

Bitucas de cigarro descartadas: relações entre impactos ambientais, demografia e mercado em cidades brasileiras altamente urbanizadas

Ítalo Braga Castro
Victor Vasques Ribeiro

ACT

Promoção da Saúde

Redação**Universidade Federal de São Paulo**

Ítalo Braga Castro

Victor Vasques Ribeiro

Colaboração**ACT Promoção da Saúde**

Mariana Pinho

Mônica Andreis

**Instituto para o Controle Global do Tabaco (IGTC)
da Johns Hopkins Bloomberg School of Public Health**

Graziele Grilo

Kevin Welding

Instituto Nacional de Câncer

André Szklo

Declaração de financiamento

Este trabalho foi apoiado com um prêmio do Instituto para o Controle Global do Tabaco (IGTC) da Johns Hopkins Bloomberg School of Public Health com financiamento da Iniciativa Bloomberg para Reduzir o Uso do Tabaco

Diagramação

Ronieri Gomes

Citação sugerida

Castro, Ítalo Braga Castro; Ribeiro, Victor Vasques Ribeiro. Bitucas de cigarro descartadas: relações entre impactos ambientais, demografia e mercado em cidades brasileiras altamente urbanizadas. Rio de Janeiro: ACT Promoção da Saúde, 2023.

Sumário

1. Introdução	6
2. Material e métodos	11
2.1 Área de estudo	11
2.1.1 Níveis de densidade urbana	12
2.1.2 Níveis de renda	13
2.1.3 Outros aspectos urbanos	14
2.2 Procedimentos de Coleta	15
2.3 Densidade de bitucas de cigarro	17
2.4 Estimativa de lixiviação de contaminantes de bitucas de cigarro	18
2.5 Marcas e fabricantes de cigarros	20
2.6 Mercado ilegal de cigarros	21
2.7 Experimentos com bitucas	21
3. Resultados e Discussões	23
3.1 Densidade das Bitucas de Cigarro	23
3.1.1 Níveis de densidade urbana	24
3.1.2 Níveis de renda	26
3.1.3 Densidade urbana e níveis de renda	27
3.1.4 Outros aspectos urbanos	29

3.1.5 Densidades das Bitucas de Cigarro Mundialmente	24
3.2 Estimativa de lixiviação de contaminantes de bituca de cigarro	25
3.2.1 Níveis de densidade urbana	26
3.2.1 Níveis de renda	28
3.2.3 Densidade urbana e níveis de renda	28
3.2.4 Lixiviação de contaminantes de bitucas de cigarro mundialmente ..	29
3.3 Marcas de bitucas de cigarro	31
3.4 Mercado Ilegal de Cigarros (MIC)	35
3.4.1 Bitucas de cigarro	35
3.4.2 Maços de cigarro	38
3.4.3 Viabilidade de bitucas e maços de cigarro para avaliações fu- turas do Mercado Ilegal	40
3.5 Experimentos com Bitucas de Cigarro	44
4. Conclusão	47
Referências	50
Material Suplementar	59

Resumo

Anualmente, trilhões de cigarros são produzidos e descartados globalmente. As bitucas de cigarro (BCs) são o principal item do lixo antropogênico, contaminando ambientes aquáticos, lixiviando contaminantes e afetando seres vivos. Uma única BC contém uma mistura de mais de 7.000 compostos, podendo contaminar cerca de 1.000 L de água pela liberação de substâncias perigosas, como metais tóxicos e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). Pessoas que fumam são mais propensas a descartar BCs do que outros tipos de lixo, mas a ocorrência de BCs em áreas urbanas é pouco investigada. Além disso, os estudos de monitoramento geralmente ignoram as marcas dos BCs, perdendo informações valiosas para possibilitar possíveis análises de logística reversa e comercialização ilegal de cigarros (MIC). O Brasil tem um papel importante na mitigação do tabagismo como o país líder na redução da prevalência do tabaco na América do Sul. A cidade de Guarujá (324.977 habitantes) apresenta espaços territoriais ocupados por áreas de proteção ambiental (75%) e zonas altamente urbanizadas (25%), com atividades principais relacionadas ao complexo portuário e ao turismo. Guarujá detém o 37º melhor status de limpeza urbana entre 5.568 cidades brasileiras. Apesar disso, estudos anteriores encontraram altos níveis de contaminação por BCs nas 1ª (Santos) e 2ª (Niterói) cidades mais bem classificadas nesse ranking. O presente estudo realizado em áreas urbanas do Guarujá, teve como objetivo determinar a densidade de bitucas de cigarro em vias urbanas de zonas com diferentes densidades urbanas e renda, estimar a lixiviação potencial de contaminantes, identificar as marcas de BCs e a porcentagem do mercado ilegal de cigarros (MIC). Além disso, os níveis de HPAs e metais tóxicos foram avaliados experimentalmente com base em lixiviados de BCs. Foram encontradas 4.321 BCs em 23.694 m² das vias públicas do Guarujá, com densidades de 0,18±0,17 BCs.m⁻². Considerando as densidades obtidas neste e em

outros estudos similares, não foi observada relação com o ranking brasileiro de limpeza urbana, indicando que programas de monitoramento direcionados as BCs devem ser adotados. Curiosamente, as densidades foram positivamente relacionadas ao número de prédios comerciais, bancos e lojas que vendem maços e unidades de cigarros, mas não ao número de prédios residenciais, bueiros, pontos de ônibus, lixeiras e renda local. A lixiviação potencial de contaminantes oriundos de BCs no Guarujá foi severa ($CBPI=15,4\pm 11,5$), sendo maior em zonas de baixa densidade urbana. Assim, as zonas menos populosas do Guarujá podem contribuir sobremaneira, com a contaminação do solo e lençóis freáticos por resíduos químicos perigosos. Em Santos, áreas pouco populosas contribuíram menos, enquanto em Niterói, todas as faixas de densidade urbana contribuíram de forma semelhante. Niterói, e especialmente Santos e Guarujá apresentaram níveis alarmantes de CBPI considerando outros estudos realizados no mundo. As principais marcas de BCs encontradas no Guarujá foram Rothmans, Marlboro e Gift, semelhantes às observadas em Santos. Com base nas marcas identificadas, o MIC variou de 21,7% a 36,7%, indicando que programas de monitoramento e ações de controle no mercado ilegal de cigarros devem ser adotados. Além disso, a presença de BC e a potencial lixiviação de contaminantes foram mais fortemente relacionados à baixa densidade urbana, enquanto o MIC foi influenciado pelo baixo nível de renda. Finalmente, níveis altamente tóxicos de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e elementos químicos foram lixiviados para água no estudo experimental, indicando preocupações sobre os riscos ecológicos e à saúde. Assim, é crucial abordar e mitigar a contaminação ambiental causada por BCs para salvaguardar os ecossistemas e o bem-estar humano.

Palavras-chave: Marcas; Contaminantes; Mercado ilegal; lixiviação; vias urbanas.

1. Introdução

O tabagismo é um comportamento social bastante comum. Estima-se que 1,14 bilhão de pessoas fumaram 7,41 trilhões de cigarros em 2019 (GBD Tobacco, 2021). Embora fumar esteja associado a uma série de impactos na saúde, como câncer (Hecht and Hatsukami, 2022), acidente vascular cerebral (Ikazabo et al., 2022), diabetes (Zeru et al., 2021), complicações no parto (Gutvirtz and Sheiner, 2022), doenças cardíacas (Sepand et al., 2021) e pulmonares (Li et al., 2021), toda a cadeia de produção de cigarros (fabricação, distribuição e descarte) também representa várias ameaças ambientais (Araújo et al., 2022; Green et al., 2022). Por exemplo, a etapa de fabricação resulta em desmatamento de áreas naturais (Gomersall, 2022), enquanto utiliza pesticidas nocivos, aumentando as emissões de gases de efeito estufa e causando problemas de saúde de trabalhadores (Li, 2022; Malahayati and Masui, 2019). Além disso, os cigarros também se tornam um grave problema ambiental após o consumo, uma vez que as bitucas de cigarro (BCs) espalhadas contaminam as águas doces e costeiras, lixiviando contaminantes, afetando especialmente os organismos aquáticos (Araújo et al., 2022; Torkashvand et al., 2020).

Os 5,5 trilhões de cigarros produzidos levam a aproximadamente 4,5 trilhões de BCs descartados inadequadamente por ano (Torkashvand and Farzadkia, 2019). Embora os filtros de cigarro possam capturar alguns produtos químicos tóxicos gerados ao fumar (Nitschke et al., 2023), as BCs podem conter mais de 7.000 compostos, sendo pelo menos 150 tóxicos (Araújo and Costa, 2019). Cada BC pode contaminar até 1.000 L de água, liberando substâncias perigosas como metais tóxicos, BTEX, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), compostos nitro-

genados, aminas aromáticas, entre outros (Akhbarizadeh et al., 2021; Dobaradaran et al., 2021, 2019, 2018, 2017; Soleimani et al., 2022). Vários estudos encontraram níveis substanciais de HPAs e elementos tóxicos em BCs espalhados em ambientes naturais e urbanos (Ding et al., 2007; Lee et al., 2011; Shimazu, 2016; Vu et al., 2015). Diversas substâncias químicas presentes nas BCs fumadas são persistentes no ambiente, bioacumulam em organismos vivos, além de induzirem efeitos mutagênicos, carcinogênicos e teratogênicos (Neira et al., 2017; Qiao et al., 2006; Rochman et al., 2013). De fato, BCs recém descartadas vazam substâncias perigosas para o meio ambiente, afetando solos e águas naturais (Dobaradaran et al., 2019). Assim, surgem preocupações uma vez que as BCs surgiram como o item mais comum dentre o lixo antropogênico (Araújo et al., 2022), principalmente devido ao descarte incorreto em comparação com outros tipos de lixo (de Granda-Orive et al., 2016). No entanto, a ocorrência e distribuição de BCs em áreas urbanas e os riscos ambientais associados causados por metais tóxicos e HPAs permanecem pouco compreendidos (Ribeiro et al., 2022).

Estudos de monitoramento de BCs descartadas geralmente analisam o número de itens coletados por uma área pré-determinada, ignorando a análise de marcas de BCs (Araújo and Costa, 2021; Torkashvand et al., 2021) ou ocultando os nomes das marcas (Lima et al., 2021; Santos-Echeandía et al., 2021). No entanto, existem vários ganhos de conhecimento na avaliação das marcas de BCs descartadas. Por exemplo, estratégias de logística reversa podem ser adotadas quando marcas e fabricantes de cigarros são conhecidos (Brasil, 2010). Com base nessas informações, penalidades poderiam ser aplicadas aos fabricantes, economizando milhões de dólares em custos de coleta e gerenciamento desses resíduos (Granados et al., 2019; Ranjkesh and Nasouri,

2022). Além disso, a identificação de marcas de BCs descartadas é necessária para adoção de ações de logística reversa, que são obrigatórias para possibilitar avaliações integrativas de impactos ambientais, demográficos e mercadológicos que permitam estimativas de custos (Ribeiro et al., 2022).

O mercado ilegal de cigarros (MIC) é uma questão preocupante relacionada ao tabagismo, enquanto a indústria do tabaco amplia sua real proporção buscando isentar-se (Arevalo et al., 2016; Kurti et al., 2020; Nguyen and Nguyen, 2020; Scollo et al., 2014; Szklo et al., 2020; van der Zee et al., 2020). Vendidos a preços mais baixos, os cigarros ilegais são fabricados evitando impostos e/ou são contrabandeados de países com impostos menores (Goodchild et al., 2022). Avaliações do MIC podem ser realizadas usando vários métodos e protocolos padronizados (Merriman et al., 2000; Ross, 2015; Smith et al., 2019). Normalmente são empregados levantamentos, compras fictícias, análise de lacunas fiscais e/ou análise visual de maços de cigarros coletados em calçadas urbanas ou lixeiras. Idealmente, buscando produzir um panorama confiável da taxa de ICM em um local específico, é necessário aplicar amostragens de monitoramento contínuo utilizando diferentes métodos. BCs descartadas podem representar uma estratégia complementar para estimar o ICM, apesar de apresentarem alguns desafios, como distinguir com precisão marcas legais ou ilegais (Ribeiro et al., 2022). Por outro lado, pode evitar o viés autorrelatado de outros métodos, fornecendo réplicas de amostragem semelhantes, enquanto pode indicar algumas tendências no consumo ilícito (Smith et al., 2019).

O Brasil é o quinto maior país do mundo e o maior e mais populoso da América Latina (>212 milhões de habitantes) (IBGE, 2020). O Brasil tem um papel importante na mitigação do tabagismo na

América, como um dos países líderes na redução da prevalência do tabagismo (Curti et al., 2019; Szklo et al., 2020). Embora o número de brasileiros que fumam cigarros tenha diminuído nas últimas décadas, mais de 8 milhões de pessoas que fumam ainda se identificam como 'leais', 'satisfeitos' ou 'muito satisfeitos' com a "qualidade" geral dos cigarros ilegais (Dorfman et al., 2017; Gigliotti et al., 2014). As taxas nacionais de MIC foram estimadas no Brasil usando diferentes métodos (Brown et al., 2017; Iglesias et al., 2017; Szklo et al., 2018; Szklo and Iglesias, 2020). Em perspectivas locais, Szklo et al. (2020) analisaram cinco cidades altamente urbanizadas usando quatro métodos distintos (maços de cigarro descartados no lixo [1] e em calçadas [2] e telefone [3] e questionários presenciais [4]). Assim, avaliar o MIC em bases locais desempenha papel essencial para melhor estimar tais taxas, facilitando o cruzamento de métodos usados nacionalmente. Nosso estudo anterior em Santos e Niterói foi o primeiro a aplicar identificações de BCs para estimar MIC no Brasil (Ribeiro et al., 2022).

Guarujá é uma ilha que, juntamente com outras oito cidades, incluindo Santos, forma a região metropolitana da Baixada Santista, localizada no sudeste do estado de São Paulo (Roveri et al., 2020b). Guarujá tem 324.977 habitantes, 144,8 km² e 64 km de extensão (IBGE, 2020). Cerca de 75% da área do Guarujá é coberta por áreas de proteção ambiental e os 25% restantes são áreas totalmente urbanizadas (Roveri et al., 2020b; SMA/CPLA, 2016). As principais atividades econômicas realizadas No Guarujá estão atreladas à cidade vizinha de Santos, que compartilham o maior complexo portuário da América Latina (Pusceddu et al., 2019). As atividades turísticas também são amplamente realizadas no Guarujá, estando principalmente relacionadas às 27 praias com clima agradável durante todo o ano. Nesse sentido, durante as altas temporadas de verão (dezembro a fevereiro), a

população do Guarujá dobra (Roveri et al., 2020a). Segundo o Sindicato das Empresas de Limpeza Urbana, Guarujá tem o 37º melhor status de limpeza urbana entre 5.565 cidades brasileiras, diferentemente de Santos (SP) e Niterói (RJ), que ocupam os primeiros lugares do ranking (ISLU, 2022). Apesar disso, nosso estudo anterior relatou altos níveis de contaminação por BCs em calçadas de Niterói, e especialmente Santos (Ribeiro et al., 2022), indicando que mesmo cidades bem classificadas em índices de limpeza pública podem ter problemas relacionados à contaminação por BCs.

Com base nesse cenário, o presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição espacial de BCs descartadas em áreas com diferentes densidades urbanas e renda no Guarujá. Esta abordagem, associada à obtenção de Índices de Poluição por Bitucas de Cigarro, experimentos de chorume (PHAs e elementos tóxicos) e estimativas de MIC, permitirá uma avaliação integrativa dos potenciais impactos socioambientais induzidos pela contaminação por BCs. Os resultados foram comparados com estudos anteriores realizados nas cidades de Santos e Niterói buscando orientar as decisões gerenciais na mitigação deste grave problema na área estudada, possibilitando também avanços em uma perspectiva global.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

A avaliação espacial de bitucas de cigarro (BCs) e maços de cigarro (MCs) incluíram nove pontos de amostragem na cidade do Guarujá (S1 até S9). A seleção de pontos levou em consideração três diferentes níveis de densidade urbana baseado no plano diretor da cidade (*alta, moderada e baixa densidade urbana*) (Guarujá, 2013) (Tabela 1). Adicionalmente, os pontos S1 até S9 foram escolhidos visando permitir três réplicas das campanhas amostrais, usando 20 voluntários, os quais cobriram todos os pontos no mesmo dia, entre 17 e 22 horas. Embora a densidade urbana tenha sido o critério prioritário para a seleção dos pontos, análises empregando endemias mensais foram realizadas, já que a prevalência das pessoas que fumam e as taxas de comércio ilegal são frequentemente associadas à ocupação urbana (Szklo et al., 2020). Para este propósito foram usados dados disponíveis sobre o Rendimento Nominal Médio dos Chefes de Família (RNRD) na cidade do Guarujá, aos quais são categorizados em quatro classes (*muito baixo, baixo, moderado, alto*) (Guarujá, 2013). Embora o número de pontos para cada categoria de densidade urbana tenha sido replicado espacialmente ($n=3$), a mesma abordagem não foi possível para as classes de RNRD (Tabela 1). Os valores obtidos foram normalizados pela densidade (CBs.m-2 ou MCs.m-2) ou pela porcentagem média quando considerado o MIC, assim foi possível a análise comparativa entre diferentes classes de RNRD.

Tabela 1. Pontos de amostragem, área (m²), níveis de densidade urbana e Rendimento Nominal Médio dos Responsáveis por Domicílios (RNRD) analisados no presente estudo.

Ponto	Área (m ²)	Nível de densidade urbana	Rendimento Nominal Médio dos Responsáveis por Domicílios (RNRD) por mês (R\$)	Nível de ganho
S1	840	Alta	3.060–5.100	Moderado
S2	1.034	Alta	3.060–5.100	Moderado
S3	979	Alta	3.060–5.100	Moderado
S4	788	Moderada	1.530–3.060	Baixo
S5	1.078	Moderada	1.530–3.060	Baixo
S6	726	Moderada	1.530–3.060	Baixo
S7	734	Baixa	510–1.530	Muito Baixo
S8	1.017	Baixa	510–1.530	Muito Baixo
S9	705	Baixa	>5.100	Alto

2.1.1 Níveis de densidade urbana

A densidade populacional urbana na cidade do Guarujá categorizada em *baixa*, *moderada* e *alta*, além de haverem *zonas de atividades industriais e portuárias*, *interesse turístico*, *pesca* e *atividades da marinha*, entre outras (Fig. 1) (Guarujá, 2013). Sendo assim, a seleção dos pontos de amostragem do presente estudo foi realizada considerando os três níveis de densidade urbana (*zonas de alta* [S1, S2 e S3 – azul na Fig. 1], *moderada* [S4, S5 e S6 – cinza] e *baixa* [S7, S8 e S9 – vermelho] densidade urbana) (Fig. 1).

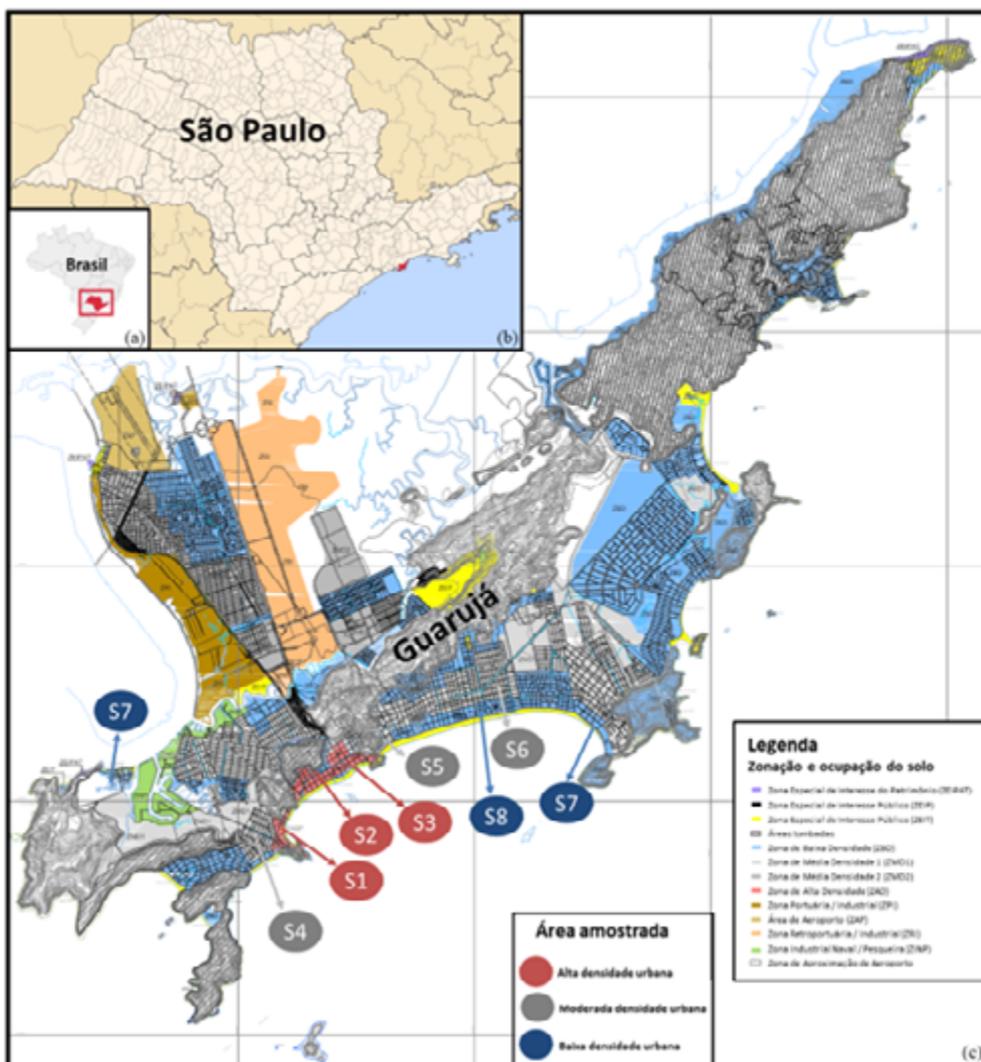


Figura 1. Mapa do Brasil (a), estado de São Paulo (b) e pontos de coleta na cidade do Guarujá, distribuídos entre áreas de alta, moderada e baixa densidade urbana (c).

