

Interferência da ocupação urbana na distribuição de poluentes orgânicos persistentes em manguezal

Urban occupation interference in the distribution of Persistent Organic Pollutants in mangrove

Fernando Neves Pinto^{1*} , Carlos German Massone¹ , Thaise Senez-Mello¹ ,
Frederico Sobrinho da Silva¹ , Mirian Araújo Carlos Crapez¹ 

RESUMO

Áreas de mangue estão sujeitas a pressões antrópicas, ecossistema deposicional, e seus sedimentos contêm registros da história ambiental. Recentemente, foi criada uma Área de Preservação Ambiental na região de manguezais de São Gonçalo (Área de Preservação Ambiental de Itaoca). Esse local recebeu lixo doméstico ao longo de 28 anos. O perfil sedimentar determinou a geocronologia e quantificou os poluentes orgânicos persistentes, como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, bifenilas policloradas e pesticidas organoclorados. Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos apresentaram origem pirogênica com concentrações moderadas, exceto para o dibenzo [a,h] antraceno, um composto carcinogênico que excedeu o nível de efeito limítrofe. O registro sedimentar correspondente ao período anterior ao lixão sugeriu que os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos estavam ligados à queima de madeira por olarias. O perileno foi um bom marcador para a redução da biomassa vegetal, sugerindo associação com a supressão de manguezais durante a ocupação. No período que antecede ao lixão, antes de 1976, a contaminação do sedimento por pesticidas organoclorados, como [2,2-bis (p-clorofenil) -1,1dicloroetileno] (metabólito primário do [1,1,1-tricloro-2,2-bis (p-clorofenil) etano]), foi vinculada a campanhas de saúde pública no combate ao mosquito da malária, ultrapassando os valores de nível de efeito limítrofe. No período de atividade do lixão, o aumento dos valores de [2,2-bis (p-clorofenil) -1,1dicloroetileno] coincidiu com o banimento do [1,1,1-tricloro-2,2-bis (p-clorofenil) etano], sugerindo seu descarte irregular. As bifenilas policloradas estavam abaixo das concentrações de nível de efeito limítrofe, mas semelhantes aos encontrados em lixões industriais em outros países. Os poluentes orgânicos persistentes mostraram-se eficientes marcadores antrópicos de ocupação urbana e contaminação acarretada pelo lixão. Por estar localizado em área de proteção ambiental, é necessária a retomada imediata do processo de remediação para interromper o processo de contaminação da Área de Preservação Ambiental em questão.

Palavras-chave: lixão; POPs; HPAs; DDE; PCBs; manguezal; área de proteção ambiental.

ABSTRACT

Mangrove areas are subject to human pressure, depositional ecosystem, and their sediments contain records of environmental history. The Itaoca Environmental Protection Area was recently created in the mangrove region of São Gonçalo. This site received domestic waste over 28 years. The sedimentary profile determined geochronology and quantified persistent organic pollutants, such as polyaromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticides. Polyaromatic hydrocarbons had a pyrogenic origin with moderate concentrations, except for dibenzo [a,h] anthracene, a carcinogenic compound that exceeded the limit effect level. The sedimentary record corresponding to the period prior to the dump suggested that polyaromatic hydrocarbons were linked to the burning of wood by potteries. Perylene was a good marker for the reduction of plant biomass, suggesting an association with the suppression of mangroves during the occupation. In the period prior to the dump, before 1976, the contamination of the sediment by organochlorine pesticides, such as [2,2-bis (p-chlorophenyl) -1,1-dichloroethene] (primary metabolite of [1,1,1-trichloro-2,2-bis (p-chlorophenyl) ethane]), was linked to public health campaigns to combat the malaria mosquito, exceeding the limit effect level values. During the period of activity of the dump, the increase in [2,2-bis (p-chlorophenyl) -1,1-dichloroethene] values coincided with the banning of [1,1,1-trichloro-2,2-bis (p-chlorophenyl) ethane], suggesting its irregular disposal. polychlorinated biphenyls were below limit effect level concentrations, but similar to those found in industrial dumps in other countries. Persistent organic pollutants proved to be efficient anthropic markers of urban occupation and contamination caused by the landfill. As it is located in an environmental protection area, an immediate resumption of the remediation process is necessary to interrupt the contamination process of the Environmental Protection Area in question.

Keywords: dump; POPs; PAHs; DDE; PCBs; mangrove; environmental protection area.

¹Universidade Católica Fluminense - Niterói (RJ), Brasil.

*Autor correspondente: fernandopinto@id.uff.br, fnevesbiologo@gmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: nenhum.

Recebido: 29/04/2021 - Aceito: 26/07/2021 - Reg. ABES: 20210116

INTRODUÇÃO

Poluentes orgânicos persistentes (POPs), como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), os pesticidas organoclorados (POCs) e as bifenilas policloradas (PCBs), são compostos antropogênicos, tóxicos, mutagênicos, carcinogênicos, resistentes à degradação e que bioacumulam nos tecidos adiposos de organismos vivos. Os POPs podem ser sintetizados para usos industriais, como os PCBs, ou agroquímico, como os POCs, e alguns são subprodutos de combustão incompleta de biomassa e petróleo e derivados, como os HPAs (LU *et al.*, 2013).

Os POPs são hidrofóbicos e facilmente adsorvidos em material particulado, com subsequente acúmulo em matrizes sedimentares (SANTOS *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2016; BASAVIAIAH *et al.*, 2017; SOUSA *et al.*, 2020). Essa natureza persistente é acentuada pela capacidade de bioacumulação e biomagnificação nas cadeias tróficas, amplificando os efeitos adversos na saúde de organismos, do meio ambiente e na saúde pública (IARC 1983; HONDA *et al.*, 2020). Por esse motivo, apresentam valores para solos e sedimentos marinhos, com concentrações mínimas para efeitos possíveis à biota, definidos pelas principais agências ambientais e sendo empregados como referência de qualidade de matrizes abióticas (BURTON, 2002; SOUSA *et al.*, 2020).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA-USA) definiu para os HPAs uma lista com 16 compostos considerados prioritários. A origem, a composição e a distribuição vertical de HPAs em coluna sedimentar indicam a história ocupacional de uma região (ZHAO *et al.*, 2012). Os HPAs petrogênicos têm origem do petróleo e derivados, decorrentes de derramamento/descarga acidental de óleo ou escoamento municipal e urbano. Do ponto de vista químico, possuem dois a três anéis aromáticos e baixo peso molecular — BPM (YUAN *et al.*, 2017). Os HPAs pirogênicos são formados em altas temperaturas de combustão de biomassa ou de combustíveis fósseis, têm quatro a seis anéis aromáticos e alto peso molecular (APM). A razão de abundância de hidrocarbonetos BPM/APM é usada para distinguir HPAs de fontes petrogênicas ou pirogênicas (TANG *et al.*, 2015; BASAVIAIAH *et al.*, 2017).

