

Contaminantes Emergentes nas Bacias Hidrográficas Brasileiras e seus potenciais efeitos a espécies ameaçadas de extinção

Felipe Ohade Lopes Branco ¹, Sergio Maurício Molano Cárdenas ¹, Isabelle Caroline Goes Serrão ¹, Ivson Roberto Viana da Cunha ¹, LÍlian Lund Amado ², Vinicius Tavares Kütter ^{3*}

¹Mestrando(a) do Programa de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica, Universidade Federal do Pará, Brasil.

²Laboratório de ecotoxicologia (LABECOTOX), Laboratório de Pesquisas em Monitoramento Ambiental Marinho (LAPMAR), Professora do Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Brasil.

³ Programa de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica, professor do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Brasil. (*Autor correspondente: kutter@ufpa.br)

Histórico do Artigo: Submetido em: 02/06/2021 – Revisado em: 19/06/2021 – Aceito em: 03/07/2021

RESUMO

O lançamento de efluentes domésticos e industriais nos corpos hídricos, introduzem inúmeras substâncias químicas com potencial efeito deletério aos seres vivos, dentre elas os compostos denominados “Contaminantes Emergentes”. Este estudo teve como objetivo apresentar um mapeamento do Quociente de Risco (QR) destas substâncias a partir da distribuição nas bacias hidrográficas brasileiras, baseado em uma revisão bibliográfica em revistas indexadas em bases de dados para artigos publicados até o primeiro semestre de 2020. Ainda, apresenta uma abordagem crítica dos potenciais impactos destes contaminantes à biota aquática, especialmente em espécies ameaçadas. O Quociente de Risco (QR) foi calculado utilizando os menores valores de PNEC (Predicted no-effect concentrations) para água doce disponíveis na base de dados de ecotoxicologia da NORMAN, e as concentrações ambientais medidas (MEC) encontradas em cada artigo para cada composto. Sobre o risco potencial para os ambientes aquáticos, chegou-se em 79 compostos com valores de QR >1, distribuídos em 62 estudos realizados majoritariamente nas bacias hidrográficas que se encontram nas regiões Sul e Sudeste brasileira. Dentre estes compostos o grupo de pesticidas foi o predominante (41) seguido por fármacos (15) e compostos de uso industrial (11), compostos de uso pessoal (7) e hormônios (5). Os hormônios foram o grupo com maiores valores de QR seguido por pesticidas. Os resultados sugerem que contaminantes emergentes podem ter um papel importante na pressão de extinção de espécies. Existe a necessidade de ampliação de estudos relacionados ao tema, principalmente na região Norte e Nordeste, onde ainda são extremamente escassas as informações sobre a presença e as concentrações destas substâncias no ambiente aquático.

Palavras-Chaves: Ecotoxicologia; livro vermelho ICMBio; biodiversidade; poluição; mapeamento.

Emerging Contaminants in Brazilian Watersheds and their Potential Effects on Endangered Species

ABSTRACT

The release of domestic and industrial effluents into the water bodies introduces innumerable chemical substances with harmful potential effects to living beings, among them the compounds called "Emerging Contaminants". This study aimed to present a mapping of Risk Quotient (RQ) of these substances in Brazilian watersheds, calculated from a bibliographic review based on scientific reports published by the first half of 2020. Still, present a critical approach to the potential impacts of these contaminants on aquatic biota, especially endangered species. The Risk Quotient (RQ) was calculated using the lowest PNEC (Predicted no-effect concentrations) values for freshwater available in the NORMAN ecotoxicology database, and the Measured environmental concentration (MEC) found in each article for each compound. Regarding the RQ to aquatic environments, 79 compounds found with QR > 1, distributed in 62 studies carried out mainly in the South and Southeast regions of Brazil. Among these compounds, the group of pesticides was the predominant (41) followed by drugs (15) and compounds for industrial use (11), compounds for personal care products (7), and hormones (5). Hormones were the group with the highest QR values followed by pesticides. The results suggest that emerging contaminants can be an important role in the extinction pressure of species. There is a need to expand studies related to the topic, especially in the North and Northeast, where information about the presence and concentrations of these substances in aquatic environments is still scarce.

Keywords: Ecotoxicology; ICMBio red book, biodiversity, pollution; mapping.

Branco, F.O.L., Cárdenas, S.M.M., Serrão, I.C.G., Cunha, I.R.V., Amado, L.L., Kütter, V.T., (2021). Contaminantes Emergentes nas Bacias Hidrográficas Brasileiras e seus potenciais efeitos a espécies ameaçadas de extinção. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.9, n.2, p.140-174.



1. Introdução

O Brasil possui 8.510.820,623 km² de Bacia hidrográfica, o que representa aproximadamente 12% da água doce superficial do planeta, ocupando cerca de 47,3% do território Sul-Americano. As bacias hidrográficas estão distribuídas ao longo de seis biomas que abrigam diferentes tipos de vegetação, fauna, características físico-químicas e geológicas: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal. Nesta vasta área é encontrada uma ampla biodiversidade aquática com enorme significado global: algas (25% das espécies do planeta), porífera (Demospongiae, 33%), Cladocera (Branchiopoda, 20%) e peixes (21%) (Agostinho et al., 2005).

Em interação com o ambiente está uma população de cerca de 210.720,311 habitantes (IBGE 2019) que modifica o meio para o desenvolvimento de suas atividades socioeconômicas. A distribuição da quantidade de habitantes não é igualitária para todas as regiões geográficas do Brasil, bem como, a disponibilidade hídrica. Na região Norte do país está 5% da população brasileira, a qual conta com aproximadamente 80% da quantidade de água doce disponível, enquanto cerca de 45% da população está nas áreas litorâneas, porém com acesso a < 3% do recurso hídrico (ANA, 2020). Este fato acarreta diferentes pressões ambientais que levam à degradação dos recursos hídricos ao longo deste vasto território.

De acordo com Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento - SNIS (Brasil, 2019), até 2018 apenas 53,2% dos municípios brasileiros possuíam rede de coleta de esgoto, sendo que desses, cerca de 43% recebem tratamento antes de ser lançado em um corpo hídrico receptor (ANA, 2017). No esgoto estão presentes inúmeras substâncias químicas com potencial risco aos seres vivos, dentre elas o grupo de compostos denominados “Contaminantes Emergentes”. Este grupo se caracteriza por uma ampla gama de substâncias, como fármacos, plastificantes, produtos de higiene e cuidado pessoal, drogas ilícitas, bem como, seus respectivos subprodutos.

A USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) e o “*Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances*” NORMAN (<http://www.norman-network.net/>) definem estas substâncias como “poluentes que atualmente não estão incluídos nos programas de monitoramento de rotina e que podem ser candidatos a regulamentação futura, dependendo de pesquisas sobre sua (eco) toxicidade, efeitos potenciais à saúde e percepção do público e no monitoramento de dados relativos à sua ocorrência nos vários compartimentos ambientais”.

Recentes publicações apresentam revisões da distribuição de contaminantes emergentes nas águas continentais brasileiras e de outros países, demonstrando tratar-se de um problema de grande relevância ambiental, visto que muitos destes compostos não são removidos em sua totalidade nos sistemas de tratamento de efluentes convencionais ou sequer são estudados em determinadas regiões do Brasil (Ribas et al., 2021; Montagner et al., 2017, Quadra et al., 2017, Petrie et al., 2015).

Uma ferramenta amplamente utilizada para a avaliação de risco ecológico é a determinação do Quociente de Risco (QR) definido como: o produto das concentrações ambientais previstas (PEC - *Predicted Environmental Concentrations*), ou medidas (MEC - *Measured Environmental Concentrations*), pela concentração sem efeito previsto (PNEC - *Predicted No-Effect Concentrations*) para um determinado organismo ou níveis tróficos.

No Brasil pesquisadores têm empregado a determinação do Quociente de Risco (QR) na avaliação de risco ecológico a contaminantes emergentes (Albuquerque et al., 2016, Sodré et al., 2018). Estes autores apontam as categorias de contaminantes emergentes com os maiores valores de QR sendo: hormônios/desreguladores endócrinos (17 α -etinilestradiol, 17 β -estradiol e estrona), fármacos (cafeína), antibióticos (trimetoprima e sulfametoxazol), produtos de cuidado e higiene pessoal (triclosan), inseticidas (etion e fipronil) e herbicidas (atrazina e endosulfan) (Albuquerque et al., 2016, Sodré et al., 2018). A ocorrência destes compostos com valores de QR >1 indicam que as suas concentrações no ambiente excedem o limiar de segurança ecológica (PNEC), representando uma ameaça às espécies aquáticas (González et al.,

2012).

Os cursos d'água, especialmente os lóticos, são responsáveis pela conexão entre os diversos biomas, cruzando ecossistemas com características bióticas distintas e transportando matéria e energia ao longo de seu curso. Neste transporte, muitos contaminantes emergentes também podem ser dispersos sem sofrer degradação e/ou alteração de concentração por serem persistentes podendo ser transportados por longas distâncias em relação a sua fonte geradora (Gavrilescu et al., 2015). Por outro lado, alguns fármacos, desinfetantes mesmo após passarem por sistemas de tratamento de água, possuem uma taxa de remoção pequena, isso quando não nula (por exemplo, anti-inflamatórios e analgésicos tem um percentual de remoção médio de 40% em sistemas de tratamento de efluentes) (Deblonde et al., 2011).

Atribuindo maior preocupação à presença de contaminantes emergentes nos corpos hídricos, o Brasil possui 3.148 espécies de peixes neotropicais de água doce, com 1.761 espécies endêmicas, representando uma das maiores faunas de peixes de água doce do mundo. Destas, 312 espécies são avaliadas como ameaçadas (101 criticamente em perigo, 112 em perigo e 99 vulneráveis). Outros grupos de organismos aquáticos como anfíbios (41 espécies) e invertebrados (37 espécies) também se encontram ameaçados. A poluição, juntamente da perda de habitat, é apontada como as principais causas de ameaça a sobrevivência das espécies (ICMBio/MMA 2018).

Considerando o cenário atual de poluição hídrica e o número de espécies aquáticas ameaçadas de extinção no país, o presente estudo tem como objetivo apresentar um mapeamento da distribuição de contaminantes emergentes, bem como, os quocientes de risco (QR) associados aos mesmos em função de organismos aquáticos. Ainda, relacionar a distribuição geográfica dos contaminantes emergentes com a ocorrência de espécies aquáticas ameaçadas de extinção por bacias hidrográficas, e seus potenciais impactos a essa biota.

2. Material e Métodos

Foi realizada uma compilação de dados referentes à distribuição de contaminantes emergentes em águas superficiais brasileiras, baseada na revisão feita por Albuquerque et al., (2016) e Montagner et al., (2017) para pesticidas, e Quadra et al., (2017) e Sodré et al., (2018) para fármacos e produtos de uso pessoal. De forma complementar, combinações das palavras-chave “Brasil”, “ocorrência”, “águas superficiais”, “cafeína”, “fármacos”, “hormônios”, “drogas ilícitas”, “contaminantes emergentes”, “interferentes endócrinos” e “pesticidas”, tanto em português quanto em inglês, foram utilizadas na pesquisa em revistas indexadas nas bases de dados: Science Direct, SciELO e Scopus para encontrar artigos mais recentes, publicados até o ano de 2020. Todos os compostos encontrados nos artigos foram organizados em planilhas contendo suas respectivas concentrações, método analítico empregado e localização dos pontos de amostragem, e agrupados em: Fármacos, Hormônios/Interferentes Endócrinos, Compostos de Uso Industrial e de Uso Pessoal, Drogas Ilícitas e Pesticidas (material suplementar).

O risco potencial dos contaminantes emergentes para a fauna aquática continental brasileira foi mensurado utilizando o método do QR. Para tal, foram utilizados os valores de PNEC para organismos aquáticos de água doce, disponíveis na base de dados de ecotoxicologia da NORMAN, e que foram pesquisados através da ferramenta *Search Quality Target*. Os valores de QR foram calculados utilizando as Concentrações Ambientais Medidas (MEC) dos compostos estudados em cada artigo levantado, divididas pelos valores de PNEC para organismos de diferentes níveis tróficos (Equação 1). Os valores de PNEC obtidos pela NORMAN são relacionados a organismos-teste de microalgas, peixes e invertebrados de ampla distribuição e ocorrência em ambientes de água doce, mesmo sob condições de estresse ambiental como variação de salinidade e concentração de oxigênio.

$$QR = \frac{MEC}{PNEC} \quad (1)$$

Onde: MEC é *Measured Environmental Concentrations* e PNEC é *Predicted No-Effect Concentrations*

Por fim, através do software “ArcGIS” foram plotados os pontos dos estudos que apresentaram compostos com valor de QR >1, a fim de, se ter um mapa de distribuição destes compostos por bacia hidrográfica. Em artigos que não informaram a coordenada geográfica dos pontos de coleta foi considerado o ponto no corpo hídrico mais próximo à área urbana.

No caso de compostos que apresentaram o valor de QR >1 para organismos de diferentes níveis tróficos utilizados para a obtenção do valor de PNEC, foi considerado apenas o maior valor de QR encontrado. Dentre os valores de PNEC fornecidos pela NORMAN, também não foram considerados valores obtidos para organismos não especificados pela respectiva base de dados. Por fim, a presença dos contaminantes emergentes que representam um risco à fauna foi relacionada com os organismos aquáticos presentes no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA 2018) de cada bacia hidrográfica.

3. Resultados e Discussão

Na literatura foram encontradas análises em água de rios de mais de 170 substâncias classificadas como contaminantes emergentes em 68 artigos, dentre pesticidas, fármacos, compostos de uso industrial, compostos de uso pessoal, interferentes endócrinos e drogas ilícitas.