2.1.2 Níveis de renda

A renda dos moradores das áreas selecionadas na cidade do Guarujá, estava disponível apenas com base no Rendimento Nominal

Médio dos Responsáveis por Domicílios (RNRD) por mês (R\$). Assim, a avaliação espacial, com os mesmos pontos de coleta da Figura 1, foi realizada com base em quatro classes de RNRDs (510–1.530 [S7 e S8], 1.530–3.060 [S4, S5 e S6], 3.060–5.100 [S1, S2 e S3] e >5.100 R\$ [S9]) (Fig. 2).

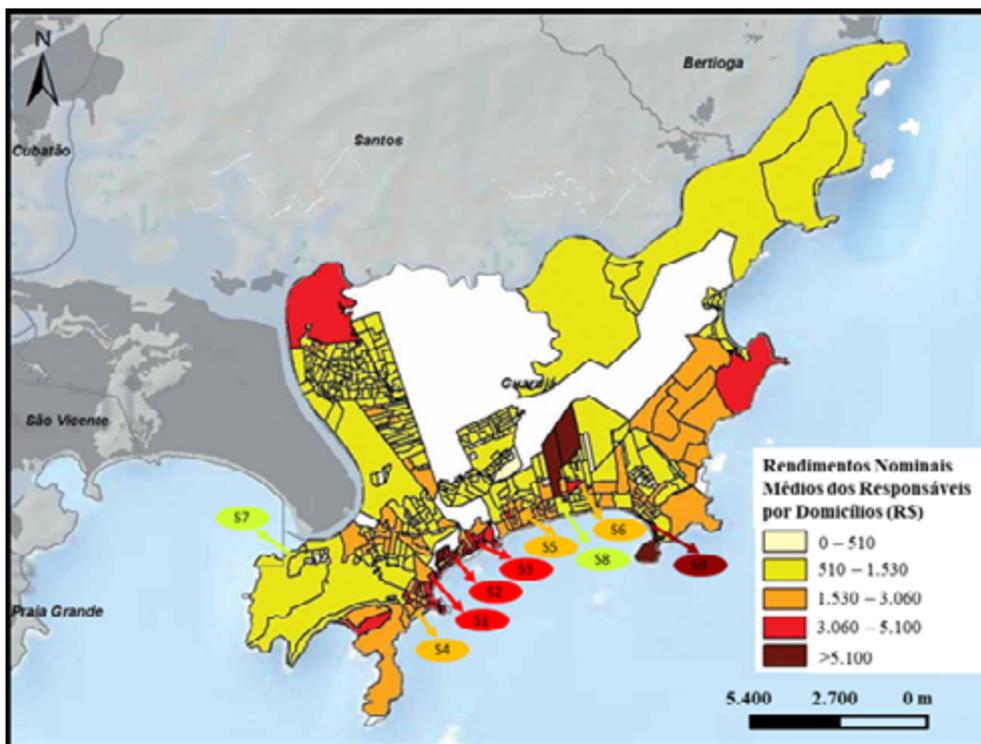


Figura 2. Pontos de amostragem da cidade do Guarujá distribuídos em diferentes áreas urbanas de Rendimento Nominal Médio dos Chefes de Família (RNMCF).

2.1.3 Outros aspectos urbanos

Outros aspectos urbanos relevantes para o descarte de BCs, tais como número de pontos de ônibus (Oliver et al., 2014), canteiros de árvores (Green et al., 2014), entradas de *playgrounds*, hospi-

tais, escolas e outros estabelecimentos educacionais (Valiente et al., 2020) foram também considerados. Sendo assim, os pontos de amostragem foram visitados antes das campanhas de coleta, com o intuito de identificar e quantificar de aspectos urbanos de cada ponto. Mais especificamente, foram contabilizados o número de lojas que vendem maços (1) e unidades (2) de cigarro; bancos (3); edifícios comerciais (4); árvores e arbustos (5); bueiros (6); pontos de ônibus (7); latas e sacos de lixo (8); e edifícios residenciais (9) em cada área estudada (Fig. S1 até S4 – material complementar). Vendedores foram consultados se as lojas em que trabalham vendem maços (1) e unidades (2) de cigarro (Fig. S1). Nesse sentido, é válido destacar que apesar de comum no Brasil, a venda de unidades de cigarro é ilegal. Edifícios foram considerados comerciais (4) quando vendiam ou forneciam qualquer tipo de produto ou serviço. Similarmente, foram classificados como residenciais (9) quando eram compostos por complexos de casas ou apartamentos. Frequentemente, os mesmos edifícios foram simultaneamente categorizados como residenciais e comerciais tendo em vista a multiplicidade de atividades desenvolvidas nos diferentes andares (Fig. S2).

2.2 Procedimentos de Coleta

Quadrantes medindo em média 877,5 m² (de 705,0 a 1.078,0 m² – ver Tabela 1) foram delimitados em cada uma das áreas selecionadas. Três campanhas de amostragem foram realizadas em cada quadrante durante a baixa temporada (entre março e abril de 2023) buscando evitar superestimação de BCs descartadas, ou seja, sem a presença massiva de turistas. As campanhas de amostragem foram realizadas entre 17h e 22h (Torkashvand et al., 2021), porque as BCs são mais comumente encontradas à noite

(Patel et al., 2013), assim também evitando o impacto da atividade de limpeza pública das vias (Marah and Novotny, 2011). Resumidamente, em cada um dos quadrantes demarcados em calçadas urbanas, foram coletados bitucas e maços de cigarro (MCs) descartados. Com base nos métodos de levantamento visual de campo, as amostragens foram realizadas em cada calçada selecionada e sua continuação até 1 m da rua (Fig. 3) (Cutter et al., 1991; Torkashvand et al., 2021). Um total de 20 alunos de bacharelado ou pós-graduandos (previamente treinados para coleta de amostras de resíduos antropogênicos) prepararam os kits de coleta (Fig. S5), conduziram as campanhas de amostragem (Fig. S6) e posterior triagem dos materiais recolhidos (Fig. S7). Essas etapas foram supervisionadas por alunos de doutorado para garantir o controle de qualidade das campanhas de amostragem.

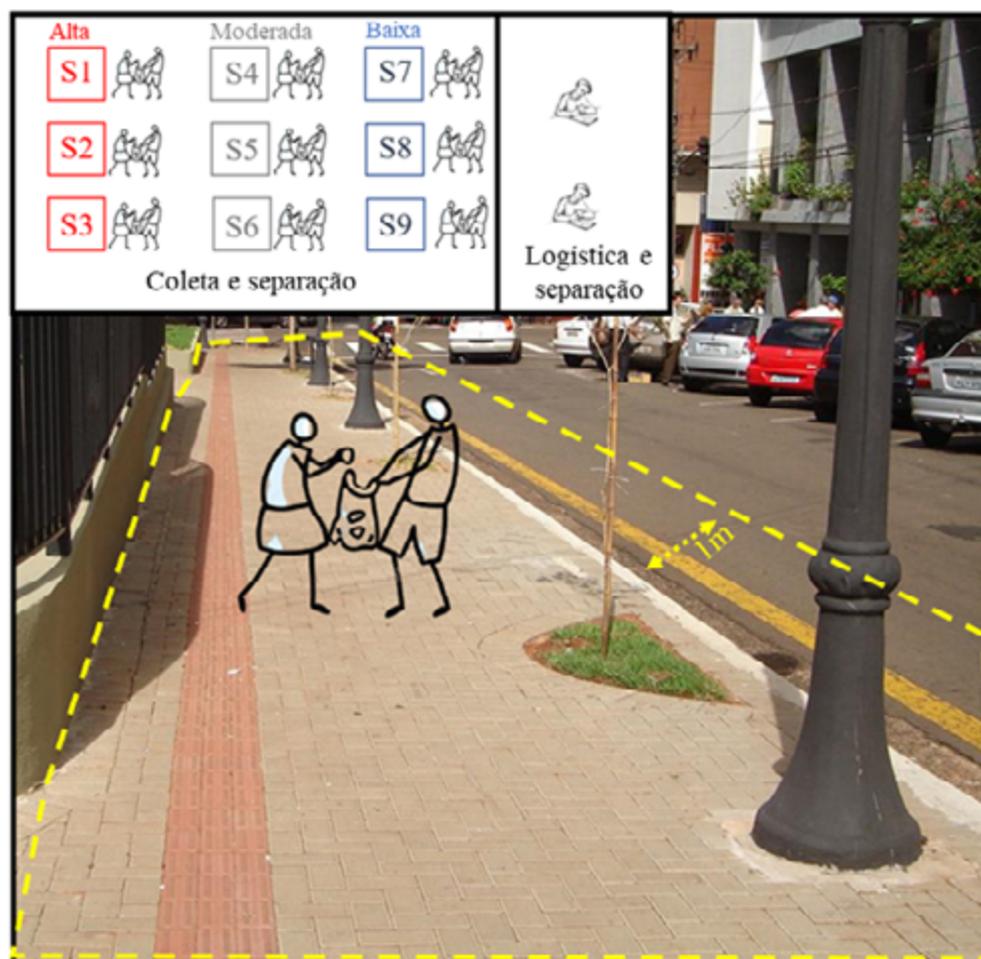


Figura 3. Estratégia de amostragem considerando 20 alunos (18 para amostragem e triagem e 2 para planejamento logístico) e área do quadrante amostrado.

2.3 Densidade de bitucas de cigarro

A densidade de BCs (DBC_s) em cada local foi obtida pela razão entre a abundância de BCs na área previamente medida (m²) em cada ponto (Torkashvand et al., 2021). Portanto, as DCBs foram expressas em CB_s.m⁻². Os resultados das DCBs foram comparados entre classes de densidade urbana e níveis de renda, separadamente e simultaneamente, além de serem correlacionados com os demais aspectos urbanos.

2.4 Estimativa de lixiviação de contaminantes de bitucas de cigarro

O Índice de Poluição por Bitucas de Cigarro (CBPI, do inglês *Cigarette Butts Pollution Index*), proposto por Torkashvand et al. (2021), foi calculado usando as DBCs e levando em consideração outros fatores locais para estimar o potencial lixiviação de poluentes para o solo. De fato, a contaminação por BCs em áreas urbanas pode levar a diferentes níveis de lixiviação de poluentes para o ambiente, após serem submetidos a condições antropogênicas e ambientais específicas (Green et al., 2014; Nasab et al., 2022; Torkashvand et al., 2020). Nesse sentido, o CBPI foi calculado pela equação $CBPI = DCBs \times E$, onde E é o coeficiente que considera simultaneamente o tipo de pavimento (concreto, gramado ou arenoso), tipo de percurso (presença de canais abertos ou linhas de árvores e arbustos), condições meteorológicas (precipitação anual em mm) e distância para o lençol freático (em metros) (Tabela 2).

Tabela 2. Índice de Poluição por Bitucas de Cigarro (CBPI) e coeficiente “E” de cálculo.

	Tipo de pavimento	Tipo de vias urbanas	Pluviosidade (mm) ^{a, b}	Distância p/ lençol freático (m) ^c
E = 10x	Concreto, asfalto ou pavimento de alta qualidade = 1	Via simples = 1	300 ≥ 1	> 9 = 1
	Concreto, asfalto ou pavimento de baixa qualidade = 1.2	Via com canal aberto = 1.5	301 - 500 = 1.5	6 - 9 = 1.2
	^d Estradas de areia e solo sem revestimento = 1.5	Via com uma linha de árvores ou arbustos = 1.5	501 - 750 = 2	3 - 6 = 1.5
	Gramados = 2.5	Via com canal aberto e linha de árvores ou arbustos = 2	>750 = 2.5	3 ≥ 2

^a Considerando que até o momento, nenhum método universal foi estabelecido para calcular a persistência de BCs em áreas urbanas, o índice de pluviosidade anual foi utilizado neste estudo. No entanto, esse parâmetro é calculado considerando as mudanças sazonais ou o número de dias chuvosos: meses sem precipitação = 1, meses com menos de 8 dias de precipitação = 1,5, meses com 8 a 15 dias de precipitação = 2 e meses com mais de 15 dias de precipitação = 2,5.

^c Adaptado do índice Oleckno.

^d Áreas costeiras e arenosas = 2.

O CBPI indica impactos ambientais mais graves em locais com maior densidade de BCs, pavimentação de baixa qualidade, canais abertos, áreas arborizadas, regimes pluviométricos anuais superiores a 750 mm e áreas com águas subterrâneas rasas (<3 m). Por outro lado, menores densidades de BCs, pavimentação de boa qualidade, ausência de canais abertos e arborização urbana, lençóis freáticos profundos (>9 m) e baixa pluviosidade (<300 mm) sugerem menor potencial de lixiviação de contaminantes. No Guarujá, a precipitação anual atinge aproximadamente 3.000 mm (então classificada como >750 mm) (Roveri et al., 2020b) e as profundidades das águas subterrâneas foram classificadas como <3 m (São Paulo, 2005). Por fim, os valores de CBPI obtidos foram classificados em níveis de lixiviação de poluentes BCs, variando entre *Muita Baixa Poluição* ($CBPI \leq 1,0$), *Baixa Poluição* ($1,1 < CBPI < 2,5$), *Poluição* ($2,6 < CBPI < 5,0$), *Poluição Significativa* ($5,1 < CBPI < 7,5$), *Poluição Alta* ($7,6 < CBPI < 10,0$) ou *Poluição Severa* ($CBPI \geq 10,0$) (Fig. 4) (Torkashvand et al., 2021). Por fim, os resultados do CBPI foram comparados separadamente entre as classes de densidade urbana e níveis de renda, e ambos os aspectos simultaneamente.

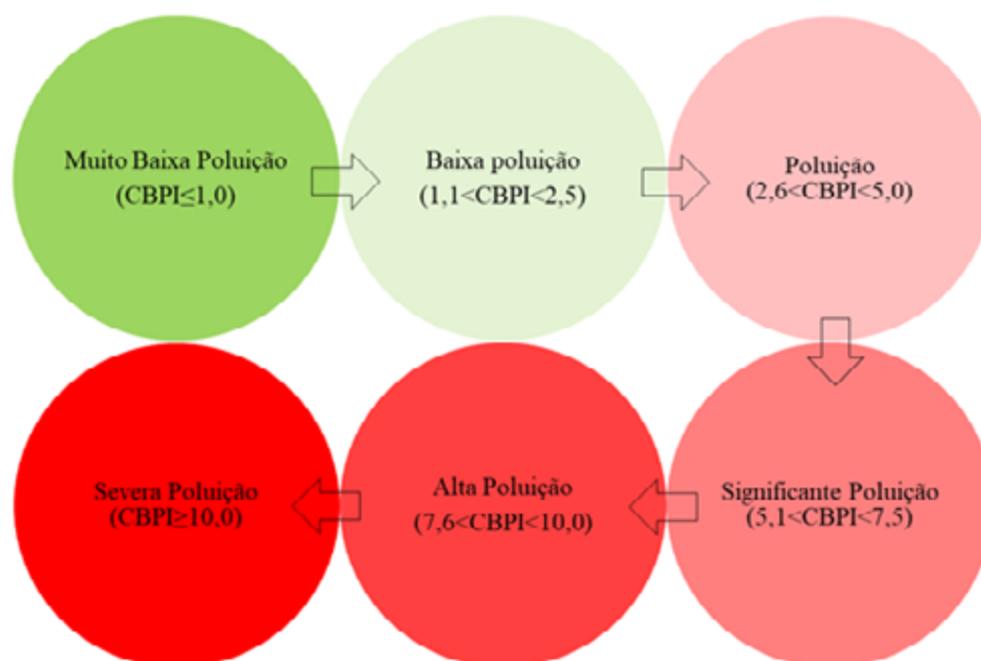


Figura 4. Categorias do Índice de Poluição por Bitucas de Cigarro (CBPI, do inglês *Cigarette Butts Pollution Index*), variando de *Muito Baixa Poluição* até *Severa Poluição*.

2.5 Marcas e fabricantes de cigarros

As marcas de todos as BCs e MCs coletados foram identificadas visualmente por meio da busca por imagens, logotipos ou palavras impressas (Stratton et al., 2016). Quando a marca de uma determinada BC ou MC não foi identificada visualmente devido à perda de suas características físicas por conta do alto estágio de degradação, foi classificada como 'Não identificável' (Lima et al., 2021; Ribeiro et al., 2022). Além disso, as marcas identificáveis foram conectadas com a empresa de origem responsável por sua comercialização (Brasil, 2018). Cada marca de BCs e MCs foi fotografada a fim de iniciar a elaboração de um guia de identificação para estudos posteriores.

2.6 Mercado Ilegal de cigarros

As marcas de BCs encontradas foram avaliadas quanto ao seu status de legalidade (dado em porcentagens), empregando a lista de marcas aprovadas (Anvisa, 2021) no mercado brasileiro emitida pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) (Barkans and Lawrance, 2013; Ribeiro et al., 2022). Para os MCs, procedimentos semelhantes foram realizados, acrescidos da identificação do país de origem, presença (e idioma) das advertências sanitárias e do selo das agências reguladoras brasileiras (Szklo et al., 2020).

2.7 Experimentos com bitucas

A marca de BC mais frequentemente encontrada durante a amostragem foi usada para preparar lixiviados em água ultrapura (em triplicata). Os cigarros foram adquiridos em estabelecimentos comerciais locais e fumados por meio de uma bomba de vácuo manual (sem óleo) conectada a um tubo de teflon em baixa pressão (-50 mmHg), até aproximadamente 1 cm acima do filtro de acordo com Lima et al. (2021). Em seguida, os BCs foram refrigerados (-4°C) em frascos de vidro (250 mL) previamente descontaminados (lavados com detergente alcalino [10×], imersos em ácido nítrico [5%] por 24 h, secos e enxaguados com acetona e hexano [3×]) até os experimentos de lixiviação. Para o preparo dos lixiviados de BCs foram utilizados 4 BCs.litro-1 de água de diluição ultrapura. Béqueres de vidro contendo soluções de BCs foram colocados em um agitador orbital (100 RPM) por 24 h e agitados no escuro. Após, os lixiviados foram filtrados em malha de 1,2 µm para remoção do material particulado e analisados analiticamente para identificação e quantificação de HPAs e elementos tóxicos.

Dezesseis HPAs (potencialmente tóxicos e considerados prioritários em estudos ambientais de acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos) e doze oligoelementos (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Pb, Ni, Sn e Zn) foram investigados na solução de lixiviado. Após a digestão ácida, as concentrações de oligoelementos foram quantificadas por espectrometria de emissão óptica de plasma acoplado indutivamente (ICP-OES) e/ou espectrometria de massa de plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) após digestão ácida assistida por micro-ondas. A escolha das técnicas de ICP-OES ou ICP-MS considerou o desempenho de cada elemento específico e concentração nas amostras. O controle de qualidade dessas análises empregou testes em branco e de recuperação. Para investigar os HPAs, as amostras foram adicionadas com 100 µL de HPAs deuterados (acenafteno-d10, fenantreno-d10 e crisificado¹² a 1000 µg L⁻¹) como padrão substituto. As amostras foram submetidas à extração líquido-líquido com hexano de alta pureza e limpas por colunas cromatográficas de alumina-sílica gel. Os extratos foram injetados em uma cromatografia gasosa acoplada ao sistema de espectrometria de massa (GC-MS, Agilent Technologies, modelo 7820A/5975C, Wilmington, EUA) no modo de monitoramento seletivo de íons (SIM). O controle de qualidade incluiu análises de brancos de procedimento e recuperação de padrões analíticos.

