45	1,19	0,81	18,46	<LOQ	32,70
108	Bico de mamadeira usado	2,90	<LOQ	<LOQ	5,27	<LOQ	0,22	28,84	11,25	48,48
109	Bico de mamadeira usado	2,47	<LOQ	97,99	91,99	0,64	1,04	14,67	<LOQ	208,80
110	Mordedor usado	2,22	<LOQ	0,28	0,65	0,41	0,21	3,43	<LOQ	7,20
111	Mordedor usado	2,96	<LOQ	110,44	101,29	1,69	1,73	16,34	<LOQ	234,46
112	Mordedor usado	1,74	<LOQ	109,12	99,97	1,28	1,05	18,16	<LOQ	231,33

113	Mordedor usado	1,23	<LOQ	0,74	1,30	0,61	0,90	<LOQ	<LOQ	4,78
114	Mordedor usado	2,26	<LOQ	0,02	1,38	<LOQ	0,86	<LOQ	<LOQ	4,53
115	Mordedor usado	2,09	<LOQ	<LOQ	0,12	0,25	1,05	<LOQ	<LOQ	3,50
116	Mordedor usado	1,31	<LOQ	2,08	0,41	<LOQ	0,39	<LOQ	1,85	6,05
117	Mordedor usado	1,56	<LOQ	0,33	0,47	0,05	0,47	<LOQ	15,41	18,29
118	Bico de copinho de suco usado	2,13	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,20	8,26	1,58	12,18
119	Espuma de bebê conforto usado	1,83	<LOQ	1,14	0,48	<LOQ	<LOQ	17,12	8,88	29,44
120	Tecido de bebê conforto usado	1,09	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	6,37	2875,54	2882,99

Fonte: Autoria própria.

Para reportar os resultados nas concentrações de polibromados, foi constituída uma tabela com valores de concentração de PBDEs de resíduos poliméricos de artigos infantis, que serão comparados com os limites de referência (LPCL - Low POP Concentration Limit) máximo de 500 mg/kg de BDEs proposto pela União Europeia (EUROPEAN PARLIAMENT, 2021).

O Conselho Europeu e o Conselho da União Europeia concordaram em reduzir os limites máximos para os POPS conhecidos como BDEs em resíduos. Essa redução ocorrerá em três etapas. No início da entrada em vigor do regulamento, o valor limite será fixado em 500 mg/kg⁻¹. Após 3 anos, haverá uma redução automática para 350 mg/kg, após 5 anos da entrada em vigor, ocorrerá outra redução automática para 200 mg/kg. Essas reduções estão condicionadas à condição de que o limite máximo para a presença dessa substância no mercado não seja superior a esses valores (EUROPEAN PARLIAMENT, 2021).

Para comparar os resultados obtidos nesse trabalho, utilizaremos o LPCL definido pela União Europeia justamente por falta de regulamentação brasileira a princípio.

A Tabela 3, mostra as concentrações BDEs-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183 e -209 detectados em amostras de várias categorias de resíduos coletadas em 2021-2023. Das 120 amostras em geral, 4,16% (n=5) excederam o LPCL para Σ PBDEs, respectivamente apresentam em ordem crescente os valores tecido de bebê conforto 2.882,99 mg/Kg (amostra n.120); bico de chupeta usado 973,86 mg/Kg (amostra n.51); bico de chupeta usado 884,17 mg/Kg (amostra n.68); bico de mamadeira usado 714,88 mg/Kg (amostra n.22) e bico de mamadeira usado 529,84 mg/Kg (amostra n.20). Não houve excedências de PBDEs para copos de mamadeira usado, disco de chupeta usado, mordedor usado, bico de copinho de suco usado, espuma de bebê conforto usado.

O congênere BDE-209 foi o que predominou na subclasse do tecido de bebê conforto (2.875,54 mg/Kg) em concentrações nas amostras analisadas na tabela 3. No Reino Unido demonstrou que os principais BFRs detectados foram PBDEs em particular BDE-209 em brinquedos infantis (Fatunsin *et al.*, 2020). Esses dados mostram similaridades com os resultados obtidos por Drage *et al.* (2018), onde o BDE-209 também foi o composto com maiores concentrações e contribuições para o aumento de retardantes de chama em resíduos poliméricos da Irlanda.

A partir de 2004, na Europa foi interrompida a produção e utilização do BDE-209 devido ao risco e toxicidade à saúde humana e ambiental (Harrad *et al.*, 2019).

Em um estudo em Cingapura predominou as concentrações de PBDEs (BDE-28, BDE-47 e BDE-99) em amostras de cordão umbilical, dados compatíveis aos encontrados em amostras de países como Suécia e China. Nos Estados Unidos observou uma concentração ligeiramente maior de BDE-47 no sangue do cordão umbilical. (Tan *et al.*, 2009). Essas concentrações podem ter implicações para a saúde, considerando que os PBDEs são considerados disruptores endócrinos e podem afetar o desenvolvimento neurocomportamental e o sistema imunológico (Herbstman *et al.*, 2007).

De acordo com a referência proposta pela União Europeia, as demais amostras analisadas estão dentro do limite de concentração inferior a 500 mg/kg. Isso significa que a concentração dos POPs de BDEs presentes nesses resíduos está abaixo do valor máximo permitido e estabelecido pela União Europeia. Harrad *et al.*, (2023) pesquisou em Irlanda itens de puericultura e identificou que uma alta proporção de tais itens contém um ou mais HFRs em concentrações superiores a 1.000 mg/kg.