Os POCs são desreguladores endócrinos. O DDT [1,1,1-tricloro-2,2-bis(p-clorofenil) etano] foi usado por décadas como pesticida no controle de vetores. Tem meia-vida entre 2 e 15 anos e foi proibido no Brasil no final da década de 1980. Em razão de sua persistência, altos níveis de seus metabólitos primários, como o DDE (2,2-bis(p-clorofenil) -1,1-dicloroetileno), ainda são encontrados no ambiente (ELLSWORTH *et al.*, 2018), chegando a ser detectados em amostras de tecidos humanos (MBUSNUM *et al.*, 2020).

Os PCBs têm estabilidade química, alta condutividade térmica e resistência ao fogo. São liberados por meio do lixiviado de aterros sanitários, do lodo de esgoto, da volatilização de sedimentos de dragagem ou são subprodutos de processos industriais ou incineração (ANH *et al.*, 2019). Fontes comuns de PCBs são encontradas em capacitores para transferência de calor ou em transformadores elétricos contendo óleo Ascarel, usados como aditivos em fluidos dielétricos e fluidos hidráulicos (DEBELA *et al.*, 2020). São tóxicos para a biota aquática e para os seres humanos (BATANG *et al.*, 2016) e, por isso, foram incluídos na Convenção de Estocolmo, conferência sobre restrição e banimento dos POPs em 92 países e na Comunidade Europeia (LALLAS, 2001). Os PCBs agrupam mais de 209 compostos orgânicos sintéticos, com um a dez átomos de cloro ligados a uma estrutura poliaromática de bifenilas. Eles são contribuintes da fabricação de pesticidas, plastificantes, lubrificantes, tintas, vernizes, adesivos e transformadores elétricos (EGOROVA *et al.*, 2020).

Os manguezais são sistemas deposicionais (ADAME *et al.*, 2010) e representam 0,7% das florestas, capazes de reter 49 – 98% do carbono azul, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas (TAILLARDAT *et al.*, 2018). Os sedimentos dos manguezais são sumidouros de poluição antropogênica, em razão de seu conteúdo de matéria orgânica, anaerobiose e pH ácido, que favorecem o sequestro de contaminantes. Além disso, eles podem ser remobilizados por microrganismos e bioamplificados na teia alimentar (RAZA *et al.*, 2013). Há 28 anos, o manguezal da ilha de Itaoca, localizado na região oeste da Baía de Guanabara, Brasil, recebeu resíduos sólidos urbanos sem nenhum controle sanitário. A queima e o lixiviado provenientes da decomposição do lixo interferem na composição química de sedimentos adjacentes (MELNYK *et al.*, 2015). A região, antes do surgimento do lixão, era utilizada amplamente para agricultura e abrigava uma das maiores olarias no estado do Rio de Janeiro. Essa última utilizava a lenha extraída de regiões próximas e também da vegetação dos manguezais como principal combustível para os fornos (CAMPOS, 1955; AMADOR, 2013). Atualmente, a região abriga a recém-criada Área de Proteção Ambiental (APA) de Itaoca, que complementa a APA de Guapimirim, incorporando toda a história de ocupação urbana, bem como o passivo ambiental.

O objetivo do trabalho foi caracterizar a distribuição vertical de POPs em sedimentos, ligando-os à influência do lixão e/ou à ocupação histórica na região. Essas informações contribuirão para a implantação do plano de manejo da unidade de conservação recém-criada.

METODOLOGIA

A Ilha de Itaoca, localizada na região noroeste da Baía de Guanabara, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil (Figura 1), possui 7 km² de área, sendo considerada a segunda maior ilha desse estuário (AMADOR, 2013). Recebe tanto a influência das águas da baía quanto da bacia hidrográfica do Rio Imboáçu, e drena a parte central do município de São Gonçalo. O canal Imboáçu, localizado entre a ilha e o continente, é responsável pela hidrodinâmica dos manguezais e recebe todo o chorume do lixão desde o final da década de 1970 (SANTOS, 2018).

Amostragem do perfil sedimentar (CORE) foi realizada à jusante do canal do Imboáçu (22°46'30.00"S 43° 2'52.56"O Datum WGS84) (Figura 1), onde foi retirada uma coluna sedimentar de 82 cm, com um tubo de PVC de 100 mm de diâmetro e fracionado a cada 2 cm. O armazenamento das amostras foi feito em recipientes de alumínio, congelados e posteriormente liofilizados até o momento das análises em laboratório.

Extração dos poluentes orgânicos persistentes

Os POPs foram extraídos a partir de 2 g de sedimento liofilizado em banho de ultrassom (modelo EASY 60 H) e adaptado do método EPA 3550C. Todos os solventes utilizados tinham grau pesticida e os padrões foram Accustandard®. Foram realizadas três extrações com 15 mL de diclorometano:methanol (9:1 v.v) por 15 minutos cada. Os extratos foram concentrados até 2 mL, em banho-maria a 60°C, e limalhas de cobre direcionaram o borbulhamento. O extrato foi eluído com diclorometano em uma coluna cromatográfica com 7 g de desulfurizante e 12% de água. Em seguida, foi novamente concentrado a 2 mL em banho-maria a 60°C. A purificação ocorreu com 5 g de alumina desativada a 2% em uma microcoluna cromatográfica adaptada do método US EPA 3630C. Seguiu-se eluição com 25 mL de diclorometano:methanol (9:1 v.v) e concentrado a 1 mL. A eficiência da extração foi avaliada adicionando-se

duas soluções padrões: *p*-terfenil d14 (CAS: 92-94-4) com concentração de 5 µL.mL⁻¹; e PCB103 (2,2',4,5',6-pentaclorobifenil (CAS: 60145-21-3) e PCB 198 (2,2',3,3',4,5,5',6-octaclorobifenil (CAS: 68194-17-2) na concentração de 2 µg.mL⁻¹. Antes da injeção, foram adicionados 5 µg.mL de HPAs — naftaleno-d8, acenafiteno-d10, fenantreno-d10, criseno-d12 e perileno-d12 (CAS: 1146-65-2, 15067-26-2, 1517-22-2, 1719-03-5, 1520-96-3, respectivamente) — e 2 µg.mL

de 4,4-dibromodifenil para quantificação dos PCBs, dos POCs e dos éteres de difenila polibromados — PBDEs (CAS: 92-86-4).