2.8 Análises Estatísticas

A densidade de BCs e os valores de CBPI obtidos para os pontos de amostragem foram agrupados de acordo com as categorias de densidade urbana (baixa, moderada e alta). Os testes Shapiro-Wilk e Levene foram realizados para avaliar a homogeneidade da normalidade das variâncias, respectivamente. Em seguida, as

diferenças dentre as categorias foram avaliadas por ANOVA de uma via, seguida de comparações múltiplas de Tukey. Alternativamente, testes estatísticos não paramétricos (Kruskal-Wallis seguido pelo teste Dunn) foram aplicadas quando os pré-requisitos da ANOVA não foram atendidos. Os resultados foram majoritariamente apresentados como média \pm desvio padrão (DP). Análises de correlação não paramétrica de Spearman foram usadas para investigar as relações entre densidade de BCs e os aspectos urbanos em cada ponto de amostragem. Todas as análises estatísticas foram realizadas com Statistica® (versão 13.0 (Statsoft)) com nível de significância de 0,05.

3. Resultados e Discussões

3.1 Densidade das Bitucas de Cigarro

Um total de 4.321 BCs foram encontradas nos pontos de amostragem, os quais cobriram uma área de 23.694 m². Considerando todos os pontos analisados, a densidade média das bitucas de cigarro (DBC_s) foi $0,18 \pm 0,17$ BCs.m⁻². As DBC_s também foram analisadas nas cidades de Santos e Niterói (Brasil) em 2021, quando as duas cidades foram classificadas com o melhor status de limpeza urbana dentre as 5.565 cidades do Brasil. Nesse quesito, segundo relatório de 2022, o Guarujá ocupa a 37^o posição (ISLU, 2022; Ribeiro et al., 2022a). Portanto, era esperado que as DBC_s no Guarujá fossem maiores do que em Santos e Niterói. Embora este tenha sido o caso em Niterói ($0,08 \pm 0,21$ BCs.m⁻²), Santos apresentou maiores DBC_s ($0,25 \pm 0,17$ BCs.m⁻²). Com base nos locais e cidades analisadas, esses achados sugerem que o status de limpeza urbana pode não refletir necessariamente a prevalência real de BCs em ambientes urbanos. De fato, as BCs apre-

sentam uma dinâmica distinta em comparação com outros tipos de lixo antropogênicos, em termos de disposição e distribuição e frequência de acumulação (Araújo et al., 2022). Normalmente, as pessoas que fumam tendem a descartar as BCs mais rapidamente, possivelmente devido ao mau cheiro, esse descarte indevido ocorre frequentemente, em virtude da aceitação social, comportamento habitual e falta de esclarecimento. Além disso, as BCs tendem a permanecer no ambiente após limpezas locais, devido a suas pequenas dimensões, fazendo com que se espalhem facilmente. Conseqüentemente, o status de limpeza urbana não foi um bom indicador da ocorrência de BCs e as autoridades locais devem abordar ativamente esta questão ambiental com programas de monitoramento específicos.

3.1.1 Níveis de densidade urbana

Em áreas com diferentes níveis de densidade urbana no Guarujá, pontos com níveis *altos* e *moderados* não apresentaram diferenças significantes nas DBCs (Kruskal-Wallis seguido pelo teste Duun, $p < 0,05$), enquanto pontos com *baixa densidade urbana* contabilizaram DBCs significativamente maiores que os pontos com densidade urbana *moderada* (Fig. 5a). Tais variações provavelmente foram causadas pelos valores obtidos em S6 e S7, os quais foram os extremos de DBCs encontradas (Fig. 5b). O mesmo padrão foi observado em Santos (Fig. 5c) sendo verificados desvios padrão elevados, os quais frequentemente observados em estudos que avaliam densidades de lixo antropogênico (Ribeiro et al., 2022a). De fato, Santos e Guarujá são cidades vizinhas localizadas no estado de São Paulo, sudeste do Brasil, compartilhando igualmente as fronteiras do maior complexo portuário da América Latina (Ribeiro et al., 2021a). Logo, espera-se certo nível de similaridades entre as DBCs obtidas em Santos e Guarujá (densidade urbana

baixa > alta > moderada), porém surpreendentemente, nenhuma diferença foi vista entre os valores obtidos na Baixada Santista e Niterói (Fig. 5d). Estes resultados indicam que a contaminação de BCs nas áreas urbanas pode não estar relacionada com densidades populacionais nas diferentes cidades. Os estudos avaliando esses parâmetros foram realizados abrangendo apenas três cidades da região sudeste do Brasil (considerando o presente estudo). Portanto, antes que um padrão possa ser identificado, a abordagem adotada aqui deve ser replicada para um número maior de cidades em diferentes regiões, considerando diferentes níveis de urbanização, juntamente com outras condições socioeconômicas.

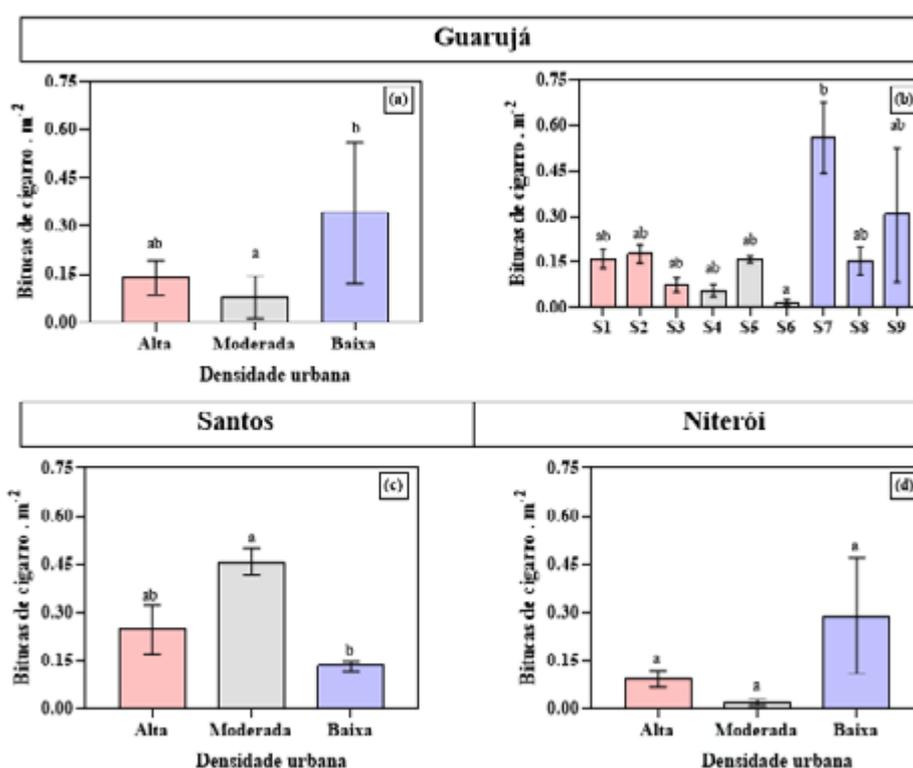


Figura 5. Densidades de bitucas de cigarro (DBC) na cidade do Guarujá por densidade urbana (a) e pontos (b). Barras de erro indicam desvio padrão. Dados de Santos e Niterói foram obtidos por Ribeiro et al. (2022a). As letras denotam diferenças significativas (Kruskal-Wallis seguido pelo teste de Duun).

3.1.2 Níveis de renda

O consumo de cigarros e, conseqüentemente, o lixo relacionado a BCs, foram reduzidos em países de alta renda nos últimos anos, enquanto aumentaram em países de média e baixa renda (Vanapalli et al., 2023). Até onde sabemos, nenhum estudo comparou a distribuição das BCs com a renda da população nas perspectivas locais, regionais ou nacionais. No Guarujá, as DBCs foram maiores em zonas de renda *muito baixa* (0,36 BCs.m⁻²) e *altas* (0,30 BCs.m⁻²), isto é, em locais onde o Rendimento Nominal Médio dos Chefes de Domicílio (RNRD) foi entre R\$ 510 – 1.530 e maior que R\$ 5.100 por mês, respectivamente (Fig. 6). Em geral, as DBCs no Guarujá foram semelhantes entre os locais com diferentes rendas, porém diferenças significantes foram vistas entre as faixas R\$ 510 – 1.530 e R\$ 1.530 – 3.060. Assim, a contaminação de BCs na cidade do Guarujá, e possivelmente e seu consumo, não seguiram a tendência mundial de queda em países de alta renda e aumento em países de baixa e média renda (Vanapalli et al., 2023). Por esta razão, mais estudos sobre este tópico são necessários, visando identificar as tendências entre o consumo de cigarro, BCs descartadas e locais com diferentes níveis de renda.

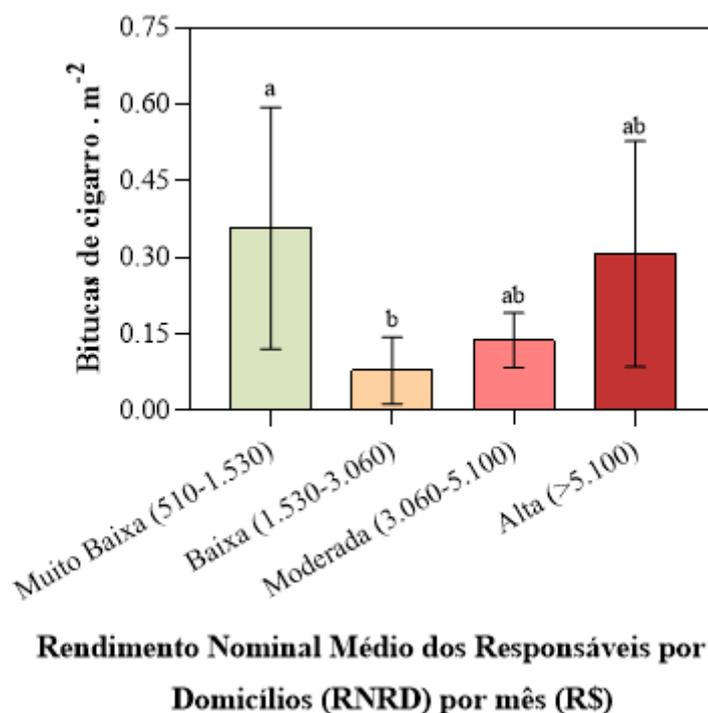


Figura 6. Densidades de bitucas de cigarro (DBC) na cidade do Guarujá por Rendimento Nominal Médio dos Chefes de Domicílio (RNRD). Barras de erro indicam desvio padrão. As letras denotam diferenças significativas (Kruskal-Wallis seguido pelo teste Duun).

3.1.3 Densidade urbana e níveis de renda

Os DBCs em zonas de *baixa* densidade urbana (a classe mais baixa) diferem das de zonas *moderadas* (segunda menor classe). Da mesma forma as DBCs em zonas de renda *muito baixa* (R\$ 510–1.530 por mês) diferem das zonas de baixa renda (segunda classe mais baixa (R\$ 1.530–3.060 por mês)). Assim, ambos os aspectos, DBCs e RNRD, apresentaram a mesma tendência no Guarujá. No entanto, zonas de *baixa* densidade urbana tiveram as DBCs

mais altas, independentemente do nível de renda, considerando os níveis mais altos encontrados em áreas mais ricas (>R\$ 5.100) e mais pobres (R\$ 510–1.530 por mês) de *baixa* densidade urbana (Fig. 7). Além disso, outras zonas de densidade urbana (alta e moderada, com R\$ 1.530–3.060 de renda mensal) tiveram menos da metade a um terço da densidade de BCs, respectivamente (Fig. 7). Portanto, é adequado supor que a baixa densidade urbana esteja mais proeminente conectada com densidades de BCs mais altas, do que com níveis de renda. Assim, espera-se que mais CBs sejam encontrados em locais mais pobres, especialmente sob baixas densidades urbanas. A densidade urbana e a renda dos chefes de família (RNRD) não foram comparadas simultaneamente no Guarujá e em muitos outros locais urbanizados brasileiros e mundiais, especialmente no que diz respeito à contaminação por BCs. Nesse sentido, nosso estudo pode servir de base para futuras iniciativas de monitoramento urbano. Assim, um número maior de pontos de amostragem deve ser selecionado em investigações futuras, visando a produção de uma grade amostral mais adequada incluindo diferentes classes de renda (Figure 7). Apesar disso, nosso estudo forneceu uma análise preliminar promissora sobre a contaminação por BCs, combinando simultaneamente densidades urbanas e níveis de renda.

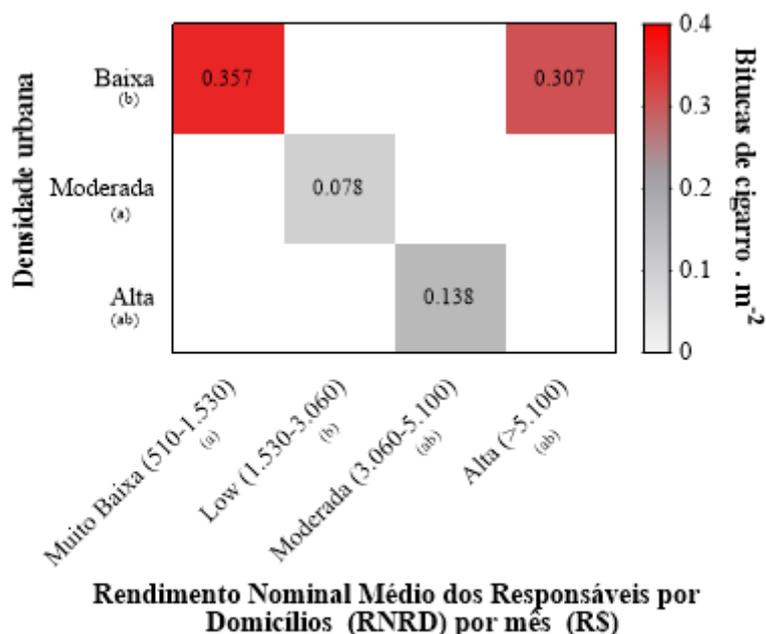


Figura 7. Densidade média de bitucas de cigarro (BCs.m⁻²) em diferentes níveis de densidades urbanas e rendas (Rendimento Nominal Médio de Chefes de Domicílio [RNRD]). As letras indicam diferenças significantes (Kruskal-Wallis seguido pelo teste Duun).

3.1.4 Outros aspectos urbanos

A comparação entre a distribuição espacial de BCs em áreas urbanas está fortemente conectada com a disponibilidade de planos diretores das cidades e dados populacionais (Ribeiro et al., 2022a). Por exemplo, as prefeituras das cidades de Santos e Niterói tem planos diretores (Niterói, 2022; Santos, 2013), identificando as áreas da cidade quanto as densidades populacionais e o uso do solo (residenciais, comerciais, espaços públicos e outras zonas), entre vários outros aspectos. No Guarujá, apenas dados sobre população urbana e nível de renda estavam disponíveis (Guarujá,

2013). Visando superar esta limitação, o presente estudo contabilizou prédios residenciais e comerciais em cada um dos pontos amostrados visando avaliar a influência desses fatores nas DBCs. As DBCs não se relacionaram com o número de edifícios residenciais em cada ponto investigado (Spearman, $p > 0,05$) (Fig. 8). Por outro lado, a presença de edifícios comerciais foi positivamente e fortemente relacionada com as DBCs ($p < 0,05$, $r = 0,81$), sugerindo que atuam como fontes potenciais de BCs descartadas. Além disso, sabe-se que a ocorrência de BCs está associada à distribuição de aspectos urbanos, como pontos de ônibus e transporte público, entradas de hospitais entre outros (Dobaradaran et al., 2019; Green et al., 2014). No Guarujá, as DBCs foram maiores nos locais com mais bancos e lojas que vendem cigarro em maços ou unidades ($p < 0,05$) (Fig. 8). Ademais, as DBCs foram menores em locais com mais árvores e arbustos ($p < 0,05$, $r = -0,73$) (Fig. 8). Por fim, não foi observada relação entre as DBCs e o número de bueiros, pontos de ônibus e latas e sacos de lixo ($p > 0,05$) (Fig. 8). Assim, nossos dados sugerem que as autoridades locais deveriam destinar mais atenção (ou seja, instalação de coletores específicos) as áreas indicadas.

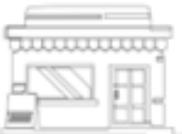
<p>Lojas que vendem maço e unidades de cigarro <input checked="" type="checkbox"/> **</p>  <p>Não normal - Spearman r= 0.8751 P= 0.0040</p>	<p>Lojas que vendem maço de cigarro <input checked="" type="checkbox"/> **</p>  <p>Não normal - Spearman r= 0.8430 P= 0.0079</p>	<p>Prédios comerciais <input checked="" type="checkbox"/> **</p>  <p>Normal - Pearson r= 0.8097 P= 0.0082</p>
<p>Bancos <input checked="" type="checkbox"/> *</p>  <p>Normal - Pearson r= 0.8262 P= 0.0238</p>	<p>Árvores e arbustos <input checked="" type="checkbox"/> *</p>  <p>Normal - Pearson r= -0.7344 P= 0.0242</p>	<p>Bueiro <input checked="" type="checkbox"/> X</p>  <p>Normal - Pearson r= 0.7600 P= 0.8458</p>
<p>Ponto de ônibus <input checked="" type="checkbox"/> X</p>  <p>Não normal - Spearman r= 0.3677 P= 0.3571</p>	<p>Lixeiras e sacos de lixo <input checked="" type="checkbox"/> X</p>  <p>Normal - Pearson r= 0.0060 P= 0.9875</p>	<p>Prédios residenciais <input checked="" type="checkbox"/> X</p>  <p>Normal - Pearson r= -0.1639 P= 0.6691</p>

Figure 8. Características urbanas e suas correlações com a densidade de bitucas de cigarro (DBC) na cidade do Guarujá.

3.1.5 Densidades das Bitucas de Cigarro Mundialmente

Em uma perspectiva mundial, a maioria dos estudos que analisaram a ocorrência de BCs em ambientes urbanos (Irã, Brasil Japão e Alemanha) apresentaram médias de DBCs superiores às do Guarujá (Tabela 3). Contudo, Niterói e Qazvin (Irã), tiveram as DBCs menores que no Guarujá. No entanto, é importante ponderar que ainda existem poucos estudos publicados avaliando a ocorrência de BCs em áreas urbanas, dificultando a produção de uma visão global adequada das DBCs. Nesse sentido, análises de itens descartados em ambientes de água doce e principalmente costei-

ros, é mais comum na literatura científica especializada (Tabela 3). De fato, acúmulo de lixo costuma ocorrer nesses ambientes devido a hidrodinâmica local, influência do fluxo do vento e falhas na gestão de resíduos sólidos (Ribeiro et al., 2021b, 2022a). Nesse contexto, nosso estudo anterior encontrou maiores DBCs nas praias do Guarujá (0,30 CBs.m⁻²) (Ribeiro et al., 2021a) em comparação com o presente estudo realizado em ambientes urbanos (0,18 CBs.m⁻²). Entretanto, há exceções como Santos, onde as DBCs foram maiores em ambientes urbanos (0,25 BCs.m⁻²) do que costeiros (0,20 BCs.m⁻²) (Ribeiro et al., 2021b, 2022a), como também em Mazandaran (0,30 e 0,11 BCs.m⁻²) 3 no Irã, conforme Nasab et al. (2022) (Tabela 3).

Tabela 3. Densidade de bitucas de cigarro em ambientes urbanos e praias ao redor do mundo.