A Tabela 4, apresenta as concentrações e porcentagens dos BDEs estudados encontrados para as amostras analisadas.

Tabela 4 – Concentrações totais de BDEs nas amostras de resíduos em artigos infantis analisados.

Composto	Média de BDEs (mg/Kg)	Porcentagem (%)
BDE-28	1,705	1,3 %
BDE-47	11,115	8,2 %
BDE-99	36,709	27,0 %
BDE-100	36,461	26,9 %
BDE-153	0,630	0,5 %
BDE-154	1,023	0,8 %
BDE-183	20,000	14,7 %
BDE-209	28,073	20,6 %
Total	135,716	100 %

Fonte: Autoria própria.

Observa-se na Tabela 4, as maiores concentrações de PBDE são dadas pelo concentração de BDE-99 representando 27% da massa total de PBDEs, respectivamente BDE-100 (26,9%), BDE-209 (20,6%), BDE-183 (14,7%), BDE-47 (8,2%), BDE-28 (1,3%), BDE-154 (0,8%) e BDE-153 (0,5%) representando a menor concentração de PBDEs. Darnerud *et al.*, 2022, diz na sua pesquisa que o BDE-209 apresentou a maior concentração, seguido pelo BDE-47, BDE-153, BDE-99, BDE-100. Enquanto Bi *et al.*, (2006) refere que o sangue materno é frequentemente dominado por BDE-47 e BDE-153, e o sangue do cordão umbilical contém uma porcentagem maior de BDE-47.

A Tabela 5 apresenta a somatória dos resultados para os BDEs em cada subclasse de resíduos em artigos infantis.

Tabela 5 – Somatória dos resultados para os BDEs em cada subclasse de resíduos em artigos infantis.

Subclasse	Número de amostras analisadas	Concentrações total de BDEs (mg/Kg)
Bico de mamadeira usado	31	284,077
Copo de mamadeira usado	23	9,883
Bico de chupeta usado	35	86,994
Disco de chupeta usado	20	10,264
Mordedor usado	8	4,632
*Bico de copinho usado	1	12,180
*Espuma de bebê conforto	1	29,443
*Tecido de bebê conforto	1	2882,995
Total	120	3320,468

Fonte: Autoria própria.

*: A incerteza da falta de dados é considerada.

A Tabela 5 apresenta a seguinte ordem decrescente de concentrações de BDEs por subclasse de resíduos em artigos infantis: bico de mamadeira usado (158,58 mg/kg) >> copo de mamadeira usado (16,48 mg/kg) > bico de chupeta usado (11,85 mg/kg). Apenas para exemplificar observa-se que os resíduos de bico de mamadeira obtiveram concentrações muito acima dos demais resíduos.

Em uma pesquisa com máquinas de lavar louça, foi detectado concentrações

de BPA após o processo de lavagem de mamadeiras em altas temperaturas, consequentemente o resíduo químico é transferido para a bebida, não excedendo 10 µg/l (Biedwemann; Grob; Fjeldal, 2008). Em Canadá obteve concentrações de BPA alterados em mamadeiras e copinhos (Siddique *et al.*, 2021). Na Itália mamadeiras foram quanto à migração de BPA e BPS, nenhuma das marcas apresentou níveis detectáveis de BPS (Russo *et al.*, 2018). O uso de brinquedos por muito tempo pode fazer com que a liberação CPs aconteçam e seu nível de concentração seja reduzida (Zhag *et al.*, 2023).

Tabela 6 – Guia de peso, tempo de uso de bicos artificiais por faixa etária.

Idade (meses)	Peso corporal (Kg)	frequência de bicos artificiais por dia	duração do uso (min)	tempo relativo do uso em 24h	V Saliva (mL/min)
03 - 06	7,4	6	20	0,08	0,47
06 - 12	9,2	4	20	0,06	0,47
12 - 24	11,4	3	15	0,03	0,63
24 - 36	13,8	3	15	0,03	0,63

Fonte: Autoria própria.

A Tabela 6, apresenta o tempo de uso de bicos artificiais por um período de 24 horas, relacionado com o peso (kg) e a idade (meses). Observou-se que a faixa etária de 03-12 meses obteve um tempo de 20 min/24 horas, respectivamente a faixa etária de 12-36 meses de 15 min/24 horas. As crianças e lactentes têm uma maior carga de exposição a FR, devido diferenciações no seu peso corporal, capacidade de metabolismo celular e desintoxicação (Zhang *et al.*, 2023).

Os valores para a taxa de fluxo de saliva variaram de 0,47 a 0,63 ml/min., comparando com os estudos de Negro *et al.* (2000), as taxas de fluxo variam de 0,47 a 0,73 ml/min. que aumenta a taxa de fluxo salivar com a idade. Colares *et al.*, (1979) observou que o fluxo salivar eram maiores entre 03-06 meses, antecedendo a erupção dos dentes.

Os grupos de 42 e 30 meses tiveram taxas de fluxo iniciais maiores que o grupo de 18 meses (Dezan *et al.*, 2002). Quanto maior a relação da área de superfície corporal/volume leva a quantidade relativas de contaminantes na saliva (Razavi, 2022). Fatunsin *et al.* (2020) a potencial exposição dérmico e ingestão oral predomine em idade pré-escolar, outras vias contribuem em exposição relativamente menores.

Webster *et al.* (2005) incluíram em sua pesquisa quatro vias de exposição, tais como: contato dérmico, dieta, inalação e ingestão de poeira; estimou-se que a absorção dérmica pode ser um fator significativo na exposição humana aos PBDE, a falta de dados substanciais nessa área sejam escassos.