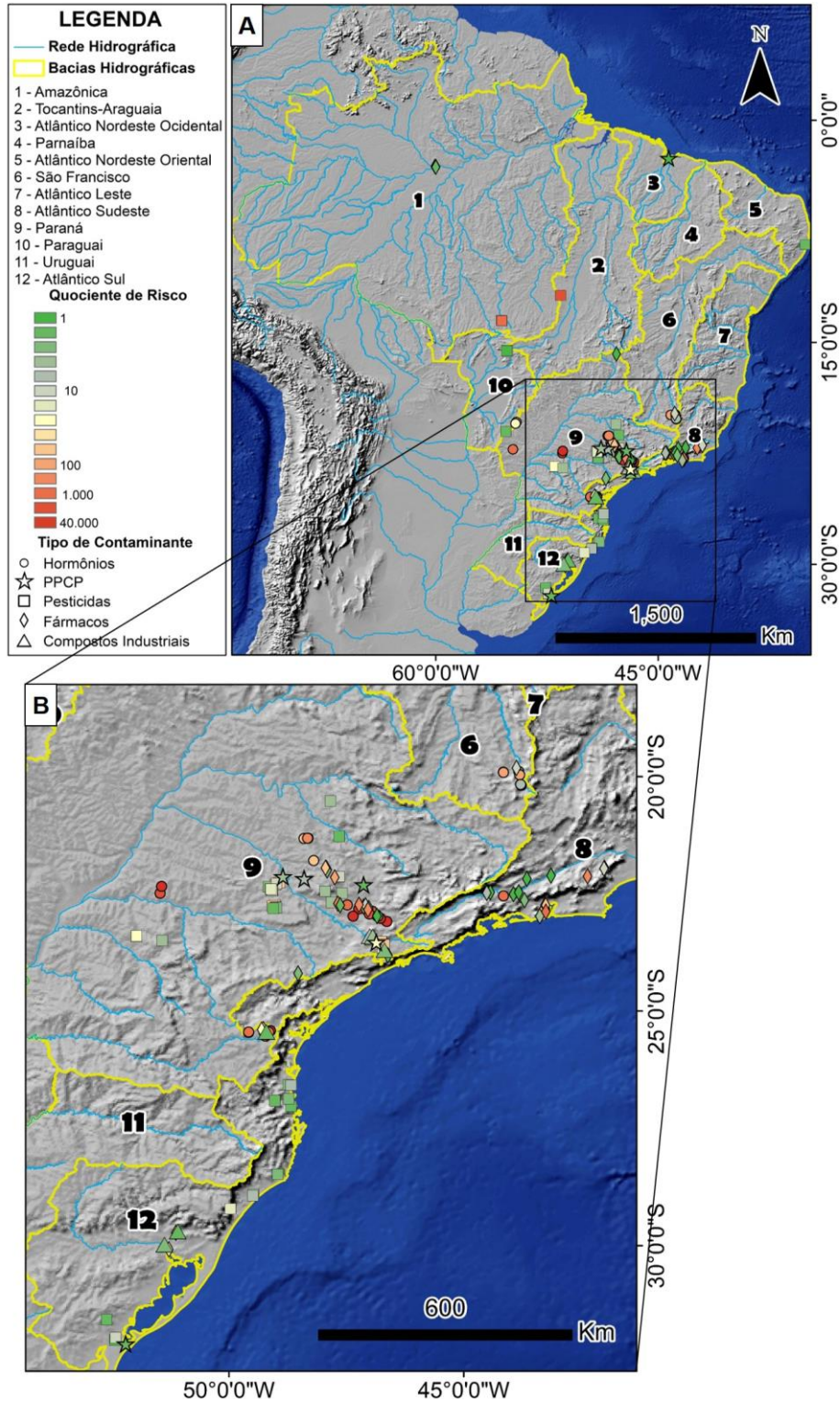
Com base no cálculo do QR foram identificados 79 compostos com valores de QR >1 para pelo menos um estudo ou ponto amostral, cujos efeitos deletérios eram atribuídos a pelo menos um organismo aquático devidamente especificado segundo a base de dados da NORMAN. Tais contaminantes encontram-se distribuídos em 62 estudos realizados majoritariamente nas bacias hidrográficas que se encontram nas regiões Sul e Sudeste brasileiras (Figura 1). Entre as cinco classes de compostos que apresentaram QR >1, foi possível observar valores bastante elevados em três delas (Tabela 1).

Tabela 1: Compostos das cinco classes de químicos que ocorreram na pesquisa e que apresentaram os maiores valores de QR (Quociente de Risco).

Classe	Compostos	Concentração ambiental medida (MEC) ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Concentração prevista sem efeito (PNEC) ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Quociente Risco (QR)	Organismo
Hormônios	17 α -Ethinilestradiol (EE2)	1.4 ⁽¹⁾	0.000035	40000	HC5
Pesticidas	Permetrina	1.4 ⁽²⁾	0.00002	70000	<i>Hyalella azteca</i>
Produtos de uso pessoal	Triclosan	0.066 ⁽³⁾	0.0034	19.41	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>
Fármacos	Cafeína	160 ⁽⁴⁾	0.1	1600	<i>Daphnia magna</i>
Produtos industriais	Hexachlorobutadieno	2 ⁽⁵⁾	0.1	20	<i>Daphnia magna</i>

Fontes: (1) Ghiselli (2006) *apud* Quadra et al., (2017); (2) Moreira et al., (2012); (3) Montagner et al., (2014c); (4) Ferreira (2005); (5) Cunha et al., (2011).

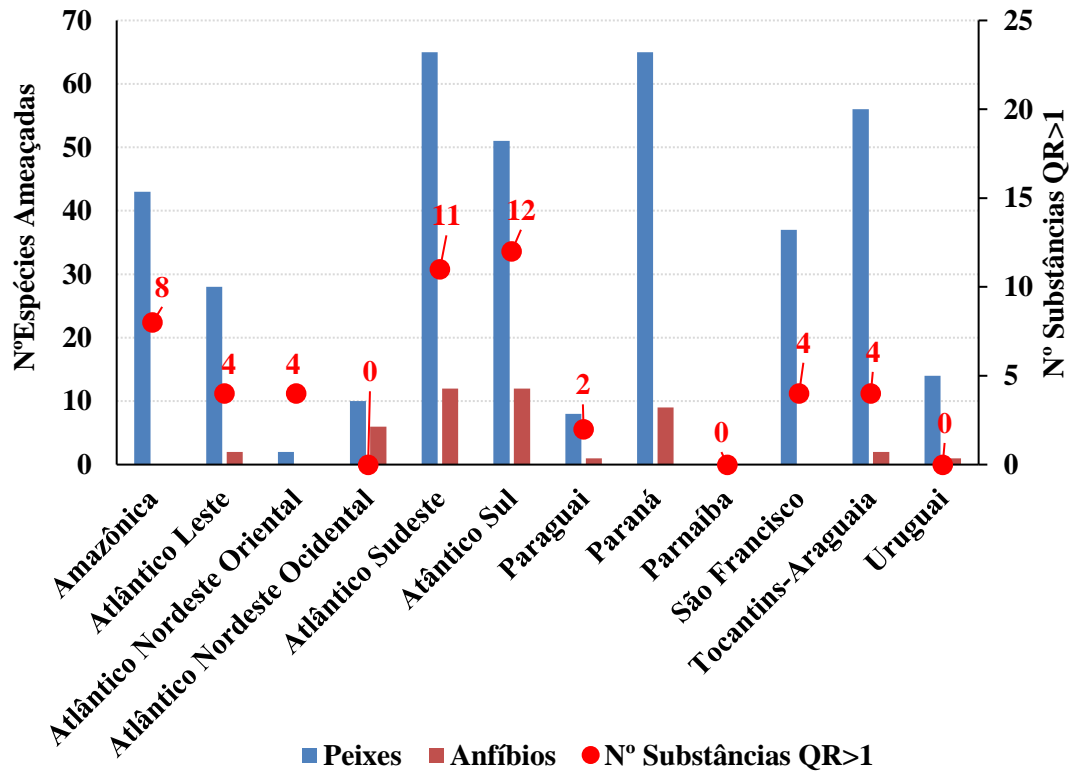
Figura 1: (A) Distribuição geográfica dos contaminantes emergentes e valor do quociente de risco nas bacias hidrográficas brasileiras. (B) Contaminantes emergentes na rede hidrográfica das regiões sul e sudeste do Brasil.



As regiões de maior densidade populacional (Bacia do Paraná e Atlântico Sudeste) são as que possuem o maior número de espécies ameaçadas de extinção, bem como, o maior número de registros da presença de

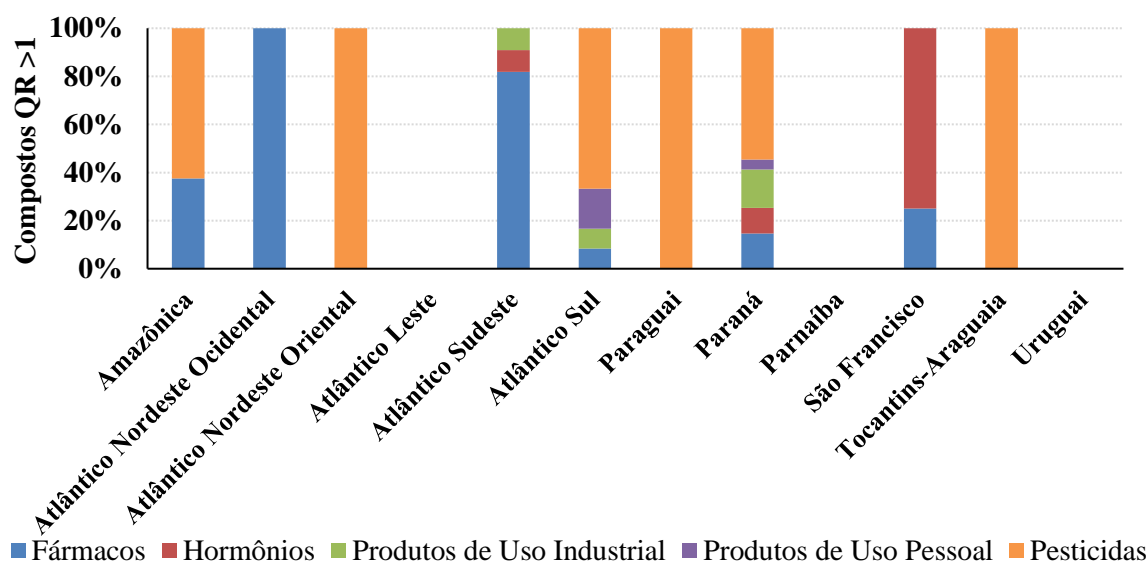
contaminantes emergentes com QR >1 (Figura 2).

Figura 2: Distribuição das espécies de peixes e anfíbios ameaçadas e dos contaminantes emergentes com QR >1 nas bacias hidrográficas brasileiras.



Sobre as regiões das bacias hidrográficas do Paraná e Atlântico Sudeste, a presença de diversos grupos de contaminantes emergentes com QR >1 podem estar relacionadas ao maior número de fontes de contaminação, bem como, de estudos. Por outro lado, regiões com baixa densidade populacional como: Tocantins-Araguaia e Amazonas que também possuem grande número de espécies aquáticas ameaçadas, nestas localidades tem os pesticidas como principal grupo de contaminantes emergentes. Podendo este fato estar relacionado às atividades agropecuárias e/ou estudos realizados em áreas pontualmente contaminadas (Figura 3).

Figura 3: Bacias hidrográficas brasileiras e as principais classes de contaminantes emergentes com QR >1 encontradas nas mesmas.



Muitas regiões não apresentam estudos da distribuição de contaminantes emergentes nos ecossistemas aquáticos como, por exemplo, as bacias hidrográficas do Atlântico Leste e Parnaíba, o que não significa que estas estejam livres da problemática dos contaminantes emergentes, principalmente quando se considera a precariedade e a ausência de sistemas de coleta e tratamento de esgotos para as mesmas. Recentemente, as zonas costeiras dessas bacias hidrográficas foram palco do maior desastre ambiental do litoral brasileiro (Soares et al., 2020), onde o óleo que atingiu as praias e estuários, e possivelmente águas mais interiores, pode introduzir contaminantes provenientes da sua degradação como, por exemplo, compostos da família dos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA). Espera-se que após o ocorrido haja um aumento nos estudos ambientais para essas bacias hidrográficas, incluindo os estudos de contaminantes emergentes.

Na bacia hidrográfica amazônica apenas dois trabalhos apresentaram dados sobre contaminantes emergentes (Moreira et al., 2012; Thomas et al., 2014). Para a classe de pesticidas, obtive-se valores de QR acima de 1 para os compostos: Atrazina, Clorpirifós, Malation, Metolacloro e Permetrina (137,21; 4–148,14; 1, 1,2–3,43; e 100–70000, respectivamente). Para a classe dos fármacos, os valores de QR acima de 1 foram encontrados para os compostos Diclofenaco, Carbamazepina e Sertralina (5,57–15,6; 12,4 e 1,76 respectivamente). Os estudos foram realizados nos municípios de Lucas do Rio Verde e de Campo Grande (MT), e em Manaus no Rio Negro e Igarapés Mindu e do Quarenta (AM). Para essa bacia, encontram-se 53 espécies entre pequenos invertebrados e peixes que, segundo o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA 2018), estão classificados como vulneráveis, em perigo e criticamente em perigo.

Apenas dois estudos foram encontrados na bacia hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, realizados na ilha de São Luiz. Melo & Brito (2014) analisaram a presença do hormônio 17 α -Ethinilestradiol (EE2) e do produto industrial Bisfenol A (BPA) em águas naturais dos rios Fonte das Pedras, Parga, Pimenta e Paciência, na cidade de São Luís (MA). Contudo, somente em duas amostras de águas de poços foi possível quantificar concentrações para BPA (1,11 e 3,61 $\mu\text{g L}^{-1}$), sendo desconsideradas por não se encaixarem no objetivo do estudo. Para as quatro amostras de águas superficiais, ambos os compostos não foram detectados pelo método analítico empregado, ou estiveram em concentrações abaixo do limite de detecção (Melo & Brito 2014). Desta forma, para esta bacia, não foram encontrados valores de QR superiores a 1 para BPA.

Já o recente trabalho de Chaves et al. (2020) no qual investigaram a presença de 33 fármacos e produtos de cuidado pessoal na água e sedimentos dos rios Bacanga e Anil. Reportando a presença de (acetaminophen, albendazole, cafeína, carbamazepina, diclofenaco, furosemide, ibuprofeno, lidocaína, mebendazole, methylparaben, Sulfamethoxazole), enquanto no sedimento foram detectados (Albendazole, Avobenzone, Benzophenone-3, Cafeína, Ketoconazole, Mebendazole, Methylparaben, Nifedipine, Propranolol Triclosan e Triclocarban) em pelo menos uma amostra nas estações chuvosa ou seca. Neste trabalho o autor reporta valores de $QR >$ para os compostos: acetaminophen, cafeína, diclofenaco e ibuprofeno presentes na água. Enquanto Benzophenone-3, Cafeína, Triclosan e Triclocarban apresentaram $QR >$ 1 nos sedimentos.

Ferreira et al. (2016) investigaram a presença de herbicidas na sub-bacia do rio Pojuca uma região de intensa produção de cana-de-açúcar em Pernambuco, a qual pertencente a bacia hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental. Neste corpo hídrico foram encontrados os herbicidas (Ametryn com QR 2,16 a 3,65; Imazethapyr $QR = 1,11$; Atrazina $QR = 2,32$ e Diuron $QR = 1,58$). Nesta bacia Tourinho et al., (2020) informa a ocorrência de 2 espécies de peixes de água doce ameaçadas de extinção.

Na bacia hidrográfica do Atlântico Sudeste, dez estudos (Stumpf et al., (1999); Machado et al., (2016); Boger et al., (2015); Lopes et al., (2016) e Monteiro et al., (2018) foram analisados com onze compostos que apresentaram valores de QR superiores a 1, entre fármacos, hormônios e produtos de uso industrial. Desses estudos, destacam-se os realizados por Ferreira (2005), Sodré et al., (2010) e Gonçalves (2012 *apud* Quadra et al., 2017), cujas concentrações encontradas para Cafeína, Losartan e 17α -Ethinilestradiol (EE2) apresentaram valores de QR de 1600; 302,58 e 714,26, respectivamente. Para esta bacia, de acordo com o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA 2018), existem 65 espécies entre peixes e anfíbios sob algum tipo de risco, entre vulnerável, em perigo a criticamente em perigo, onde algumas já estão possivelmente extintas.