Localidade	País	Ambiente	Densidade (BCs/m ²)	Referências
Qazvin	Irã	Urbano	0,03–1,20	(Gholami et al., 2020)
Niterói	Brasil	Urbano	0,08 (0,00–1,40)	(Ribeiro et al., 2022a)
Guarujá	Brasil	Urbano	0,18 (0,01–0,68)	Presente estudo
Qazvin	Irã	Urbano	0,21	(Torkashvand et al., 2021)
Behbahan	Irã	Urbano	0,23 (0,06–0,53)	(Darabi et al., 2023)
Santos	Brasil	Urbano	0,25 (0,06–0,9)	(Ribeiro et al., 2022a)
Mazandaran	Irã	Urbano	0,30	(Nasab et al., 2022)
Jiroft	Irã	Urbano	0,38	(Sedeh et al., 2022)
Ueda	Japão	Urbano	0,70	(Moriwaki et al., 2009)
Berlín	Alemanha	Urbano	2,70 (0,29–5,20)	(Green et al., 2014)
Boiçucanga	Brasil	Floresta ripária	0,01	(Ribeiro et al., 2022b)
Boiçucanga	Brasil	Praia	0,04	(Ribeiro et al., 2022b)
Baltic Sea	Lituania	Praia	0,04 (0,00–0,54)	(Kataržytė et al., 2020)
Northwest	Morocos	Praia	0,06 (0,01–0,09)	(Mghili et al., 2023)
Mazandaran	Irã	Praia	0,11	(Nasab et al., 2022)
36 localidades	Báltico	Praia	0,14 (0,00–1,51)	(Haseler et al., 2020)
Búzios	Brasil	Praia	0,14	(Oigman-Pszczol and Creed, 2007)
Santos	Brasil	Praia	0,20	(Ribeiro et al., 2021b)
Guarujá	Brasil	Praia	0,30	(Ribeiro et al., 2021a)
Loung areas	Tailândia	Praia	0,36–0,44	(Kungskulniti et al., 2018)
Northeast	Brasil	Praia	0,87	(Araújo and Costa, 2021)
Baltic Sea	Alemanha	Praia	1,47 (0,00–29,00)	(Kataržytė et al., 2020)
Pueblo	Uruguai	Praia	0,00–8,00	(Rodríguez et al., 2020)
Recife	Brasil	Praia	1,05–8,85	(Silva et al., 2023)
Bushehr	Irã	Praia	2,00–38,00	(Dobaradaran et al., 2018)

3.2 Estimativa de lixiviação de contaminantes de bituca de cigarro

A média de CBPI encontrada no Guarujá, classificou a lixiviação de contaminantes a partir de BCs como *poluição severa* (CBPI >10 / $15,4 \pm 11,5$). Com base nos aspectos presentes no cálculo do CBPI, todas as vias urbanas amostradas obtiveram escore 1,2 para o estado do solo (Tabela 4), indicando *concreto, asfalto ou pavimentação de baixa qualidade*. De fato, a maior parte do Guarujá possui vias irregulares e/ou perfuradas de pavimento de baixa qualidade, proporcionando vários espaços para acúmulo de BCs (Fig. S8). Além disso, a precipitação anual e a distância para o lençol freático tiveram pontuação de 2,5 e 2,0, respectivamente (Tabela 4), pois o Guarujá é uma cidade litorânea com mais de 300 mm de precipitação anual e lençol freático é raso com menos de 3 m de profundidade (São Paulo, 2005). O único aspecto do CBPI que variou entre as áreas amostradas foi o tipo de via. A maioria pontuou 1,5, significando *Via com uma linha de árvores ou arbustos ou Via com canal aberto*. No entanto, S7 pontuou 1,0, por se tratar de uma *Via Simples*, enquanto S8 pontuou 2,0, por ser uma *Via com canal aberto e uma linha de árvores ou arbustos*.

Tabela 4. Pontuação, resultados e classificação do Índice de Poluição de Bitucas de Cigarro (CBPI) no Guarujá.

Ponto	DBC's	E	Qualidade do Pavimento	Vias	Pluviosidade	Distância do Lençol Freático	CBPI	Classificação
S1	0,198	10	1,2	1,5	2,5	2	14,5±2,9	Poluição severa
	0,146	10	1,2	1,5	2,5	2		
	0,139	10	1,2	1,5	2,5	2		
S2	0,212	10	1,2	1,5	2,5	2	16,0±2,7	Poluição severa
	0,155	10	1,2	1,5	2,5	2		
	0,166	10	1,2	1,5	2,5	2		
S3	0,101	10	1,2	1,5	2,5	2	6,8±2,0	Poluição significativa
	0,066	10	1,2	1,5	2,5	2		
	0,059	10	1,2	1,5	2,5	2		
S4	0,082	10	1,2	1,5	2,5	2	5,2±2,0	Poluição significativa
	0,052	10	1,2	1,5	2,5	2		
	0,039	10	1,2	1,5	2,5	2		
S5	0,156	10	1,2	1,5	2,5	2	14,5±1,0	Poluição severa
	0,174	10	1,2	1,5	2,5	2		
	0,153	10	1,2	1,5	2,5	2		
S6	0,029	10	1,2	1,5	2,5	2	1,6±0,9	Poluição baixa
	0,01	10	1,2	1,5	2,5	2		
	0,015	10	1,2	1,5	2,5	2		
S7	0,452	10	1,2	1	2,5	2	33,6±7,0	Poluição severa
	0,685	10	1,2	1	2,5	2		
	0,545	10	1,2	1	2,5	2		
S8	0,206	10	1,2	2	2,5	2	18,5±5,4	Poluição severa
	0,121	10	1,2	2	2,5	2		
	0,136	10	1,2	2	2,5	2		
S9	0,562	10	1,2	1,5	2,5	2	27,6±19,9	Poluição severa
	0,190	10	1,2	1,5	2,5	2		
	0,169	10	1,2	1,5	2,5	2		

3.2.1 Níveis de densidade urbana

As zonas de *baixa densidade* urbana apresentaram maior CBPI ($26,6 \pm 12,0$) que foram significativamente diferentes das zonas de densidade urbana *alta* ($12,4 \pm 4,6$) e *moderada* ($7,1 \pm 5,5$) (Fig. 8a). Conforme observado para DBCs, os pontos S6 e S7 foram os principais indutores das diferenças encontradas no CBPI (Fig. 8b). Assim, as zonas de *baixa densidade urbana* do Guarujá contribuem mais com a lixiviação de contaminantes oriundos de BCs, diferindo das demais zonas. Tal diferença também foi observada nas zonas de *baixa densidade urbana* de Santos, porém de forma oposta, contribuindo menos com a lixiviação (Fig. 8c). De fato,

em Santos, a lixiviação foi a maior em zonas de *baixa densidade urbana* (Fig. 8c), como visto também em Niterói (Fig. 8d). Apesar disso, todas as zonas de Niterói contribuíram de forma semelhante para o índice (Fig. 8d). Assim, apesar de poucas semelhanças, os CBPI nessas três cidades são diferentes quando consideras as zonas de *densidade urbana*.

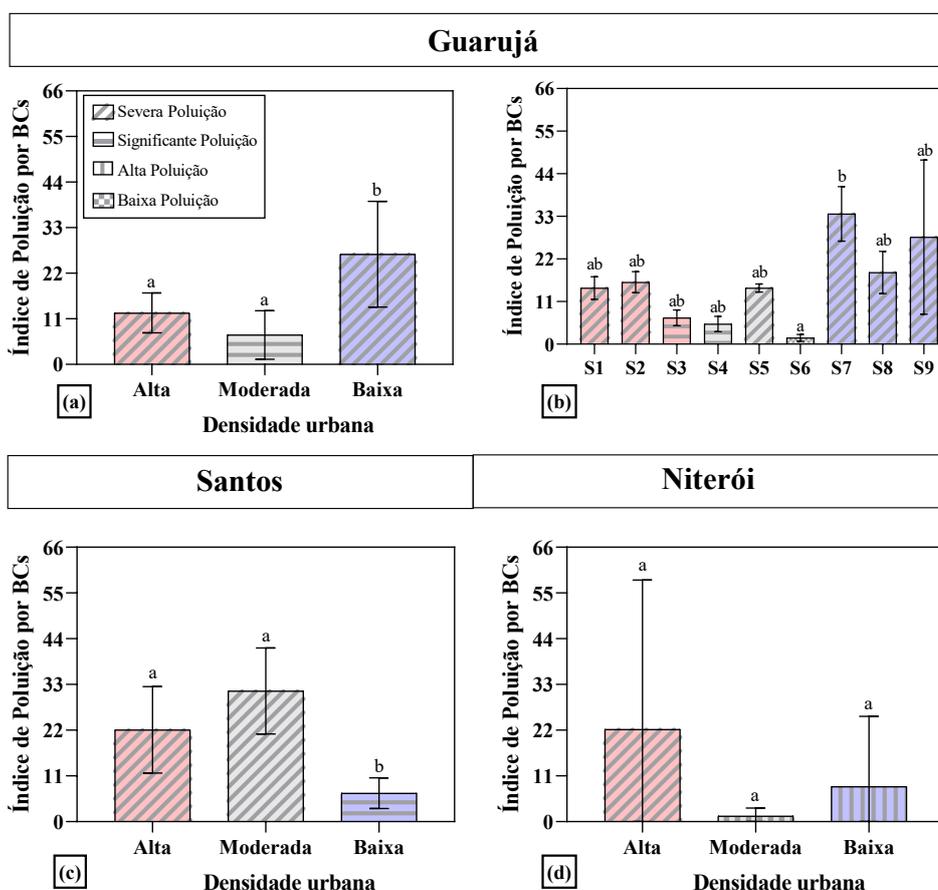
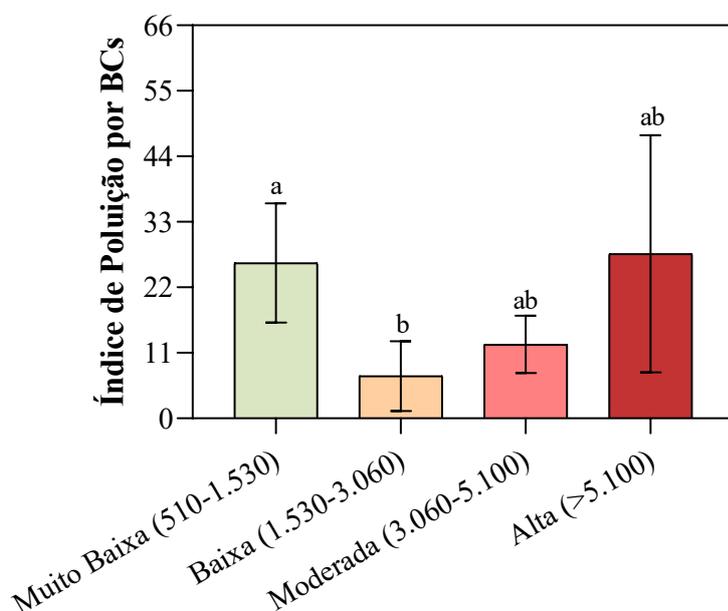


Figure 8. Índice de Poluição de Bitucas de Cigarro (CBPI) na cidade do Guarujá por densidade urbana (a) e pontos (b). Barras de erro indicam desvio padrão. Dados de Santos (c) e Niterói (d) foram obtidas por Ribeiro et al. (2022a). As letras indicam diferenças significantes (Kruskal-Wallis seguido pelo teste Duun).

3.2.1 Níveis de renda

O CBPI foi mais elevado em áreas mais ricas e mais pobres, isto é, com faixas de renda *muito baixas* (R\$ 510–1.530 mensais) e *muito altas* (> R\$ 5.100), atingindo $26,08 \pm 9,14$ e $27,63 \pm 16,24$, respectivamente (Fig. 9). Em área com faixas de renda *moderadas*, o CBPI foi $12,42 \pm 4,55$. Finalmente, quando a faixa de renda era *baixa* o CBPI foi equivalente a $7,10 \pm 5,54$. Portanto, diferenças significativas entre rendas *muito baixas* e *baixas* foram observadas (Fig. 9).



Redimento Nominal Médio dos Responsáveis por Domicílios (RNRD) por mês R\$

Figure 9. Índice de Poluição de Bitucas de Cigarro (CBPI) na cidade do Guarujá por densidade urbana (a) e pontos (b). Barras de erro indicam desvio padrão. As letras indicam diferenças significativas (Kruskal-Wallis seguido do teste Duun).

3.2.3 Densidade urbana e níveis de renda

Os valores de CBPI em zonas de baixa densidade urbana (classe mais baixa) diferiram das zonas moderadas (a segunda classe mais baixa). Da mesma forma, o CBPI em zonas de renda muito baixa (classe mais baixa – R\$ 510–1.530 por mês) diferiu das zonas de baixa renda (segunda classe mais baixa – R\$ 1.530–3.060 por mês) (Fig. 10). Assim, ambos os aspectos no Guarujá, apresentaram a mesma tendência observada para as DCBs (ver Fig. 7). Da mesma forma, o CBPI foi maior em zonas de baixa densidade urbana, apesar do nível de renda (Fig. 10). Além disso, outras zonas de densidade urbana (alta e moderada, com renda mensal de R\$ 1.530–3.060) apresentaram menos da metade a um terço do CBPI, respectivamente (Fig. 10). Portanto, as DBCs e na lixiviação potencial de contaminantes ocorreram de forma semelhante no Guarujá, apresentando os mesmos padrões, ou seja, maiores em zonas de baixa densidade urbana. No entanto, o número de BCs e o CBPI foram maiores em áreas pobres.

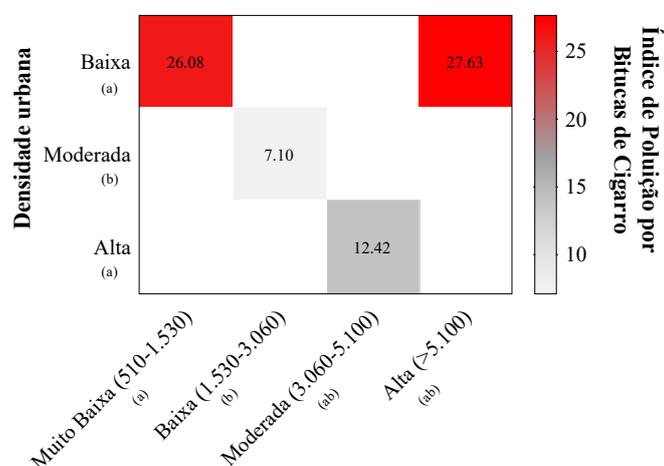


Figura 10. Densidades de Bitucas de Cigarro (DBC) em áreas com diferentes níveis de densidade populacional e renda (Rendimento Médio dos Responsáveis por Domicílios [RNRD]). As letras indicam diferenças significantes (Kruskal-Wallis seguido do teste Duun).

3.2.4 Lixiviação de contaminantes de bitucas de cigarro mundialmente

O CBPI médio do Guarujá (15,4) foi mais que o dobro de outras seis áreas urbanas no Brasil (Niterói) e Irã (Qazvin, Jiroft, Behbahan e Mazandaran) (Tabela 5). De fato, o único valor de CBPI médio mais elevado foi encontrado na vizinha Santos (17,6) (Tabela 5). Considerando o CBPI máximo, Guarujá (50,6) ficou atrás apenas de Niterói (101,6) (Tabela 5). Estes valores indicam um potencial alarmante de lixiviação de contaminantes a partir de BCs. No entanto, são necessários mais estudos em outros países e cidades visando analisar tendências geográficas globais sobre este índice. Tal abordagem, permitirá a criação de padrões mais assertivos e possivelmente, o estabelecimento de limites seguros sobre contaminação por BCs. Além disso, a replicação de pontos

de amostragem com uma distribuição de RNRDs mais adequada deve ser realizada para cidade do Guarujá.

Tabela 5. Índices de Poluição por Bitucas de Cigarro (CBPI) calculados para áreas urbanas mundialmente.

País	Cidade	Pontos de Amostragem	Área (m²)	CBPI Média	CBPI Variação	Referencias
Irã	Qazvin	39	142,998	3,8	0,1–14,4	(Torkashvand et al., 2021)
Irã	Jiroft	12	-	3,8	0,1–12,3	(Sedeh et al., 2022)
Irã	Behbahan	14	-	4,9	1,3–10,6	(Darabi et al., 2023)
Irã	Mazandaran	15	-	6,2	1,2–13,4	(Nasab et al., 2022)
Brasil	Niterói	18	35,987	6,7	0,1–101,6	(Ribeiro et al., 2022a)
Brasil	Guarujá	9	24,781	15,4	0,9–50,6	Presente estudo
Brasil	Santos	18	13,052	17,6	3,5–42,1	(Ribeiro et al., 2022a)

Os níveis de CBPI variaram entre poluição muito baixa ($\leq 1,0$), poluição baixa (1,1–2,5), poluição (2,6–5,0), poluição significativa (5,1–7,5), poluição alta (7,6–10,0) ou poluição severa ($\geq 10,0$), de acordo com Torkashvand et al. (2021). No Guarujá, cerca de 67,0% das áreas amostradas tiveram valores de CBPI estimados como poluição severa. Esse percentual foi maior em Santos (77,8%), enquanto foi significativamente menor ($\leq 20,0\%$) nas outras seis cidades brasileiras (Niterói e Boiçucanga) e iranianas (Mazandaran, Qazvin, Behbahan e Jiroft) com condições semelhantes de amostragem (Fig. 11). Assim, as cidades vizinhas de Santos e Guarujá apresentaram níveis alarmantes de CBPI. Nesse sentido, as autoridades locais devem estar atentas com essa fonte significativa de contaminação, de modo a planejar e executar medidas de monitoramento e mitigação contínuas (Lima et al., 2021).

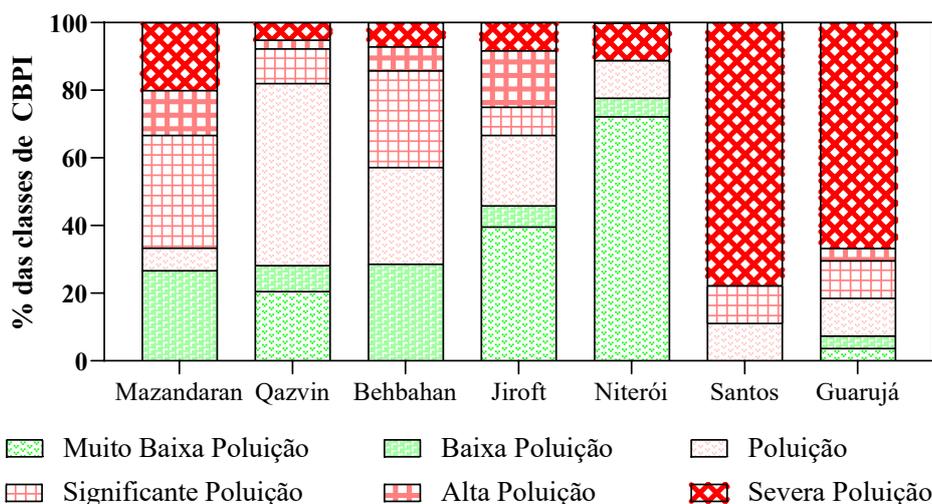


Figure 11. Índices de Poluição por Bitucas de Cigarro (CBPI), porcentagens de categorias com base em dados de estudos mundiais disponíveis (somente Brasil e Irã). As cores verde e vermelho indicam níveis mais baixos a mais altos de CBPI.

3.3 Marcas de bitucas de cigarro

Um total de 3.521 BCs encontrados no Guarujá, ainda apresentavam características físicas visivelmente identificáveis, representando 81,5% de todas as bitucas coletadas (4.231) (Tabela 6). Nesse sentido, esse percentual foi superior aos demais ambientes urbanos (Santos [77,7%] e Niterói [73,0%]) e litorâneos (Santos [53,9%] e Recife [33,1%]) analisados por outros estudos (Tabela 6). Assim, o presente estudo alcançou os melhores resultados para identificação de marcas de BCs até o momento, provavelmente devido à elaboração de um guia visual contendo todas as marcas legais e ilegais conhecidas. Esse guia, foi utilizado para padronizar os procedimentos de identificação (Fig. S9 a S13). Embora o monitoramento costeiro resulte em maior número de BCs coletados (10.275–17.845) do que ambientes urbanos

(900–8.611), a porcentagem de BCs identificáveis costuma ser maior em áreas urbanas (73,0–81,5%) do que em praias (33,4–53,9%) (Tabela 6). Além disso, uma maior variedade de marcas tem sido encontrada em ambientes urbanos (14–26) do que costeiros (18–22) (Tabela 6). De fato, os ambientes costeiros, como praias, tendem a ser mais severos, levando a degradação precoce das BCs, enquanto esses resíduos tendem a ser preservados por mais tempo em vias urbanas (Silva et al., 2023). Um total de 17,0% das BCs encontradas no Guarujá (Fig. 12) estavam em estágio avançado de degradação, não sendo possível a identificação inequívoca das marcas (ver Fig. S14 em material complementar). Além disso, cigarros de enrolar representaram 1,5% das BCs recolhidas. Para fazer esse tipo de cigarro, os fumantes adquirem tabaco, filtros e folhas separadamente (ver Fig. S15 em material complementar), impossibilitando a identificação das marcas (Santos et al., 2023).

Tabela 6. Porcentagens e quantidades de marcas de cigarro identificáveis e não identificáveis entre bitucas de cigarro coletadas em áreas costeiras e urbanas do Brasil.

Cidade	Guarujá	Niterói	Santos	Santos	Recife
	Urbano	Urbano	Urbano	Praia	Praia
Área Amostrada (m²)	24,781	35,987	13,052	1,600 ^a	1,425
Bitucas de Cigarro	4,321	900	8,611	17,845	10,275
BCs identificadas	3,521	657	6,691	9,619	3,434
BCs identificadas (%)	81.5	73.0	77.7	53.9	33.4
BCs não identificadas	800	243	1,920	8,226	6,841
BCs não identificadas (%)	18.5	27.0	22.3	46.1	66.6
Marcas	26	14	26	22	18
Referências	Presente estudo	(Ribeiro et al., 2022a)	(Ribeiro et al., 2022a)	(Lima et al., 2021)	(Silva et al., 2023)

As BCs perdem suas características físicas identificáveis devido a deterioração ambiental, causada principalmente pela influência da radiação solar e das chuvas. Não existem estudos experimentais avaliando as taxas de degradação de BCs descartadas indevidamente em áreas urbanas nem avaliando a perda de características físicas identificáveis. Mais além, alguns tipos de imagens impressas nos cigarros podem tornar-se rapidamente não identificáveis, enquanto outras podem resistir mais tempo. No Brasil, as empresas de cigarros não são obrigadas pelas autoridades governamentais a imprimir qualquer informação nos cigarros (unitários), mas devem fornecer informações completas nos maços de cigarros. Assim, caso estimativas de MIC no Brasil passem a adotar avaliação baseadas em BCs, a inclusão das informações também nos cigarros, pode ser um medida adequada (Smith et al., 2017), buscando facilitar a identificação das BCs possibilitando abordagens de logística reversa.