Fatunsin *et al.* (2020), avaliou pela primeira vez a exposição a BFRs em brinquedos infantis de plástico através de ingestão oral e absorção dérmica decorrente de uma criança manuseando os brinquedos.

O contato mão-a-boca é o principal meio de exposição de crianças entre 3 meses a 6 anos CPs por meio de brinquedos pesquisados na China (Zhang *et al.*, 2023). Chen *et al.* (2009) identificou lactentes com idade entre 3 e 18 meses como de maior risco de exposição.

A Tabela 7 apresenta uma estimativa de ingestão diária de BDE-209 por faixa etária.

Tabela 7 – Estimativa de ingestão diária de BDE-209 por faixa etária.

Amostras	Subclasses	BDE 209	EDI mg/Kg bw /dia 03-06	EDI mg/Kg bw /dia 6 - 12	EDI mg/Kg bw/dia 12 - 24	EDI mg/Kg bw/dia 24 - 36
46	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
47	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
48	Bico de chupeta usado	2,82	0,01	0,01	0,00	0,00
49	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
50	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
51	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
52	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
53	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
54	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
55	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
56	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
57	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
58	Bico de chupeta usado	6,438	0,03	0,02	0,01	0,01
59	Bico de chupeta usado	1,55	0,01	0,00	0,00	0,00
60	Bico de chupeta usado	9,45	0,05	0,03	0,02	0,01
61	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
62	Bico de chupeta usado	7,94	0,04	0,02	0,01	0,01
63	Bico de chupeta usado	2,92	0,02	0,01	0,01	0,00
64	Bico de chupeta usado	1,62	0,01	0,00	0,00	0,00
65	Bico de chupeta usado	1,04	0,01	0,00	0,00	0,00

66	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
67	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
68	Bico de chupeta usado	15,15	0,08	0,04	0,03	0,02
69	Bico de chupeta usado	3,18	0,02	0,01	0,01	0,00
70	Bico de chupeta usado	3,96	0,02	0,01	0,01	0,01
71	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
72	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
73	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
74	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
75	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
76	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
77	Bico de chupeta usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
78	Bico de chupeta usado	3,05	0,02	0,01	0,01	0,00
79	Bico de chupeta usado	3,18	0,02	0,01	0,01	0,00
80	Bico de chupeta usado	2,69	0,01	0,01	0,00	0,00
MÉDIA			0,010	0,010	0,000	0,000
1	Bico de mamadeira usado	1,93	0,01	0,01	0,00	0,00
2	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
3	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
4	Bico de mamadeira usado	11,88	0,06	0,03	0,02	0,02
5	Bico de mamadeira usado	25,27	0,13	0,07	0,04	0,04
6	Bico de mamadeira usado	9,37	0,05	0,03	0,02	0,01
7	Bico de mamadeira usado	39,69	0,21	0,11	0,07	0,06

8	Bico de mamadeira usado	27,48	0,15	0,08	0,05	0,04
9	Bico de mamadeira usado	15,50	0,08	0,04	0,03	0,02
10	Bico de mamadeira usado	27,33	0,14	0,08	0,05	0,04
11	Bico de mamadeira usado	67,76	0,36	0,19	0,12	0,10
12	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
13	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
14	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
15	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
16	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
17	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
18	Bico de mamadeira usado	4,94	0,03	0,01	0,01	0,01
19	Bico de mamadeira usado	8,83	0,05	0,03	0,02	0,01
20	Bico de mamadeira usado	1,53	0,01	0,00	0,00	0,00
21	Bico de mamadeira usado	1,23	0,01	0,00	0,00	0,00
22	Bico de mamadeira usado	6,02	0,03	0,02	0,01	0,01
101	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
102	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
103	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
104	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
105	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
106	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
107	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
108	Bico de mamadeira usado	11,248	0,06	0,03	0,02	0,02
109	Bico de mamadeira usado	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
MÉDIA			0,040	0,020	0,010	0,010

**RfD (USEPA,
2023)**

0,007

Fonte: Elaborado pela autora, a partir de USEPA (2011).

As amostras da Tabela 7, foi comparada e analisada com o limite máximo permitido de 0,007 mg/kg pela EPA-United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2011). A prioridade nas análises será o composto BDE-209, por apresentar um grau importante de citotoxicidade e cancerígeno (Yuan, 2021). A exposição ao BDE-209 pode alterar as composições microbianas intestinais e diminuir as atividades de enzimas digestivas (Chang *et al.*, 2023). A concentração de POPs acumula no corpo humano no corpo humano (Bi *et al.*, 2006), e geralmente aumenta com a idade (Thomsen *et al.*, 2007).

A Tabela 7, mostra a concentração de BDE-209 detectados em amostras bico de chupeta usado e bico de mamadeira usado. Das 66 amostras em geral, 43,94% (n=29) excederam o limite para Σ PBDEs.

Observa-se na Tabela 7, 14 amostras de bico de chupeta usado e 15 amostras de bico de mamadeira usado ultrapassaram o limite máximo permitido de ingestão diária de BDE-209 (0,007 mg/Kg), predominando a faixa etária de 03-06 meses, respectivamente a faixa etária 6-12 meses, faixa etária de 12-24 meses e a faixa etária de 24-36 meses. Tomasi *et al.* (1994) diz que para as crianças o uso mais frequente de chupetas ocorreu nos primogênitos e menores de 6 meses.

