

ORDENAÇÃO DE MUNICÍPIOS POR POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS COM FÁRMACOS ONCOLÓGICOS POR COMPOSIÇÃO PROBABILÍSTICA DE PREFERÊNCIAS

Luiz Octávio Gavião
luiz_gaviao@id.uff.br

Ronaldo Ferreira da Silva
ronaldo.docmsg@gmail.com

Annibal Parracho Sant'Anna
annibal.parracho@gmail.com

Gilson Brito Alves Lima
Universidade Federal Fluminense
Rua Passo da Pátria, 156, Bloco D, São Domingos, Niterói-RJ, CEP 24.220-240
glima@id.uff.br

RESUMO

Os fármacos oncológicos lançados in natura ou após o uso com pacientes persistem no ambiente aquático, inclusive após a passagem por estações de tratamento. A maioria dos serviços de saúde não realiza tratamento prévio em seus efluentes. Para agravar o problema, essas substâncias não são mensuradas em processos de controle ambiental. O artigo tem por objetivo ordenar uma amostra de municípios por potencial de contaminação de suas redes de água e esgoto com fármacos oncológicos. A seleção de critérios com base em pesquisas dos principais autores no tema e dados em órgãos públicos permitiu estimar o potencial de contaminação por método multicritério. A imprecisão dos dados e incerteza do contexto motivaram a utilização da Composição Probabilística de Preferências. Os resultados ordenam treze municípios da região sul, sendo especialmente relevantes aos gestores de saúde pública, por permitir priorizar recursos aos municípios com maior potencial de contaminação.

PALAVRAS CHAVE. Fármacos Oncológicos, Contaminação de Águas, CPP.

Tópico: ADP; AS; ADM.

ABSTRACT

Cancer drugs launched in natura or after patient prescription persist in the aquatic environment, even after flowing through treatment plants. The majority of health services does not perform pretreatment in their effluents. The problem is compounded when cancer drugs are not measured in environmental control processes. The article aims to rank a sample of municipalities for potential contamination of their water and sewage networks with cancer drugs. Proxy criteria based on similar research and available data in government agencies allowed estimating the potential for contamination by a multi-criteria decision method. The imprecision of data prompted the use of Probabilistic Composition of Preferences. The results allowed the ranking of 13 municipalities in the Southern Region. Results are also relevant to public health managers, regarding the priority of resources to municipalities with the highest potential for contamination.

KEYWORDS. Cancer Drugs. Water Contamination. CPP.

Paper topics - ADP; AS; ADM.

1. Introdução

A água é um recurso natural indispensável à vida e necessário a quase todas as atividades econômicas o que a torna cada vez mais escassa e sua obtenção mais onerosa. Rios, lagos, redes pluviais, dentre outros corpos d'água em geral são receptores de despejos poluentes, nem sempre diluídos ou degradados no meio ambiente. Os fármacos, por exemplo, lançados após a bio transformação e excreção de pacientes internados em hospitais ou em seus domicílios, persistem no ambiente aquático, inclusive após a passagem por estações de tratamento. Existem diversas pesquisas sobre a presença de fármacos em efluentes hospitalares, redes de esgoto sanitário, estações de tratamento e no ambiente aquático [Avella et al. 2010; Booker et al. 2014; Bottoni et al. 2010; Kümmerer 2003, 2008; Lenz et al. 2007; Rowney et al. 2009; Zhang et al. 2013; Zounková et al. 2007].

Uma das classes de produtos farmacêuticos com maior potencial para causar efeitos negativos no ambiente é a dos antineoplásicos. Essas substâncias se encontram em aproximadamente 70% dos tratamentos em pacientes oncológicos. Além disso, estes fármacos têm o potencial de atuar praticamente sobre todos os organismos vivos e minerais, tornando-os prejudiciais aos ecossistemas. Diante deste cenário, os antineoplásicos passaram a ser inseridos no debate ambiental, principalmente em função do desconhecimento sobre o seu destino e toxicidade.