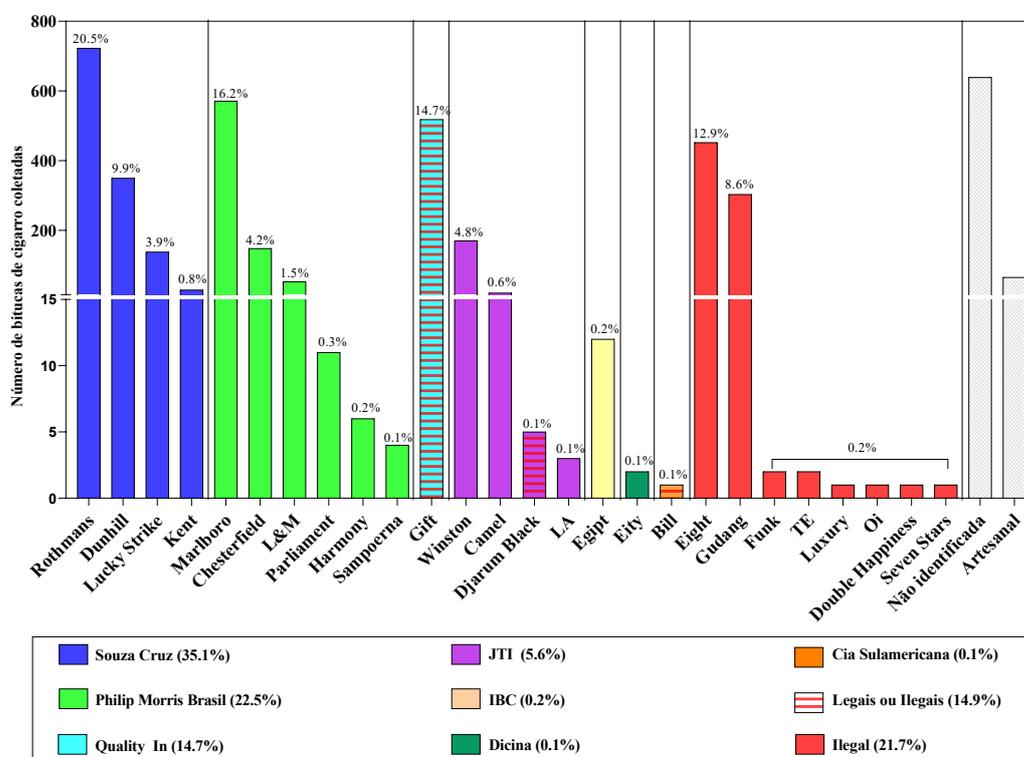


Figura 12. Porcentagens e quantidades de marcas de cigarros identificadas com base em bitucas coletadas em áreas urbanas do Guarujá.

Nos ambientes urbanos do Guarujá e Santos, as três principais marcas de BCs encontradas seguiram o mesmo ranking (Rothmans > Marlboro > Gift). Os percentuais foram semelhantes no Guarujá e Santos para Marlboro (16.2% e 13.0%, respectivamente) e Gift (14.7% e 11.3%, respectivamente), mas variaram consistentemente para a marca Rothmans (20.5% e 30.0%, respectivamente) (Fig. 13). Isso mostra um padrão semelhante entre idades vizinhas (Guarujá e Santos), porém com a maior tendência para Rothmans na cidade de Santos. Na cidade mais distante (Niterói), Rothmans foi apenas a terceira marca mais encontrada (12.6%), enquanto Gift foi a mais recorrente (34.4%), com Dunhill em segundo lugar (21.0%). Além disso, o percentual de Marlboro em Niterói foi bem menor (1.2%). Assim, diferentes marcas dominam a comercialização de cigarros em diferentes cidades e estados do Brasil (Drope et al., 2022).

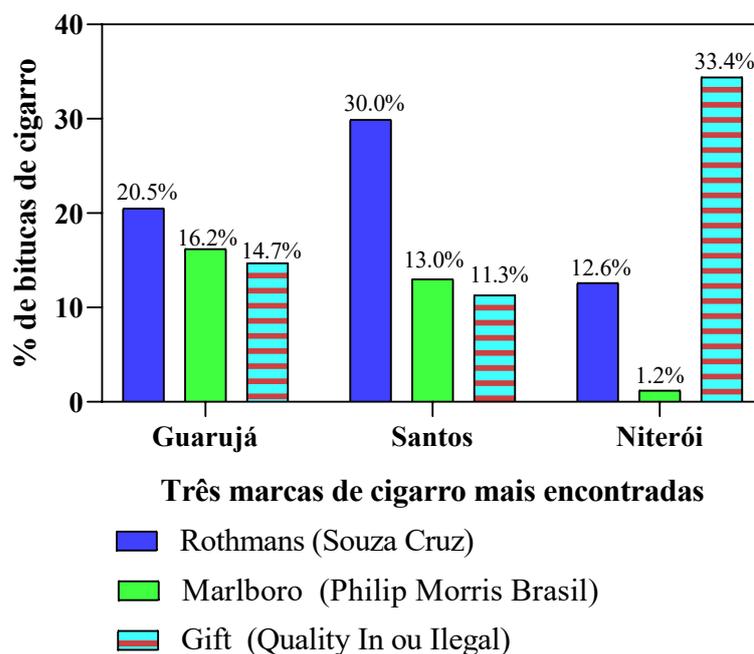


Figura 13. Porcentagens e quantidades de marcas de cigarro identificadas dentre as bitucas de cigarro coletadas nas áreas urbanas do Guarujá, Santos e Niterói. Dados de Santos e Niterói foram obtidas por Ribeiro et al. (2022a).

Há nove empresas autorizadas a vender 215 marcas diferentes de cigarro no Brasil. A *Souza Cruz LTDA* é responsável sozinha por 110 delas, sendo a mais encontrada no Guarujá (29.3%) (ver Fig. 8), contabilizando quatro marcas (Rothmans, Dunhill, Lucky Strike e Kent). Em Segundo lugar, a *Phillip Morris Brasil LTDA* é responsável pela comercialização de 37 marcas, sendo também a segunda mais frequente no Guarujá (18.7%), contabilizando seis marcas (Marlboro, Chesterfield, L&M, Parliament, Harmony e Sampoerna). Além disso, *Quality In LTDA* é a encarregada pelo comércio de cinco marcas de cigarro no Brasil, mas apenas a marca Gift foi a terceira empresa mais encontrada no Guarujá (12.2%). Contudo, a marca Gift também pode ser comercializada de forma ilegal, conforme discutido na próxima seção. Por fim, as empresas *IBC – Indústria Brasileira de Cigarros LTDA* e *Cia Sulamericana de Tabacos* foram responsáveis por 0,2% de todos os BCs coletadas no Guarujá, cada uma respondendo por uma marca (Egipt e Bill, respectivamente). De fato, a identificação acurada desses percentuais representa uma etapa fundamental para operacionalização e aplicação da logística reversa no Brasil.

Essas empresas lucram com a venda de cigarros e, portanto, devem arcar custos do controle da poluição que geram (princípio do poluidor-pagador), uma vez que a implementação de políticas de logística reversa é obrigatória de acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos em vigor no país (Brasil, 2010). Visando a reutilização ou outro destino ambientalmente adequado para as BCs, este instrumento envolve um conjunto de ações, procedimentos e medidas que permitam a coleta e devolução dos resíduos sólidos ao setor empresarial. Assim, com base nos dados obtidos, uma parcela proporcional dos custos com a limpeza urbana poderia ser direcionada para as empresas de cigarros como foi implementado recentemente na Espanha (Spain, 2023). A ado-

ção de tais medidas, se fazem necessárias considerando que foi estimado em 2011 que o “lixo relacionado a produtos de tabaco” compreende 22 a 36% de todo o lixo visível e que os custos de remoção variam de 3 milhões até 16 milhões de dólares por ano para as cidades e municípios maiores (Schneider et al., 2011).

3.4 Mercado Ilegal de Cigarros (MIC)

3.4.1 Bitucas de cigarro

A análise do mercado ilegal foi baseado nas BCs com marcas identificáveis (3.521 dos 4.321 coletados) (Tabela 7), que foram verificadas nas listas de marcas legais disponibilizadas pela ANVISA (Anvisa, 2021). Quase 15% das marcas identificáveis foram categorizadas simultaneamente como *legais* ou *ilegais* (Bill, Djarum Black e especificamente Gift), uma vez que uma identificação precisa requer a verificação das embalagens e não pode ser determinada com base apenas em BCs descartadas. Sendo assim, as marcas Legais representaram entre 63,4 e 78,3%, enquanto o MIC variou de 21,7 a 36,7% considerando todas as BCs coletadas em áreas urbanas do município de Guarujá.

Tabela 7. Percentuais e quantidades de marcas de cigarro identificadas em situação de legalidade entre bitucas coletadas em áreas urbanas do Guarujá.

Status de legalidade das Bitucas de Cigarro								
Bitucas de Cigarro Amostradas (4,231 butts)								
Marcas identificáveis - Consideradas (3.521 bitucas)			Marcas não identificáveis - Não consideradas (645 bitucas)			Cigarros de enrolar - Não considerados (65 bitucas)		
Legais (63,4-78,3%)			Legais ou Ilegais* (14,9%)			Ilegais (21,7-36,6%)		
Marca	%	Empresa	Marca	%	Empresa	Marca	%	Empresa
Rothmans	20,5	Souza Cruz	Gift	14,7	Dicina*	Eight	12,9	Ilegal
Dunhill	9,9		Djarum Black	0,1	JTI*	Gudang	8,6	
Lucky Strike	3,9		Bill	0,1	Cia Sulamericana*	Funk		
Kent	0,8		TOTAL	14,9		TE		
TOTAL	35,1					Luxury	0,2	
Marlboro	16,2	Phillip Morris Brasil				Oi		
Chesterfield	4,2					Seven Stars		
L&M	1,5					TOTAL	21,7	
Parliament	0,3					Gift	14,7	Dicina*
Harmony	0,2					Djarum Black	0,1	JTI*
Sampoerna	0,1					Bill	0,1	Cia Sulamericana*
TOTAL	22,5					TOTAL	36,6	
Gift	14,7	Quality In*						
Winston	4,8	JTI*						
Camel	0,6							
Djarum Black	0,1							
LA	0,1							
TOTAL	5,6							
Egypt	0,2	IBC						
Eity	0,1	Dicina						
Bill	0,1	Cia Sulamericana*						

Apesar dos níveis de densidade urbana, o MIC foi maior nas áreas mais pobres (31,2%, até 54,2% se consideradas as marcas simultaneamente *Legais* ou *Ilegais*) (Fig. 14a e b), ou seja, áreas de renda muito baixa (R\$ 510–1.530 por mês). Em outras faixas de renda baixa > R\$5.100 mensais), moderada (R\$ 1.530–3.060 por mês) e alta (R\$ 3.060–5.100 mensais), o MIC foi significativamente menor (17,8 a 23,8%, 14,1 a 24,3% e 13,9 a 24,3%, respectivamente) (Fig. 14a) do os mais pobres. Nesse sentido, diferentemente das densidades de BCs e do CBPI (ver Fig. 7 e Fig. 10), o MIC parece ser mais dependente do nível de renda do que da densidade populacional das áreas, pois áreas mais pobres mostraram mais que o dobro de MIC, quando comparadas as demais.

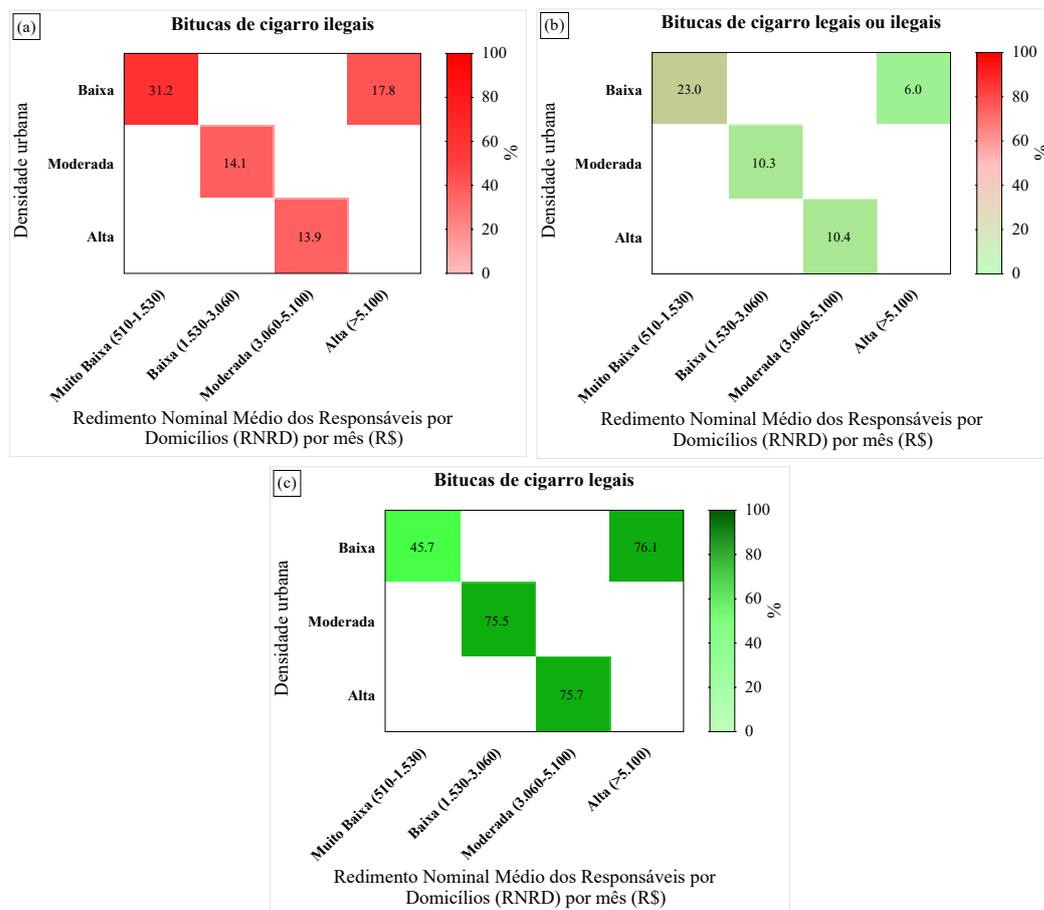


Figura 14. Índices de comercialização de cigarros ilegais (a), ilegais ou legais (b) e legais (c) medidos com base em bitucas de cigarro coletadas em áreas com diferentes densidades urbanas e níveis de renda (Renda Média Nominal dos Chefes de Domicílios [RNRD]).

Coletas de BCs foram usadas como um método para avaliar o mercado ilegal no Sri Lanka (Morais et al., 2018), Brasil (Ribeiro et al., 2022a; Silva et al., 2023) e especialmente no Canadá (Barkans and Lawrance, 2013; CCSA, 2009; OCSA, 2017, 2013; Stratton et al., 2016). De fato, o MIC é medido no Canadá, com base em BCs,

desde 2007, apresentando médias entre 9,7% e 58,7% em 2013 e 2014 nas cidades de Ontário e Quebec (Tabela 8). No Sri Lanka, a média do MIC foi de 15,6%, variando de 10,4% a 25,7% em seis diferentes distritos (23 zonas) em 2018. No Brasil, nosso estudo anterior constatou que o MIC pode atingir entre 25,2% e 36,8% com base em BCs coletadas em vias urbanas de Santos e Niterói, respectivamente (Tabela 7), sendo o primeiro estudo do gênero no país. Adicionalmente, um estudo realizado na praia de Boa Viagem, localizada na cidade do Recife, por Silva et al.(2023), apontou uma taxa de MIC de 22,0%. No presente estudo, o mercado ilegal pode atingir até 36,6% no Guarujá.

Tabela 8. Porcentagem de comercio legal de cigarros com base em bitucas de cigarro coletadas em avaliações mundiais.

País	Localidade	Ano	Mercado Ilegal de cigarros (%)	Referência
Sri Lanka	23 zonas em seis distritos	2018	15,6 (10,4–25,7)	(Morais et al., 2018)
Canadá	Escolas secundárias de Quebec e Ontario	2007	36,0	(CCSA, 2009)
	Universidades de Ontario	2009	14,0	(Barkans and Lawrance, 2013)
	Ontario - 136 areas de fumo	2013	21,0 (10,5–46,0)	(OCSA, 2013)
	Ontario - 135 areas de fumo	2014	22,3 (16,7–27,0)	(OCSA, 2017)
	Ontario	2013–4	9,7	(Stratton et al., 2016)
	Ontario - Brantoford	2013–4	58,1	(Stratton et al., 2016)
	Ontario - 135 areas de fumo	2015	24,6 (15,3–28,4)	(OCSA, 2017)
	Ontario - 135 areas de fumo	2016	32,8 (21,0–54,2)	(OCSA, 2017)
	Ontario - 135 areas de fumo	2017	37,2 (22,9–60,4)	(OCSA, 2017)
Brazil	Praia de Boa Viagem (Recife)	2021–22	22,0	(Silva et al., 2023)
	Áreas urbanas de Santos	2022	≤25,2	(Ribeiro et al., 2022a)
	Áreas urbanas de Niteroi	2022	≤36,8	(Ribeiro et al., 2022a)
	Áres urbanas do Guarujá	2023	21,7–36,6	Este estudo

3.4.2 Maços de cigarro

Um total de dez marcas foram encontradas entre 30 MCs coletados no Guarujá. Os principais aspectos pesquisados nos MCs foram o país de origem (1), a presença de advertências sanitárias

em português (2) e a presença de selos dos órgãos reguladores brasileiros (3) (Tabela 9). Com base nesses parâmetros, a alíquota de MIC foi de 33,3% no Guarujá, contabilizando três marcas, ou seja, Eight, Gift e Gudang (Tabela 9). Todos os MCs legais tiveram origem nacional, enquanto as marcas ilegais Eight e Gift foram trazidas do Paraguai e Gudang da Indonésia. Em um estudo anterior realizado em cinco cidades brasileiras, aproximadamente 95% de todos os maços de Gift foram ilegais (Szklo et al., 2020). Da mesma forma, 100% dos maços de Gift encontrados no presente estudo também eram ilegais. Tais evidências sugerem que a maioria das BCs desta marca encontrados no Guarujá são provavelmente ilegais. Advertências sanitárias estavam presentes em todas os maços coletados, porém, nas marcas legais as mensagens usavam imagens padronizadas e legendas escritas em português. Por outro lado, nas marcas ilegais as legendas estavam escritas em outros idiomas. No entanto, em um maço de Marlboro coletado em S8, apenas a porção superior estava visualizável e as informações impressas foram perdidas, não sendo possível verificar seu status de legalidade.

Tabela 9. Percentual do comercio ilegal de cigarros com base em maços de cigarros coletados no Guarujá.

Maços de cigarro legais (66.7%)					Maços de cigarros ilegais (33.3%)				
Marca	País de Origem	Advertências de saúde - Português	Selo	Pontos	Marca	País de Origem	Advertências de saúde - Português	Selo	Ponto
Dunhill	Brasil	Sim	Sim	S1	Eight	Paraguai	Não	Não	S7
Dunhill	Brasil	Sim	Sim	S9	Eight	Paraguai	Não	Não	S8
Dunhill	Brasil	Sim	Un	S4	Eight	Paraguai	Não	Não	S8
Eity	Brasil	Sim	Sim	S4	Gift	Paraguai	Não	Não	S1
Lucky Strike	Brasil	Sim	Sim	S1	Gift	Paraguai	Não	Não	S9
Marlboro	Brasil	Sim	Sim	S1	Gift	Paraguai	Não	Não	S8
Marlboro	Brasil	Un	Sim	S8	Gift	Paraguai	Não	Não	S8
Marlboro	Brasil	Sim	Sim	S8	Gudang	Indonesia	Não	Não	S4
Marlboro	Brasil	Sim	Sim	S8	Gudang	Indonesia	Não	Não	S9
Marlboro	Brasil	Sim	Sim	S9	Gudang	Indonesia	Não	Não	S7
Marlboro	Brasil	Sim	Un	S9					
Marlboro	Brasil	Sim	Un	S9					
Rothmans	Brasil	Sim	Sim	S3					
Rothmans	Brasil	Sim	Sim	S7					
Rothmans	Brasil	Sim	Sim	S8					
Rothmans	Brasil	Sim	Sim	S8					
San Marino	Brasil	Sim	Un	S7					
Winston	Brasil	Sim	Un	S8					
Winston	Brasil	Sim	Sim	S1					
Winston	Brasil	Sim	Sim	S1					

O MIC medido com base nos maços de cigarros foi maior em níveis de renda muito baixa (42,9%) e menor para renda moderada (14,3%) (Fig. 15a). O mesmo padrão foi observado nas taxas de MIC medidas através bitucas de cigarro, para as quais áreas de renda muito baixa e baixa densidade urbana apresentaram taxas de MIC muito elevadas (ver Fig. 14a) como verificado por outros estudos (Szklo et al., 2020). Embora o número de MCs coletados tenha sido baixo no presente estudo, foi adequado gerar esse nível de comparação geográfica.