Os dados para a bacia hidrográfica do Paraguai são limitados, com apenas um trabalho sobre pesticidas no Rio São Lourenço, no estado do Mato Grosso. A partir das concentrações encontradas neste estudo, os valores de QR foram de 2,65 para Atrazina e 2,5–7,14 para Metolacoloro (Casara et al., 2012). Segundo o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA 2018), para essa bacia existem 8 espécies entre anfíbios e peixes classificadas como vulneráveis, em perigo e criticamente em perigo.

A bacia hidrográfica mais estudada é a bacia do Paraná com 45 trabalhos focados na mesma, ou com pelo menos um ponto amostral na bacia em sua área de estudo. Nesta região são reportados 75 compostos com $QR >$ 1, sendo: 11 fármacos, 8 hormônios, 12 produtos industriais, 3 produtos de higiene pessoal, 41 pesticidas.

Os valores de QR para essa bacia são elevados, variando para os pesticidas de 1,16 a 245,45 para Endosulfan e 1,67 a 58,33 para Ametrina (Lanchote et al., 2000, Rissato et al., 2004, de Armas et al., 2007). Os fármacos apresentam valores de QR de 1,29 a 417 para Cafeína e 1,05 a 66,6 para Triclosan (Sodré et al., 2007, Montagner & Jardim 2011, Campanha et al., 2015). Para os produtos de uso pessoal, dois compostos ocorrem com coeficiente de risco superiores a 1, sendo o Metoxicinamato de Etilixila (EHMC) com QR de 5,1 e 5,8 (da Silva et al., 2015) e Triclosan com QR de 19,4 (Montagner et al., 2014c). O Triclosan é encontrado na literatura classificado como fármacos e como produtos de uso pessoal, devido sua vasta presença nos produtos destas duas classes. Para hormônios os valores de QR foram de 1,5 a 7500 para 17β -Estradiol (E2) e 178,57 a 40000 para 17α -Ethinilestradiol (EE2) (Ghiselli 2006 *apud* Quadra et al., 2017, Souza 2008 *apud* Quadra et al., 2017). Todos os compostos supracitados, quando no ambiente aquático, podem afetar as comunidades aquáticas locais, comprometendo reações bioquímicas da fauna e flora. O efeito desses contaminantes no meio ambiente pode ser visualizado ao longo das interações intraespecíficas e interespecíficas das comunidades aquáticas, podendo comprometer ainda todo o funcionamento de um ecossistema (Spadotto et al., 2004). Juntamente com a bacia do Atlântico Sudeste, a bacia hidrográfica do Paraná é a que, segundo o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA 2018), apresenta o maior número de espécies de peixes e anfíbios vulneráveis, em perigo, criticamente em perigo e algumas já possivelmente extintas.

Para a bacia hidrográfica do São Francisco, apenas três estudos foram encontrados, onde quatro compostos apresentaram valores de QR superiores a 1, distribuídos entre as classes de hormônios (17 α -Ethinilestradiol (EE2), 17 β -Estradiol (E2), 4-Nonylphenol) e fármacos (cafeína). Todos os estudos foram realizados na Região Metropolitana de Belo Horizonte (MG), no rio das Velhas, Vargem das Flores e Morro Redondo. A partir do estudo realizado por Moreira et al., (2009) para os hormônios 4-Nonilfenol, 17 β -Estradiol e 17 α -Ethinilestradiol foram encontrados valores de QR de 1,29 a 128,57. Posteriormente, Moreira et al., (2011) quantificaram a concentração dos mesmos hormônios, mas desta vez encontraram com valores de QR de 4,78–5,74; 156,5 e 160 para 4-Nonilfenol, 17 β -Estradiol e 17 α -Ethinilestradiol, respectivamente. Já no estudo realizado por Machado et al., (2016) que quantificaram a concentração de cafeína, obtiveram-se o valor de QR de 10,86. De acordo com o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA 2018), na bacia hidrográfica do São Francisco existem 37 espécies de peixes classificadas como vulneráveis, em perigo e criticamente em perigo.

Para a bacia hidrográfica de Tocantins-Araguaia foi encontrado apenas um estudo com pesticidas (Nogueira et al., 2012), cujo cálculo de QR apresentou valores acima de 1. Estes estudos foram realizados no estado de Mato Grosso, nos municípios de Campo Verde e Lucas do Rio Verde. De acordo com Nogueira et al., (2012), os pesticidas Atrazina, Clorpirifós, Malation e Metolaclo apresentaram, respectivamente, valores de 2,65–72,35; 12,35; 1 e 1. Nesta bacia hidrográfica, encontram-se 57 espécies entre peixes e anfíbios que, segundo o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio/MMA 2018), estão classificadas como vulneráveis, em perigo e criticamente em perigo.

Na região hidrográfica do Uruguai não foram encontrados valores de QR superiores a 1. Marchesan et al., (2007) apontam a contaminação por herbicidas nestas regiões oriundas do cultivo de arroz, todavia, o cálculo do QR a partir das concentrações reportados para as águas superficiais desta bacia apresentam valores inferiores a 1.

Para a região hidrográfica do Atlântico Sul, seis estudos a respeito de fármacos, pesticidas e produtos industriais foram analisados. Para a classe de pesticidas, os valores de QR foram de 1,32 para o Clomazone, 2,2 para o Irgarol, 1,24–13,94 para o Quinclorac, e 1,57–4,42 para o Bentazon. Para a classe de fármacos os valores de QR variam de 1,44 a 284,4 para cafeína, enquanto para a classe de produtos industriais o valor de QR foi de 2,15 para Bisfenol A. Para esta região são reportados dois trabalhos localizados na região norte na Bacia do rio dos Sinos (Machado et al., 2016, Peteffi et al., 2019) e dois na região sul na bacia Mirim-São Gonçalo (Primel et al., 2010, Caldas et al., 2013). Nesta bacia são encontradas 18 espécies de peixes criticamente ameaçadas, 20 em perigo e 6 vulnerável, além de 6 espécies de anfíbios criticamente em perigo, 2 em perigo e 3 vulnerável. A presença de compostos químicos com elevados valores de QR pode ser um fator importante na pressão para extinção de espécies aquáticas, ou que possuem parte do ciclo de vida na água.

3.1 Ecotoxicologia dos Contaminantes Emergentes

A cada dia, a ciência traz a luz novos efeitos adversos da exposição a contaminantes emergentes. Uma gama de trabalhos demonstra que mesmo, em pequenas concentrações ambientais estas substâncias são capazes de causar danos aos seres vivos.

Para o biomonitoramento destas substâncias ferramentas como: bioensaios, biomarcadores, análise de comunidade microbiana, dentre outras têm sido sugeridas, como uma forma de aumentar a confiança na avaliação de risco aos contaminantes emergentes (Gavrilescu et al., 2015)

Vários biomarcadores têm sido utilizados para avaliar os impactos relacionado a estes contaminantes, (Jasinska et al., 2015). Contudo, a falta de especificidade do biomarcador tem representado um desafio para a sua ampla aplicação na gestão ambiental, embora esta ferramenta, seja capaz de revelar resposta biológica a presença do contaminante e subsequentes mudanças biológicas dos organismos.

Pesquisadores têm proposto a utilização de biomarcadores relacionados a transcrição de DNA através

da ecotoxicogenômica “*ecotoxicogenomics*”, como ferramenta complementar às avaliações de identificação de toxicidade (Poynton & Vulpe, 2009). No Brasil, esta ferramenta foi usada demonstrando efeito na expressão gênica a exposição a contaminantes emergentes presentes em rios (Sposito et al., 2018).

Mediante os resultados encontrados no presente trabalho para as bacias hidrográficas brasileiras, é apresentado um panorama das principais respostas da biota aos contaminantes emergentes, do ponto de vista ecotoxicológico.

3.1.1 Hormônios & Interferentes Endócrinos

A presença de interferentes endócrinos no ambiente aquático tais como o 17α -Ethinilestradiol (EE2) pode ocasionar a chamada cascata trófica, onde ao perturbar um nível trófico (seja pelo comprometimento do sistema endócrino e/ou reprodutivo de uma espécie e que afete sua biomassa), as consequências serão visualizadas nos demais níveis (Carpenter et al., 1985, Ghiselli & Jardim 2007). Em peixes, mesmo em concentrações traço de $0,005 \mu\text{g L}^{-1}$, este estrogênio sintético é capaz de comprometer o recrutamento de indivíduos e consequentemente a abundância e biomassa dos organismos, alterando suas condições corporais, além de provocar efeitos adversos, que podem também ser vistos em diferentes níveis tróficos (Kidd et al., 2014).

Efeitos adversos também podem ser observados para os outros interferentes endócrinos, como Estrone (E1), 17β -Estradiol (E2), Bisfenol A (BPA) e 4-Nonilfenol (NP). A toxicidade dos compostos varia de acordo com o organismo exposto, mas concentrações traço já são capazes de comprometer diretamente uma população por mudanças reprodutivas como a ocorrência de gônadas intersexuais e desvio da proporção sexual dos organismos, por exemplo (Wilkinson et al., 2016, Weber et al., 2017). Ainda, tais efeitos podem ser visualizados por gerações (Bhandari et al., 2015). Por outro lado, os efeitos de interferentes endócrinos podem ser reversíveis em algumas espécies de peixes (Dang & Kienzler 2019), bem como alguns compostos podem ser biodegradados no ambiente via bactérias heterotróficas (Larcher & Yargeau, 2013, Villemur et al., 2013). Em outro estudo realizado no peixe-zebra (*Danio rerio*), são apontados efeitos letais e anormalidades nucleares e danos ao DNA (Rivero-Wendt et al., 2020).

3.1.2 Fármacos e Produtos de Uso Pessoal (PPCP)

Excretados e levados pelos esgotos ao ambiente após o uso, ou simplesmente descartados de forma irregular, os fármacos representam um grupo de contaminantes emergentes de grande preocupação ambiental pela sua ampla presença nos ambientes aquáticos, superficiais e subterrâneos (Daughton & Ternes 1999, Stumpf et al. 1999). O Brasil possui uma moderna legislação na qual a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305 de 2010 (BRASIL, 2010) tem por objetivo consolidar estratégias para redução do volume gerado de resíduos sólidos e os seus impactos gerados ao meio ambiente e à saúde, levando em consideração o conceito de responsabilidade compartilhada. Busca aumentar o ciclo de vida dos produtos e a implementação dos sistemas de logística reversa. Apesar da legislação estar em vigor, muitas entidades e a própria população acabam por não realizar a destinação adequado de resíduos incluindo fármacos e produtos de uso pessoal que acabam por serem descartados em lixões a céu aberto e atingindo corpos hídricos, sem um prévio tratamento.

O conceito desta política nacional de resíduos sólidos busca o envolvimento de toda a cadeia de consumo, desde o fabricante até o consumidor final (BRASIL, 2019a). Sugere-se o emprego da logística reversa que é, literalmente, o caminho inverso de quando, por exemplo, compra-se um medicamento e este veio de um distribuidor que comprou do fabricante. Estes medicamentos ao serem levados aos locais de descarte (por ex.: farmácias) são recolhidos pelos distribuidores e posteriormente enviados aos fabricantes que, por fim, fazem o descarte adequado (de Oliveira & Banaszkeski, 2020). Para esse grupo, 12 compostos

apresentaram valores de $QR > 1$ com base na análise crítica da literatura, sendo estes: Atenolol, Bezafibrato, Cafeína, Carbamazepina, Diclofenaco, Furosemida, Losartan, Sertralina, Triclosan, Trimetoprima, Valsartan e Venlafaxina.

Os efeitos dos fármacos que apresentaram valores de $QR > 1$ podem ser visualizados em peixes, moluscos e invertebrados (Santos et al. 2010). Estudos sobre a toxicidade dos compostos Carbamazepina e Diclofenaco aos embriões de peixes reportam efeitos que vão desde o retardamento na taxa de crescimento à redução da taxa de eclosão de ovos e do saco vitelínico, além de causar deformação da cauda (Brandhof & Montforts 2010) comprometendo atividades de alimentação e natação dos peixes (Nassef et al. 2010). Ainda sobre a Carbamazepina, experimentos de altas concentrações desse antiepiléptico no ambiente demonstraram uma alteração na estrutura de comunidades e na dinâmica de nutrientes do ecossistema (Jarvis et al. 2014).

O Bezafibrato é um regulador do metabolismo lipídico que, bem como, a Carbamazepina, pode provocar mudanças a nível molecular nos organismos (Contardo-Jara et al. 2011). Em nível de organismos, foi reportado que o Bezafibrato afeta também glândulas digestivas e imunes de mexilhões (Canesi et al. 2007), bem como, é um potencial interferente endócrino em peixes da espécie *Danio rerio* (Velasco-Santamaría et al. 2011).

A Cafeína é uma substância que pode ser encontrada na natureza em várias espécies de plantas superiores (Bajaj 1988), mas sua ampla ocorrência no ambiente aquático se dá principalmente por vias antrópicas, devido a presença da substância em fármacos, bebidas e alimentos. Estudos acerca dos efeitos toxicológicos da Cafeína foram realizados para os mais diversos grupos taxonômicos, e no de Blaise et al. (2006) foram reportados efeitos desde a inibição de luminescência e crescimento, a perturbações morfológicas e morte em bactérias a peixes. Já Santos-Silva et al. (2018), num estudo realizado com uma espécie de peixe *Prochilodus lineatus* nativa do Brasil, foi sugerido que embora a Cafeína não tenha gerado mudanças suficientes para desencadear um estado de estresse oxidativo, os mecanismos envolvidos na biotransformação da substância podem sofrer redução na ativação da fase I da “ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD)” no cérebro e um significativo aumento no fígado. Em outra perspectiva de estudo, Gibson et al. (2012) registraram que bactérias da espécie *Pseudomonas putida* utilizaram a Cafeína como fonte de carbono, entretanto, em concentrações acima de 20 mg L⁻¹ a substância começou a inibir o crescimento das bactérias.

O estudo realizado por Henry et al. (2004) verificaram que dentre um grupo de cinco remédios antidepressivos, a Sertralina se mostrou o mais tóxico para o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*, impactando sua sobrevivência e reprodução, corroborando com a revisão feita posteriormente por Santos et al. (2010), a qual elencou efeitos similares para outros organismos de diferentes espécies e níveis tróficos. Ainda, mais recentemente Grabicova et al. (2015) verificaram em organismos bentônicos que a Sertralina apresenta comportamento bioacumulativo.

Amplamente utilizado no tratamento de seres humanos e animais, o antibiótico Trimetoprima é comumente encontrada nos corpos hídricos superficiais. Mesmo em consideradas baixas concentrações (0,5 µg L⁻¹), essa substância excedeu o valor de PNEC para microalgas da espécie *Selenastrum capricornutum*, apresentando $QR > 1$. Os efeitos do Trimetoprima nestes organismos são comumente visualizados pela inibição do crescimento, mas também foram visualizados na reprodução de crustáceos da espécie *Daphnia magna* e na atividade natatória de peixes da espécie *Poecilia reticulata* (de Liguoro et al., 2012, Kolar et al., 2014). Em cenários de contaminações atípicas de elevadas concentrações (0,06–1,5 mg L⁻¹), foram observados efeitos citotóxicos e genotóxicos ocasionados pelo Trimetoprima no mexilhão da espécie *Dreissena polymorpha* (Binelli et al., 2009). O estudo realizado por Dalla Bona et al. (2015) sobre os efeitos de Ciprofloxacina, Enrofloxacin e Trimetoprima em duas gerações de *Daphnia magna* mostraram que, diferente dos dois primeiros antibióticos, para a Trimetoprima mesmo em elevadas concentrações (6,5–37 mg L⁻¹) não foram visualizados efeitos nas gerações dos organismos, o que não significa necessariamente em uma adaptação propriamente dita, como colocam os autores, uma vez que, em outros estudos utilizando a mesma espécie com outras substâncias, efeitos só foram visualizados em gerações posteriores.