A legislação brasileira determina que as excretas de pacientes tratados com fármacos antineoplásicos podem ser eliminadas na rede de esgoto, desde que haja um sistema de tratamento na região onde se encontra o serviço. Caso não exista tratamento de esgoto, devem ser submetidas a tratamento prévio no próprio estabelecimento [ANVISA 2004]. Este problema se agrava no Brasil, pois a maioria dos serviços de saúde não realiza tratamento prévio em seus efluentes, lançando seus despejos *in natura* na rede coletora de esgotos, tendo como destino final um corpo receptor (i.e. ser humano, espécies animais e vegetais). Se a vazão da rede de esgotamento sanitário for insuficiente para que haja uma diluição e não houver uma degradação nas plantas municipais de tratamento, podem alcançar as águas de superfície.

Se os órgãos públicos de saúde e meio ambiente dispusessem de recursos, meios e pessoal especializado para a medição *in loco* dos fármacos despejados na rede de águas e esgotos, bastaria medir as quantidades das substâncias coletadas e, com base nos dados, apoiar as decisões de investimento em saneamento básico. De fato, isto não está disponível aos órgãos públicos do país. Em face dessas dificuldades, é possível aplicar ferramentas de pesquisa operacional para estimar as localidades mais vulneráveis à contaminação por estes fármacos, com a finalidade de contribuir para o apoio à decisão dos municípios, precedendo e complementando outros métodos mais caros e complexos.

Nesse contexto, este artigo tem por objetivo ordenar alguns municípios brasileiros por potencial de contaminação de suas redes de água e esgoto com fármacos oncológicos. Os resultados obtidos são relevantes ao apoio à decisão dos gestores de saúde pública. A ordenação dos municípios pode, por exemplo, auxiliar na distribuição dos recursos orçamentários do estado sob análise, para que priorizem o saneamento dos municípios com maior potencial de contaminação. Além disso, considerando as dimensões continentais do país, os órgãos de vigilância sanitária podem otimizar a alocação de equipes e materiais de coleta e análise de amostras em locais selecionados, com base nos resultados desta pesquisa.

Com base em critérios identificados nas pesquisas dos principais autores neste tema, visualizou-se a aplicação de metodologia de apoio à decisão multicritério (MCDM). O contexto do problema indica o uso de um método de ordenação, tanto por sua robustez em relação a outros métodos quanto por contribuir com o objetivo do artigo [Pomerol e Barba-Romero 2012]. A imprecisão dos dados do problema motivou a utilização do método de Composição Probabilística de Preferências (CPP), que se destina à ordenação multicritério de alternativas por abordagem probabilística [Sant'Anna 2015a].

Por necessidade de concisão do texto, priorizou-se uma amostra de municípios da região sul do país, sendo ordenados por região e por estado. Para tanto, este artigo apresenta na Seção 2 uma revisão da literatura, na Seção 3 a metodologia de pesquisa, na Seção 4 a análise dos resultados e, por fim, na Seção 5 as considerações finais.

2. Revisão da Literatura

A revisão da literatura aborda os principais aspectos relacionados ao despejo de fármacos nas redes de saneamento urbano e ao método CPP.

2.1 Fármacos e saneamento urbano

Os medicamentos, juntamente com os pesticidas e os detergentes, constituem uma das principais classes de agentes poluentes cujo principal impacto ambiental é a toxicidade dos ecossistemas devido à baixa ou inexistente biodegradabilidade [Sperling 2005]. Quando lançados indevidamente em sistemas sanitários, os compostos farmacêuticos podem percorrer dois caminhos: os sistemas de esgotos ou o solo por infiltração através de fossas sépticas. Caso não sejam eficazmente degradados ou eliminados durante os processos de tratamento podem atingir as águas superficiais e subterrâneas, podendo estar presentes na água potável [Kümmerer 2003].