Quantificação dos poluentes orgânicos persistentes

Neste estudo, foi utilizado um espectrômetro de massa Thermo Scientific TSQ Quantum XLS, coluna capilar de sílica fundida e revestida com 5% de difenil/

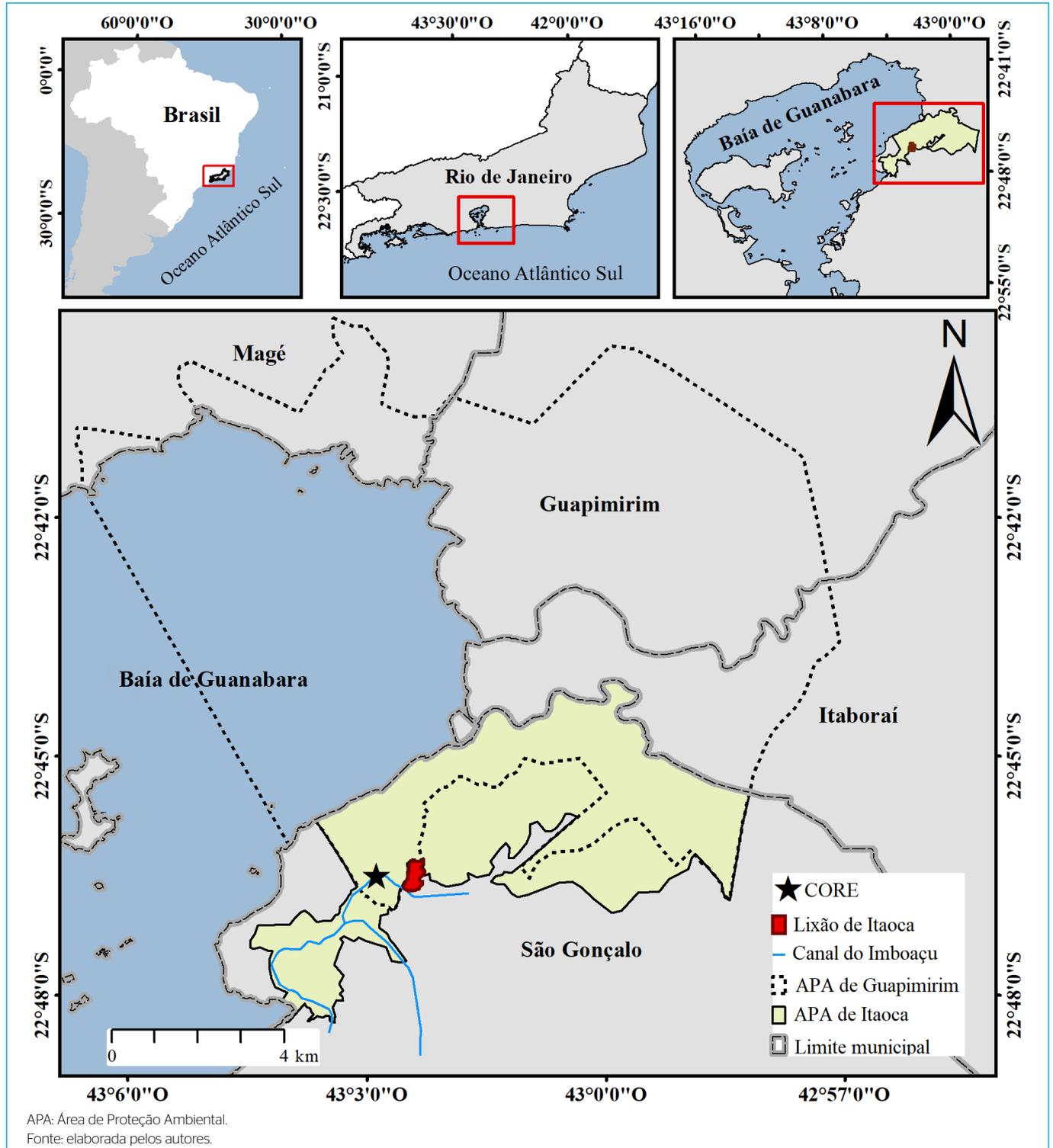


Figura 1 - Área de estudo – Área de Proteção Ambiental de Itaoca em relação às principais fontes de contaminação: rio Imboaçú e lixão.

dimetilsiloxano, interface do detector condicionada a 300°C e a fonte de íons a 230°C. Os compostos foram identificados no modo CG-EM (cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas), sendo monitorados dois íons precursores e íons produtos para cada composto. Foram quantificados os 16 HPAs prioritários da EPA: naftaleno (Naf), acenafitileno (Acl), acenafiteno (Ace), fluoreno (Flu), antraceno (Ant), fenantreno (Fen), fluoranteno (Fla), pireno (Pir), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (Cri), benzo[b]fluoranteno (BbF), benzo[k]fluoranteno (BkF), indeno[1,2,3-cd]pireno (InP), dibenzo[a,h]antraceno (DahA), benzo[a]pireno (BaP) e benzo[g,h,i]perileno (BghiP). Além dos HPAs prioritários, foram determinadas as concentrações de perileno (Per). Em relação aos pesticidas organoclorados, foi detectado apenas o DDE (2,2-bis(p-clorofenil)-1,1-dicloroetileno), e as bifenilas cloradas foram PCB#52, PCB#70, PCB#95, PCB#101 e PCB 110.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As taxas de sedimentação a noroeste da Baía de Guanabara e em áreas próximas à APA de Itaoca apontam aumento deposicional em função da ocupação humana da bacia hidrográfica. Godoy *et al.* (1998), analisando a atividade de ^{210}Pb em uma coluna sedimentar de 48 cm, próximo ao litoral do município de São Gonçalo, concluíram que os primeiros 21 cm apresentavam taxa de sedimentação de 1,50 cm \pm 0,1.ano; entre 21 e 36 cm, a taxa anual foi de 0,50 cm \pm 0,05. ano; e depois, 0,26 cm \pm 0,02.ano. Monteiro *et al.* (2012) sugeriram que a Baía de Guanabara apresentou taxa de sedimentação de 0,42 cm.ano antes da década de 1950 e maior que 0,77 cm.ano após essa data. Figueiredo *et al.* (2014) apresentaram estudo mais detalhado de um perfil também nessa região, estabelecendo uma taxa de 0,14 cm.ano antes de 1910, passando para 0,49 cm.ano até a década de 1950, subindo para 0,60 cm.ano até 1993 e, a partir desse momento, superior a 1,25 cm.ano (Figura 2). A análise comparativa entre as equações da reta das taxas de sedimentação e a data de implantação do lixão determinou que a taxa de sedimentação de Figueiredo *et al.* (2014) possuía maior relação com o passivo ambiental em questão. Assim, os primeiros 12 cm da coluna sedimentar corresponderiam à desativação do lixão a partir de 2012; entre 12,1 e 42 cm seria o período de vida útil do lixão (1976-2012); e abaixo de 42,1 cm, o mangue, sem a interferência do lixão (Figura 3).