Os dois medicamentos anti-hipertensivos Furosemida e Valsartan apresentaram valores de $QR > 1$ para

a microalga da espécie *Selenastrum capricornutum* em concentrações de 7,4 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 0,5–0,2 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (Gonçalves 2012). Enquanto o estudo de Bayer et al. (2012) sobre a toxicidade do Valsartan indicaram que essa substância não apresenta relevância ecotoxicológica, vários estudos indicam o oposto para o Furosemida. O estudo realizado por Isidori et al. (2006) indicaram que em exposições crônicas o Furosemida não inibe a reprodução somente da microalga da espécie *Pseudokirchneriella subcapitata* (também conhecida como *Selenastrum capricornutum*), mas como também para o rotífera da espécie *Brachionus calyciflorus* e para o crustáceo da espécie *Ceriodaphnia dubia*. Em exposições agudas, Isidori et al. (2006) concluíram que o crustáceo da espécie *Daphnia magna* é o mais sensível à Furosemida e, ainda, atentou para o seu fotoproducto que além de apresentar toxicidade em exposições crônicas é, ainda, mutagênico, representando um potencial risco ambiental. Apesar de haver uma discordância com os resultados de Isidori et al. (2006) a respeito da toxicidade da Furosemida em bactérias bioluminescentes da espécie *Aliivibrio fischeri*, di Nica et al. (2017) sustentaram a toxicidade moderada do composto a organismos aquáticos. Por fim, mais recentemente Meng et al. (2020) estudaram os potenciais efeitos cardiovasculares da Furosemida em peixes da espécie *Danio rerio*, onde foi registrada uma inibição significativa da frequência cardíaca do embrião e uma diminuição do fluxo sanguíneo, concluindo que a frequência cardíaca pode ser usada como bioindicadora de sensibilidade, inclusive melhor que outros parâmetros cardiovasculares.

Entre os compostos da classe dos produtos de uso pessoal (PCPs) que apresentaram valores de QR >1, estão o Triclosan e o Metoxicinamato de Etilxila (EHMC), que apresentaram concentrações de 0,06–0,08 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 0,669–0,755 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (da Silva et al., 2015). Por ser um agente antibacteriano amplamente utilizado em produtos de uso pessoal, o Triclosan é também comumente encontrado em diversas matrizes ambientais (Chalew & Halden 2009). Os efeitos do Triclosan são amplamente estudados em organismos aquáticos, desde a reprodução, estágio inicial de vida, atividade estrogênica e comportamental de natação de peixes da espécie *Oryzias latipes* (Ishibashi et al., 2004, Nassef et al., 2010), à taxa de crescimento de *Anabaena flosaquae* e *Selenastrum capricornutum*, a outros organismos de diferentes níveis tróficos (Orvos et al. 2002). A presença de EHMC, por sua vez, pode resultar em efeitos subletais em peixes, como observado por Kaiser et al. (2012) para indivíduos da espécie *Danio rerio*.

3.1.3 Produtos de uso industrial

Produtos de uso industrial são uma categoria de contaminantes emergentes que englobam diversas substâncias nocivas ao meio ambiente, afetando de forma significativa o ecossistema local (Hartmann 2005). Entre as substâncias encontradas baseadas nos trabalhos de Cunha et al. (2011) e Peteffi et al. (2019) estão: Acroleína, Antraceno, Bisfenol A (BPA), Fluoranteno, Hexacloro-1,3-butadieno, Cloreto de Metileno, Tetracloretileno e Tolueno. O BPA é, ainda, um exemplo de produto de uso industrial que também podem atuar como desreguladore endócrino. Tal comportamento também pode ser observado para outros compostos de outras classes.

Estudos ecotoxicológicos de compostos de uso industrial como o Cloreto de Metileno e Tetracloretileno datam desde décadas atrás, onde os efeitos de elevadas concentrações já eram visualizados em comunidades planctônicas, bem como, no desenvolvimento de embriões de *Oryzias latipes* (Lay et al. 1984, Spencer et al., 2002). Mesmo em baixas concentrações (1,5 e 2,5 $\mu\text{g L}^{-1}$) diversos efeitos deletérios também foram visualizados em indivíduos da espécie *Carassius auratus* quando expostos a Acroleína (Arman & Üçüncü 2017).

O Antraceno e Fluoranteno fazem parte da família dos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), compostos que podem ocorrer por via natural, mas são bastante associados com a poluição humana como, por exemplo, através da combustão incompleta de combustíveis fósseis, do despejo de esgotos industriais e derramamento de óleo. Os HPA são hidrofóbicos e potencialmente tóxicos, apresentando comportamento de bioacumulação em organismos (Ertl et al. 2016). Os efeitos podem ser visualizados desde a taxa de crescimento

e eficiência fotossintética do fitoplâncton, à inibição do crescimento e imobilização de algas, bactérias e crustáceos (Šepič et al., 2003, Kottuparambil & Park 2019). Também por apresentarem características hidrofóbicas, outros produtos químicos como os naftalenos, toluenos afetam o sistema excretor branquial de peixes, uma vez que estes compostos são eliminados através das brânquias. E assim como os HPA, o Bisfenol A também pode ser bioacumulado em organismos de diferentes níveis tróficos (Tierney et al., 2013).

3.1.4 Pesticidas

Inseticidas, fungicidas, bactericidas e herbicidas são englobados na categoria de agrotóxicos de acordo com a Lei 7.802/89 da legislação brasileira. Foram largamente difundidos em meados da década de 60 com a “Revolução Verde”, e seu uso excessivo pode causar riscos de contaminação dos solos, águas superficiais e subterrâneas e alimentos, gerando efeitos negativos em organismos terrestres e aquáticos e à saúde humana (Spadotto et al., 2004).

Bombardi (2017) na publicação intitulada “Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia” aponta que no Brasil são aplicados em média: 16,14 Kg/ha (Centro-oeste), 9,81 Kg/ha (Sul), 8,63 Kg/ha (Sudeste), 3,61 Kg/ha (nordeste) e 2,41 kg/ha (Norte). Além do impacto aos ecossistemas aquáticos, devido ao uso incorreto destes produtos, também há danos à saúde humana com um número de intoxicações de 25106 casos (base de dados 2007 - 2014) (Bombardi 2017).

O efeito dos pesticidas sobre a biota aquática é muito amplo e diverso (Munn et al. 2006), onde a Atrazina, por exemplo, pode causar sob os peixes mortalidade de acordo com a concentração e o tempo de exposição, mudanças comportamentais e a indução de estresse oxidativo no fígado com aumento dos níveis de peroxidação lipídica (Nwani et al., 2010). É importante ressaltar que não somente os pesticidas, mas como também os seus respectivos produtos de degradação podem afetar os organismos. A sobrevivência ou mortalidade de indivíduos específicos pode ocasionar, por exemplo, alterações na dinâmica de populações zooplânctônicas e a diminuição da biodiversidade de comunidades de outros invertebrados (Hanazato 2001, Beketov et al., 2013, Nowell et al., 2014). A somatória dos efeitos de pesticidas sobre os organismos representa, por fim, um risco a nível ecológico.

Os inseticidas afetam os órgãos dos peixes de diversas maneiras, entre elas o sistema nervoso inibindo enzimas que acabam por afetar os neurônios, junções mioneurais do músculo esquelético, na maturação sexual e no sistema reprodutor e digestivo. Nas plantas, herbicidas inibem a transferência de elétrons no cloroplasto, causando efeitos danosos aos organismos. Nos peixes, afeta o desenvolvimento e pode causar reprodução precoce devido a exposição ao cromo, afetando também o sistema nervoso e digestivo (Tierney et al., 2013). Também se observou redução no comprimento corporal da fêmea da espécie *C. silvestrii*, além da diminuição da fecundidade e consequente diminuição populacional deste organismo (Moreira et al., 2020).

4. Conclusão

Existem poucos estudos que permitem uma abordagem ampla das bacias hidrográficas brasileiras, de modo a traçar um panorama nacional da presença de contaminantes emergentes em águas superficiais. Tal fato pode ser atribuído às técnicas analíticas empregadas, que além de complexas para cada composto, possuem um elevado custo. Os resultados sugerem que as bacias hidrográficas situadas nas regiões Sul e Sudeste possam ser as mais afetadas pela presença de contaminantes emergentes e são, também, as regiões onde encontram-se as maiores densidades populacionais do país. A escassez de dados a respeito das demais regiões dificulta obter um panorama mais amplo do cenário nacional, e afirmar qual região está de fato sofrendo mais com os contaminantes emergentes.

A presença no meio ambiente dos contaminantes emergentes levantados pode ser determinante para a ocorrência da fauna aquática, principalmente planctônica, afetando consequentemente toda uma teia trófica.

Os ensaios em laboratório indicam elevada toxicidade da maioria dos compostos aos organismos. Os valores de PNEC utilizados para o cálculo de QR abrangem grupos taxonômicos diversos, de micro invertebrados a peixes, sustentando a hipótese de que, a depender da concentração do contaminante no meio, este pode ser um importante fator agravante da pressão antrópica sobre as espécies já ameaçadas de extinção, bem como para as demais.

Por fim, existe a necessidade de ampliação de estudos relacionados ao tema, principalmente nas regiões Norte e Nordeste do Brasil, onde ainda são escassas as informações da presença e concentração de contaminantes emergentes nos compartimentos ambientais. Espera-se que os dados aqui apresentados, sirvam de alerta aos gestores públicos responsáveis pela regulamentação e controle de contaminantes, bem como, da conservação da biodiversidade.

5. Agradecimentos

Esse estudo foi financiado em parte pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código Financeiro 001.

6. Referências

- Agostinho A. A., Thomaz, S. M., & Gomes, L. C. (2005). Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, 19 (3): 646–652. DOI: 10.1039/c6em00268d.
- Albuquerque A. F., Ribeiro J. S., Kummrow F., Nogueira A. J. A., Montagner C. C., & Umbuzeiro G. A. (2016). Pesticides in Brazilian freshwaters: a critical review. **Environ. Sci.: Processes Impacts**, 18 (7): 779–787. DOI: 10.1039/c6em00268d.
- Almeida G. A., Weber R. R. (2006). Fármacos na represa Billings. **Revista saúde e ambiente**, 6 (2): 7–12.
- Almeida M. B., Madeira T. B., Watanabe L. S., Meletti P. C., & Nixdorf S. L. (2019). Pesticide Determination in Water Samples from a Rural Area by Multi-Target Method Applying Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. **J. Braz. Chem. Soc.**, 30 (8): 1657-1666. <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20190066>.
- ANA (Agência Nacional de Águas). *Panorama das águas: quantidade de água*. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua/quantidade-da-agua>. Acesso em: 09 jan. 2020.
- Araújo J. C. (2006). **Estudo da eficiência do tratamento de efluentes domésticos da cidade de Araraquara-SP na remoção de hormônios sexuais**. Master thesis. Instituto de Química da Universidade de São Paulo. 84 p.
- Arman S., & Üçüncü S. I. (2017). Histopathological changes in the gill and kidney tissues of *Carassius auratus* exposed to acrolein. **Journal of Environmental Biology**, 38: 263–270. DOI: 10.22438/jeb/38/2/PRN-119.
- Bajaj Y. P. S. (1988). **Biotechnology in Agriculture and Forestry: Medicinal and Aromatic Plants I**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 550 p. DOI: 10.1007/978-3-642-73026-9.
- Barcellos D. S., Bollmann H. A., & Azevedo J. C. R. (2019). Priorization of pharmaceuticals in urban rivers: the case of oral contraceptives in the Belém River basin, Curitiba / PR, Brazil. **Rev. Ambient. Água**, 14 (3). doi:10.4136/ambi-agua.2334.
- Bayer A., Asner R., Schüssler W., Kopf W., Weiß K., Sengl M., & Letzel M. (2014). Behavior of sartans (antihypertensive drugs) in wastewater treatment plants, their occurrence and risk for the aquatic environment.

- Environmental Science and Pollution Research**, 21 (18): 10830–10839. DOI 10.1007/s11356-014-3060-z.
- Beketov M. A., Kefford B. J., Schäfer R. B., & Liess M. (2013). Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)**, 110 (27): 11039–11043. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110>.
- Bhandari R. K., vom Saal F. S., & Tillitt D. E. (2015). Transgenerational effects from early developmental exposures to bisphenol A or 17 α -ethinylestradiol in medaka, *Oryzias latipes*. **Sci Rep**, 5: 9303. DOI: 10.1038/srep09303.
- Binelli A., Cogni D., Parolini M., Riva C., & Provini A. (2009). Cytotoxic and genotoxic effects of *in vitro* exposure to Triclosan and Trimethoprim on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) hemocytes. **Comparative Biochemistry and Physiology. Toxicology & Pharmacology: CBP**, 150 (1): 50–56. DOI: 10.1016/j.cbpc.2009.02.005.
- Blaise C., Gagné F., Eullaffroy P., & Férard J-F. (2006). Ecotoxicity of selected pharmaceuticals of urban origin discharged to the Saint-Lawrence river (Québec, Canadá): a review. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, 10 (2): 29–51. <http://dx.doi.org/10.14210/bjast.v10n2.p29-51>.
- Böger B., Amaral B., Estevão P. L. S., Wagner R., Peralta-Zamora P. G., & Gomes E. C. (2018). Determination of carbamazepine and Diazepam by SPE-HPCL-DAD in Belém River water, Curitiba-PR/Brazil. **Rev. Ambient. Água**, 13 (2). doi:10.4136/ambi-agua.2196.
- Boger B., Stumpf Tonin F., Peralta Zamora P. G., Wagner R., & Carneiro Gomes E. (2015). Micropoluentes emergentes de origem farmacêutica em matrizes aquosas do Brasil: uma revisão sistemática. **Ciência e Natura**, 37 (3): 725–739. <http://dx.doi.org/105902/2179460X18174>.
- Bombardi, Larissa Mies, (2017). **Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia**. São Paulo: FFLCH - USP, 296 p.
- Brandhof E-J; & Montforts M. (2010). Fish embryo toxicity of carbamazepine, diclofenac and metoprolol. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, 73 (8): 1862–1866. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2010.08.031.
- Brasil. 2019. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018. Brasília: SNS/MDR, 2019. 180 p.: il.
- Caldas S. S., Arias J. L. O., Rombaldi C., Mello L. L., Cerqueira M. B. R., Martins A. F., & Primel E. G. (2019). Occurrence of Pesticides and PPCPs in Surface and Drinking Water in Southern Brazil: Data on 4-Year Monitoring. **J. Braz. Chem. Soc.**, 30 (1): 71-80. <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20180154>.
- Caldas S. S., Bolzan C. M., Guilherme J. R., Silveira M. A. K., Escarrone A. L. V., & Primel E. G. (2013). Determination of pharmaceuticals, personal care products, and pesticides in surface and treated waters: method development and survey. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 20 (8): 5855–5863. DOI 10.1007/s11356-013-1650-9.
- Campanha M. B., Awan A. T., Sousa, D. N. R., Grosseli G. M., Mozeto A. A., & Fadini P. S. (2015). A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 22: 7936–7947. DOI 10.1007/s11356-014-3929-x.
- Canesi L., Lorusso L. C., Ciacci C., Betti M., Regoli M, Poiana G., Gallo G., & Marcomini A. (2007). Effects of blood lipid lowering pharmaceuticals (bezafibrate and gemfibrozil) on immune and digestive gland functions of the bivalve mollusk, *Mytilus galloprovincialis*. **Chemosphere**, 69: 994–1002. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2007.04.085.
- Carpenter S. R., Kitchell J. F., & Hodgson J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity.