Os fármacos compreendem centenas de substâncias com propriedades físico-químicas diferentes entre si. Este cenário faz com que sejam considerados contaminantes emergentes do solo e da água pela sua pouca ou nenhuma biodegradabilidade nas estações de tratamento, fato agravado pelo lançamento das excretas dos pacientes após a sua administração na rede de esgoto doméstico [Bottoni et al. 2010].

Estudos recentes demonstraram que vários fármacos são persistentes no meio ambiente, devido a sua resistência a vários processos normalmente utilizados para o tratamento de água. Dessa forma, os fármacos não são removidos nas estações de tratamento de esgoto, passando a fazer parte do meio ambiente através das descargas de efluentes nestas estações [Barreto 2007]. Diversos fármacos foram detectados na água potável oriunda da bacia do rio Atibaia (SP), principal manancial utilizado para o abastecimento público da região, apresentando concentrações de hormônios sexuais muito próximas, indicando a ineficiência do tratamento empregado na remoção dos mesmos [Ghiselli 2008]. Outro estudo realizado na cidade do Rio de Janeiro, com drogas de uso humano constatou que durante a passagem pela Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), a taxa média de remoção individual das drogas selecionadas para a pesquisa foi de 12 % a 90 %, indicando que a remoção incompleta desses resíduos pela ETE pode trazer consequências negativas para o meio aquático [Colaço et al. 2015].

A diluição de um poluente nas redes sanitárias é dependente, dentre outros fatores, da densidade populacional. Quanto maior a concentração de habitantes por área, maior a carga de efluentes e conseqüentemente maior a diluição e menor a participação relativa do poluente no ambiente [Sperling 2005]. Entretanto, estudos realizados no Brasil e no exterior demonstram que, mesmo em regiões com grande densidade populacional como São Paulo e Rio de Janeiro, foi detectada a presença de fármacos em águas superficiais antes e depois das estações de tratamento.

Dentre os fármacos com grande potencial para causar efeitos negativos no ambiente destacam-se os antineoplásicos. Sua principal fonte de inserção no esgoto ou no ambiente são excreções (i.e. urina e fezes) de pacientes em tratamento [Zampieri 2013]. A utilização destes medicamentos tem crescido, na medida em que aumentam os casos de câncer na sociedade. Recentes estudos comprovam a sua presença em rios e ETE, sendo então considerados micro poluentes emergentes das organizações hospitalares [Avella et al. 2010].

Apesar do aumento da utilização dos fármacos antineoplásicos nos tratamentos do câncer e da importância do possível impacto ambiental causado pela sua presença e de seus metabólitos em rios e mananciais, ainda são reduzidos os estudos sobre os possíveis danos causados pelos

resíduos destes fármacos sobre o ambiente [Zhang et al. 2013]. Porém, o aumento da incidência e prevalência dos casos de câncer, aliados à ineficácia dos atuais métodos utilizados de tratamento de efluentes fará com que sejam cada vez mais necessários os estudos do risco ambiental destes medicamentos [Rowney et al. 2009].

A natureza farmacológica dos quimioterápicos faz com que, mesmo quando os efluentes hospitalares contendo estes medicamentos sejam tratados, ainda sejam encontrados traços destes fármacos em baixas concentrações no meio ambiente. Isto demonstra a importância do desenvolvimento de pesquisas que busquem por alternativas de tratamento que reduzam o impacto destes medicamentos no meio ambiente e nos seres vivos [Barreto 2007]. Embora diversos estudos demonstrem que são necessárias altas concentrações destes medicamentos para provocar efeito tóxico, alguns fármacos são consumidos em grande escala, aumentando significativamente o seu despejo nos efluentes, corroborando a tese de que é importante um constante monitoramento destes medicamentos em efluentes hospitalares [Zounková et al. 2007].