Apresenta-se as médias das amostras do bico de chupeta usado por faixa etária de 03-06 meses (0,010 mg/kg/dia), 6-12 meses (0,010 mg/kg/dia), 12-24 meses (0,000 mg/kg/dia), 24-36 meses (0,000 mg/kg/dia). Das amostras do bico de mamadeira usado por faixa etária de 03-06 meses (0,040 mg/kg/dia), 6-12 meses (0,020 mg/kg/dia), 12-24 meses (0,010 mg/kg/dia), 24-36 meses (0,010 mg/kg/dia). A prevalência do uso de mamadeiras está por volta do quarto ao sexto mês de vida e provavelmente está relacionado ao término da licença maternidade (Rea, 2003).

O ambiente em que as crianças crescem desempenha um papel crucial no seu desenvolvimento. Durante a fase fetal, a exposição a poluentes ambientais pode interferir no desenvolvimento dos órgãos e sistemas, podendo ter impactos a longo prazo na saúde e no desenvolvimento da criança (Fabri *et al.*, 2023).

Os compostos desreguladores endócrinos (EDCs) são um grupo importante de poluentes que estão amplamente presentes em muitas áreas e materiais da vida cotidiana (Fabri *et al.*, 2023). Os EDCs são substâncias químicas que podem interferir com o sistema endócrino humano, que regula muitos processos fisiológicos essenciais (Li *et al.*, 2022), incluindo o desenvolvimento e a função dos órgãos reprodutivos, metabolismo, crescimento e desenvolvimento neurológico e podem ser encontrados

em corpos humanos após muitos anos de sua absorção (Predieri *et al.*, 2022).

Figura 9 – Número de amostras que ultrapassaram os valores de LPCL e menores ao limite de quantificação



Fonte: Autoria própria.

A Figura 9 apresenta amostra (n=29) que excedeu o limite máximo permitido para Σ PBDEs, e (n=37) amostras não ultrapassaram o LPCL apresentando valores menores ao limite de quantificação, obtendo percentagens de PBDEs baixas.

6 CONCLUSÃO

Os POPs são substâncias químicas orgânicas que resistem à degradação ambiental, mantendo sua toxicidade por longos períodos. Esses compostos podem se transportar por longas distâncias através do ar e da água e se acumular nos organismos vivos, resultando em impactos ambientais e toxicidade para a saúde humana.

O ambiente desempenha um papel crucial no desenvolvimento progressivo de riscos para a saúde humana, facilitando a exposição direta a poluentes orgânicos persistentes. Essas substâncias são conhecidas por contribuir para o surgimento de doenças metabólicas e hormonais, podendo ter impactos a longo prazo na saúde e no desenvolvimento da criança.

Foi analisado a presença de PBDEs em artigos infantis utilizando a técnica de Cromatografia Gasosa por Detecção com Espectrometria de Massas (CG/MS), e avaliado a presença ao risco e exposição à saúde humana dos retardantes de chama bromados (BRF).

Os resultados analíticos obtidos permitem concluir que 120 amostras analisadas de artigos infantis, 4,16% ultrapassaram o LPCL maiores de 500 mg Kg⁻¹ de PBDEs proposto pela União Européia, onde o O BDE-99 foi o mais abundante e o BDE-153 em menor concentração.

Na fase de desenvolvimento entre 3 e 18 meses, os bebês exploram o mundo principalmente pela boca, conhecida como a fase oral, onde colocam brinquedos constantemente na região oral. A secreção salivar é maior entre 90 e 180 dias de idade. Durante esse período, há uma prevalência de contaminação por POPs, e também por apresentar variações no peso corporal e na capacidade de metabolismo celular.

Nas faixas etárias estudadas e baseado na concentração de USEPA (0,007 mg/Kg). Das 14 amostras analisadas de bico de chupeta usado e 15 amostras de bico de mamadeira usado, 43,94% (n=29) excederam o limite máximo permitido de ingestão diária para BDE-209, predominando a faixa etária de 03-06 meses. Nesta pesquisa, foi priorizado o composto BDE-209 por apresentar um grau de citotoxicidade e cancerígeno.

Há necessidade de desenvolvimento de estudos acerca dos potenciais efeitos adversos ocasionados pela exposição. A comunidade científica tem manifestado

interesse frente a problemática devido a existência na escassez em relação aos dados e informações produzidos até o momento.

Portanto a participação de autoridades governamentais, avaliadores de risco, e formuladores de políticas é crucial para estabelecer regulamentações, implementar medidas de controle e promover práticas sustentáveis na produção e gestão de POPs. Essa cooperação visa reduzir a exposição e mitigar os potenciais riscos à saúde humana e ao meio ambiente associados a essas substâncias.

REFERÊNCIAS

ABDALLAH, M. A. E. ; DRAGE, D.S.; SHARKEY, M.; BERRESHEI, S.H. A rapid method for the determination of bromine concentrations in plastics and textiles entering the waste stream. **Journal Separation Science**, v. 40, n. 19, e 3873-3881., Aug. 2017. DOI 10.1002/jssc.201700497. Available in: <https://core.ac.uk/download/pdf/185502936.pdf>. Access: 10 mai. 2023.

ABDALLAH, M. A. E., HARRAD, S. Dermal contact with furniture fabrics is a significant pathway of human exposure to brominated flame retardants. **Environmental International**, v. 118, p. 26–33, sep. 2018. DOI 10.1016/j.envint.2018.05.027. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0160412018305282?via%3Dihub>. Access: 21 jan. 2022.