BioScience, 35: 634–39. DOI: 10.2307/1309989.

Casara K. P., Vecchiato A. B., Lourencetti C., Pinto A. A., & Dores F. G. C. (2012). Environmental dynamics of pesticides in the drainage area of the São Lourenço River headwaters, Mato Grosso State, **Brazil. J. Braz. Chem. Soc.**, 23 (9): 1719–1731. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532012005000037>.

Chalew T. E. A., & Halden R. U. (2009). Environmental exposure of aquatic and terrestrial biota to Triclosan and Triclocarban. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)**, 45 (1): 4–13. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2008.00284.x.

Chaves M. J. S., Barbosa S. C., Malinowski M. M., Volpato D., Castro I. B., Franco T. C. R. S., & Primel E. G. (2020). Pharmaceuticals and personal care products in a Brazilian wetland of international importance: Occurrence and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, 734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139374>.

Contardo-Jara V., Lorenz C., Pflugmacher S., Nützmänn G., Kloas W., & Wiegand C. (2011). Exposure to human pharmaceuticals Carbamazepine, Ibuprofen and Bezafibrate causes molecular effects in *Dreissena polymorpha*. **Aquatic Toxicology**, 105: 428–437. DOI: 10.1016/j.aquatox.2011.07.017.

Cunha D. G. F., Grull D., Damato M., Blum J. R. C., Eiger S., Lutti, J. E. I, & Mancuso P. C. S. (2011). Contiguous urban rivers should not be necessarily submitted to the same management plan: the case of Tietê and Pinheiros Rivers (São Paulo-Brazil). **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, 83 (4): 1465–1479. DOI: 10.1590/S0001-37652011000400032.

da Silva C. P., Emídio E. S., & Marchi M. R. R. (2015). The occurrence of UV filters in natural and drinking water in São Paulo State (Brazil). **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.**, 22 (24): 19706–19715. DOI 10.1007/s11356-015-5174-3.

Dalla Bona M., Zounková R., Merlanti R., Blaha L., & de Liguoro M. (2015). Effects of enrofloxacin, ciprofloxacin, and trimethoprim on two generations of *Daphnia magna*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 113: 152–158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.11.018>.

Dang Z., & Kienzler A. (2019). Changes in fish sex ratio as a basis for regulating endocrine disruptors. **Environment International**, 130: 104928. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104928>.

Daughton C. G., & Ternes T. A. (1999). Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change? **Environmental Health Perspectives**, 107 (6): 907–938. DOI: 10.1289/ehp.99107s6907.

Deblonde T., Cossu-Leguille, C., & Hartemann, P. (2011). Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, 214 (6): 442–448. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002>.

de Armas E. D., Monteiro R. T. R., Antunes P. M., Santos M. A. P. F., & Camargo P. B. (2007). Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do rio Corumbataí e principais afluentes. **Quim. Nova**, 30 (5): 1119–1127. DOI: 10.1590/s0100-40422007000500013.

de Liguoro M., di Leva V., Dalla Bona M., Merlanti R., Caporale G., & Radaelli G. (2012). Sublethal effects of trimethoprim on four freshwater organisms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 82: 114–121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.016>.

De Oliveira, E., & Banaszkeski, C. L. (2020) A logística reversa no descarte de medicamentos. **Saúde e Desenvolvimento**, v. 9, n. 17.

de Souza M. P., Rizzetti T. M., Francesquett J. Z., Prestes O. D., & Zanella R. (2018). Bar adsorptive

microextraction (BA μ E) with polymeric sorbent for the determination of emerging contaminants in water samples by ultra-high-performance liquid chromatography with tandem mass spectrometry. **Anal. Methods**, 00: 1-6. DOI: 10.1039/C7AY02792C.

di Nica V., Villa S., & Finizio A. (2017). Toxicity of individual pharmaceuticals and their mixtures to *Aliivibrio fischeri*: experimental results for single compounds and considerations of their mechanisms of action and potential acute effects on aquatic organisms. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 36 (3): 807–814. DOI: 10.1002/etc.3568.

Dores E. F. G. C., Navickiene S., Cunha M. L. F., Carbo L., Ribeiro M. L., & De-Lamonica-Freire E. M. (2006). Multiresidue determination of herbicides in environmental Waters from Primavera do Leste region (middle west of Brazil) by SPE-GC-NPD. **J. Braz. Chem. Soc.**, 17 (5): 866–873. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532006000500008>.

Ertl N. G., O'Connor W. A., Brooks P., Keats M., & Elizur A. (2016). Combined exposure to pyrene and fluoranthene and their effects on the Sydney rock oyster, *Saccotrea glomerate*. **Aquatic Toxicology**, 117: 136–145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.05.012>.

Ferreira A. D. (2005). Caffeine as an environmental indicator for assessing urban aquatic ecosystems. **Cad. Saúde Pública**, 21 (6): 1884–1892. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2005000600038>.

Ferreira A. D. G., da Silva H. C. M. P., Rodrigues H. O. S., Silva M., & Junior E. C. A. (2016). Occurrence and spatial-temporal distribution of herbicide residues in the Ipojuca River sub-basin, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 20 (12): 1124–1128. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n12p1124-1128>.

Figueiredo L., Chiavelli L., & Costa W. (2013). Determination of concentration levels of organochlorine pesticides in water from the Mandacaru stream in Maringá-Paraná-Brazil employing gas chromatography-mass spectrometry. **Analytical Letters**, 46 (10): 1597–1606. DOI: 10.1080/00032719.2013.773436.

Froehner S., Machado K. S., Falcão F., Monnich C., & Bessa M. (2011). Inputs of Domestic and Industrial Sewage in Upper Iguassu, Brazil Identified by Emerging Compounds. **Water Air Soil Pollut**, 215: 251–259. DOI 10.1007/s11270-010-0475-0.

Galinaro C. A., Pereira F. M., & Vieira E. M. (2015). Determination of Parabens in Surface Water from Mogi Guaçu River (São Paulo, Brazil) Using Dispersive Liquid-Liquid Microextraction Based on Low Density Solvent and LC-DAD. **J. Braz. Chem. Soc.**, 26 (11): 2205–2213. <http://dx.doi.org/10.5935/0103-5053.20150206>.

Gavrilescu M., Demnerová K., Aamand J., Agathos S., & Fava F. (2015). Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **N. Biotechnol**, 32 (1): 147–156. DOI: 10.1016/j.nbt.2014.01.001.

Gerolin E. R. R. (2008). **Ocorrência e remoção de disruptores endócrinos em águas utilizadas para abastecimento público de Campinas e Sumaré - São Paulo**. Doctoral thesis. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas. 190 p.

Ghiselli G. (2006). **Avaliação da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público na região de Campinas: ocorrência e determinação dos interferentes endócrinos (IE) e produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (PFHP)**. Doctoral thesis. Instituto de Química da Universidade de Campinas. 190 p.

Ghiselli G., Jardim W. F. 2007. Interferentes endócrinos no ambiente. **Quim. Nova**, 30 (3): 695–706. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000300032>.

Gibson A. G., Morgan R. M., MacDonald N., & Nikitin A. G. (2012). Possible effects of the presence of common household chemicals in the environment: the growth of an aquatic bacterial species on high concentrations of caffeine. **Journal of Biotech Research**, 4: 72–79.

Gonçalves E. S. (2012). **Ocorrência e distribuição de fármacos, cafeína e bisfenol-a em alguns corpos hídricos no estado do Rio de Janeiro**. Doctoral thesis. Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense. 198 p.

González S., López-Roldán R., & Cortina J-L. (2012). Presence and biological effects of emerging contaminants in Llobregat River basin: a review. **Environmental Pollution**, 161: 83–92. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.10.002.

Grabicova K., Grabic R., Blaha M., Kumar V., Cerveny D., Fedorova G., & Randak T. (2015). Presence of pharmaceuticals in benthic fauna living in a small stream affected by effluent from a municipal sewage treatment plant. **Water Research**, 72: 145–153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.018>.

Hanazato T. (2001). Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. **Environmental Pollution**, 112: 1–10. DOI: 10.1016/s0269-7491(00)00110-x.

Hartmann C. C. (2005). **Avaliação de um efluente industrial através de ensaios ecotoxicológicos e análises físicas e químicas**. Master thesis. Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 101 p.

Henry T. B., Kwon J-W., Armbrust K. L., & Black M. C. (2004). Acute and chronic toxicity of five selective serotonin reuptake inhibitors in *Ceriodaphnia dubia*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 23 (9): 2229–2233. DOI: 10.1897/03-278.

IBGE. 2011. Diretoria de Geociências: **Atlas de saneamento**. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=280933>. Acesso em: 14 nov. 2019.

IBGE. 2019. **Projeção da população do Brasil**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Acesso em: 14 nov. 2019.

ICMBio/MMA. 2018. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. / -- 1ª ed. -- Brasília, DF. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf

Ide A. H., Cardoso F. D., Santos M. M., Kramer R. D., Azevedo J. C. R., & Mizukawa A. (2013). Utilização da cafeína como indicador de contaminação por esgotos domésticos na bacia do alto Iguaçu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 18 (2): 201–211. DOI: 10.21168/rbrh.v18n2.p201-211.

Ishibashi H., Matsumura N., Hirano M., Matsuoka M., Shiratsuchi H., Ishibashi Y., Takao Y., & Arizono K. (2004). Effects of triclosan on the early life stages and reproduction of medaka *Oryzias latipes* and induction of hepatic vitellogenin. **Aquatic Toxicology**, 67: 167–179. DOI: 10.1016/j.aquatox.2003.12.005.

Isidori M., Nardelli A., Parrella A., Pascarella L., & Previtera L. (2006). A multispecies study to assess the toxic and genotoxic effect of pharmaceuticals: Furosemide and its photoproduct. **Chemosphere**, 63: 785–793. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.07.078.

Jacomini A. E., Camargo P. B., Avelar W. E. P., & Bonato P. S. (2009). Determination of ametryn in river water, river sediment and bivalve mussels by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **J. Braz. Chem. Soc.**, 20 (1): 107–116. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000100018>.

Jacomini A. E., Camargo P. B., Avelar W. E. P., & Bonato P. S. (2011). Assessment of ametryn contamination

in river water, river sediment, and mollusk bivalves in São Paulo state, Brazil. **Arch Environ Contam Toxicol**, 60: 452–461. DOI 10.1007/s00244-010-9552-z.

Jarvis A. L., Bernot M. J., & Bernot J. R. (2014). The effects of the psychiatric drug carbamazepine on freshwater invertebrate communities and ecosystem dynamics. **Science of the Total Environment**, 496: 461–470. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.084>.

Jasinska E.J., Goss G.G., Gillis P.L., Van Der Kraak G.J., Matsumoto J., Machado A.A.S., Giacomini M., Moon T.W., Massarsky A., Gagné F., Servos M.R., Wilson J., Sultana T., & Metcalfe C.D. (2015). Assessment of biomarkers for contaminants of emerging concern on aquatic organisms downstream of a municipal wastewater discharge. **Science of The Total Environment**. 530–531: 140–153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.080>

Kaiser D., Sieratowicz A., Zielke H., Oetken M., Hollert H., & Oehlmann J. (2012). Ecotoxicological effect characterisation of widely used organic UV filters. **Environmental Pollution**, 163: 84–90. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.12.014.

Kidd K. A., Paterson M. J., Rennie M. D., Podemski C. L., Findlay D. L., Blanchfield P. J., & Liber K. (2014). Direct and indirect responses of a freshwater food web to a potent synthetic oestrogen. **Phil. Trans. R. Soc. B**, 369 (1656): 20130578. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0578>.

Kolar B., Arnus L., Jeretin B., Gutmaher A., Drobne D., & Durjava M. K. (2014). The toxic effect of oxytetracycline and trimethoprim in the aquatic environment. **Chemosphere**, 115: 75–80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.049>.

Kottuparambil S., & Park J. (2019). Anthracene phytotoxicity in the freshwater flagellate alga *Euglena agilis* Carter. **Sci Rep**, 9: 15323. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51451-y>.

Lanchote V. L., Bonato P. S., Cerdeira A. L., Santos N. A. G., Carvalho D., & Gomes M. A. (2000). HPLC screening and GC-MS confirmation of triazine herbicides residues in drinking water from sugar cane area in Brazil. **Water Air Soil Pollut**, 118: 329–337. <https://doi.org/10.1023/A:1005147405509>.

Larcher S., & Yargeau V. (2013). Biodegradation of 17 α -ethinylestradiol by heterotrophic bacteria. **Environmental Pollution**, 173: 17–22. DOI: 10.1016/j.envpol.2012.10.028.

Lay J. P., Schauerte W., Klein W., & Korte F. (1984). Influence of tetrachloroethylene on the biota of aquatic systems: toxicity to phyto- and zooplankton in compartments of a natural pond. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, 13: 135–142. <https://doi.org/10.1007/BF01055870>.

Locatelli M. A. F., Sodr  F. F., & Jardim W. F. (2011). Determination of antibiotics in Brazilian surface waters using liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. **Arch Environ Contam Toxicology**, 60: 385–393. DOI 10.1007/s00244-010-9550-1.

Lopes L. G. (2007). **Estudo sobre a ocorrência de estrog nios em águas naturais e tratadas da região de Jaboticabal - SP**. Doctoral thesis. Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista. 122 p.

Lopes L. G., Marchi M. R. R., Souza J. B. G., Moura J. A., Lorenzon C. S., Cruz C., & Amaral L. A. (2010). Estrog nios em águas naturais e tratadas da região de Jaboticabal – São Paulo. **Quim. Nova**, 33 (3): 639–643. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300029>.

Lopes V. S. A., Riente R. R., da Silva A. A., Torquillo D. F., Carreira R. S., & Marques M. R. C. (2016). Development of a solid-phase extraction system modified for preconcentration of emerging contaminants in large sample volumes from rivers of the lagoon system in the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 110: 572–577. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.059>.