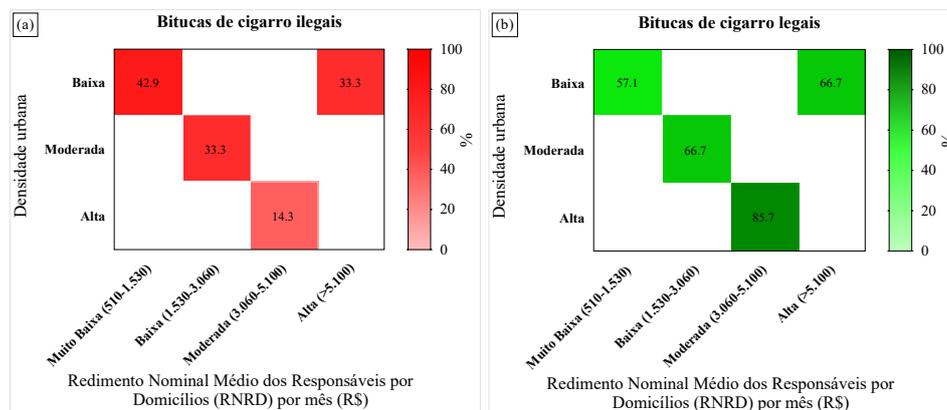


Figura 15. Taxas de comercialização de cigarros ilegais (a) e legais (b) medidas usando maços de cigarros coletados em áreas com diferentes densidades urbanas e níveis de renda (Renda Média Nominal dos Chefes de Domicílios [RNRD]).

3.4.3 Viabilidade de bitucas e maços de cigarro para avaliações futuras do Mercado Ilegal

Os métodos já utilizados para estimar os níveis de MIC empregaram BCs e MCs coletados em vias urbanas, MCs encontrados em lixeiras (Szklo et al., 2020), usando compras fictícias (Shakya et al., 2023), e entrevistas presenciais ou por telefone (Juarez et al., 2021; McDonnell et al., 2021). Além disso, o monitoramento do marketing (Evans-Reeves et al., 2020), inspeções de lojas online (van der Zee et al., 2023) e análise de lacunas fiscais também são usadas (Goodchild et al., 2020). A maioria desses métodos apresenta certos níveis de desvantagens e incertezas. Sendo assim, os resultados gerados por um único método precisam considerar que diferentes países apresentam diferenças específicas no pessoas que fumam, impostos e regulamentações sobre o tabaco, antes de comparar os resultados. Além disso, diferentes métodos

podem não ser diretamente comparáveis, apesar da possibilidade de validação cruzada durante aplicações simultâneas (Joossens et al., 2014; Juarez et al., 2021; Szklo et al., 2020). No presente estudo, descobrimos que BCs e MCs encontrados em vias urbanas podem ser diretamente comparáveis, gerando um único intervalo de MIC. O OMIC estimado por BCs variou entre 21,7% e 36,6%. Usando MCs, o MIC (33,3%) apresentou a mesma ordem de magnitude. Além disso, várias outras semelhanças foram observadas ao comparar as marcas de BCs e MCs coletadas.

As dez marcas encontradas em com base de MCs e BCs foram apresentadas, em conjunto com seus percentuais, na Figura 12. Não obstante, a diferença entre os percentuais atingiu apenas cerca de 7,0% para as duas marcas mais encontradas, Rothmans (7,2%) e Marlboro (7,1%, respectivamente). Essa diferença foi ainda menor para o restante das marcas legais (5,2% para Winston, 3,2% para Eity, 0,6% para Lucky Strike e 0,1% para Dunhill) e ilegais (2,9% para Eight, 1,4% para Gift e Gudang). Curiosamente, a marca legal San Marino, foi encontrada apenas entre os MCs (3,3%). Por fim, outras 15 marcas foram encontradas apenas entre as BCs, totalizando 8,4%. Portanto, várias semelhanças foram verificadas com base nos resultados obtidos pelos dois métodos empregados para estimativa do MIC na área de estudo, apesar do baixo número de MCs encontrados. Uma maior variedade de marcas legais e ilegais foram identificadas ente BCs (25 e 8, respectivamente) em comparação a MCs (10 e 3, respectivamente) (Fig. 12). Entretanto, a diferenciação de marcas comercializadas como legais e ilegais foi mais acurada usando MCs considerando o nível de incerteza de 14,9% ao usar CBs.

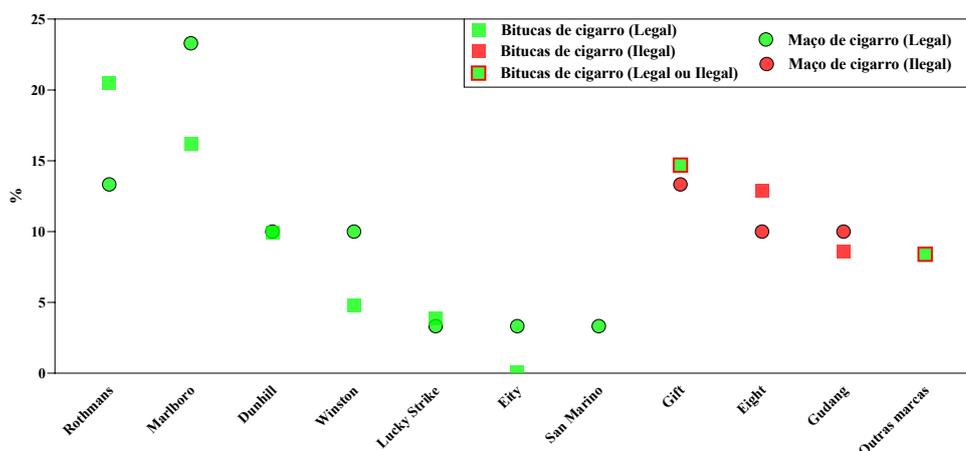


Figura 16. Comparação de porcentagens de marcas legais e ilegais com base em bitucas e maços de cigarros coletados nas vias urbanas da cidade do Guarujá

O nível de incerteza gerado ao usar BCs para estimar o MIC, deve-se à presença de marcas que podem ser distinguidas entre legais e ilegais (Djarum Black, Bill e principalmente Gift). De fato, 14,7% de todos BCs classificados simultaneamente como 'legais ou ilegais' eram Gift, devido ao design semelhante que os Gifts legais e ilegais apresentam (Fig. 17). Por outro lado, os MCs legais e ilegais apresentam diferentes designs permitido identificá-los acuradamente. No presente estudo, todos MCs de ilegais, foram contrabandeados do Paraguai (Tabela 8). Assim, o nível de incerteza do mercado ilegal de cigarros caiu de 14,9% para 0,2% se assumirmos que todos as BCs Gift também são ilegais.



Figura 17. Maços e cigarros legais e ilegais pertencentes a marca Gift.

Para cada MC encontrado no presente estudo, 141 BCs foram coletadas, mostrando uma dinâmica espacial de descarte diferente entre esses itens. Assim, futuras avaliações de monitoramento usando simultaneamente BCs e MCs devem preferencialmente aplicar diferentes abordagens espaciais. Nesse sentido, para cada m² monitorado para ocorrência de BCs, pelo menos 150 m² devem ser inspecionados para MCs. Alternativamente, campanhas de amostragem separadas também podem ser planejadas considerando esses resíduos. No campo, a amostragem usando quadrantes maiores para MCs são viáveis devido à menor ocorrência. Nesta perspectiva, foram amostrados 6,3 km (23.703 m²) ao longo das vias urbanas do Guarujá, que de acordo com estudos anteriores é adequado para BCs (Nasab et al., 2022; Ribeiro et al., 2022a; Torkashvand et al., 2021). No entanto, para itens menos frequentes, como MCs, a área amostrada deve ser maior. De fato, os estudos que monitoram as máscaras faciais (relacionados à pandemia de COVID-19) amostraram um total de 137,5 km (Cueva, 2023) e 250 km (France, 2022). Portanto, estudos futuros devem preferencialmente monitorar ambos os resíduos, aplicando

simultaneamente, uma área maior para MCs e menor para BCs, e permitindo estimativas mais precisas de validação cruzada do mercado ilícito.

A indústria do tabaco sempre se opôs a medidas legislativas e educacionais antifumo, usando como argumento a narrativa do comércio ilegal. Muitas vezes, a indústria tende a exagerar e deturpar as estimativas do MIC (Paraje et al., 2022). Nesse sentido, estudos de fontes independentes são importantes para refutar o mau uso do MIC pela indústria. Nossas descobertas também podem abrir oportunidades no Brasil e em outros países para implementar de forma assertiva o artigo 15 da Convenção-Quadro da OMS para o Controle do Tabaco e o Protocolo para Eliminar o Comércio Ilícito de Produtos de Tabaco (WHO, 2003). Além disso, reforçam a importância dos países de baixa e média renda implementarem medidas de controle do tabaco para reduzir a carga e a prevalência do uso. Esses países não podem pagar e/ou administrar os impactos na saúde, econômicos e ambientais gerados pelo uso do tabaco. No Brasil, estima-se que aproximadamente 162 mil pessoas morram anualmente em decorrência do tabagismo, representando R\$ 125 bilhões (>25 bilhões de dólares) por ano em custos diretos e indiretos (IECS, 2020). Assim, diminuir a população geral de fumantes (sejam aqueles que fumam cigarros legais ou ilegais) e, conseqüentemente, a contaminação por BCs, é um passo crítico para atingir as metas de desenvolvimento sustentável, assim como, para garantir uma vida saudável e conservar o oceano, os mares e os recursos naturais para esta e as próximas gerações (Framework Convention Alliance, 2015; UN, 2016).

3.5 Experimentos com Bitucas de Cigarro

Embora existam poucos dados sobre a ocorrência ambiental de BCs em ambientes naturais e urbanos, sua alta frequência em vias urbanas (Ribeiro et al., 2022a) e praias (Araújo and Costa, 2021) levanta sérias preocupações devido à mobilidade potencial de substâncias químicas associadas a diferentes compartimentos ambientais (Mandelli et al., 2022). Com efeito, os filtros de cigarros contêm substâncias altamente tóxicas que representam riscos ecológicos, sendo classificados como resíduos perigosos (Green et al., 2023). Considerando os Σ HPAs (soma de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos), um total de 1.069,8 ng L⁻¹ foram lixiviados de quatro BCs para a água durante um experimento de 24 horas. Entre os HPAs encontrados nos lixiviados, o naftaleno (743,9 ng L⁻¹), C2-Naftaleno (146,7 ng L⁻¹) e C1-Naftaleno (82,5 ng L⁻¹) foram predominantes, enquanto outros compostos estavam presentes em níveis mais baixos (Tabela 10). Achados semelhantes foram relatados por Dobaradaran et al. (2019), sugerindo que HPAs mais leves, com maior volatilidade e solubilidade em água são facilmente liberados das BCs, contaminando corpos d'água e solos. O naftaleno e seus metabólitos têm sido apontados como compostos citotóxicos que induzem danos cromossômicos, aumento da incidência de adenomas alveolares/brônquicos, inflamação, danos aos tecidos e potencial risco à saúde de seres humanos e espécies animais (Schreiner, 2011). Além disso, impactos ambientais associados à exposição a outros HPAs foram amplamente documentados na literatura científica (Chiovatto et al., 2021). Após a liberação em sistemas aquáticos, as BCs flutuam por aproximadamente 3 a 20 dias antes afundarem para as camadas de sedimentos (Lima et al., 2021). Da mesma forma, as BCs espalhadas nos solos são suscetíveis à lixiviação pela água da chuva e escoamento superficial. Conseqüentemente, vários

grupos de contaminantes, incluindo HPAs, são lixiviados das BCs para a coluna d'água e solos, potencialmente causando efeitos negativos, conforme demonstrado por estudos recentes de ecotoxicologia (Lima et al., 2021).

Cabe ainda ressaltar, que diferentes condições ambientais (por exemplo, regime de chuva, tipo de solo, temperatura, pH) podem influenciar a intensidade da lixiviação e, conseqüentemente, os danos ambientais causados por BCs descartadas. No entanto, considerando um total de 4.321 BCs encontrados no presente estudo, e os níveis médios de HPAs determinados experimentalmente (1.069,8 ng L⁻¹), aproximadamente 1.155.652 ng de desses compostos seriam lixiviados no solo das áreas estudadas em apenas 24 horas. Assim, quantidades significativas de compostos tóxicos estão provavelmente atingindo o ambiente natural, certamente induzindo efeitos deletérios nos organismos vivos. De fato, um estudo recente apontou que os HPAs lixiviados dos BCs podem exceder os padrões estabelecidos pela Diretiva de qualidade de água em vigor na União Europeia, afetando simultaneamente os organismos aquáticos e potencialmente também os seres humanos (Dobaradaran et al., 2019).

Tabela 10. Médias e desvios padrão das concentrações de Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos individuais e totais (ng L⁻¹) e elementos químicos (µg L⁻¹) medidos em lixiviados de bitucas de cigarro preparados em água ultrapura. <LQD= limite de quantificação, ND= não detectado

Composto	Concentrações (ng.L ⁻¹)	Elemento	Concentrações (µg L ⁻¹)
Naftaleno	743,9 ± 84,1	As	5,4 ± 0,2
C1- Naftaleno	82,5 ± 6,5	Cd	ND
C2- Naftaleno	146,7 ± 15,6	Co	7,8 ± 0,1
Acenaftileno	14,8 ± 2,9	Cr	ND
Acenafteno	3,3 ± 0,6	Cu	0,8 ± 0,1
C3- Naftaleno	30,5 ± 4,4	Fe	39,8 ± 1,1
Fluoreno	5,6 ± 1,0	Mg	ND
Fenantreno	24,9 ± 3,5	Mn	0,2 ± 0,0
Antraceno	5,1 ± 0,4	Ni	0,2 ± 0,0
Fluoranteno	<LQ	Pb	0,1 ± 0,0
Pireno	<LQ	Zn	2,3 ± 0,3
C1-Pireno	3,7 ± 0,5		
Benzo[a]antraceno	2,6 ± 0,6		
Cryseno	<LQ		
Benzo[b]fluoranteno	ND		
Benzo[k]fluoranteno	ND		
Benzo[e]pireno	ND		
Benzo[a]pireno	6,1 ± 0,5		
Perileno	ND		
Indeno[123cd]pireno	ND		
Dibenzo[ah]antraceno	<LQ		
Benzo[ghi]perileno	ND		
Total de HPAs	1069,8		

Os níveis de arsênio (As), cobalto (Co), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) foram identificados nos lixiviados analisados, enquanto cádmio (Cd), cromo (Cr) e magnésio (Mg) não foram detectados (ver Tabela 10). Conforme relatado para HPAs, a lixiviação de metais de BCs em meio aquoso pode ser influenciada por vários fatores ambientais. Além disso, os elementos químicos geralmente exibem resistência à degradação biológica e à fotodegradação, resultando em taxas de lixiviação constantes por períodos mais longos em comparação com microcontaminantes orgânicos (Castro,

2019). Nesse sentido, concentrações consistentes, ou seja, de ordem de magnitude semelhante, foram relatadas para Cd, As, Cu, Fe, Mn, Zn e Ni em BCs coletados ao longo da parte norte do Golfo Pérsico nas áreas costeiras de Bushehr (Dobaradaran et al., 2017). Um estudo avaliando o potencial de lixiviação de metais a partir de BCs estimou uma média de 150 BCs/km/mês em áreas de estradas gerando entre 0,02 e 1,7mg de metais tóxicos por quilômetro por mês (Torkashvand et al., 2020). Esses achados indicam que os BCs podem servir como fontes de metais tóxicos para ambientes naturais, apresentando uma ameaça significativa e persistente para ambientes urbanos e naturais.

É importante destacar que nossos resultados foram baseados em um número limitado de substâncias tóxicas que podem ser lixiviadas a partir da BCs. No entanto, é fundamental reconhecer que uma única BC contém milhares de substâncias perigosas diferentes, as quais não foram analisadas no presente estudo. Essas substâncias incluem benzeno, cianeto de hidrogênio, piridina e nicotina (Green et al., 2014). Assim, sua ocorrência ambiental pode poluir até 1000 litros de água (Green et al., 2014). As BCs representam uma séria ameaça à qualidade da água, incluindo água potável e natural. Nesse sentido, lixiviados de BCs contribuem para a contaminação de sistemas aquáticos e solos por compostos tóxicos, incluindo os HPAs e metais tóxicos. Esses compostos geram efeitos adversos bem documentados em vários organismos, possivelmente levando a desequilíbrios ecológicos e danos potenciais à saúde humana. Tais riscos se estendem além de vias urbanas e praias, destacando a necessidade de estratégias de gestão abrangentes para lidar com a poluição e as fontes de BCs. Além disso, mais pesquisas são necessárias para explorar toda a gama de substâncias perigosas presentes nesse resíduo e seu potencial de lixiviação. Essa iniciativa, permitirá uma me-

lhor avaliação e gerenciamento dos riscos ambientais que as BCs representam. Em conclusão, nosso estudo fornece informações valiosas sobre o potencial de lixiviação das BCs, destacando sua contribuição significativa para a contaminação ambiental. Essas descobertas ressaltam a necessidade urgente de medidas proativas para mitigar a poluição do BCs, proteger os recursos hídricos e salvaguardar o bem-estar dos ecossistemas e das populações humanas.

4. Conclusão

Foram encontradas 4.321 bitucas de cigarro (BCs) em 23.694 m² da área urbana do Guarujá. As densidades de BCs em Guarujá ($0,18 \pm 0,17$ CBs.m⁻²), Santos ($0,25 \pm 0,17$ CBs.m⁻²) e Niterói ($0,08 \pm 0,21$ CBs.m⁻²) não foram compatíveis com o ranking de limpeza urbana de cidades brasileiras, indicando que os programas de monitoramento direcionados aos BCs devem ser realizados pelas autoridades locais. Além disso, a contaminação por BCs em áreas urbanas parece estar relacionada às densidades populacionais. Esse padrão, antes observado em Santos e Niterói, também foi observado no Guarujá. Por outro lado, a densidade de BCs no Guarujá se relacionou positivamente com o número de prédios comerciais, lojas que comercializam maços e unidades de cigarros nas áreas estudadas. Curiosamente, não foram observadas correlações entre o número de prédios residenciais, bueiros, pontos de ônibus, lixeiras e renda local. A lixiviação potencial de contaminantes a partir de BCs no Guarujá, foi grave (CBPI= $15,4 \pm 11,5$), e maior em zonas de baixa densidade urbana (CBPI= $26,6 \pm 12,0$). Áreas com densidade urbana alta (CBPI= $12,4 \pm 4,6$) e moderada (CBPI= $7,1 \pm 5,5$) apresentaram CBPI significativamente menor. Portanto, as zonas de baixa densidade urbana do Guarujá poten-

cialmente contribuem mais com a lixiviação de contaminantes. Por outro lado, as zonas de baixa densidade urbana contribuem menos para o CBPI em Santos, enquanto em Niterói as zonas com diferentes densidades urbanas contribuíram de forma semelhante. Nesse sentido, o CBPI médio do Guarujá (15,4) foi mais que o dobro de outras áreas urbanas do Brasil e do Irã avaliadas, e menor que o de Santos (17,6). O máximo valor de CBPI no Guarujá (50,6) ficou abaixo apenas de Niterói (101,6). Além disso, índices de poluição severa representaram 67,0% das áreas amostradas no Guarujá, sendo maior em Santos (77,8%) e menor ($\leq 20,0\%$) nas cidades brasileiras e iranianas previamente avaliadas. Santos e Guarujá apresentaram um potencial alarmante de lixiviação de poluentes a partir de BCs. Sendo assim, as autoridades locais devem se preocupar com essa fonte significativa de contaminação empreender monitoramentos contínuos e medidas mitigadoras.

Um total de 3.521 (83,3%) BCs foram identificadas quanto a marca com base em características físicas. Este foi o maior percentual alcançado por estudos que adotaram abordagem metodológica semelhante. As principais marcas de cigarros coletadas no Guarujá (Rothmans, Marlboro e Gift) foram as mesmas encontradas em Santos, considerando ambos os ambientes, urbano e litorâneo. No entanto, eles foram diferentes em Niterói. Os fabricantes da maioria das marcas encontradas foram Souza Cruz LTDA (29,3%) e Phillip Morris Brasil LTDA (19,7%), que deveriam pagar proporcionalmente o custo da limpeza urbana, de acordo com as políticas de logística reversa do Plano Nacional de Resíduos Sólidos do Brasil. No Guarujá, o mercado ilegal de cigarros (MIC) variou de 21,7% a 36,7%, superior a Santos e semelhante a Niterói. Cabe ressaltar que, no Brasil, espera-se um desvio moderado nos métodos de avaliação do MIC baseados na coleta de BCs, pois as informações completas são impressas apenas em maços de cigarros e desenhos semelhantes são vistos em BCs legais e ilegais. Apesar das incertezas, há evidências de que a coleta e iden-

tificação de BCs é um método adequado para estimar o MIC, devido à facilidade de coleta em grandes quantidades, fornecendo uma amostra representativa do consumo de cigarros. No entanto, uma maneira mais precisa de estimar o MIC é provavelmente o uso simultâneo de MCs e BCs, permitindo uma validação cruzada entre métodos distintos. No entanto, tal abordagem é escassa e deve ser objeto de estudos futuros.