ABDALLAH, M. A. E.; PAWAR, G.; HARRAD, S. Evaluation of 3D-human skin equivalents for assessment of human dermal absorption of some brominated flame retardants. **Environmental International**, v. 84, p. 64–70, 2015. DOI 10.1016/j.envint.2015.07.015. Available in: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26232142/>. Access: 13 jan. 2023.

ALAEI, M.; ARIAS, P.; SJODIN, A.; BERGMAN, A. Environment International: An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. **Environ. Int.**, v. 29, 683-689, Sep. 2003. DOI 10.1016/S0160-4120(03)00121-1. Available in: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12850087/>. Access: 25 jun. 2022.

ANNUNCIAÇÃO, D. L. R.; ALMEIDA, F.F.; HARA, E.L.Y.; GRASSI, M.T.; SODRE, F.F. . Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) as persistent contaminants: Origin, behavior in the environment and analytical strategies. **Nex Chemistry**, v. 41, p. 782-795, Jul. 2018. DOI 10.21577/0100-4042.20170218. Available in: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422018000700782&lng=en&tling=en. Access: 9 jun. 2022.

BALLSCHMITER, K.; ZELL, M. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography: Composition of technical Aroclor-and Clophen-PCB mixtures. **Fresenius Zeitschrift für analytische Chemie**, v. 302, n. 1, p. 20-31, Jan. 1980. DOI 10.1007/BF00469758. Available in: file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Analysis_of_Polychlorinated_Biphenyls_PCB_by_Glass.pdf. Access: 5 mar. 2022.

BI, X.; QU, W.; SHENG, G.; ZHANG, W.; MAI, B.; CHEN, D.; YU, L.; FU, J. Polybrominated diphenyl ethers in South China maternal and fetal blood and breast milk. **Environmental Pollution**, v. 144, p. 1024-1030, Sep. 2006.

BIEDERMANN, B, S; GROB, K; FJELDAL, P. Bisphenol A release from polycarbonate baby bottles: training mechanisms and worst case scenario investigation. **Eur Food Res Technol.** v. 227, p. 1053-1060, 2008.

BOMFIM, M. V. J. **Evaluation of bisphenol a (bfa) levels in children's formulas and its contribution to infant exposure.** 2015. 46 p. Tese (Doutorado em Vigilância Sanitária) – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2016.

COLARES, E. F.; BRASIL, M. R. L.; KAWAZAKI, S. T. Saliva secretion, concentration and pain of human salivary amylase in the first year of life. **Gastroenterology Archives.** v. 16. p. 91-94, Apr-Jun.1979.

CHANG, X.; KANG, M.; FENG, J.; ZHANG, J.; WANG, X.F. Effects of BDE-209 exposure on growth performance, intestinal digestive enzymes, and intestinal microbiome in common carp (*Cyprinus carpio* L.). **Aquaculture and Fisheries**, v. 8, n. 1, p. 33-41. Jan. 2023. DOI 10.1016/j.aaf.2021.05.005. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468550X21000666>. Access: 12 jun. 2023.

CHEN, C.; CHEN, A. C.; LI, L.; PENG, W.; WEBWE, R.; LIU, J. Distribution and emission estimation of short- and medium-chain chlorinated paraffins in Chinese products using detection-based mass balancing. **Environ Sci Technol**, v. 55, p. 7335-7343, May. 2021. DOI 10.1021/acs.est.0c07058. Available in: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.est.0c07058>. Access: 21 jun. 2023.

COVACI, S. HARRAD, S.; ABDALLAG, M. A. E.; ALI, N.; LAW, R.J HERZKE, D.; WIT, de C. A. New brominated flame retardants: a review of their analysis, environmental fate and behavior. **Environ Int.** v. 37, n. 2, p. 532-556, Feb. 2010. DOI 10.1016/j.envint.2010.11.007. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0160412010002370?via%3Di> hub. Access: 13 may. 2023.

DARNERUD, P. O. LIGNELL, S.; AUNE, M.; ISAKSSON, M.; CANTILLANA, T.; REDEBY, J.; GLYNN, A. Time trends of polybrominated diphenylether (PBDE) congeners in serum of Swedish mothers and comparisons to breast milk data. **Environ Res.** v. 138, p. 352-360, 2015. DOI 10.1016/j.envres.2015.02.031. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935115000663>. Access: 15 dec. 2022.

DENG, D.; Chen, H.; Tam, N. F. Temporal and spatial contamination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in wastewater treatment plants in Hong Kong. **Science of the total environment**, v. 502, p. 133-142, 2015.

DENG, W. J.; ZENG. J. S.; BI, X. H.; FU, J. M.; WONG, M. H. Distribution of PBDEs in air particles from an electronic waste recycling site compared with Guangzhou and Hong Kong, South China. **Environment international**, v. 33, n. 8, p. 1063-1069, 2007.

DEZAN, C.C.; NICOLAU, J.; SOUZA, D.N.; WALTER, L. R. F. Flow rate, amylase activity, and protein and sialic acid concentrations of saliva from children aged 18, 30 and 42 months attending a baby clinic. **Archives of Oral Biology**, v. 47, p. 423–427, 2022.

DRAGE, D.; SHARKEY, M.; OMRAN, L. S. A. L.; STUBBINGS, W. A.; BERRESHEIM, H.; COGGINS, M.; ROSA, A. H.; HARRAD, S. Halogenated flame retardants in Irish waste polymers: Concentrations, legislative compliance, and preliminary assessment of temporal trends. **Environmental Pollution**, v. 309, p. 119796, 15 set, 2018.