As fontes de HPAs no sedimento podem ser pirogênicas ou petrogênicas, inferidas a partir da relação entre número de anéis aromáticos (YUNKE *et al.*, 2002). Fontes pirogênicas de HPAs são caracterizadas por compostos enriquecidos de moléculas de APM, com quatro a seis anéis aromáticos. Já nas fontes de origem petrogênica predominam os HPAs de BPM, com dois e três anéis aromáticos, geralmente derivados de óleo combustível ou produtos de refino de petróleo. Assim, a razão BPM/APM \leq 1 indica que a origem dos HPAs é pirogênica; e a razão BPM/APM \geq 1, petrogênica (BASAVIAH *et al.*, 2017).

Apesar de a coluna sedimentar ter sido coletada em área de manguezal, próximo à APA de Guapimirim e sob influência direta da Baía de Guanabara (GOMES, 2007), que possui histórico de contaminação crônica por HPAs (ARAÚJO, 2020), a região do presente estudo não apresentou influência da baía. Na coluna sedimentar estudada, adjacente ao Lixão de Itaoca, os HPAs tiveram origem predominantemente pirogênica (BPM/APM \leq 1), originados por processos de combustão de resíduos sólidos (Tabela 1 e Figura 4A). Comportamentos semelhantes foram observados em manguezais próximos às áreas urbanas (BASAVIAH *et al.*, 2017).

As concentrações totais de HPAs, APM e BPM foram crescentes durante e após o encerramento do lixão em 2012, sugerindo que mesmo após esse acontecimento, o chorume continua sendo produzido e liberado para o ambiente (Tabela 1). Os resultados médios dos 16 HPAs prioritários evidenciaram aumento nas concentrações de compostos de massa molecular intermediária, como o Fen, o Fla, o Pir, o BaA e o Cri (Tabela 1). Um total de seis C₂HPAs considerados carcinogênicos — BaA, BaP, BkF, Chr, DahA e InP — (SPROVIERI *et al.*, 2007) também apresentaram comportamento semelhante (Tabela 1 e Figura 4B). Antes do lixão, destacaram-se apenas o Fla e o Pir (Tabela 1).

De acordo com Araújo *et al.* (2020), os Σ 16 HPAs podem ser classificados como baixa contaminação (0 – 100 ng.g⁻¹), moderada contaminação (100 – 1.000 ng.g⁻¹) e alta contaminação (>1.000 ng.g⁻¹). Moderadas concentrações se situam entre 170 e 350 ng.g⁻¹ para manguezais na China (KAISER *et al.*, 2016). Concentrações naturais de 0,8 – 23,3 ng.g⁻¹ foram determinadas em manguezais na Baía de Tampa, Florida (LEWIS *et al.*, 2015). De acordo com Araújo *et al.* (2020), resultados indicaram concentrações moderadas de HPAs em toda a coluna sedimentar, apresentando incremento a partir do surgimento do lixão (Tabela 1 e Figura 4C).

As concentrações moderadas de HPAs no sedimento, de acordo com os critérios estabelecidos pela Agência Canadense de Meio Ambiente e pela Agência Americana Oceânica e Atmosférica (NOAA), apontaram valores

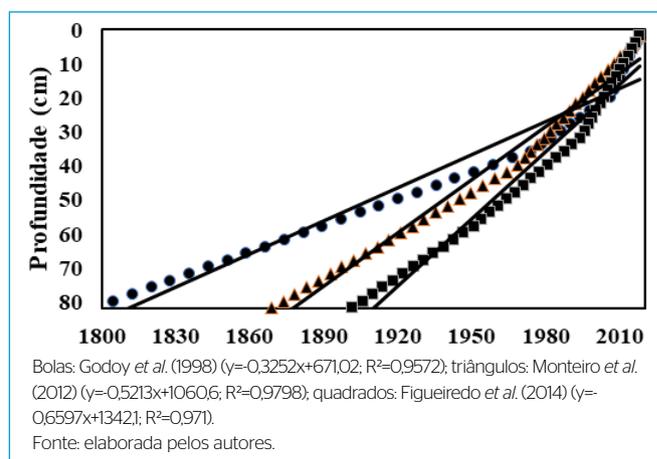


Figura 2 - Equação linear das taxas de sedimentação de acordo com a literatura.

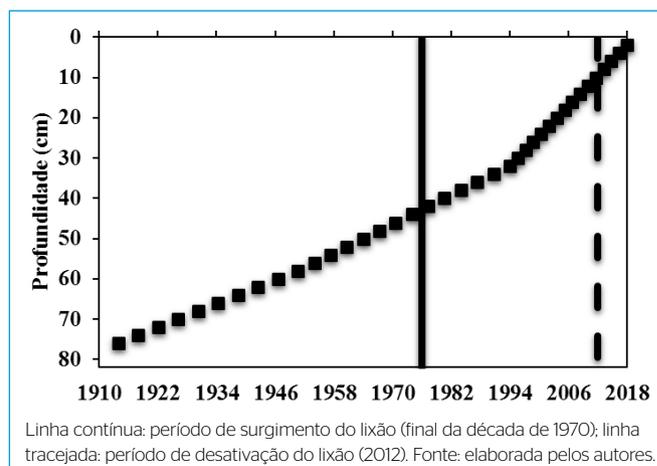


Figura 3 - Geocronologia proposta por Figueiredo *et al.* (2014) aplicada à coluna sedimentar obtida no canal do Imboaçú, sujeito aos efeitos do Lixão de Itaoca.

abaixo dos níveis de prováveis efeitos à biota (PEL). Entretanto, o nível de efeito limítrofe (TEL) foi ultrapassado pelo Acl e pelo DahA, com valores de 5,87 e 6,71 ng.g⁻¹, respectivamente.

As razões de isômeros de HPAs são usadas para a determinação qualitativa das fontes de emissão e são chamadas de taxas de diagnóstico molecular para hidrocarbonetos (DUDHAGARA *et al.*, 2016; ZHENG *et al.*, 2016). Valores para Fla.(Fla + Pir), BaA.Cri e BaA.(BaA+Cri) indicaram que têm origem em combustão de biomassa (LI *et al.*, 2006; YUNKER *et al.*, 2002) (Tabela 2). As razões BaA.Chr e BaA.(BaA+Cri) são redundantes, uma vez que são baseadas nos mesmos compostos, mas foram mantidas para comparação com outros estudos (BASAVAIAH *et al.*, 2017). Esses resultados podem estar ligados ao uso da vegetação do manguezal por uma grande olaria localizada na margem direita do canal do Imboáçu, com registro de funcionamento desde 1910 (CAMPOS, 1955). Duas das principais alterações antrópicas nos manguezais são a ocupação desordenada e o uso da vegetação em fornos de cerâmicas e padarias. A APA de Itaoca, sendo um manguezal remanescente, tem a perda da qualidade ambiental associada ao desmatamento intenso sofrido no início do século XX (AMADOR, 2013).