Em relação à biodegradabilidade destes fármacos, estudos experimentais têm demonstrado que muitos apresentam meia-vida de degradação superior a 100 dias, podendo persistir por anos. Além disso, estes fármacos não são sensíveis aos processos de degradação comumente presentes no ambiente aquático e no solo [Bottoni et al. 2010]. Um estudo recente realizado na China comprovou a ocorrência de diversos citostáticos em efluentes hospitalares que, mesmo em baixas concentrações, permanecem em águas superficiais e podem ser armazenados em microrganismos marinhos, causando desequilíbrios no ambiente [Yin et al. 2010].

No Brasil, ainda há poucos estudos direcionados para a presença de antineoplásicos em efluentes hospitalares. Destaca-se um estudo conduzido em 127 hospitais, constatando que apenas três dispunham de estações de tratamento própria. Esta carência, tanto de pesquisas quanto das instalações ilustram a relevância do tema e a necessidade do desenvolvimento de pesquisas que relacionem o lançamento dos efluentes de serviços de saúde com a capacidade de coleta e tratamento destes efluentes [Vecchia et al. 2010].

2.2 Método CPP

O método CPP se destina à ordenação de alternativas em problemas MCDM, com base na teoria de probabilidades. O método foi inicialmente proposto por [Sant'Anna e Sant'Anna 2001] e [Sant'Anna 2002], recebendo desde então as mais diversas aplicações em apoio à decisão. Em especial, cabe destacar as aplicações similares com a ordenação de países e unidades da federação, em diferentes tipos de problemas [Dutt-Ross et al. 2010; Sant'Anna 2015; Sant'Anna et al. 2013; Sant'Anna 2014].

De maneira geral, o método se baseia na ideia-chave da imprecisão dos dados que compõem a matriz de decisão de um problema MCDM. Dessa forma, a avaliação da preferência de uma alternativa pode assumir a forma de uma probabilidade dessa alternativa ser escolhida diante das demais. Segundo [Sant'Anna 2015a], essa abordagem traduz a subjetividade implícita em qualquer processo de escolha. Essa imprecisão pode decorrer de diferentes processos que envolvem avaliações de especialistas, de medidas de desempenho imprecisas, de processos com sistemas métricos imperfeitos, dentre outros que envolvem avaliações humanas em situação de incerteza.

O método se desenvolve em três estágios. O primeiro se refere à aleatorização das avaliações, que consiste em associar distribuições de probabilidade para substituir os valores exatos das medidas de preferência. A escolha da função probabilística que melhor se ajusta aos dados pode advir de informações *a priori*, de circunstâncias similares ao problema em questão. Por exemplo, dados de fadiga em materiais são geralmente ajustados com distribuições de Weibull ou de Birnbaum-Saunders, taxas de falhas em equipamentos por distribuições exponenciais, dentre outros casos [Chiodo e Lauria 2015; Leiva et al. 2014]. A escolha da função probabilística pode também advir do uso de métodos estatísticos para o ajuste dos dados a distribuições conhecidas

[Delignette-Muller e Dutang 2014]. Outra forma é simular dados com base na distribuição empírica que descreve o comportamento das variáveis [Gavião et al. 2016]. Em síntese, um dado é assumido como uma medida de posição em uma distribuição de probabilidades, que reflete a imprecisão do problema em análise [Sant’Anna 2015a].

No segundo estágio do CPP, são calculadas as probabilidades conjuntas de preferência máxima (M_{ij}) e mínima (m_{ij}) de cada alternativa “ i ” em relação às demais, combinando as preferências obtidas para cada critério “ j ”, em que “ j ” varia de 1 a “ m ”. A composição pode empregar qualquer distribuição multivariada de probabilidade, entretanto a função que descreve esse comportamento é usualmente desconhecida. Nesse caso, assume-se independência estatística para simplificar o cálculo das probabilidades conjuntas pelo produto das funções marginais de probabilidade. O desenvolvimento matemático neste contexto resulta em preferências pela opção “ i ” segundo o critério “ j ” dadas pelas equações (1) e (2).

$$M_{ij} = \int_{D_{X_i}} \left[\prod F_{X_{-i}}(x_{-i}) \right] f_{X_i}(x_i) dx_i \quad (1)$$

$$m_{ij} = \int_{D_{X_i}} \left[\prod (1 - F_{X_{-i}}(x_{-i})) \right] f_{X_i}(x_i) dx_i \quad (2)$$

Nas equações (1) e (2), F_X , f_x e D_{X_i} representam respectivamente a função distribuição cumulativa (*cdf*) da variável “ x_{-i} ”, que indica as demais alternativas sob o mesmo critério, à exceção da variável x_i considerada no cálculo, a função densidade de probabilidade (*pdf*) e o suporte da variável aleatória “ x_i ” [Sant’Anna et al. 2012].