EPA, U.; FACTORS PROGRAM, E. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <www.epa.gov>.

ESPANA, V. A. A.; MALLAVARAPU, M.; NAIDU, R. Treatment technologies for aqueous perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA): A critical review with an emphasis on field testing. *Environmental Technology & Innovation*, v. 4, p. 168-181, Oct. 2015. DOI 10.1016/j.eti.2015.06.001. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186415000243>. Access: 4 oct. 2023.

FABBRI, L.; GARLANTÉZEC, R.; AUDOUZE, K.; BUSTAMANTE, M.; CARRACEDO, Á.; CHATZI, L.; GONZÁLEZ, R. J.; GTAZULEVICIENE, R.; KEUN, H.; LAU, E. C.; SABIDO, E.; SISKOS, A. P.; SLAMA, R.; THOMSEN, C.; WRIGHT, J.; YUAN, L. W.; CASAS, M.; VRIJHEID, M.; MAITRE, L. Childhood exposure to non-persistent endocrine disrupting chemicals and multi-omic profiles: A panel study. **Environment International**, v. 173, P. 107-856, Feb. 2023. DOI 10.1016/j.envint.2023.107856. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412023001290?via%3Dihub>. Access: 15 may. 2023.

FATUNSIN, O. T.; OLUSEYI, T.; DRAGO, D.; ABDALLAH, M. A. E.; TURNER, A.; HARRAD, S. Children's exposure to hazardous brominated flame retardants in plastic toys. **Science of The Total Environment**, v. 720, p. 137623. Jun. 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.137623 Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720311347?via%3Dihub>. Access: 15 set. 2023.

FERRONATO, G. Determination of persistent organic pollutants (POPs) in breast milk: development and application of an analytical method using GC-NCI-MS. UFSM, 2016.

FROMME, H.; FUCHS, V.; ALBRECHT, M.; ASCHENBRENNER, B.; ROHL, C.; JANITZKI, N.; JONAT, S. H.; WOCKNER, M.; VOLKEL, W.; FLEMMER, A. W.; SCHOBER, W. Polychlorinated dioxins and dibenzofurans (PCDD/F), polybrominated dioxins and dibenzofurans (PBDD/F), polychlorinated biphenyls (PCB), polybrominated diphenyl ethers (PBDE), and per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in German breast milk samples (LUPE 8). **Science of The Total Environment**, v. 825, n. 1-5, p. 40-66, Jun. 2022. DOI 10.1016/j.scitotenv.2022.154066. Available in: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722011585?ref=pdf_download&fr=RR-2&rr=845c73fdd9be4b38. Access: 4 jan. 2023.

GAYLOR, M. O.; MEARS, G. L.; HARVEY, E.; GUARDIA, M. J. L.; HALE, R. C. Polybrominated diphenyl ether accumulation in an agricultural soil ecosystem receiving

wastewater sludge amendments. **Environmental science & technology**, v. 48, n. 12, p. 7034-7043, June. 2014. DOI 10.1021/es5014032. Available in: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es5014032>. Access: 29 nov. 2022.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis Sirius Passet View project discrete biochronological time scales and graph theory View project. [s.l: s.n.], 2001.

HARRAD, S.; GRAGE, D.; SHARKEY, M.; STUBBINGS, W.; ALGHAMDI, M.; BERRESHEIM, H.; COGGINS, M.; ROSA, A. H. Elevated concentrations of halogenated flame retardants in waste childcare articles from Ireland. **Environmental Pollution**, v. 317, n. 1-2 p.0732, Jan. 2023. DOI 10.1016/j.envpol.2022.120732. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749122019467?via%3Dihub>. Access: 13 dec. 2022.

HARRAD, S.; DIAMOND, M. New directions: Exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated (PCBs): Current and future scenarios. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 11, p. 1187-1188, Febr. 2006

HARVEY, D. J. Chapter 14 - Mass spectrometric detectors for gas chromatography. Encyclopedia of Analytical Science: Second Edition. **Science Direct**. p. 399 - 424, Jan. 2021. DOI 10.1016/B978-0-12-820675-1.00022-8. . Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780128206751000228>. Access: 11 jan. 2023.

HERBSTMAN, J. B.; SJODIN, A.; APELBERG, B. J.; WITTER, R. F.; PATTERSON, D. G.; HALDEN, R. U.; JONES, S. R.; PARK, A.; ZHANG, Y.; HEIDLER, J.; NEEDHAM, L. L. Determinants of prenatal exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in an urban population. **Environment. Health Perspective**, v. 115, p. 1794-1800, Dec. 2007. DOI 10.1289/ehp.10333. Available in: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2137116/>. Access: 18 sept. 2023.

HOUD M.; SILVA DE A.M.; MUIR, D. C. G.; LETCHER, R. J. Monitoring of Perfluorinated Compounds in Aquatic Biota: An Updated Review. **Environmental Science and Technology**, v. 45, p. 7962– 7973, May. 2011. DOI 10.1021/es104326w. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es104326w>. Available in: 15 jan. 2023. Access: 3 sept. 2023.

JEONG, Y. LEE, S.; KIM, S.; CHOI, S. D.; JEONGIM, P.; KIM, H. J.; LEE, J. J.; CHOI, G.; CHOI, S.; KIM, S.; KIM, S. Y.; KIM, D. J.; CHO, G.; SUH, E.; KIM, S. K.; EUN, S.H.; EOM, S.; KIM, S.; KIM, G.H.; LEE, G. C.; BANG, L.H. Infant exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) via consumption of homemade baby food in Korea. **Environmental research**, v. 134, p. 396-401, 2014. DOI 10.1016/j.envres.2014.08.018. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935114002783>. Access: 26 oct. 2023.