A presença de Per em sedimento está ligada à degradação da vegetação e à atividade de diagênese fúngica associada à rizosfera, fonte de matéria orgânica para os ambientes aquáticos e sedimento (HANKE *et al.*, 2019). Sua origem biológica pode explicar a abundância generalizada de Per no meio ambiente, por meio da associação de micorrizas com as plantas vasculares há 400 milhões de anos (STRULLU-DERRIEN *et al.*, 2018). Ao contrário dos HPAs derivados da combustão, como Fla, Pir, BaA, benzofluoranteno, benzo[e]pireno e benzo[a]pireno, detectados tanto em material particulado quanto em sedimento, o Per é detectado apenas no sedimento (KAWAMURA *et al.*, 1987). Além disso, a sua concentração é diretamente proporcional à profundidade de soterramento, indicando que se forma após a deposição (JIANG *et al.*, 2000). Altas razões isoméricas de Per indicam contribuição natural da diagênese da serrapilheira em floresta de mangue. A diminuição dessas razões nas camadas mais recentes da coluna sedimentar coletada no manguezal de Itaoca confirmou a redução da produção de biomassa vegetal (ARAÚJO *et al.*, 2020), sugerindo perda da qualidade ambiental do manguezal ao longo da ocupação da região. Essa perda pode ser confirmada com os valores de Per partindo de 52,46% na porção mais antiga do sedimento e chegando a 17,60% na camada superficial (Figura 4D).

Na coluna sedimentar coletada no manguezal adjacente ao Lixão de Itaoca, também foi quantificado o DDE a partir da década de 1950 e início da década de 1960, com valores médios de 1,71 ng.g⁻¹ (1,27 – 2,10 ng.g⁻¹). Essas concentrações de DDE foram detectadas graças à baixa solubilidade em água

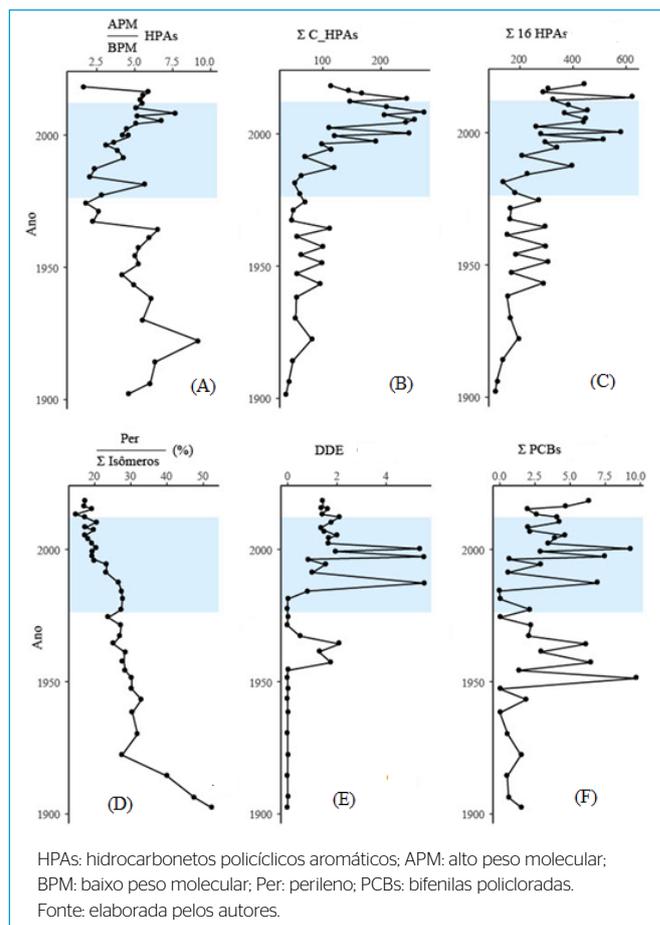


Figura 4 - Perfil das concentrações (ng.g⁻¹) de poluentes orgânicos persistentes no sedimento (a marcação no gráfico corresponde ao período de atividade do lixão). (A) Razão entre HPAs APM/BPM; (B) Σ dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos carcinogênicos; (C) Σ dos 16 hidrocarbonetos policíclicos aromáticos prioritários; (D) razão do perileno e seus isômeros; (E) DDE; (F) Σ das bifenilas policloradas.

Tabela 1 - Resultados das médias (ng.g⁻¹) dos 16 hidrocarbonetos policíclicos aromáticos prioritários, do total de baixo peso molecular dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, do total de alto peso molecular dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, do total de C₂H_{PA} e do total de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em coluna sedimentar no manguezal, abrangendo os três períodos do Lixão de Itaoca (após, ativo e antes).

Dump	NaF	Acl	Ace	Flu	Ant	Fen	Fla	Pir	BaA	Cri	BbF	BkF	InP	DahA	BaP	BghiP
Após	5,56 (±7,77)	6,09 (±1,54)	4,09 (±2,56)	13,81 (±6,37)	9,61 (±5,67)	43,46 (±35,09)	61,61 (±32,05)	55,01 (±28,50)	65,45 (±25,03)	44,91 (±11,22)	17,32 (±5,07)	24,49 (±6,28)	13,92 (±3,49)	11,51 (±3,16)	16,56 (±8,53)	17,26 (±3,53)
Ativo	3,84 (±2,25)	8,49 (±4,05)	4,23 (±2,37)	14,03 (±5,09)	6,39 (±3,48)	29,84 (±17,60)	43,39 (±15,54)	40,50 (±15,60)	60,98 (±44,20)	44,39 (±32,18)	15,74 (±4,70)	20,77 (±6,51)	11,58 (±3,98)	11,72 (±4,07)	12,48 (±3,95)	16,22 (±5,26)
Antes	3,06 (±1,67)	6,57 (±11,50)	2,65 (±2,86)	9,12 (±5,13)	3,08 (±1,21)	14,75 (±11,51)	28,75 (±11,51)	26,48 (±9,58)	14,18 (±4,99)	13,54 (±5,02)	13,17 (±5,07)	17,13 (±6,66)	09,53 (±4,39)	9,52 (±3,46)	10,13 (±3,65)	13,80 (±5,41)
	ΣBPM			ΣAPM			ΣC ₂ H _{PA}			ΣHPA						
Após	82,63 (±54,72)			317,03 (±117,64)			176,83 (±51,66)			399,66 (±138,18)						
Ativo	66,82 (±26,94)			278,75 (±108,65)			162,89 (±80,77)			344,88 (±125,00)						

Naf: naftaleno; Acl: acenafitileno; Ace: acenafiteno; Flu: fluoreno; Ant: antraceno; Fen: fenantreno; Fla: fluoranteno; Pir: pireno; BaA: benzo[a]antraceno; Cri: criseno; BbF: benzo[b]fluoranteno; BkF: benzo[k]fluoranteno; InP: indeno[1,2,3-cd]pireno; DahA: benzo[a,h]antraceno; BaP: benzo[a]pireno; BghiP: benzo[ghi]perileno; ΣBPM HPAs = Nah + Acl + Ace + Flu + Ant (2 - 3 anéis); ΣAPM HPAs = Fla + Pir + BaA + Cri + BbF + BkF + InP + DahA + BaP + BghiP (4 - 6 anéis); ΣC₂H_{PA} = BaA + BaP + BkF + Cri + DahA + InP; ΣHPA: somatório total dos 16 HPAs.