As análises químicas de lixiviados de bitucas de cigarro forneceram informações valiosas sobre potenciais impactos ambientais, particularmente em relação a hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) e metais tóxicos. Nossas descobertas revelaram que os BCs funcionam como uma fonte significativa de contaminação, gerando altos níveis de naftaleno, C2-Naftaleno e C1-Naftaleno nos lixiviados da água. Sabe-se que esses HPAs apresentam propriedades citotóxicas, levantando preocupações sobre possíveis efeitos adversos à saúde de humanos e animais selvagens. Além disso, nosso estudo destacou a lixiviação de metais de BCs para o ambiente. Enquanto certos metais como arsênio (As), cobalto (Co), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) foram detectados nos lixiviados analisados, cádmio (Cd), cromo (Cr) e magnésio (Mg) estavam abaixo dos níveis detectáveis. A presença desses elementos ressalta o potencial dos BCs de contribuir para a contaminação por metais em solos e corpos d'água. No geral, nossos resultados enfatizam implicações ambientais significativas associadas as BCs, pois servem como fontes tanto de HPAs quanto de elementos tóxicos. Esses resultados levantam preocupações sobre os riscos ecológicos e os perigos potenciais à saúde representados pelas BCs. Sendo assim, é crucial abordar e mitigar a contaminação ambiental causada por BCs para salvaguardar os ecossistemas e o bem-estar humano.

Referências

Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Parhizgar, G., Schmidt, T.C., Mallaki, R., 2021. Potentially toxic elements leachates from cigarette butts into different types of water: A threat for aquatic environments and ecosystems? *Environ. Res.* 202, 111706. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111706>

Anvisa, 2021. Consulta a registro - Relação das Marcas de Cigarros [WWW Document]. URL http://antigo.anvisa.gov.br/en_US/tabaco/consulta-a-registro (accessed 12.8.22).

Araújo, M.C.B. de, Costa, M.F. da, 2021. Cigarette butts in beach litter: Snapshot of a summer holiday. *Mar. Pollut. Bull.* 172, 112858. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112858>

Araújo, M.C.B., Costa, M.F., 2019. From Plant to Waste: The Long and Diverse Impact Chain Caused by Tobacco Smoking. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 16, 2690. <https://doi.org/10.3390/ijerph16152690>

Araújo, M.C.B., Costa, M.F., Silva-Cavalcanti, J.S., Duarte, A.C., Reis, V., Rocha-Santos, T.A., da Costa, J.P., Girão, V., 2022. Different faces of cigarette butts, the most abundant beach litter worldwide. *Environ. Sci. Pollut. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19134-w>

Arevalo, R., Corral, J.E., Monzon, D., Yoon, M., Barnoya, J., 2016. Characteristics of illegal and legal cigarette packs sold in Guatemala. *Glob. Health* 12, 78. <https://doi.org/10.1186/s12992-016-0219-z>

Barkans, M., Lawrance, K., 2013. Contraband tobacco on post-secondary campuses in Ontario, Canada: analysis of discarded cigarette butts. *BMC Public Health* 13, 1–8. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-13-335>

Brasil, 2018. Marcas e preços de venda a varejo de cigarros [WWW Document]. *Receita Fed.* URL <https://www.gov.br/receitafederal/pt-br/assuntos/orientacao-tributaria/regimes-e-controles-especiais/cigarros-marcas-e-precos-de-venda-a-varejo-de-cigarros> (accessed 4.26.23).

Brasil, 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.

Brown, J., Welding, K., Cohen, J.E., Cherukupalli, R., Washington, C., Ferguson, J., Clegg Smith, K., 2017. An analysis of purchase price of legal and illicit cigarettes in urban retail environments in 14 low- and middle-income countries. *Addiction* 112, 1854–1860. <https://doi.org/10.1111/add.13881>

Castro, Í.B., 2019. Improper environmental sampling design bias assessments of coastal contamination. *Trends Environ. Anal. Chem.* 24, e00068. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2019.e00068>

CCSA, 2009. Youth Contraband Tobacco Study. Canadian Convenience Stores Association.

Chiovatto, A.C.L., de Godoi, A.V.O., Zanardi-Lamardo, E., Duarte, F.A., DelValls, T.Á., Pereira, C.D.S., Castro, Í.B., 2021. Effects of substances released from a coal tar-based coating used to protect harbor structures on oysters. *Mar. Pollut. Bull.* 166, 112221. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112221>

Cueva, A., 2023. Temporal considerations for an effective sampling of personal protective equipment litter derived from the COVID-19 pandemic. *Sci. Total Environ.* 858, 160047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160047>

Curti, D., Shang, C., Chaloupka, F.J., Fong, G.T., 2019. Tobacco taxation, illegal cigarette supply and geography: findings from the ITC Uruguay Surveys. *Tob. Control* 28, s53–s60. <https://doi.org/10.1136/tobacco-control-2017-054218>

Cutter, S.L., Tiefenbacher, J., Birnbaum, S., Wiley, J., Solecki, W.D., 1991. Throwaway societies: a field survey of the quantity, nature and distribution of litter in New Jersey. *Appl. Geogr.* 11, 125–141. [https://doi.org/10.1016/0143-6228\(91\)90039-C](https://doi.org/10.1016/0143-6228(91)90039-C)

Darabi, K., Hassani, G., Alinejad, N., Badeenezhad, A., 2023. Spatial and temporal variation of CBPI and leakage of heavy metals from cigarette butts into the urban environment. *Sci. Rep.* 13, 1424. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28340-6>

de Granda-Orive, J.I., Girón-Matute, W., López-Yepes, L., 2016. Cigarette Butts: The Collateral Effects of Cigarettes on Humans, Animals and the Environment. *Arch. Bronconeumol. Engl. Ed.* 52, 285. <https://doi.org/10.1016/j.arbr.2016.03.007>

Ding, Y.S., Ashley, D.L., Watson, C.H., 2007. Determination of 10 Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Mainstream Cigarette Smoke. *J. Agric. Food Chem.* 55, 5966–5973. <https://doi.org/10.1021/jf070649o>

Dobaradaran, S., Nabipour, I., Saeedi, R., Ostovar, A., Khorsand, M., Khajeahmadi, N., Hayati, R., Keshtkar, M., 2017. Association of metals (Cd, Fe, As, Ni, Cu, Zn and Mn) with cigarette butts in northern part of the Persian Gulf. *Tob. Control* 26, 461–463. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2016-052931>

Dobaradaran, S., Schmidt, T.C., Kaziur-Cegla, W., Jochmann, M.A., 2021. BTEX compounds leachates from cigarette butts into water environment: A primary study. *Environ. Pollut.* 269, 116185. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116185>

Dobaradaran, S., Schmidt, T.C., Lorenzo-Parodi, N., Jochmann, M.A., Nabipour, I., Raeisi, A., Stojanović, N., Mahmoodi, M., 2019. Cigarette butts: An overlooked source of PAHs in the environment? *Environ. Pollut.* 249, 932–939. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.097>

Dobaradaran, S., Schmidt, T.C., Nabipour, I., Ostovar, A., Raeisi, A., Saeedi, R., Khorsand, M., Khajeahmadi, N., Keshtkar, M., 2018. Cigarette butts abundance and association of mercury and lead along the Persian Gulf beach: an initial investigation. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 5465–5473. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0676-9>

Dorfman, A., França, A.B.C., França, R.F., 2017. Political Commodities and Sovereignty Management: Cigarette Smuggling across Brazil's Southern Borders. *Geopolitics* 22, 863–886.

Drope, J., Figueiredo, V.C., Iglesias, R., Szklo, A.S., Borges, P., Stoklosa, M., 2022. Consumo de cigarros ilegais em cinco cidades brasileiras. *Rio Jan. Cent. Estud. Sobre Tab. E Saúde Esc. Nac. Saúde Pública Fundação Oswaldo Cruz.*

Evans-Reeves, K., Hatchard, J., Rowell, A., Gilmore, A.B., 2020. Illicit tobacco trade is 'booming': UK newspaper coverage of data funded by transnational tobacco companies. *Tob. Control* 29, e78–e86. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2018-054902>

Framework Convention Alliance, 2015. Fact Sheet - Tobacco: a Barrier to Sustainable Development (2015) [WWW Document]. URL <https://fctc.org/resource-hub/fact-sheet-tobacco-a-barrier-to-sustainable->

-development/

France, R.L., 2022. First landscape-scale survey of the background level of COVID-19 face mask litter: Exploring the potential for citizen science data collection during a 'pollution pilgrimage' of walking a 250-km roadside transect. *Sci. Total Environ.* 816, 151569. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151569>

GBD Tobacco, 2021. Spatial, temporal, and demographic patterns in prevalence of smoking tobacco use and attributable disease burden in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis from the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet* 397, 2337–2360. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)01169-7](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)01169-7)

Gholami, M., Torkashvand, J., Rezaei Kalantari, R., Godini, K., Jonidi Jafari, A., Farzadkia, M., 2020. Study of littered wastes in different urban land-uses: An 6 environmental status assessment. *J. Environ. Health Sci. Eng.* 18, 915–924. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00515-7>

Gigliotti, A., Figueiredo, V.C., Madruga, C.S., Marques, A.C., Pinsky, I., Caetano, R., e Silva, V.L. da C., Raw, M., Laranjeira, R., 2014. How smokers may react to cigarette taxes and price increases in Brazil: data from a national survey. *BMC Public Health* 14, 327. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-14-327>

Gomersall, B., 2022. Big tobacco in Latin America. *Lancet Respir. Med.* 10, 735–736. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(22\)00252-1](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(22)00252-1)

Goodchild, M., Paul, J., Iglesias, R., Bouw, A., Perucic, A.-M., 2022. Potential impact of eliminating illicit trade in cigarettes: a demand-side perspective. *Tob. Control* 31, 57–64. <https://doi.org/10.1136/tobacco-control-2020-055980>

Goodchild, M., Valavan, T., Sinha, P., Tullu, F.T., 2020. Estimating illicit cigarette consumption using a tax-gap approach, India. *Bull. World Health Organ.* 98, 654–660. <https://doi.org/10.2471/BLT.20.251447>

Granados, P.S., Fulton, L., Nunez Patlan, E., Terzyk, M., Novotny, T.E., 2019. Global health perspectives on cigarette butts and the environment. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 16, 1858.

Green, A.L.R., Putschew, A., Nehls, T., 2014. Littered cigarette butts as a source of nicotine in urban waters. *J. Hydrol.* 519, 3466–3474. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.046>

Green, D.S., Almroth, B.C., Altman, R., Bergmann, M., Gündoğdu, S., Warriar, A.K., Boots, B., Walker, T.R., Krieger, A., Syberg, K., 2023. Time to kick the butt of the most common litter item in the world: Ban cigarette filters. *Sci. Total Environ.* 865, 161256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161256>

Green, D.S., Tongue, A.D.W., Boots, B., 2022. The ecological impacts of discarded cigarette butts. *Trends Ecol. Evol.* 37, 183–192. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.10.001>

Guarujá, 2013. Plano Diretor de Guarujá, São Paulo [WWW Document]. URL <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-guaruja-sp> (accessed 12.6.22).

Gutvirtz, G., Sheiner, E., 2022. Airway pollution and smoking in reproductive health. *Best Pract. Res. Clin. Obstet. Gynaecol.* <https://doi.org/10.1016/j.bpobgyn.2022.09.005>

Haseler, M., Balciunas, A., Hauk, R., Sabaliauskaite, V., Chubarenko, I., Ershova, A., Schernewski, G., 2020. Marine Litter Pollution in Baltic Sea Beaches – Application of the Sand Rake Method. *Front. Environ. Sci.* 8.

Hecht, S.S., Hatsukami, D.K., 2022. Smokeless tobacco and cigarette smoking: chemical mechanisms and cancer prevention. *Nat. Rev. Cancer* 22, 143–155. <https://doi.org/10.1038/s41568-021-00423-4>

IBGE, 2020. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades, Panorama. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/guaruja/panorama>.

IECS, 2020. The importance of raising tobacco taxes in Brazil [WWW Document]. URL <https://www.iecs.org.ar/tabaquismo-en-brasil/>

Iglesias, R.M., Szklo, A.S., Souza, M.C. de, Almeida, L.M. de, 2017. Estimating the size of illicit tobacco consumption in Brazil: findings from the global adult tobacco survey. *Tob. Control* 26, 53–59. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2015-052465>

Ikazabo, R.N.N., Bier, J.-C., Jamart, J., Mostosi, C., Mavroudakakis, N., 2022. Impact on quitting smoking of cognitive impairment in stroke patients. *J. Neurol. Sci.* 439, 120296. <https://doi.org/10.1016/j.jns.2022.120296>

ISLU, 2022. Índice de Sustentabilidade da Limpeza Urbana | Selur – Sindicato das Empresas de Limpeza Urbana [WWW Document]. URL <https://selur.org.br/wp-content/uploads/2022/10/ISLU-2022a.pdf> (ac-

cessed 12.6.22).

Joossens, L., Lugo, A., Vecchia, C.L., Gilmore, A.B., Clancy, L., Gallus, S., 2014. Illicit cigarettes and hand-rolled tobacco in 18 European countries: a cross-sectional survey. *Tob. Control* 23, e17–e23. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2012-050644>

Juarez, B.S. de M., Reynales-Shigematsu, L.M., Stoklosa, M., Welding, K., Drope, J., 2021. Measuring the illicit cigarette market in Mexico: a cross validation of two methodologies. *Tob. Control* 30, 125–131. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2019-055449>

Kataržytė, M., Balčiūnas, A., Haseler, M., Sabaliauskaitė, V., Lauciūtė, L., Stepanova, K., Nazzari, C., Schernewski, G., 2020. Cigarette butts on Baltic Sea beaches: Monitoring, pollution and mitigation measures. *Mar. Pollut. Bull.* 156, 111248. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111248>

Kungskulniti, N., Charoenca, N., Hamann, S.L., Pitayarangsarit, S., Mock, J., 2018. Cigarette Waste in Popular Beaches in Thailand: High Densities that Demand Environmental Action. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 630. <https://doi.org/10.3390/ijerph15040630>

Kurti, M.K., Schroth, K.R.J., Ackerman, C., Kennedy, M., Jeong, M., Delnevo, C.D., 2020. Availability of menthol cigarettes in Oakland, California after a partial flavor ban. *Prev. Med. Rep.* 20, 101200. <https://doi.org/10.1016/j.pmedr.2020.101200>

Lee, H.-L., Hsieh, D.P.H., Li, L.-A., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons in cigarette sidestream smoke particulates from a Taiwanese brand and their carcinogenic relevance. *Chemosphere* 82, 477–482. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.045>

Li, L., Yang, D.C., Chen, C.-H., 2021. Metabolic reprogramming: A driver of cigarette smoke-induced inflammatory lung diseases. *Free Radic. Biol. Med.* 163, 392–401. <https://doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2020.12.438>

Li, Z., 2022. Modeling pesticide residues in tobacco leaves for improving life cycle inventory analysis of pesticides in the cigarette industry. *Sci. Total Environ.* 845, 157267. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157267>

Lima, C.F., Amaral dos Santos Pinto, M., Brasil Choueri, R., Buruaem Moreira, L., Braga Castro, Í., 2021. Occurrence, characterization, parti-

tion, and toxicity of cigarette butts in a highly urbanized coastal area. *Waste Manag.* 131, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.029>

Malahayati, M., Masui, T., 2019. The impact of green house gas mitigation policy for land use and the forestry sector in Indonesia: Applying the computable general equilibrium model. *For. Policy Econ.* 109, 102003. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.102003>

Mandelli, W.G., Choueri, R.B., Castro, Í.B., Moreira, L.B., 2022. Potential toxicity of contaminants leached from cigarette butts in coastal environments. *Ecotoxicol. Environ. Contam.* 17, 85–98. <https://doi.org/10.5132/eec.2022.02.10>

Marah, M., Novotny, T.E., 2011. Geographic patterns of cigarette butt waste in the urban environment. *Tob. Control* 20, i42–i44. <https://doi.org/10.1136/tc.2010.042424>

McDonnell, B.P., McCausland, R., Keogan, S., Clancy, L., Regan, C., 2021. Prevalence of illicit tobacco use and tobacco tax avoidance in pregnancy. *Ir. J. Med. Sci.* 190, 1445–1449. <https://doi.org/10.1007/s11845-020-02487-x>

Merriman, D., Yurekli, A., Chaloupka, F., 2000. How big is the worldwide cigarette smuggling problem?1. *Tob. Control Dev. Ctries.*

Mghili, B., Lamine, I., Bouzekry, A., Gunasekaran, K., Aksissou, M., 2023. Cigarette butt pollution in popular beaches of Morocco: Abundance, distribution, and mitigation measures.

Morais, D., Colombage, S., Wickramasinghe, D., 2018. A baseline study on the illicit cigarette market - and the resulting tax implications for Sri Lanka. *Imashi Publications.* 978-955-714-030-8.

Moriwaki, H., Kitajima, S., Katahira, K., 2009. Waste on the roadside, 'point-source' waste: its distribution and elution potential of pollutants into environment. *Waste Manag.* 29, 1192–1197.

Nasab, A.Y., Oskoei, V., Rezasab, M., Alinejad, N., Hosseinzadeh, A., Kashi, G., 2022. Cigarette butt littering consequences: a study of pollution rate on beaches and urban environments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 29, 45396–45403. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19155-5>

Neira, C., Cossaboon, J., Mendoza, G., Hoh, E., Levin, L.A., 2017. Occurrence and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of San Diego Bay marinas. *Mar. Pollut. Bull.* 114, 466–479.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.009>

Nguyen, A., Nguyen, H.T., 2020. Tobacco excise tax increase and illicit cigarette consumption: evidence from Vietnam. *Tob. Control* 29, s275–s280. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2019-055301>

Niterói, 2022. Mapas de Zonas de Uso. Lei Urbanística. <https://geoniteroi.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=b-186888f13ee4955a7d59ac1fc0e6a7e>.

Nitschke, T., Bour, A., Bergquist, M., Blanchard, M., Molinari, F., Almroth, B.C., 2023. Smokers' behaviour and the toxicity of cigarette filters to aquatic life: a multidisciplinary study. *Microplastics Nanoplastics* 3, 1. <https://doi.org/10.1186/s43591-022-00050-2>

OCSA, T., 2017. Contraband Tobacco Levels in Ontario Reaching Alarming Rates According to New Study [WWW Document]. Ont. Conv. Stores Assoc. URL <https://ontariocstores.ca/2017contrabandstudy/> (accessed 12.7.22).

OCSA, T., 2013. Shocking Contraband Butt Study Results [WWW Document]. Ont. Conv. Stores Assoc. URL <http://ontariocstores.ca/shocking-contraband-butt-study-results/> (accessed 12.7.22).

Oigman-Pszczol, S.S., Creed, J.C., 2007. Quantification and Classification of Marine Litter on Beaches along Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Coast. Res.* 2007, 421–428. [https://doi.org/10.2112/1551-5036\(2007\)23\[421:QACOML\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2112/1551-5036(2007)23[421:QACOML]2.0.CO;2)

Oliver, J., Thomson, G., Wilson, N., 2014. Measurement of cigarette butt litter accumulation within city bus shelters. *N. Z. Med. J. Online* 127.

Paraje, G., Stoklosa, M., Blecher, E., 2022. Illicit trade in tobacco products: recent trends and coming challenges. *Tob. Control* 31, 257–262. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2021-056557>

Patel, V., Thomson, G.W., Wilson, N., 2013. Cigarette butt littering in city streets: a new methodology for studying and results. *Tob. Control* 22, 59–62. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2012-050529>

Pusceddu, F.H., Sugauara, L.E., de Marchi, M.R., Choueri, R.B., Castro, Í.B., 2019. Estrogen levels in surface sediments from a multi-impacted Brazilian estuarine system. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 576–580. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.052>

Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D., Wang, Z., 2006. Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Environ. Int.* 32, 28–33. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.04.005>

Ranjesh, Z., Nasouri, K., 2022. Facile synthesis of novel porous nickel/carbon fibers obtained from cigarette butts for high-frequency microwave absorption. *J. Environ. Chem. Eng.* 10, 106969.