KIM, U. J.; LEE I. S.; KIM, H. S.; OH, J. E. Monitoring of PBDEs concentration in

umbilical cord blood and breast milk from Korean population and estimating the effects of various parameters on accumulation in humans. **Chemosphere**, v. 85, n. 3, p. 487-493, Oct. 2011. DOI 10.1016/j.chemosphere.2011.08.008. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653511009556?via%3Dihub>. Access: 6 oct. 2023.

KRAMER, N. E.; BARNETT, L. M. A.; CUMMINGS, B. S. Nephrotoxicity of Flame Retardants: An Understudied but Critical Toxic Endpoint. *Current Opinion in Toxicology*, v. 32, p. 100-359, Jun. 2022. DOI 10.1093/toxsci/kfy159. Available in: <https://academic.oup.com/toxsci/article/164/2/379/5043549?login=false>. Access: 20 jan. 2023.

LANDRIGAN, P. J.; GOLDMAN, L. R. Childhood vulnerability to toxic chemicals: a challenge and opportunity to strengthen health and environment policy. **Health Affairs**, v. 30, n. 5, p. 842-850, May. 2011. DOI 10.1377/hlthaff.2011.0151. Available in: https://www.healthaffairs.org/doi/10.1377/hlthaff.2011.0151?url_ver=Z39.88-2003&rfr_id=ori%3Arid%3Aacrossref.org&rfr_dat=cr_pub++0pubmed. Access: 15 aug. 2023.

LEE, S.; KIM, S.; KIM, E.; LEE, I. S.; CHOI, G.; KIM, H. J.; PARK, J.; LEE, J. J.; CHOI, S.; KIM S. ; KIM, S.; KIM, S.; CHOI, K.; MOON, H. B. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk of Korea in 2011: current contamination, time course variation, influencing factors and health risks. **Environmental research**, v. 126, p. 76-83. 2013.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical Ecology*. 2. ed. [s.l: s.n.]. v. 20, 1998.

LI, S. et al. Migration study of phenolic endocrine disruptors from pacifiers to saliva simulants by solid phase microextraction with amino-functionalized microporous organic network coated fiber. **Journal of Hazardous Materials**, v. 438, p 129-505, Oct. 2022. DOI doi.org/10.1016/j.envres.2013.08.004. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935113001461>. Access: 22 aug. 2023.

MACH, V.; STRAKOVÁ, J. Forever chemicals round and round: Contamination of water bodies with perfluorinated substances and brominated flame retardants in the Prague area. **Arnika – Toxics Waste Program**. p. 42, Dec. 2020.

MILLER, M. .; CHERNYAK, S. M.; DOMINO, S.; BATTERMAN, S. A.; CARUSO, R. L. Concentrations and speciation of polybrominated diphenyl ethers in human amniotic fluid. **Sci Total Environ**, v. 417, p. 294-298, Febr. 2012. DOI 10.1016/j.scitotenv.2011.11.088. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711014203?via%3Dihub>. Access: 22 febr. 2023.

NEGORO, H.; TSUBOI, S.; ADACHI, K.; HANAKI, M.; TANAKA, D.; TAKAMI, E.; NAKATO, T.; KUWAHARA, M.; QUI, T. T. Oral glucose retention, salivary viscosity and flow rate in 5-year- old children. **Bow Bio Oral**. v. 45, p. 1005-1011, Nov. 2000. DOI 10.1016/s0003-9969(00)00064-9. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003996900000649?via%3Dihub>. Access: 18 may. 2023.

PAPACHLIMITZOU, A.; BARBER, J. L.; LOSADA, S.; BERSUDER, P.; LAM, R. J. A review of the analysis of novel brominated flame retardants. **Journal of Chromatography A**, v. 1219, p. 15-28, Nov. 2012. DOI 10.1016/j.chroma.2011.11.029. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021967311017146?via%3Dihub>. Access: 2 may. 2023.

PALIYA, S.; MANDPE, A.; BHISIKAT, D.; KUMAR, M. S.; KUMAR, S. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Indian wastewater treatment plant: Occurrence, mass flow and removal. **Chemosphere**, v. 303, n. 13, p. 50-55. May. 2022. DOI 10.1016/j.chemosfera.2022.135055. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565352201548X?via%3Dihub>. Access: 9 oct. 2023.

PASSOS, P. N. C. The Stockholm Conference as a starting point for international environmental protection. **Fundamental Rights & Democracy Magazine**, v. 6, n. 6, 2009.

PIERONI, M.C.; LEONEL, J.; FILLMANN, G. Brominated flame retardants: a review. *Química Nova*, v. 40, n. 3, p. 317-326, 2017. DOI 10.21577/0100-4042.20160176. Available in: <https://www.scielo.br/j/qn/a/BRBstQNlfVVBVjCMprqhqr/#>. Access: 13 mar. 2023.

PREDIERI, B.; ALVES, A. D.; LUGHETTI, L. New insights into the effects of endocrine disruptors in children. **J Pediatr**, v. 98, p. 73-85, Mar-Apr. 2022. DOI 10.1016/j.jped.2021.11.003. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021755721001637?via%3Dihub>. Access: 16 sept. 2023.