Tabela 2 – Razões isoméricas de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos abrangendo os três períodos do Lixão de Itaoca (após, ativo e antes).

Razões	Após	Variação	Ativo	Variação	Antes	Variação
Fla.(Fla + Pir)	0,54	(0,53 - 0,56)	0,52	(0,49 - 0,54)	0,52	(0,47 - 0,59)
BaA.(BaA + Cri)	0,59	(0,53 - 0,65)	0,56	(0,45 - 0,72)	0,51	(0,49 - 0,53)
BPM.APM	0,27	(0,18 - 0,64)	0,26	(0,12 - 0,53)	0,26	(0,12 - 0,60)
BaA.Cri	1,44	(1,13 - 1,90)	1,38	(0,80 - 2,51)	1,06	(0,97 - 1,13)

Fla: fluoranteno; Pir: pireno; BaA: benzo(a)antraceno; Cri: criseno; BPM: baixo peso molecular; APM: alto peso molecular.

e à alta capacidade de adsorção à matéria orgânica, facilitando a acumulação no ambiente (MBUSNUM *et al.*, 2020). A partir da década de 1980, podem ser destacadas as amostras correspondendo aos anos de 1987, 1997 e 2000, cujas concentrações foram 5,53, 5,55 e 5,38 ng.g⁻¹, respectivamente. O TEL do DDE é de 2,07 ng.g⁻¹ (BURTON, 2002) e foi ultrapassado a partir da década de 1980. Os valores mais elevados ocorreram entre 1987 e 2000, coincidindo com o período de redução da utilização de pesticidas, sugerindo descarte ilegal no Lixão de Itaoca (Figura 4E).

O DDT e outros inseticidas organoclorados se tornaram um dos contaminantes ambientais mais abundantes em todo o planeta, cuja produção foi acelerada durante a Segunda Guerra Mundial para controlar a malária e outras doenças transmitidas por vetores (ELLSWORTH *et al.*, 2018). Em 1947, 65 toneladas de DDT foram usados em domicílios do estado do Rio de Janeiro pelo Serviço Nacional de Malária. Os vetores reapareceram em meados da década de 1950, intensificando o uso do DDT. A partir da década de 1960, foram incentivados a produção e o consumo de pesticidas por meio do Programa Nacional de Defensivos Agrícolas (LIGNANI, 2018). A última aplicação documentada de DDT em campanhas de saúde pública no Rio de Janeiro foi no combate à leishmaniose, em 1990 (FLORES *et al.*, 2004).

PCBs congêneros à IUPAC/EPA n° #52 (2,2',5,5' tetraclorobifenil), #70 (2,3',4',5 tetraclorobifenil), #95 (2,2',3,5,6' pentaclorobifenil), #101 (2,2',4,5,5' pentaclorobifenil) e #110 (2,3,3',4,6 pentaclorobifenil) foram quantificadas no sedimento adjacente ao Lixão de Itaoca. Antes do lixão, predominaram tanto os PCBs de quatro átomos de cloro (PCB#52 e PCB#70) como de cinco átomos de cloro (PCB#95, PCB#101 e PCB#110), com valores máximos na década de 1950 (Figura 4F). Esses PCBs estão associados à combustão (MELNYK *et al.*, 2015). Durante a atividade do Lixão de Itaoca, as maiores concentrações foram para os PCBs de quatro átomos de cloro (PCB#52 e PCB#70), enquanto na década de 2000, predominaram os de cinco átomos de cloro (PCB#95, PCB#101 e PCB#110) (Figura 4F), cujo Σ PCB chegou a 11,10 ng.g⁻¹. Em 2000, houve campanha mundial para retirada de resíduos de POPs de locais inadequados (FLORES *et al.*, 2004). Os resultados do presente estudo mais elevados nesse período sugerem que os PCBs podem ter sido descartados de maneira ilegal no Lixão de Itaoca, e como são recalcitrantes e resistentes à biodegradação, ficam adsorvidos às partículas de matéria orgânica no sedimento (DEBELA *et al.*, 2020).

Os resultados de ΣPCB estão abaixo dos valores de TEL para sedimentos marinhos, que é de 21,55 ng.g⁻¹ (BURTON, 2002). Entretanto, em aterro municipal de Gdansk, Polônia, que recebe mais de 50 mil ton/ano de resíduos industriais, registraram-se concentrações máximas de ΣPCB = 12 ng.g⁻¹ (MELNYK *et al.*, 2015). Resultados similares foram obtidos no presente estudo durante a atividade do Lixão de Itaoca, que recebia apenas resíduos sólidos urbanos da cidade de São Gonçalo.

CONCLUSÃO

Os POPs são bons marcadores antropogênicos para a ocupação urbana e a contaminação ambiental pelo chorume de um lixão.

Apesar de dois grandes derrames de derivados de HPAs na Baía de Guanabara (1975 — Navio Iraqueano Tarik Iba Ziyade, ±6 milhões de toneladas de óleo; e 2000 — Oleoduto Refinaria Duque de Caxias, REDUC, ±1,3 milhão de litros de óleo), a coluna sedimentar retirada em área adjacente ao Lixão de Itaoca apresentou apenas HPAs de origem pirogênica. Essa origem foi definida por meio das razões entre os compostos de massa molecular intermediária, sugerindo que a região estudada não recebe influência da Baía de Guanabara.

No manguezal da APA de Itaoca foi definido um passivo ambiental a partir de descarte de resíduos sólidos urbanos. Entretanto, eles não foram a única fonte de contaminação ambiental. A ocupação urbana também contribuiu para esse processo e os resultados também sugerem descarte de POCs e PCBs.

As concentrações dos HPAs foram caracterizadas como moderada, com valores abaixo dos PEL. Contudo, o DahA, que é carcinogênico, ultrapassou o limite para o TEL.

Os HPAs quantificados antes do surgimento do lixão apresentaram concentrações inferiores ao período de atividade e origem pirogênica, definida pelos isômeros. Esse fato pode estar relacionado à intensa atividade de olarias descrita antes da década de 1920, tendo a lenha como principal fonte de combustível.

O Per é um bom marcador de redução de biomassa vegetal, sugerindo estar ligado ao histórico de supressão da floresta de mangue durante a ocupação da região.

Os resultados de DDE, subproduto da degradação do DDT, sugerem contaminação antiga, inclusive antes do surgimento do lixão. Esse período coincide com as campanhas de saúde pública para o combate à malária, em que foi ultrapassado o TEL. Quando o lixão estava em atividade, os valores para TEL foram ultrapassados, coincidindo com o período de proibição e banimento do DDT.