- Machado K. C., Grassi M. T., Vidal C., Pescara I. C., Jardim W. F., Fernandes A. N., Sodr  F. F., Almeida F. V., Santana J. S., Canela M. C., Nunes C. R. O., Bichinho K. M., & Severo F. J. R. (2016). A preliminary Nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment**, 572: 138–146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.210>.
- Machado K. S., Cardoso F. D., Azevedo J. C. R., & Braga C. B. (2014). Occurrence of female sexual hormones in the Iguazu river basin, Curitiba, Paraná State, Brazil. **Acta Scientiarum. Technology**, 36 (3): 421–427. DOI: 10.4025/actascitechnol.v36i3.18477.
- Majewsky M., Cavalcanti C. B. G., Cavalcanti C. P., Horn H., Frimmel F. H., & Abbt-Braun G. (2014). Estimating the trend of micropollutants in lakes as decision-making support in IWRM: a case study in Lake Parano , Brazil. **Environ. Earth Sci.**, 72 (12): 4891–4900. DOI 10.1007/s12665-014-3458-4.
- Marchesan E., Zanella R., Avila L. A., Camargo E. R., Machado S. L. O., & Macedo V. R. M. (2007). Rice herbicide monitoring in two Brazilian rivers during the rice growing season. **Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)**, 64 (2): 131–137. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000200005>.
- Melo S. M., & Brito N. M. (2014). Analysis and occurrence of endocrine disruptors in Brazilian water by HPLC-Fluorescence detection. **Water Air Soil Pollut**, 225: 1783. DOI 10.1007/s11270-013-1783-y.
- Meng H., Liang J., Zheng X., Zhang K., & Zhao Y. (2020). Using a high-throughput zebrafish embryo screening approach to support environmental hazard ranking for cardiovascular agents. **Science of the Total Environment**, 702: 134703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134703>.
- Mizukawa A., Filippe T. C., Peixoto L. O. M., Scipioni B., Leonardi I. R., & Azevedo J. C. R. (2019). Caffeine as a chemical tracer for contamination of urban rivers. **RBRH**, Porto Alegre, 24. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180184>.
- Montagner C. C., & Jardim W. F. (2011). Spatial and seasonal variations of pharmaceuticals and endocrine disruptors in the Atibaia river, São Paulo state (Brazil). **J. Braz. Chem. Soc.**, 22 (8): 1452–1462. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532011000800008>.
- Montagner C. C., Jardim W. F., Von der Ohe P. C., & Umbuzeiro G. A. (2014)c. Occurrence and potential risk of triclosan in freshwaters of São Paulo, Brazil – the need for regulatory actions. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 21 (3): 1850–1858. DOI 10.1007/s11356-013-2063-5.
- Montagner C. C., Sodr  F. F., Acayaba R. D., Vidal C., Campestrini I., Locatelli M. A., Pescara I. C., Albuquerque A. F., Umbuzeiro G. A., & Jardim W. F. (2019). Ten Years-Snapshot of the Occurrence of Emerging Contaminants in Drinking, Surface and Ground Waters and Wastewaters from São Paulo State, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, 30 (3): 614–636. <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20180232>.
- Montagner C. C., Umbuzeiro G. A., Pasquini C., & Jardim W. F. (2014)a. Caffeine as an indicator of estrogenic activity in source water. **Environ. Sci.: Process Impacts**, 16 (8): 1866–1869. DOI: 10.1039/c4em00058g.
- Montagner C. C., Vidal C., & Acayaba R. D. (2017). Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos anal ticos, ecotoxicológicos e regulat rios. **Quim. Nova**, 40 (9): 1094–1110. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>.
- Montagner C. C., Vidal C., Acayaba R. D., Jardim W. F., Jardim I. C. S. F., & Umbuzeiro G. A. (2014)b. Trace analysis of pesticides and an assessment of their occurrence in surface and drinking waters from the State of São Paulo (Brazil). **Anal. Methods**, 6: 6668–6677. DOI: 10.1039/c4ay00782d.
- Monteiro M. A., Spisso B. F., Ferreira R. G., Pereira M. U., Grutes J. V., de Andrade B. R. G., & d’Avila L. A. (2018). Development and Validation of Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry Methods for

- Determination of Beta-Lactams, Macrolides, Fluoroquinolones, Sulfonamides and Tetracyclines in Surface and Drinking Water from Rio de Janeiro, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, 29 (4): 801-813. <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20170203>.
- Moreira D. S., Aquino S. F., Afonso R. J. C. F., Santos E. P. P. C., & Pádua V. L. (2009). Occurrence of endocrine disrupting compounds in water sources of Belo Horizonte Metropolitan Area, Brazil. **Environmental Technology**, 30 (10): 1041–1049. DOI: 10.1080/09593330903052830.
- Moreira J. C., Peres F., Simões A. C., Pignati W. A., Dores E. C., Vieira S. N., Strüßmann C., & Mott T. (2012). Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência & Saúde Coletiva**, 17 (6): 1557–1568. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600019>.
- Moreira M., Aquino S., Coutrim M., Silva J., & Afonso R. (2011). Determination of endocrine-disrupting compounds in waters from Rio das Velhas, Brazil, by liquid chromatography/high resolution mass spectrometry (ESI-LC-IT-TOF/MS). **Environmental Technology**, 32 (12): 1409–1417. DOI: 10.1080/09593330.2010.537829.
- Moreira, R. A., Rocha, O., da Silva Pinto, T. J., da Silva, L. C. M., Goulart, B. V., Montagner, C. C., & Espindola, E. L. G. (2020). Life-History Traits Response to Effects of Fish Predation (Kairomones), Fipronil and 2, 4-D on Neotropical Cladoceran *Ceriodaphnia silvestrii*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 1-12. DOI <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00754-7>
- Munn M. D., Gilliom R. J., Moran P. W., & Nowell L. H. (2006). Pesticide toxicity index for freshwater aquatic organisms, 2nd Edition: **U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report**, 81 p.
- Nassef M., Matsumoto S., Seki M., Khalil F., Kang I. J., Shimasaki Y., Oshima Y., & Honjo T. (2010). Acute effects of triclosan, diclofenac and carbamazepine on feeding performance of Japanese medaka fish (*Oryzias latipes*). **Chemosphere**, 80 (9): 1095–1100. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.04.073.
- Nogueira E. N., Dores E. F. G. C., Pinto A. A., Amorim R. S. S., Ribeiro M. L., & Lourencetti C. (2012). Currently used pesticides in water matrices on central-western Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, 23 (8): 1476–1487. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532012005000008>.
- Nowell L. H., Norman J. E., Woran P. W., Martin J. D., & Stone W. W. (2014). Pesticide toxicity index—a tool for assessing potential toxicity of pesticide mixtures to freshwater aquatic organisms. **Science of the Total Environment**, 476-477: 144–157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.088>.
- Nwani C. D., Lakra W. S., Nagpure N. S., Kumar R., Kushwaha B., & Srivastava S. K. (2010). Toxicity of the herbicide atrazine: effects on lipid peroxidation and activities of antioxidant enzymes in the freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch). **Int. J. Environ. Res. Public Health**, 7 (8): 3298–3312. DOI: 10.3390/ijerph7083298.
- Orvos D. R., Versteeg D. J., Inauen J., Capdevielle M., Rothenstein A., & Cunningham V. (2002). Aquatic toxicity of triclosan. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 21 (7): 1338–1349. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210703>.
- Peteffi G. P., Fleck J. D., Kael I. M., Rosa D. C., Antunes M. V., & Linden R. (2019). Ecotoxicological risk assessment due to the presence of bisphenol A and caffeine in surface waters in the Sinos River Basin - Rio Grande do Sul - Brasil. **Braz. J. Biol.**, 79 (4): 712–721. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.189752>.
- Petri B., Barden R., & Kasprzyk-Hordern B. (2015). A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. **Water Research**, 72: 3-27 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>

- Petrovic M., Sabater S., Elozegi A., & Barcelo D. (Eds). 2016. **Emerging Contaminants in River Ecosystems Occurrence and Effects Under Multiple Stress Conditions**. Springer. 291 p. DOI 10.1007/978-3-540-79210-9.
- Pivetta R. C., Rodrigues-Silva C., Ribeiro A. R., & Rath S. (2020). Tracking the occurrence of psychotropic pharmaceuticals in Brazilian wastewater treatment plants and surface water, with assessment of environmental risks. **Science of the Total Environment**, 727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138661>.
- Poynton, H.C., & Vulpe C.D. (2009). Ecotoxicogenomics: Emerging Technologies for Emerging Contaminants. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)** 45(1):83-96. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2008.00291.x
- Primel E. G., Milani M. R., Demoliner A., Niencheski, L. F. H., & Escarrone A. V. (2010). Development and application of methods using SPE, HPLC-DAD, LC-ESI-MS/MS and GFAAS for the determination of herbicides and metals in surface and drinking water. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, 90 (14-15): 1048–1062. DOI: 10.1080/03067310902962791.
- Quadra G. R., Souza H. O., Costa R. S., & Fernandez M. A. S. (2017). Do pharmaceuticals reach and affect the aquatic ecosystems in Brazil? A critical review of current studies in a developing country. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 24 (2): 1200–1218. DOI 10.1007/s11356-016-7789-4.
- Raimundo C. C. M. (2007). **Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do rio Atibaia**. Master thesis. Instituto de Química da Universidade Estadual de Campinas. 126 p.
- Reichert G., Hilgert S., Fuchs S., & Azevedo J. C. R. (2019). Emerging contaminants and antibiotic resistance in the different environmental matrices of Latin America. **Environmental Pollution**, 255: 113140. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113140>.
- Resgalla Jr. C., Noldim J. A., Tamanaha M. S., Deschamps F. C., Eberhardt D. S., & Rörig L. R. (2005). Risk analysis of herbicide quinclorac residues in irrigated rice areas, Santa Catarina, Brazil. **Ecotoxicology**, 16: 565–571. DOI 10.1007/s10646-007-0165-x.
- Ribas P. P., dos Santos E. O., Costa C. C., Gonzáles P. L. S. (2021). Estudos sobre remoção de micropoluentes emergentes em efluentes no Brasil: uma revisão sistemática. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.9, n.1. 165-175
- Rissato S. R., Galhiane M. S., Ximenes V. F., Andrade R. M. B., Talamoni J. L. B., Libânio M., Almeida M. V., Apon B. M., & Cavalari A. A. (2006). Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soil and water samples in the Northeastern part of São Paulo State, Brazil. **Chemosphere**, 65 (11): 1949–1958. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.07.011.
- Rissato S. R., Libânio M., Giafferis G. P., & Gerenutti M. (2004). Determinação de pesticidas organoclorados em água de manancial, água potável e solo na região de Bauru (SP). **Quim. Nova**, 27 (5): 739–743. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000500012>.
- Rivero-Wendt, C. L. G., Miranda-Vilela, A. L., Domingues, I., Oliveira, R., Monteiro, M. S., Moura-Mello, M. A., Matias, A. Soares, A. M. V. M., & Grisolia, C. K. (2020). Steroid androgen 17 alpha methyltestosterone used in fish farming induces biochemical alterations in zebrafish adults. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, 1-12. <https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1790954>
- Santos L. H. M. L. M., Araújo A. N., Fachini A., Pena A., Delerue-Matos C., & Montenegro M. C. B. S. M. (2010). Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Material**, 175: 45–95. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.100.

- Santos M. M., Brehm F. A., Filipe T. C., Knapik H. G., & Azevedo J. C. R. (2016). Occurrence and risk assessment of parabens and triclosan in surface waters of southern Brazil: a problem of emerging compounds in an emerging country. **RBRH**, Porto Alegre, 21 (3): 603-617. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011616018>.
- Santos-Silva T. G., Montagner C. C., & Martinez C. B. R. (2018). Evaluation of caffeine effects on biochemical and genotoxic biomarkers in the neotropical freshwater teleost *Prochilodus lineatus*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, 58: 237–242. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.02.002>.
- Šepič E., Bricelj M., & Leskovšek. (2003). Toxicity of fluoranthene and its biodegradation metabolites to aquatic organisms. **Chemosphere**, 52: 1125–1133. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00321-7.
- Silveira M. A. G., Caldas S. S., Guilherme J. R., Costa F. P., Guimarães B. S., Cerqueira M. B. R., Soares B. M., & Primel E. G. (2013). Quantification of Pharmaceuticals and Personal Care Products Residues in Surface and Drinking Water Samples by SPE and LC-ESI-MS/MS. **J. Braz. Chem. Soc.**, 24 (9): 1385-1395. <http://dx.doi.org/10.5935/0103-5053.20130176>.
- Soares M. O., Teixeira C. E. P., Bezerra L. E. A., Paiva S. V., Tavares T. C. L., Garcia T. M., Araújo J. T., Campos C. C., Ferreira S. M. C., Matthews-Cascon H., Frota A., Mont’Alverne T. C. F., Silva S. T., Rabelo E. F., Barroso C. X., Freitas J. E. P., Júnior M. M., Campelo R. P., Santana C. S., Carneiro P. B. M., Meirelles A. J., Santos B. A., Oliveira A. H. B., Horta P., & Cavalcante R. M. (2020). Oil spill in South Atlantic (Brazil): environmental and governmental disaster. **Marine Policy**, 115: 103879. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>.
- Sodré F. F., Dutra P. M., & Santos V. P. (2018). Pharmaceuticals and personal care products as emerging micropollutants in Brazilian surface waters: a preliminary snapshot on environmental contamination and risks. **Eclética Química Journal**, 43 (special number): 22–34. DOI: 10.26850/1678-4618eqj.v43.1SI.2018.p22-34.
- Sodré F. F., Locatelli M. A. F., & Jardim W. F. (2010). Occurrence of emerging contaminants in Brazilian drinking waters: a sewage-to-tap issue. **Water Air Soil Pollut**, 206: 57–67. DOI 10.1007/s11270-009-0086-9.
- Sodré F. F., Montagner C. C., Locatelli M. A. F., & Jardim W. F. (2007). Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos em águas superficiais da região de Campinas (SP, Brasil). **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, 2 (2): 187–196. DOI: 10.5132/jbse.2007.02.012.
- Sodré F. F., Pescara I. C., Montagner C. C., & Jardim W. F. (2010). Assessing selected estrogens and xenoestrogens in Brazilian surface waters by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Microchemical Journal**, 96. doi: 10.1016/j.microc.2010.02.012.
- Souza e Lima F. A. N., Pignati W. A., & Pignatti M. G. (2020). A extensão do ‘agro’ e do tóxico: saúde e ambiente na terra indígena Marãiwatsédé, Mato Grosso. **Cad. Saúde Colet**, 28 (1): 1-11. <https://doi.org/10.1590/1414-462X202000280442>.
- Souza J. B. G. (2008). **Estudo da ocorrência de tetraciclina e estrógenos em água superficial, subterrânea e esgoto tratado na cidade de Campo Grande (MS)**. Doctoral thesis, Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista, 160 p.
- Spadotto C. A., Gomes M. A. F., Luchini L. C., & Andréa M. M. (2004). Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações. **Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente** (Documentos, 42), 29 p.
- Spencer H. B., Hussein W. R., & Tchounwou P. B. (2002). Effects of tetrachloroethylene on the viability and development of embryos of the Japanese Medaka, *Oryzias latipes*. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, 42:

463–469. DOI: 10.1007/s00244-001-0050-1.

Sposito J. C. V., Montagner C. C., Casado M., Navarro-Martín L., Solórzano J. C. J., Piña B., & Grisolia A. B. (2018). Emerging contaminants in Brazilian rivers: Occurrence and effects on gene expression in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. **Chemosphere**, 209: 696-704. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.046>.