REA, M. F. Reflections on breastfeeding in Brazil: from how we moved to 10 months of duration. *public health notebook*. Supl 1; p. 19:37-45, 2003. DOI 10.1590/S0102-311X2003000700005. Available in: <https://www.scielo.br/j/csp/a/JDFqD6Hqm83qHKJ3ybjYCHw/abstract/?lang=pt>. Access: 2 sept. 2023.

RAZAVI, N.; MOSAVIAN, M. T. H.; HAGLE, Z. Curcumin-loaded magnetic chitosan-based solid-phase extraction- gas chromatography of migrated phthalate esters from pacifiers and plastic toys into baby saliva. **Microchemical Journal**, v. 181, p. 107-686, Oct. 2022. DOI 10.1016/j.microc.2022.107686. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0026265X22005148>. Access: 19 may. 2023.

REN, X.; GENG, N.; ZHANG, H.; WANG, F.; GONG, Y.; XIAOYAO, C.; LUO, Y.; ZHANG, B.; CHEN, J. Comparing the disruptive effects of short, medium and long chain chlorinated paraffins on cell viability and metabolism. **Sci Total Environ**, v. 685, p. 297-307. Oct. 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.05.388. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719324416?via%3Dihub>. Access: 21 sept. 2023.

RUSSO, G.; BARBATO, F.; CARDONE, E.; FATTORE, M.; ALBRIZIO, S.; GRUMETTO, L. Release of Bisphenol A and Bisphenol S in milk under domestic conditions from bottles marketed in Italy. **J Environ Sci Health B**, v. 53, n. 2, p. 116-120, Febr. 2018.

SIDDIQUE, S.; ZHANG G.; COLEMAN, K.; KUBWABO, C. Investigation of the migration of bisphenols from baby bottles and sippy cups. **Current Research in Food Science** v. 4, p. 619-626, Sept. 2021. DOI 10.1016/j.crfs.2021.08.006.

Available in:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2665927121000599?via%3Dihub>
Access: 12 dec. 2023.

TAN, J.; LOGANATH, A.; CHONG, Y. S.; OBBARD, J. P. Exposure to persistent organic pollutants in utero and related maternal characteristics on birth outcomes: A multivariate data analysis approach.

Chemosphere, v. 74, n. 3, p. 428-433, Jan. 2009. DOI

10.1016/j.chemosphere.2008.09.045. Available in:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653508012010?via%3Dihub>.
Access: 25 apr. 2023.

THOMSEN, C.; LIANE, V. H.; BECHER, G. Extração automatizada em fase sólida para a determinação de éteres difenílicos polibromados e bifenilos policlorados em aplicação de soro em amostras norueguesas arquivadas de 1977 a 2003. **J. Cromatogr.** v.846, p. 252-263, apr. 2007.

TROMBINI, R.S. Development and characterization of polypropylene compositions/flame retardant fillers. Thesis (Doctorate in Materials Engineering) – Federal University of São Carlos. São Carlos, 2004.

TOMASI, E; VICTORIA, C. G; OLINTO, M. T. A. Patterns and determinants of pacifier use in children. *J Pediatr (Rio J)*. 1994a; 70(3): 167-173.

United States Environmental Protection Agency. USEPA: Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-09/052F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, and online at: <https://cfpub.epa.gov/ncea/efp/re-cordisplay.cfm?deid=236252>. Access: mai 20. 2023.

WEBSTER, T. F.; VIEIRA, V.; SCHECTER, A. Estimating Human Exposure to PBDE-47 Via Air, Food and Dust Using Monte Carlo Methods. **Organohalogen Compounds**. V. 67, p. 505-508. 2005.

WIT, D. E.; BIGAUD, N. No plastic in nature: assessing plastic ingestion from nature to people. WWF Analysis, **Environmental Science**, 12 jun, 2019.

WITTMANN, C. Fluxome analysis using GC-MS. *Microbial Cell Factories* 2007, 6:6 doi:10.1186/1475-2859-6-6.

<https://microbialcellfactories.biomedcentral.com/articles/10.1186/1475-2859-6-6>

WU, Y.; MILLER, G. Z.; GEARRHART, F.; ROMANAK, K. A. Child car seats contain old and new flame retardants. **Environ Sci Technol Lett**, v. 6, p. 14-20, Dec. 2019.

YUAN, J.; CHE, S.; ZHANG, LI.; LI, X.; YANG, J.; SUN, X.; RUAN, Z . Assessing the combinatorial cytotoxicity of the exogenous contamination with BDE-209, bisphenol A, and acrylamide via high-content analysis. **Chemosphere**, v. 284, p. 131-346, Jun. 2021. DOI 10.1016/j.chemosphere.2021.131346. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565352101818X?via%3Dihub>. Access: 18 aug. 2023.

ZANG, R.; LI, J.; WANG, Y.; JIANG, G. Distribution and exposure risk assessment of chlorinated paraffins and novel brominated flame retardants in toys. **Journal of Hazardous Materials**, p.447, p. 130789-2023. DOI 10.1016/j.jhazmat.2023.130789. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389423000717?via%3Dihub>. Access: 20 aug. 2023.

ZHANG, T.; ZHOU, X.; XU, A.; TIAN, Y.; WANG, Y.; ZHANG, Y.; GU, Q.; WANG, S. Q.; WANG, Z. Toxicity of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) on rodent male reproductive system: A systematic review and meta-analysis of randomized control studies. **Science of the Total Environment**, v. 720, p. 137-419, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.137419. Available in: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720309293?via%3Dihub>. Access: 15 dec. 2023.