O Σ dos PCBs está abaixo dos valores para TEL, mas próximo de valores encontrados em lixões de resíduos industriais, e apresentou comportamento similar aos POCs na coluna sedimentar.

Como o lixão está inserido em uma APA, é necessária a retomada imediata do processo de remediação, interrompendo o processo crônico de contaminação da APA de Guapimirim e da APA de Itaoca.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Pinto, F.N.: Conceituação, Curadoria de Dados, Análise Formal, Investigação, Metodologia, Administração do Projeto, Escrita – Primeira Redação. Massone, C.G.: Conceituação, Análise Formal, Investigação, Metodologia, Validação, Escrita – Revisão e Edição. Senez-Mello, T.: Conceituação, Curadoria de Dados, Investigação, Escrita – Revisão e Edição. Silva, F.S.: Conceituação, Visualização, Escrita – Revisão e Edição. Crapez, M.A.C.: Conceituação, Investigação, Supervisão, Validação, Escrita – Primeira Redação, Escrita – Revisão e Edição.

REFERÊNCIAS

- ADAME, M.A.; NEIL, D.; WRIGHT, S.F.; LOVELOCK, C.E. Sedimentation within and among mangrove forests along a gradient of geomorphological settings. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 86, n. 1, p.21-30, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.10.013>
- AMADOR, E.S. *Baía de Guanabara: ocupação histórica e avaliação ambiental*. Rio de Janeiro: Interciência Ltda, 2013. 490 p.
- ANH, H.K.; WATANABE, I.; TOMIOKA, K.; MINH, T.B.; TAKAHASHI, S. Environment characterization of 209 polychlorinated biphenyls in street dust from northern Vietnam: contamination status, potential sources, and risk assessment. *Science of the Total Environment*, v. 652, p. 345-355, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.240>
- ARAÚJO, M.P.; HAMACHERA, C.; FARIAS, C.O.; MARTINHO, P.; CHAVES, F.O.; SOARES, M.L.G. Assessment of Brazilian mangroves hydrocarbon contamination from a latitudinal perspective. *Marine Pollution Bulletin*, v. 150, p. 110673, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110673>
- BASAVAI AH, N.; MOHITE, R.D.; SINGARE, P.U.; REDDY, A.V.R.; SINGHAL, R.K.; BLAHA, U. Vertical distribution, composition profiles, sources and toxicity assessment of PAH residues in the reclaimed mudflat sediments from the adjacent Thane Creek of Mumbai. *Marine Pollution Bulletin*, v. 118, n. 1-2, p.112-124, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.049>
- BATANG, Z.B.; ALIKUNHI, N.; GOCHFELD, M.; BURGER, J.; AL-JAHDALI, R.; AL-JAHDALI, H.; AZIZ, M.A.M.; AL-JEBREENE, D.; AL-SUWAILEMA, A. Congener-specific levels and patterns of polychlorinated biphenyls in edible fish tissue from the central Red Sea coast of Saudi Arabia. *Science of The Total Environment*, v. 572, n. 7, p. 915-925, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.207>
- BURTON, G.A. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, v. 3, n. 2, p.65-76, 2002. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>
- CAMPOS, M.G.C. Causas geográficas do desenvolvimento das olarias na baixada da Guanabara. *Revista Brasileira de Geografia*, v. 2, p.123-150, 1955.
- DEBELA, S.A.; SHERIFF, I.; WUA, J.; HUA, Q.; ZHANGA, Y.; DIBABA, A.K. Occurrences, distribution of PCBs in urban soil and management of old transformers dumpsite in Addis Ababa, Ethiopia. *Scientific African*, v. 8, p. e00329, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00329>
- DUDHAGARA, D.R.; RAJPARA, R.K.; BHATT, J.K.; GOSAI, H.B.; SACHANIYA, B.K.; DAVE, B.P. Distribution, sources and ecological risk assessment of HPAs in historically contaminated surface sediments at Bhavnagar coast, Gujarat, India. *Environmental Pollution*, v. 213, p.338-346, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.030>
- EGOROVA, D.O.; BUZMAKOV, S.A. Carcinogenic and teratogenic status of human population and polychlorinated biphenyls contaminations of soils and biota (European pied flycatcher) in a Perm (Western Ural, Russia). *Environmental Geochemistry and Health*, v. 42, p.4299-4311, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00615-1>
- ELLSWORTH, R.E.; KOSTYNIK, P.J.; CHI, L.H.; SHRIVER, C.D.; COSTANTINO, N.S.; ELLSWORTH, D.L. Organochlorine pesticide residues in human breast tissue and their relationships with clinical and pathological characteristics of breast cancer. *Environmental Toxicology*, v.33, n. 8, p.876-884, 2018. <https://doi.org/10.1002/tox.22573>
- FIGUEIREDO, A.G.; TOLEDO, M.B.; CORDEIRO, R.C.; GODOY, J.M.O.; SILVA, F.T.; VASCONCELOS, S.C.; SANTOS, R.A. Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 415, p.83-90, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2014.08.027>
- FLORES, A.V.; RIBEIRO, J.N.; NEVES, A.A.; QUEIROZ, E.L.R. Organoclorados: um problema de saúde pública. *Ambiente & Sociedade*, v. 7, n. 2, p. 111-124, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2004000200007>
- GODOY, J.M.; MOREIRA, I.; WANDERLEY, C.; SIMÕES FILHO, F.F.; MOZETO, A.A. An alternative method for the determination of excess ²¹⁰Pb in sediments. *Radiation Protection Dosimetry*, v. 75, n. 1, p. 111-115, 1998. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a032212>
- GOMES, N.C.M.; BORGES, L.R.; PARANHOS, R.; PINTO, F.N.; KROGERRECKLENFORT, E.; MENDONÇA-HAGLER, L.; SMALLA, K. Diversity of ndo genes in mangrove sediments exposed to different sources of polycyclic aromatic hydrocarbon pollution. *Applied and Environmental Microbiology*, v.73, n. 22, p.7392-7399, 2007. <https://doi.org/10.1128/AEM.01099-07>
- HANKE, U.M.; LIMA-BRAUN, A.L.; EGLINTON, T.I.; DONNELLY, J.P.; GALY, V.; POUSSART, P.; HUGHEN, K.; MCNICHOL, A.P.; XU, L.; REDDY, C.M. Significance of perylene for source allocation of terrigenous organic matter in aquatic sediments. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 14, p. 8244-8251, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02344>
- HONDA, M.; SUZUKI, N. Toxicities of polycyclic aromatic hydrocarbons for aquatic animals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 17, n. 4, p. 1363, 2020. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041363>
- INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). *Polynuclear aromatic compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data*. v. 32. Lyon: IARC, 1983.
- JIANG, C.; ALEXANDER, R.; KAGI, R.I.; MURRAY, A.P. Origin of perylene in ancient sediments and its geological significance. *Organic Geochemistry*, v. 31, n. 12, p. 1545-1559, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00074-7](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00074-7)
- KAISER, D.; SCHULZ-BULL, D.E.; WANIEK, J.J. Profiles and inventories of organic pollutants in sediments from the central Beibu Gulf and its coastal mangroves. *Chemosphere*, v.53, p.39-47, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.041>
- KAWAMURA, K.; ISHIWATARI, R.; OGURA, K. Early diagenesis of organic matter in the water column and sediments: microbial degradation and resynthesis of lipids in Lake Haruna. *Organic Geochemistry*, v. 11, n. 4, p. 251-264, 1987. [https://doi.org/10.1016/0146-6380\(87\)90036-2](https://doi.org/10.1016/0146-6380(87)90036-2)
- LALLAS, P.L. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutions (POPs). United Nation Environment Program – UNEP. *American Journal International Law*, v. 95, p.692-708, 2001.
- LEWIS, M.A.; RUSSELL, M.J. Contaminant profiles for surface water, sediment, flora and fauna associated with the mangrove fringe along middle and lower eastern Tampa Bay. *Marine Pollution Bulletin*, v. 95, n. 1, p. 273-282, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.001>
- LI, G.; XIA, X.; YANG, Z.; WANG, R.; VOULVOULIS, N. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the middle and lower reaches of the Yellow River. *Environmental Pollution*, v. 144, n. 3, p. 985-993, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.047>