Ribeiro, V.V., Harayashiki, C.A.Y., Ertaş, A., Castro, Í.B., 2021a. Anthropogenic litter composition and distribution along a chemical contamination gradient at Santos Estuarine System—Brazil. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 46, 101902. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101902>

Ribeiro, V.V., Lopes, T.C., Amaral dos Santos Pinto, M., Póvoa, A.A., Corrêa, V.R., De-la-Torre, G.E., Dobaradaran, S., Green, D.S., Szklo, A.S., Castro, Í.B., 2022a. Cigarette butts in two urban areas from Brazil: Links among environmental impacts, demography and market. *Environ. Res.* 213, 113730. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113730>

Ribeiro, V.V., Pinto, M.A.S., Mesquita, R.K.B., Moreira, L.B., Costa, M.F., Castro, Í.B., 2021b. Marine litter on a highly urbanized beach at Southeast Brazil: A contribution to the development of litter monitoring programs. *Mar. Pollut. Bull.* 163, 111978. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111978>

Ribeiro, V.V., Póvoa, A.A., De-la-Torre, G.E., Castro, Í.B., 2022b. Indexing Anthropogenic Litter as a Contamination Gradient from Rivers to Beaches in Southeast Brazil. *J. Coast. Res.* 38, 1172–1180. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-22A-00005.1>

Rochman, C.M., Manzano, C., Hentschel, B.T., Simonich, S.L.M., Hoh, E., 2013. Polystyrene Plastic: A Source and Sink for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Marine Environment. *Environ. Sci. Technol.* 47, 13976–13984. <https://doi.org/10.1021/es403605f>

Rodríguez, C., Fossatti, M., Carrizo, D., Sánchez-García, L., Teixeira de Mello, F., Weinstein, F., Lozoya, J.P., 2020. Mesoplastics and large microplastics along a use gradient on the Uruguay Atlantic coast: Types, sources, fates, and chemical loads. *Sci. Total Environ.* 721, 137734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137734>

Ross, H., 2015. Understanding and Measuring Cigarette Tax Avoidance and Evasion: A Methodological Guide [WWW Document]. URL <https://>

tobacconomics.org (accessed 1.10.22).

Roveri, V., Guimarães, L.L., Correia, A.T., 2020a. Temporal and spatial variation of benthic macroinvertebrates on the shoreline of Guarujá, São Paulo, Brazil, under the influence of urban surface runoff. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 36, 101289. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101289>

Roveri, V., Guimarães, L.L., Toma, W., Correia, A.T., 2020b. Occurrence and ecological risk assessment of pharmaceuticals and cocaine in a beach area of Guarujá, São Paulo State, Brazil, under the influence of urban surface runoff. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 45063–45075. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10316-y>

Santos, 2013. Revisão do Plano Diretor de Desenvolvimento e Expansão Urbana – LC 731/2011 Diagnóstico Técnico.

Santos, A.M.A.D., Triaca, L.M., Leivas, P.H.S., 2023. How is smoking distributed in relation to socioeconomic status? Evidence from Brazil in the years 2013 and 2019. *Econ. Hum. Biol.* 49, 101240. <https://doi.org/10.1016/j.ehb.2023.101240>

Santos-Echeandía, J., Zéler, A., Gago, J., Lacroix, C., 2021. The role of cigarette butts as vectors of metals in the marine environment: Could it cause bioaccumulation in oysters? *J. Hazard. Mater.* 416, 125816. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125816>

São Paulo, 2005. Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo: escala 1: 1.000. 000. CPRM.

Schneider, J.E., Peterson, N.A., Kiss, N., Ebeid, O., Doyle, A.S., 2011. Tobacco litter costs and public policy: a framework and methodology for considering the use of fees to offset abatement costs. *Tob. Control* 20, i36–i41. <https://doi.org/10.1136/tc.2010.041707>

Schreiner, C., 2011. Genetic Toxicity of Naphthalene: A Review. *J. Toxicol. Environ. Health Part B* 6, 161–183. <https://doi.org/10.1080/10937400306472>

Scollo, M., Zacher, M., Durkin, S., Wakefield, M., 2014. Early evidence about the predicted unintended consequences of standardised packaging of tobacco products in Australia: a cross-sectional study of the place of purchase, regular brands and use of illicit tobacco. *BMJ Open* 4, e005873. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2014-005873>

Sedeh, M.S., Ehrampoush, M.H., Kashi, G., Hosseinzadeh, A., Gha-

le Askari, S., 2022. Spatial and temporal variations of tobacco waste pollution in our cities. *Arab. J. Geosci.* 15, 1285. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10538-z>

Seband, M.R., Maghsoudi, A.S., Shadboorestan, A., Mirnia, K., Aghsami, M., Raoufi, M., 2021. Cigarette smoke-induced toxicity consequences of intracellular iron dysregulation and ferroptosis. *Life Sci.* 281, 119799. <https://doi.org/10.1016/j.lfs.2021.119799>

Shakya, S., Lamichhane, A., Karki, P., Gurung, J.K., Pradhan, P.M.S., 2023. Extent of illicit cigarette sales in Nepal: findings from a retail survey. *Tob. Control.* <https://doi.org/10.1136/tc-2022-057619>

Shimazu, H., 2016. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Cigarettes and Cigarette Smoke. *Environ. Pollut.* 5, p15. <https://doi.org/10.5539/ep.v5n2p15>

Silva, N.F. da, Christina Barbosa de Araújo, M., Santos Silva-Cavalcanti, J., 2023. Spatio-temporal distribution of cigarette butt contamination in urban beaches with varying levels of use. *Waste Manag.* 168, 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.05.035>

SMA/CPLA, 2016. Zoneamento Ecológico - Econômico - Baixada Santista, São Paulo, Brasil. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo/Coordenação de Planejamento Ambiental.

Smith, J., Thompson, S., Lee, K., 2019. 'Both Sides of the Argument'? A critical review of existing evidence on the illicit trade in tobacco products in Canada. *Tob. Control* 28, e141–e147. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2018-054687>

Smith, K.C., Washington, C., Welding, K., Kroart, L., Osho, A., Cohen, J.E., 2017. Cigarette stick as valuable communicative real estate: a content analysis of cigarettes from 14 low-income and middle-income countries. *Tob. Control* 26, 604–607. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2016-053148>

Soleimani, F., Dobaradaran, S., De-la-Torre, G.E., Schmidt, T.C., Saeedi, R., 2022. Content of toxic components of cigarette, cigarette smoke vs cigarette butts: A comprehensive systematic review. *Sci. Total Environ.* 813, 152667. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152667>

Spain, 2023. Memoria de análisis de impacto normativo del proyecto de real decreto relativo a la gestión de los residuos de los productos

del tabaco con filtros y los filtros comercializados para utilizarse con productos del tabaco. Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico. https://www.miteco.gob.es/gl/calidad-y-evaluacion-ambiental/participacion-publica/230420maintabacoversionfinal_tcm37-561444.pdf.

Stratton, J., Shiplo, S., Ward, M., Babayan, A., Stevens, A., Edwards, S., 2016. Assessing contraband tobacco in two jurisdictions: a direct collection of cigarette butts. *BMC Public Health* 16, 622. <https://doi.org/10.1186/s12889-016-3229-0>

Szklo, A., Iglesias, R.M., Carvalho de Souza, M., Szklo, M., Maria de Almeida, L., 2018. Trends in Illicit Cigarette Use in Brazil Estimated From Legal Sales, 2012–2016. *Am. J. Public Health* 108, 265–269. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2017.304117>

Szklo, A.S., Iglesias, R.M., 2020. Interference by the tobacco industry in data on cigarette consumption in Brazil. *Cad. Saúde Pública* 36. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00175420>

Szklo, A.S., Iglesias, R.M., Stoklosa, M., Figueiredo, V.C., Welding, K., Junior, P.R.B. de S., Machado, A.T., Martins, L.F.L., Nascimento, H., Drope, J., 2020. Cross-validation of four different survey methods used to estimate illicit cigarette consumption in Brazil. *Tob. Control*. <https://doi.org/10.1136/tobaccocontrol-2020-056060>

Torkashvand, J., Farzadkia, M., 2019. A systematic review on cigarette butt management as a hazardous waste and prevalent litter: control and recycling. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 11618–11630. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04250-x>

Torkashvand, J., Farzadkia, M., Sobhi, H.R., Esrafil, A., 2020. Littered cigarette butt as a well-known hazardous waste: A comprehensive systematic review. *J. Hazard. Mater.* 383, 121242. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121242>

Torkashvand, J., Godini, K., Jafari, A.J., Esrafil, A., Farzadkia, M., 2021. Assessment of littered cigarette butt in urban environment, using of new cigarette butt pollution index (CBPI). *Sci. Total Environ.* 769, 144864. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144864>

UN, 2016. THE 17 GOALS | sustainable development [WWW Document]. URL <https://sdgs.un.org/goals>

Valiente, R., Escobar, F., Pearce, J., Bilal, U., Franco, M., Sureda, X., 2020. Estimating and mapping cigarette butt littering in urban environments: A GIS approach. *Environ. Res.* 183, 109142. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109142>

van der Zee, K., Filby, S., van Walbeek, C., 2023. When Cigarette Sales Suddenly Become Illegal: Evidence From an Online Survey of South African Smokers During COVID-19 Lockdown. *Nicotine Tob. Res.* 25, 325–330. <https://doi.org/10.1093/ntr/ntac067>

van der Zee, K., van Walbeek, C., Magadla, S., 2020. Illicit/cheap cigarettes in South Africa. *Trends Organ. Crime* 23, 242–262. <https://doi.org/10.1007/s12117-019-09372-9>

Vanapalli, K.R., Sharma, H.B., Anand, S., Ranjan, V.P., Singh, H., Dubey, B.K., Mohanty, B., 2023. Cigarettes butt littering: The story of the world's most littered item from the perspective of pollution, remedial actions, and policy measures. *J. Hazard. Mater.* 453, 131387. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131387>

Vu, A.T., Taylor, K.M., Holman, M.R., Ding, Y.S., Hearn, B., Watson, C.H., 2015. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Mainstream Smoke of Popular U.S. Cigarettes. *Chem. Res. Toxicol.* 28, 1616–1626. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrestox.5b00190>

WHO, 2003. WHO Framework Convention on Tobacco Control [WWW Document]. WHO. URL http://www.who.int/fctc/text_download/en/ (accessed 3.28.22).

Zeru, M.A., Tesfa, E., Mitiku, A.A., Seyoum, A., Bokoro, T.A., 2021. Prevalence and risk factors of type-2 diabetes mellitus in Ethiopia: systematic review and meta-analysis. *Sci. Rep.* 11, 21733. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01256-9>

Material Suplementar

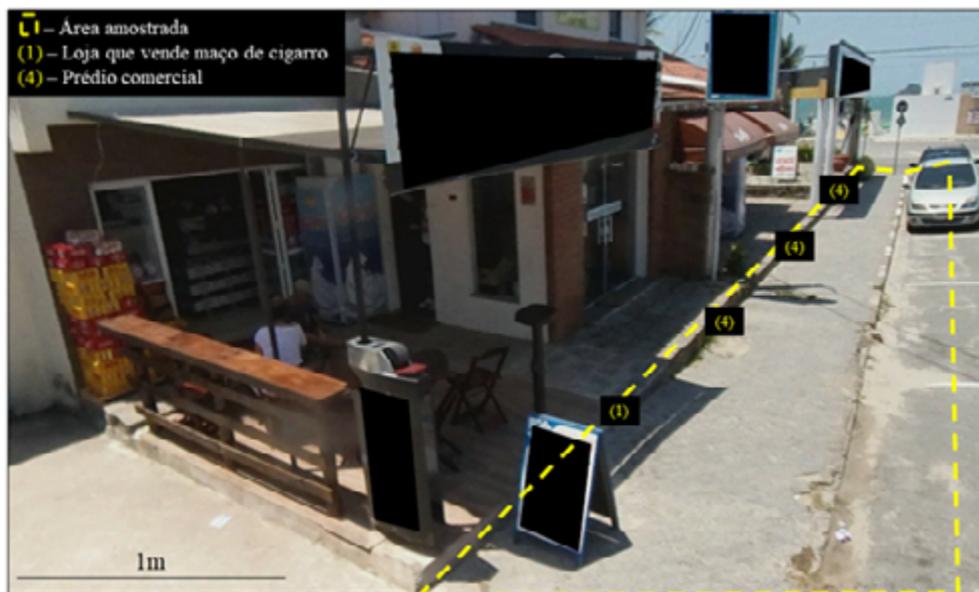


Figura S1. Avaliação dos aspectos urbanísticos dos pontos de amostragem (S9), destacando em amarelo pontilhado a área de amostragem, a presença de estabelecimentos comerciais (4) e residenciais (5) em apenas um prédio. Também foram contabilizadas lixeiras (8). Os nomes dos estabelecimentos comerciais e qualquer possível marca que pudesse surgir na figura obtida no Google Earth (sem direitos autorais) foram ocultados.



Figura S2. Avaliação dos aspectos urbanísticos dos pontos de amostragem (S9), destacando em amarelo pontilhado a área de amostragem, a presença de estabelecimentos comerciais (4) e residenciais (5) em apenas um prédio. Também foram contabilizadas lixeiras (8). Os nomes dos estabelecimentos comerciais e qualquer possível marca que pudesse surgir na figura obtida no Google Earth (sem direitos autorais) foram ocultados.



Figura S3. Avaliação dos aspectos urbanísticos dos pontos de amostragem (S9), destacando em amarelo pontilhado a área de amostragem, a presença de estabelecimentos comerciais (4) e residenciais (5) em apenas um prédio. Também foram contabilizadas lixeiras (8). Os nomes dos estabelecimentos comerciais e qualquer possível marca que pudesse surgir na figura obtida no Google Earth (sem direitos autorais) foram ocultados.



Figura S4. Avaliação dos aspectos urbanísticos dos pontos de amostragem (S9), destacando em amarelo pontilhado a área de amostragem, a presença de estabelecimentos comerciais (4) e residenciais (5) em apenas um prédio. Também foram contabilizadas lixeiras (8). Os nomes dos estabelecimentos comerciais e qualquer possível marca que pudesse surgir na figura obtida no Google Earth (sem direitos autorais) foram ocultados.



Figura S5. Preparação de kits de amostragem no laboratório LECMAR, contendo luvas e sacolas plásticas etiquetadas para os voluntários recolherem as bitucas e maços de cigarro de cada local.

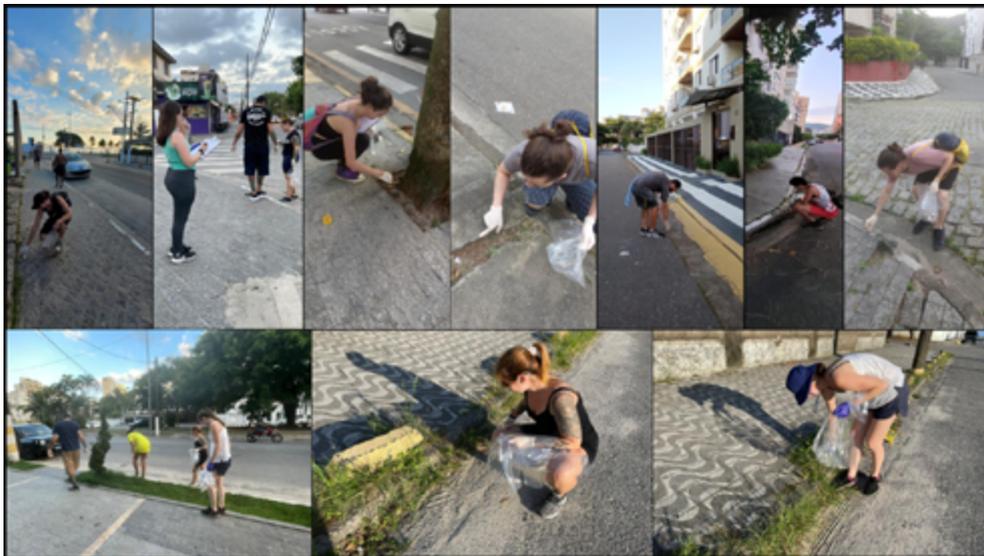


Figure S6. Campanhas de amostragem de bitucas de cigarro (CBs) e maços de cigarros (CPs) em vias urbanas do município de Guarujá, realizadas entre 17h e 22h. Os voluntários foram pelo menos pareados, e orientados a tirar fotos das campanhas de amostragem no início (por volta das 17h), para evitar qualquer tipo de risco com seus celulares. Os voluntários usaram luvas para manipular BCs e MCs. Nenhum problema foi relatado pelos voluntários durante as campanhas de amostragem. Pranchetas foram fornecidas para contabilizar os aspectos urbanos de cada local.



Figura S7. Triagem de bitucas de cigarros (BCs) e maços de cigarros (MCs) no laboratório LECMAR. Os voluntários usaram luvas para manipular BCs e MCs. A triagem foi feita o mais rápido possível, após a amostragem para evitar lidar com amostras ainda mais malcheirosas. A triagem foi planejada para ser curta (das 9h às 12h e das 14h às 17h alternando os voluntários) com intervalos (de pelo menos 5 minutos a cada hora) para evitar a inalação devido à longa exposição. Nenhum problema foi relatado pelos voluntários durante a triagem. Ao contabilizar os BCs e MCs, os voluntários também realizarão a identificação das marcas.



Figura S8. Calçadas irregulares e/ou perfuradas indicando pavimento de baixa qualidade nas vias urbanas do município de Guarujá.

Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca
Bill			Camel			Chesterfield		
Camel Double Mint & Greca			Chesterfield Linea 100 XSL			Chesterfield		
Camel Double Mint & Purple			Chesterfield Terras Brasil. Blue			Chesterfield Remix Beats		
Camel Cretec Option			Chesterfield Terras Brasil. Orange			Chesterfield		
Camel			Chesterfield			Chesterfield		
Camel			Chesterfield			Djarum Black		

Figura S9. Guia preliminar usado para identificação de marcas em bitucas (BCs) e maços de cigarros (MCs) no Brasil (primeira página – ordem alfabética). As linhas diagonais indicam as marcas em que o modelo específico e/ou MCs é desconhecido.

Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca
Djarum Black			Dunhill On Red			Gift		
Double Happiness			Dunhill Tob. Lon. Ltd Est 1907 Evoq.			Gift Menthol		
Dunhill Carlton Blend 2.0			Egypt Classic			Gift Red		
Dunhill Tob. London Blue			Egypt Blue Premiere			Gudang Garam Cravo		
Dunhill On Blue			Eight			Harmony by Luxor 100 XSL		
Dunhill On Boost			Funk			Kent		

Figure S10. Guia preliminar usado para identificação de marcas em bitucas (BCs) e maços de cigarros (MCs) no Brasil (segunda página – ordem alfabética). As linhas diagonais indicam as marcas em que o modelo específico e/ou MCs é desconhecido.

Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca
Kent			LA Menthol			Lucky Strike		
Kent			Lucky strike			Luxury		
L&M Forward (New Black) KS			Lucky Strike Big Chill			Marlboro Double Fusion		
L&M Forward (New Black) KS			Lucky Strike Double Ice			Marlboro Filter Plus Ks		
L&M Vermelho			Lucky Strike			Marlboro Forest Fusion		
L&M Firm Filter			Lucky Strike			Marlboro Gold Stripes Ks		

Figura S11. Guia preliminar usado para identificação de marcas em bitucas (BCs) e maços de cigarros (MCs) no Brasil (terceira página – ordem alfabética). As linhas diagonais indicam as marcas em que o modelo específico e/ou MCs é desconhecido.

Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca
Marlboro Ice Burst Menthol			Rothmans Lon. Int. Pre. Click Sense			Rothmans		
Marlboro Red Foward Ks			Rothmans Lon Int Wor Dou Click			Rothmans		
Marlboro Silver Blue			Rothmans of London Blue?			Rothmans		
Marlboro Gold Sel. Est 1908			Rothmans			Rothmans		
Marlboro Red Sel. Est 1908			Rothmans			Rothmans		
Oi Red			Rothmans			Rothmans		

Figura S12. Guia preliminar usado para identificação de marcas em bitucas (BCs) e maços de cigarros (MCs) no Brasil (quarta página – ordem alfabética). As linhas diagonais indicam as marcas em que o modelo específico e/ou MCs é desconhecido.

Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca	Marca	Maço	Bituca
Rothmans			Seven Stars			Winston Sel. Exotic Mint		
Rothmans			TE			Winston		
Rothmans			TE azul			Missing id		
Rothmans			Winston			Missing id		
Sampoerna Kretek Ment Sel. KS			Winston			Missing id		
Sampoerna Kretek Sel. KS			Winston					

Figura S13. Guia preliminar usado para identificação de marcas em bitucas (BCs) e maços de cigarros (MCs) no Brasil (quinta página – ordem alfabética). As linhas diagonais indicam as marcas em que o modelo específico e/ou MCs é desconhecido.



Figura S14. Exemplos de bitucas de cigarro não identificáveis amostradas em vias urbanas do Guarujá.



Figure S15. Exemplos de bitucas de cigarro de enrolar amostradas em vias urbanas do Guarujá.