Stumpf M., Ternes T. A., Wilken R-D, Rodrigues S. V., & Baumann W. (1999). Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **The Science of the Total Environment**, 225: 135–141. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00339-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00339-8).

Ternes T. A., Stumpf M., Mueller J., Haberer K., Wilken R.-D., & Servos M. (1999). Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. **The Science of the Total Environment**, 225: 81–90. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00334-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00334-9).

Thomas K. V., Silva F. M. A., Langford K. H., Souza A. D. L., Nizzeto L., & Waichman A. V. (2014). Screening for selected human pharmaceuticals and cocaine in the Urban streams of Manaus, Amazonas, Brazil. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)**, 50 (2):302–308. DOI: 10.1111/jawr.12164.

Tierney K., Farrel A., & Brauner C. (2013). Fish Physiology: Organic Chemical Toxicology of Fishes. **Academic Press**, 33, 574 p.

Torres N. H., Aguiar M. M., Ferreira L. F. R., Américo J. H. P., Machado A. M., Cavalcanti E. B., & Tornisielo V. L. (2015). Detection of hormones in surface and drinking water in Brazil by LC-ESI-MS/MS and ecotoxicological assessment with *Daphnia magna*. **Environ. Monit. Assess.**, 187 (6): 379. DOI 10.1007/s10661-015-4626-z.

Tourinho M. P., Costa A. P. T., Martins K. P., Bandeira M. G. S., & Barbosa F.G. (2020). Scientific knowledge on threatened species of the Brazilian Red List: freshwater fish as a case study. **Environ Biol Fish** 103:719–731. <https://doi.org/10.1007/s10641-020-00978-5>

Velasco-Santamaría Y. M., Korsgaard B., Madsen S. S., & Bjerregaard P. (2011). Bezafibrate, a lipid-lowering pharmaceutical, as a potential endocrine disruptor in male zebrafish (*Danio rerio*). **Aquatic Toxicology**, 105: 107–118. DOI: 10.1016/j.aquatox.2011.05.018.

Vieira D. C., Noldin J. A., Deschamps F. C., & Resgalla Jr. C. (2016). Ecological risk analysis of pesticides used on irrigated rice crops in southern Brazil. **Chemosphere**, 162: 48–54. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.046>.

Villemur R., Santos S. C. C., Ouellette J., Juteau P., Lépine F., & Deziel E. (2013). Biodegradation of Endocrine Disruptors in Solid-Liquid Two-Phase Partitioning Systems by Enrichment Cultures. **Applied and Environmental Microbiology**, 79 (15): 4701–4711. DOI: 10.1128/AEM.01239-13.

Weber A. A., Moreira D. P., Melo R. M. C., Vieira A. B. C., Prado P. S., Silva M. A. N., Bazzoli N., & Rizzo E. (2017). Reproductive effects of oestrogenic endocrine disrupting chemicals in *Astyanax rivularis* inhabiting headwaters of the Velhas River, Brazil. **Science of the Total Environment**, 592: 693–703. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.181>.

Wilkinson J. L., Hooda P. S., Barker J., Barton S., & Swinden J. (2016). Ecotoxic pharmaceuticals, personal care products, and other emerging contaminants: A review of environmental, receptor-mediated, developmental, and epigenetic toxicity with discussion of proposed toxicity to humans. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 46 (4): 336–381. DOI: 10.1080/10643389.2015.1096876.

Material Suplementar

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
Estrone (E1)	0,014	0,0036	3,89	<i>Danio rerio</i>	Torres et al. 2015
Estrone (E1)	0,006	0,0036	1,67	<i>Danio rerio</i>	Torres et al. 2015
Estrone (E1)	3,5	1,64	2,13	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	0,0006	0,0004	1,5	<i>HC5</i>	Sodré et al. 2010
17β-Estradiol (E2)	0,0073	0,0004	18,25	<i>HC5</i>	Sodré et al. 2010
17β-Estradiol (E2)	2,09	0,0004	5255	<i>HC5</i>	Machado et al. 2014
17β-Estradiol (E2)	0,33	0,0004	825	<i>HC5</i>	Machado et al. 2014
17β-Estradiol (E2)	0,67	0,0004	1675	<i>HC5</i>	Machado et al. 2014
17β-Estradiol (E2)	0,17	0,0004	425	<i>HC5</i>	Machado et al. 2014
17β-Estradiol (E2)	6,28	3,52	1,78	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2014
17β-Estradiol (E2)	13,45	3,52	3,82	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2014
17β-Estradiol (E2)	0,0086	0,0004	21,5	<i>HC5</i>	Lopes 2007 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	0,0065	0,0004	16,25	<i>HC5</i>	Souza 2008 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	0,0068	0,0004	17	<i>HC5</i>	Souza 2008 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	3	0,0004	7500	<i>HC5</i>	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	2	0,0004	5000	<i>HC5</i>	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	1,9	0,0004	4750	<i>HC5</i>	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	0,0007	0,0004	1,75	<i>HC5</i>	Moreira et al. 2009
17β-Estradiol (E2)	0,0626	0,0004	156,5	<i>HC5</i>	Moreira et al. 2011
17β-Estradiol (E2)	0,0258	0,0004	64,5	<i>HC5</i>	Lopes et al. 2010
17β-Estradiol (E2)	0,016	0,0004	40	<i>HC5</i>	Lopes et al. 2010
17β-Estradiol (E2)	0,0086	0,0004	21,5	<i>HC5</i>	Lopes et al. 2010
17β-Estradiol (E2)	0,05	0,0004	125	<i>HC5</i>	Torres et al. 2015
17β-Estradiol (E2)	0,056	0,0004	140	<i>HC5</i>	Torres et al. 2015
17β-Estradiol (E2)	0,041	0,0004	102,5	<i>HC5</i>	Torres et al. 2015
17β-Estradiol (E2)	0,087	0,0004	217,5	<i>HC5</i>	Torres et al. 2015
17β-Estradiol (E2)	0,031	0,0004	77,5	<i>HC5</i>	Araújo 2006 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	0,021	0,0004	52,5	<i>HC5</i>	Ternes et al. 1999
17β-Estradiol (E2)	0,00078	0,0004	1,95	<i>HC5</i>	Gerolin 2008 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	0,00102	0,0004	2,55	<i>HC5</i>	Gerolin 2008 apud Quadra et al.

2017

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
17β-Estradiol (E2)	0,003	0,0004	7,5	HC5	Gerolin 2008 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	0,00525	0,0004	13,13	HC5	Gerolin 2008 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	0,464	0,0004	1160	HC5	Montagner 2011 apud Quadra et al. 2017
17β-Estradiol (E2)	1,458	0,0004	3645,16	HC5	Barcellos et al. 2019
17β-Estradiol (E2)	1,488	0,0004	3720,66	HC5	Barcellos et al. 2019
17β-Estradiol (E2)	6,917	0,0004	17292,5	HC5	Barcellos et al. 2019
17β-Estradiol (E2)	0,0073	0,0004	18,25	HC5	(Reichert et al. 2019) Sodré et al. 2010
17β-Estradiol (E2)	0,002	0,0004	5	HC5	Montagner et al. 2019
17α-ethinylestradiol (EE2)	0,777	0,000035	22200	HC5	Montagner et al. 2019
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,0385	0,000035	1100	HC5	Sposito et al. 2018
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,7518	0,000035	21480	HC5	Barcellos et al. 2019
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,7033	0,000035	20095,23	HC5	Barcellos et al. 2019
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,3166	0,000035	9047,62	HC5	Barcellos et al. 2019
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,035	0,000035	1000	HC5	Torres et al. 2015
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,15	0,000035	4285,71	HC5	Torres et al. 2015
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,026	0,000035	742,86	HC5	Torres et al. 2015
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,0056	0,000035	160	HC5	Moreira et al. 2011
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,981	0,000035	28028,57	HC5	Montagner 2011 apud Quadra et al. 2017
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,0045	0,000035	128,57	HC5	Moreira et al. 2009
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,0035	0,000035	100	HC5	Moreira et al. 2009
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,63	0,000035	18000	HC5	Machado et al. 2014
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,16	0,000035	4571,43	HC5	Machado et al. 2014
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,14	0,000035	4000	HC5	Machado et al. 2014
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,11	0,000035	3142,86	HC5	Machado et al. 2014
17α-Ethinylestradiol	0,025	0,000035	714,29	HC5	Sodré et al. 2010

(EE2)					
Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
17α-Ethinylestradiol (EE2)	1,2	0,000035	34285,71	HC5	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
17α-Ethinylestradiol (EE2)	1,4	0,000035	40000	HC5	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,444	0,000035	12685,71	HC5	Gerolin 2008 apud Quadra et al. 2017
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,275	0,000035	7857,14	HC5	Gerolin 2008 apud Quadra et al. 2017
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,798	0,000035	22800	HC5	Gerolin 2008 apud Quadra et al. 2017
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,472	0,000035	13485,71	HC5	Gerolin 2008 apud Quadra et al. 2017
17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,00625	0,000035	178,57	HC5	Souza 2008 apud Quadra et al. 2017
4-Nonylphenol (NP)	0,44804	0,25	1,79	<i>Pimephales promelas</i>	Moreira et al. 2009
4-Nonylphenol (NP)	0,38563	0,25	1,54	<i>Pimephales promelas</i>	Moreira et al. 2009
4-Nonylphenol (NP)	0,387984	0,3	1,29	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Moreira et al. 2009
4-Nonylphenol (NP)	0,44804	0,3	1,49	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Moreira et al. 2009
4-Nonylphenol (NP)	0,387984	0,25	1,55	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Moreira et al. 2009
4-Nonylphenol (NP)	1,435	0,25	5,74	<i>Pimephales promelas</i>	Moreira et al. 2011
4-Nonylphenol (NP)	1,435	0,3	4,78	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Moreira et al. 2011
Progesterona (PROG)	0,35	0,26	1,35	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2014
Progesterona (PROG)	0,45	0,26	1,73	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2014
Progesterona (PROG)	0,31	0,26	1,19	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2014
Ametryn	0,026	0,012	2,17	<i>Lemna gibba</i>	Ferreira et al. 2016
Ametryn	0,0439	0,012	3,66	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Almeida et al. 2019
Ametryn	0,017	0,012	1,42	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Montagner et al. 2019
Ametryn	0,02	0,012	1,67	<i>Lemna gibba</i>	Lanchote et al. 2000
Ametryn	0,05	0,012	4,17	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Jacomini et al. 2009
Ametryn	0,05	0,012	4,17	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Jacomini et al. 2011
Ametryn	0,7	0,012	58,33	<i>Selenastrum capricornutum</i>	de Armas et al. 2007
Atrazina	0,293	0,068	4,31	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Montagner et al. 2014b
Atrazina	0,1583	0,068	2,33	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Almeida et al. 2019

...

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
Atrazina	0,1713	0,068	2,52	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Sposito et al. 2018
Atrazina	0,611	0,068	8,99	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Montagner et al. 2019
Atrazina	9,33	0,068	137,21	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Moreira et al. 2012
Atrazina	0,18	0,068	2,65	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Nogueira et al. 2012
Atrazina	0,68	0,068	10	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Nogueira et al. 2012
Atrazina	4,92	0,068	72,35	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Nogueira et al. 2012
Atrazina	0,18	0,068	2,65	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Casara et al. 2012
Atrazina	0,6	0,068	8,82	<i>Selenastrum capricornutum</i>	de Armas et al. 2007
Azoxystrobin	0,233	0,11	2,12	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Caldas et al. 2019
Azoxystrobin	0,431	0,11438	3,77	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Montagner et al. 2019
Bentazon	19,45	6,1	3,19	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Vieira et al. 2016
Bentazon	11,17	6,1	1,83	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Vieira et al. 2016
Bentazon	9,55	6,1	1,57	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Vieira et al. 2016
Bentazon	15,47	6,1	2,54	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Vieira et al. 2016
Bentazon	26,94	6,1	4,42	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Vieira et al. 2016
BHC	0,41	0,05	52,56	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2004
BHC	0,35	0,0078	44,87	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2004
BHC	0,35	0,05	7	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2004
BHC	0,41	0,05	8,2	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2004
α-BHC	0,122	0,0078	15,64	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
α-BHC	0,122	0,05	2,44	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013
α-BHC	0,119	0,0078	15,26	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
α-BHC	0,119	0,05	2,38	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013
α-BHC	0,137	0,0078	17,56	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
α-BHC	0,137	0,05	2,74	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
β-BHC	0,177	0,05	3,54	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,14	0,0078	17,95	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,14	0,05	2,8	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,112	0,0078	14,36	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,112	0,05	2,24	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,147	0,0078	18,85	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,147	0,05	2,94	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,176	0,0078	22,56	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,176	0,05	3,52	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,113	0,0078	14,49	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,113	0,05	2,26	<i>Pimephales promelas</i>	Figueiredo et al. 2013
β-BHC	0,177	0,0078	22,69	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
Carbendazim	4,52	4,35	1,04	<i>Daphnia magna</i>	Montagner et al. 2019
Carbendazim	0,781	0,15	5,21	<i>invertebrates</i>	Montagner et al. 2014b
Carbofuran	0,04	0,016	2,5	<i>invertebrates</i>	Cunha et al. 2011
Chlorpyrifos	0,12	0,00081	148,15	<i>Daphnia magna</i>	Moreira et al. 2012
Chlorpyrifos	0,12	0,03	4	HC5	Moreira et al. 2012
Chlorpyrifos	0,01	0,00081	12,35	<i>Daphnia magna</i>	Nogueira et al. 2012
Clomazone	21	15,9	1,32	<i>Daphnia magna</i>	Primel et al. 2010
Clomazone	23	15,9	1,45	<i>Daphnia magna</i>	Primel et al. 2010
Clomazone	16,2	15,9	1,02	<i>Daphnia magna</i>	Primel et al. 2010
p,p' -DDD	0,045	0,011	4,09	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
p,p' -DDD	0,041	0,011	3,73	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
p,p'-DDD	0,053	0,011	4,82	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
p,p'-DDD	0,258	0,011	23,45	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
p,p'-DDD	0,227	0,011	20,64	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
p,p'-DDD	0,234	0,011	21,27	<i>Daphnia magna</i>	Figueiredo et al. 2013
p,p' -DDE	0,13	0,011	11,82	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
p,p' -DDE	0,036	0,0011	3,27	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006

p,p'-DDE	0,185	0,011	16,82	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
DDT	0,13	0,014	9,29	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2004
DDT	0,06	0,014	4,29	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2004
DDT	0,1	0,014	7,14	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2004
p,p' - DDT	0,04	0,014	2,86	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2006
p,p' - DDT	0,022	0,014	1,57	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2006
o,p' - DDT	0,02	0,014	1,43	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2006
Dichloroethene	13	7,27	1,79	<i>Pimephales promelas</i>	Cunha et al. 2011
Dichloroethene	17	7,27	2,34	<i>Pimephales promelas</i>	Cunha et al. 2011
Dichlorophenol	8,2	2,48	3,31	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Dichlorophenol	10,8	2,48	4,35	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Diuron	2,139	1,351	1,58	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Almeida et al. 2019
Endosulfan	0,81	0,0033	245,45	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rissato et al. 2004
Endosulfan	0,15	0,0033	45,45	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rissato et al. 2004
Endosulfan	0,81	0,7	1,16	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2004
Endosulfan	0,66	0,0033	200	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rissato et al. 2004
Endosulfan	0,1	0,0033	30,3	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rissato et al. 2006
Endosulfan I	0,021	0,0033	6,36	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rissato et al. 2006
Endosulfan I	0,162	0,0033	49,09	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Cunha et al. 2011
Endrin	0,0025	0,0011	2,27	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2006
Endrin	0,067	0,0011	60,91	<i>Pimephales promelas</i>	Cunha et al. 2011
Fipronil	0,01	0,00077	12,99	<i>Myodopsis bahia</i>	Montagner et al. 2019
Fipronil	0,0292	0,00077	37,92	<i>Myodopsis bahia</i>	Sposito et al. 2018
Fluquinconazole	36	0,02	1800	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Montagner et al. 2019
Heptachlor	0,18	0,06249	2,88	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2004
α- Hexachlorocyclohexane (HCH)	0,19	0,085	2,24	<i>Pimephales promelas</i>	Rissato et al. 2006
Imazethapyr	3,31	2,97	1,11	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Almeida et al. 2019
Imidacloprid	0,0163	0,0083	1,96	<i>Pimephales promelas</i>	Sposito et al. 2018
Imidacloprid	0,068	0,0083	8,19	HC5	Montagner et al. 2019
Irgarol	0,0077	0,0035	2,2	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Caldas et al. 2013
Malathion	0,026	0,02	1,3	<i>Daphnia magna</i>	Montagner et al. 2019
Malathion	0,02	0,02	1	<i>Daphnia magna</i>	Moreira et al. 2012
Malathion	0,02	0,02	1	<i>Daphnia magna</i>	Nogueira et al. 2012