- LIGNANI, L.B. Os debates sobre o DDT na trajetória de Waldemar Ferreira de Almeida (1965-1973): toxicologia dos agrotóxicos e articulação entre Ciência, Saúde e Ambiente. *Fronteiras Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v.7, n.3, p.123-144, 2018. <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2018v7i3p123144>
- LU, X.; CHEN, C.; ZHANG, S.; HOU, Z.; YANG, J. Concentration levels and ecological risks of persistent organic pollutants in the surface sediments of Tianjin coastal area, China. *ScientificWorld Journal*, v. 2013, p. 417435, 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/417435>
- MBUSNUM, K.G.; MALLERETA, L.; DESCHAMPS, P.; KHAOUCHIA, I.; ASIA, L.; LEBARILLIERA, S.; MENOT, G.; ONGUENE, R.; DOUMENQ, P. Persistent organic pollutants in sediments of the Wouri Estuary Mangrove, Cameroon: levels, patterns and ecotoxicological significance. *Marine Pollution Bulletin*, v. 160, p. 111542, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111542>
- MELNYK, A.; DETTLAFF, A.; KUKLINSKA, K.; NAMIESNIK, J.; WOLSKA, L. Concentration and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (HPAs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in surface soil near a municipal solid waste (MSW) landfill. *Science of the Total Environment*, v. 530-531, p. 18-27, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.092>
- MONTEIRO, F.F.; CORDEIRO, R.C.; SANTELLI, R.E.; MACHADO, W.; EVANGELISTA, H.; VILLAR, L.S.; BIDONE, E.D. Sedimentary geochemical record of historical anthropogenic activities affecting Guanabara Bay (Brazil) environmental quality. *Environmental Earth Sciences*, v. 65, p.661-1669, 2012. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1143-4>
- RAZA, M.; ZAKARIA, M.P.; HASHIM, N.R.; YIM, U.H.; KANNAN, N.; HA, S.Y. Composition and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in mangrove sediments of peninsular Malaysia: indication of anthropogenic input. *Environmental Earth Sciences*, v. 70, p. 425-2436, 2013. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2279-1>
- SANTOS, C.C., SOARES, L.S., CORREA, J.A.M. Occurrence and sources of priority polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment samples along the Aurá River (Northern Brazil). *Geochimica Brasiliensis*, v.30, p.26-32, 2016. <http://doi.org/10.21715/GB2358-2812.2016301026>
- SANTOS, J.E.S. *Desafios da implementação da política nacional de resíduos sólidos: a gestão de RSU no município de São Gonçalo/RJ*. 117f Tese (Mestrado em Engenharia), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.
- SOUSA, L.C.; RODRIGUES, C.C.S.; MENDES, R.A.; CORRÊA, J.A.M. PAH Profiles in suspended particulate matter from an urbanized river within the Brazilian Amazon. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 105, p. 86-94, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02912-y>
- SPROVIERI, M.; FEO, M.L.; PREVEDELLO, L.; MANTA, D.S.; SAMMARTINO, S.; TAMBURRINO, S.; MARSELLA, E. Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbor (southern Italy). *Chemosphere*, v. 67, n. 5, p. 998-1009, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.055>
- STRULLU-DERRIEN, C.; SELOSSE, M.A.; KENRICK, P.; MARTIN, F.M. The origin and evolution of mycorrhizal symbioses: from palaeomycology to phylogenomics. *The New phytologist*, v. 220, n. 4, p. 1012-1030, 2018. <https://doi.org/10.1111/nph.15076>
- TAILLARDAT, P.; FRIESS, D.A.; LUPASCU, M. Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. *Biology Letters*, v. 14, n. 10, p. 20180251, 2018. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0251>
- TANG, Z.; GUO, J.; LIAO, H.; ZHAO, X.; WU, F.; ZHU, Y.; ZHANG, L.; GIESY, J.P. Spatial and temporal distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of Taihu Lake, eastern China. *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 22, p. 5350-5358, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3746-2>
- YUAN, H.; LIU, E.; ZHANG, E.; LUO, W. Historical records and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (HPAs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediment from a representative plateau lake, China. *Chemosphere*, v. 173, p. 78-88, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.047>
- YUNKER, M.B.; MACDONALD, R.W.; VINGARZAN, R.; MITCHELL, R.H.; GOYETTE, D.; SYLVESTRE, S. HPAs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, v. 33, p. 489-515, 2002.
- ZHANG, D.; LIU, J.; JIANG, X.; CAO, K.; YIN, P.; ZHANG, X. Distribution, sources and ecological risk assessment of HPAs in surface sediments from the Luan River Estuary, China. *Marine pollution bulletin*, v. 102, n. 1, p. 223-229, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.043>
- ZHAO, Z.; ZHUANG, Y.X.; GU, J.D. Abundance, composition and vertical distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Mai Po Inner Deep Bay of Hong Kong. *Ecotoxicology*, v. 21, n. 6, p. 1734-1742, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0951-y>
- ZHENG, H.; XING, X. L.; GU, Y.S.; GUI, F.K.; QI, S.H.; HUANG, H.F. Distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in different environmental media from Qingbang Island, Zhoushan, China. *Huanjing Kexue. Environmental Science*, v. 37, n. 2, p. 513-519, 2016. <https://doi.org/10.13227/j.hj.kx.2016.02.015>