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
Methoxychlor	0,005	0,00078	6,41	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
Methoxychlor	0,01	0,00078	12,82	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
Metolachlor	0,24	0,2	1,2	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Moreira et al. 2012
Metolachlor	0,24	0,07	3,43	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Moreira et al. 2012
Metolachlor	0,07	0,07	1	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Nogueira et al. 2012
Metolachlor	0,5	0,2	2,5	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Casara et al. 2012
Metolachlor	0,5	0,07	7,14	<i>Daphnia magna</i>	Casara et al. 2012
PCB28	0,127	0,0027	47,04	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB28	0,047	0,0027	17,41	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB52	0,11	0,0027	40,74	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB52	0,041	0,0027	15,19	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB52	0,025	0,0027	9,26	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB101	0,14	0,0027	51,85	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB101	0,042	0,0027	15,56	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB101	0,013	0,0027	4,81	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB118	0,005	0,0027	1,85	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB118	0,017	0,0027	6,3	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB138	0,005	0,0027	1,85	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB153	0,015	0,0027	5,56	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
PCB153	0,005	0,0027	1,85	<i>Daphnia magna</i>	Rissato et al. 2006
Permethrin	0,19	0,00002	9500	<i>Hyaella azteca</i>	Lima et al. 2020
Permethrin	1,4	0,00075	1866,6 7	<i>Daphnia magna</i>	Moreira et al. 2012
Permethrin	1,4	0,00002	70000	<i>Hyaella azteca</i>	Moreira et al. 2012
Permethrin	1,4	0,014	100	<i>Pimephales promelas</i>	Moreira et al. 2012
Quinclorac	4,43	0,5	8,86	<i>Lemna gibba</i>	Resgalla Jr et al. 2007
Quinclorac	1,34	0,5	2,68	<i>Lemna gibba</i>	Resgalla Jr et al. 2007
Quinclorac	3,11	0,5	6,22	<i>Lemna gibba</i>	Resgalla Jr et al. 2007
Quinclorac	2,98	0,5	5,96	<i>Lemna gibba</i>	Resgalla Jr et al. 2007
Quinclorac	6,97	0,5	13,94	<i>Lemna gibba</i>	Resgalla Jr et al. 2007
Quinclorac	4,43	3,57	1,24	<i>Pimephales promelas</i>	Resgalla Jr et al. 2007
Quinclorac	11,21	2,57	3,14	<i>Pimephales promelas</i>	Resgalla Jr et al. 2007
Quinclorac	8,74	3,57	2,45	<i>Pimephales promelas</i>	Resgalla Jr et al.

....

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
Quinclorac	24,55	3,57	6,88	<i>Pimephales promelas</i>	Resgalla Jr et al. 2007
Simazine	0,9	0,089	10,1 1	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Caldas et al. 2019
Simazine	0,3	0,089	3,37	<i>Selenastrum capricornutum</i>	de Armas et al. 2007
Tebuconazole	1,071	0,34	3,15	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Montagner et al. 2019
Amitriptyline	0,157	0,14	1,12	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Pivetta et al. 2020
Atenolol	16,4	9,54	1,72	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Almeida & Weber 2005 apud Quadra et al. 2017
Bezafibrate	0,606	0,45	1,35	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Gonçalves 2012 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	8	1,2	6,94	<i>Daphnia magna</i>	Chaves et al. 2020
Cafeina	23,08	0,1	230, 8	<i>Daphnia magna</i>	Mizukawa et al. 2019
Cafeina	1,74	0,1	17,4	<i>Daphnia magna</i>	(Reichert et al. 2019) Froehner et al. 2011
Cafeina	127	0,1	1270	<i>Daphnia magna</i>	Montagner et al. 2019
Cafeina	1,04	0,1	10,4	<i>Daphnia magna</i>	Sposito et al. 2018
Cafeina	1,733	0,1	17,3 3	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2016
Cafeina	1,733	1,2	1,44	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2016
Cafeina	2,572	1,2	2,14	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Machado et al. 2016
Cafeina	0,262	0,1	2,62	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2016
Cafeina	0,255	0,1	2,55	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2016
Cafeina	1,086	0,1	10,8 6	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2016
Cafeina	2,572	0,1	25,7 2	<i>Daphnia magna</i>	Machado et al. 2016
Cafeina	0,129	0,1	1,29	<i>Daphnia magna</i>	Campanha et al. 2015
Cafeina	41,7	0,1	417	<i>Daphnia magna</i>	Sodré et al. 2007
Cafeina	41,7	1,2	34,7 5	<i>Daphnia magna</i>	Sodré et al. 2007
Cafeina	41,7	13,8	3,02	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Sodré et al. 2007
Cafeina	0,134	0,1	1,34	<i>Daphnia magna</i>	Ferreira 2005 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	160	0,1	1600	<i>Daphnia magna</i>	Ferreira 2005 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	160	1,2	133, 33	<i>Daphnia magna</i>	Ferreira 2005 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	160	13,8	11,5 9	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Ferreira 2005 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	0,17	0,1	1,7	<i>Daphnia magna</i>	Ide et al. 2013

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
Cafeina	35,3	0,1	353	<i>Daphnia magna</i>	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	35,3	1,2	29,4 2	<i>Daphnia magna</i>	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	35,3	13,8	2,56	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	1,1	0,1	11	<i>Daphnia magna</i>	Ghiselli 2006 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	0,2	1	2	<i>Daphnia magna</i>	Raimundo 2007 apud Quadra et al. 2017
Cafeina	10	0,1	100	<i>Daphnia magna</i>	Montagner et al. 2014a
Cafeina	0,1	0,1	1	<i>Daphnia magna</i>	Montagner et al. 2014a
Cafeina	1	0,1	10	<i>Daphnia magna</i>	Montagner et al. 2014a
Cafeina	10	0,1	100	<i>Daphnia magna</i>	Montagner et al. 2014a
Cafeina	28,44	0,1	284, 4	<i>Daphnia magna</i>	Petteffi et al. 2019
Carbamazepin e	0,67	0,05	13,4	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Böer et al. 2018
Carbamazepin e	0,083	0,05	1,66	<i>Daphnia magna</i>	Chaves et al. 2020
Carbamazepin e	3,53	0,05	70,6	<i>Daphnia magna</i>	Pivetta et al. 2020
Carbamazepin e	0,12	0,05	2,4	<i>Chironomus riparius</i>	Campanha et al. 2015
Carbamazepin e	0,62	0,05	12,4	<i>Chironomus riparius</i>	Thomas et al. 2014
Carbamazepin e	0,3098	0,05	6,2	<i>Chironomus riparius</i>	Gonçalves 2012 apud Quadra et al. 2017
Cefalexin Hydrate	0,57	0,22	2,59	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Monteiro et al. 2018
Diazepam	0,763	0,29	2,63	<i>Danio rerio</i>	Böer et al. 2018
Diclofenaco	0,5	0,5	1	<i>Oncorhyncus mykiss</i>	Stumpf et al. 1999
Diclofenaco	0,6	0,5	1,2	<i>Oncorhyncus mykiss</i>	Stumpf et al. 1999
Diclofenaco	0,6	0,5	1,2	<i>Oncorhyncus mykiss</i>	Stumpf et al. 1999
Diclofenaco	0,23	0,05	4,6	<i>Oncorhyncus mykiss</i>	Campanha et al. 2015
Diclofenaco	0,78	0,05	15,6	<i>Oncorhyncus mykiss</i>	Thomas et al. 2014
Diclofenaco	0,78	0,14	5,57	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Thomas et al. 2014
Diclofenaco	0,3945	0,14	2,82	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Almeida & Weber 2005 apud Quadra et al. 2017
Diclofenaco	0,3945	0,05	7,89	<i>Oncorhyncus mykiss</i>	Almeida & Weber 2005 apud Quadra et al. 2017
Diclofenaco	0,106	0,05	2,12	<i>Oncorhyncus mykiss</i>	Montagner 2011 apud Quadra et al. 2017
Diclofenaco	0,05	0,05	1	<i>Oncorhyncus mykiss</i>	Chaves et al. 2020
Diclofenaco	0,22	0,14	1,57	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Lopes et al. 2016

....

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
Diclofenaco	0,22	0,05	4,4	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Lopes et al. 2016
Diclofenaco	0,115	0,05	2,3	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Montagner et al. 2019
Furosemide	7,543	0,71	10,62	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Gonçalves 2012 apud Quadra et al. 2017
Glybenclamide	0,091	0,063	1,44	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Caldas et al. 2019
Losartan	0,5749	0,0019	302,5 8	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Gonçalves 2012 apud Quadra et al. 2017
Sertraline	0,16	0,091	1,76	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Thomas et al. 2014
Trimethoprim	0,484	0,31	1,56	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Locatelli et al. 2011
Valsartan	0,2152	0,0081	26,57	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Gonçalves 2012 apud Quadra et al. 2017
Valsartan	0,5934	0,0081	73,26	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Gonçalves 2012 apud Quadra et al. 2017
Venlafaxine	0,0401	0,038	1,06	<i>Oryzias latipes</i>	Gonçalves 2012 apud Quadra et al. 2017
Avobenzone	0,34	0,12	2,83	<i>Daphnia magna</i>	Caldas et al. 2019
Butylparaben	9,3	5,06	1,84	<i>Dugesia japonica</i>	(Reichert et al. 2019) Galinaro et al. 2015
Ethylhexyl Methoxy-Cinnamate (EHMC)	0,755	0,13	5,8	<i>Pimephales promelas</i>	da Silva et al. 2015
Ethylhexyl Methoxy-Cinnamate (EHMC)	0,669	0,13	5,15	<i>Pimephales promelas</i>	da Silva et al. 2015
Ethylparaben	30,5	13,3	2,29	<i>Selenastrum capricornutum</i>	(Reichert et al. 2019) Galinaro et al. 2015
Methylparaben	27,5	5	5,5	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	(Reichert et al. 2019) Galinaro et al. 2015
Methylparaben	7,6	5	1,52	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Silveira et al. 2013
Propylparaben	52,1	8,19	6,36	<i>Selenastrum capricornutum</i>	(Reichert et al. 2019) Galinaro et al. 2015
Triclosan	0,08	0,0012	66,67	<i>Anabaena flosaquae</i>	Campanha et al. 2015
Triclosan	0,08	0,0034	23,53	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Campanha et al. 2015
Triclosan	0,08	0,05	1,6	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Campanha et al. 2015
Triclosan	0,08	0,063	1,27	<i>Lemna gibba</i>	Campanha et al. 2015
Triclosan	0,08	0,074	1,08	<i>Americamysis bahia</i>	Campanha et al. 2015
Triclosan	0,08	0,02	4	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Campanha et al. 2015
Triclosan	0,066	0,04	1,65	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Montagner 2011 apud Quadra et al. 2017
Triclosan	0,066	0,0034	19,41	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Montagner 2011 apud Quadra et al. 2017
Triclosan	0,0022	0,0012	1,83	<i>Anabaena flosaquae</i>	Montagner 2011 apud

....

Compostos	MEC (µg/L)	PNEC (µg/L)	QR	Organismos	Referências
Triclosan	0,066	0,05	1,32	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Montagner 2011 apud Quadra et al. 2017
Triclosan	0,066	0,063	1,05	<i>Lemna gibba</i>	Montagner 2011 apud Quadra et al. 2017
Triclosan	0,066	0,02	3,3	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Montagner 2011 apud Quadra et al. 2017
Triclosan	0,066	0,0034	19,4 1	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Montagner et al. 2014c
Triclosan	0,289	0,02	14,4 5	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Montagner et al. 2019
Triclosan	0,415	0,02	20	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Santos et al. 2016
4-n-nonylphenol	0,429	0,25	1,71 6	<i>Pimephales promelas</i>	Montagner et al. 2019
4-n-octylphenol	1,029	0,6	1,7	<i>Daphnia magna</i>	Montagner et al. 2019
Acrolein	13	11	1,18	<i>Pimephales promelas</i>	Cunha et al. 2011
Antraceno	0,583	0,19	3,07	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Cunha et al. 2011
Bisfenol A (BPA)	0,52	0,24	2,17	<i>salmo trutta</i>	Petteffi et al. 2019
Bisfenol A (BPA)	13,016	0,24	54,2 3	<i>Salmo trutta</i>	Montagner et al. 2019
Bisfenol A (BPA)	0,665	0,24	2,77	<i>Salmo trutta</i>	(Reichert et al. 2019) de Souza et al. 2018
Bisfenol A (BPA)	39,86	2,01	19,8 3	<i>Pimephales promelas</i>	Lopes et al. 2016
Bisfenol A (BPA)	39,86	0,24	5,7	<i>Salmo trutta</i>	Lopes et al. 2016
Bisfenol A (BPA)	12,61	0,24	2,58	<i>Salmo trutta</i>	(Reichert et al. 2019) Froehner et al. 2011
Dibutylphthalate	8,23	0,37	22,2 4	<i>Pimephales promelas</i>	Montagner et al. 2019
Dioctylphthalate	0,57	0,0061	93,4 4	<i>Pimephales promelas</i>	Montagner et al. 2019
Fluoranthene	0,08	0,049	1,63	<i>Pimephales promelas</i>	Cunha et al. 2011
Hexachloro-1,3-butadiene	2	0,1	20	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Hexachlorobutadiene	2	0,1	20	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Methylene Chloride	75	64,2	1,17	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Tetrachloroethylene	14	2,3	6,09	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Tetrachloroethylene	14	9,32	1,5	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Tolueno	46,6	17,9	2,6	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011
Tolueno	85,4	17,9	4,77	<i>Daphnia magna</i>	Cunha et al. 2011