No terceiro estágio do CPP, efetua-se a composição das probabilidades “ M_{ij} ” e “ m_{ij} ” em escores de preferência global, para diferentes pontos de vista do decisor. Esses pontos de vista são estimativas descritas a partir de um eixo progressista (P) - conservador (C) e um eixo otimista (O) - pessimista (P). Esses eixos permitem definir, pelas quatro combinações possíveis, os pontos de vista: PP, PO, CP e CO. O eixo progressista-conservador se refere à escolha de “ M_{ij} ” ou “ m_{ij} ” como parâmetro de composição final. O extremo progressista utiliza o “ M_{ij} ”, por envolver o conceito de “maior ganho”, em que o foco do decisor reside nas alternativas próximas à fronteira de excelência. O extremo conservador utiliza o “ m_{ij} ”, que traduz a ideia de “evitar perdas”, em que o decisor objetiva diferenciar as alternativas próximas à fronteira de pior performance.

O eixo otimista-pessimista se refere ao uso dos operadores lógicos de interseção (i.e. “e”) e união (i.e. “ou”) nas equações dos pontos de vista. No caso progressista, o enfoque otimista considera suficiente a preferência em relação a apenas um critério, enquanto o extremo pessimista, de natureza mais exigente, requer a preferência segundo todos os critérios simultaneamente.

$$PP_i = \prod_{j=1, \dots, n} M_{ij}, \quad PO_i = 1 - \prod_{j=1, \dots, n} (1 - M_{ij}) \quad (3)$$

As equações (3) descrevem os cálculos dos pontos de vista PP e PO, que foram utilizados neste artigo, sendo omitidas outras abordagens propostas por [Sant’Anna 2015a], não aplicáveis ao contexto do problema. Nessas equações, a variável “ n ” indica a quantidade de critérios “ j ”.

3. Metodologia

A escolha de um método MCDM para o problema de pesquisa orientou a aplicação de metodologia proposta para tais métodos, sendo adaptados os principais passos descritos por [Pomerol e Barba-Romero 2012]. A sequência de procedimentos foi sintetizada na Figura 1.

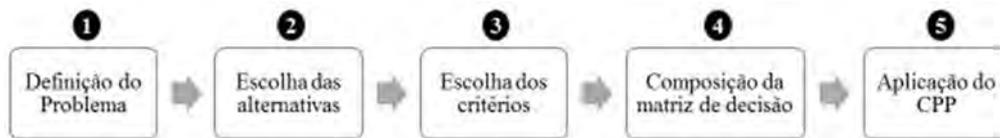


Figura 1 - Metodologia

A definição do problema foi apresentada na introdução deste artigo. Cabe ressaltar que os condicionantes do problema foram os orientadores para a escolha de um método MCDM, capaz de ordenar alternativas, com a capacidade de modelar dados imprecisos e sob contexto de incerteza acerca dos fatores que impactam sobre o potencial de contaminação das redes de saneamento com fármacos oncológicos. Esse contexto motivou o uso do método CPP, que se adequa a tais características de imprecisão e incerteza.

Na segunda etapa, a escolha das alternativas se referiu à amostra de municípios a serem analisados no problema. Foram escolhidos treze municípios da região sul do país. Do Paraná (PR) foram selecionadas as cidades de Curitiba, Ponta Grossa, Londrina, Maringá, Cascavel e Foz do Iguaçu; de Santa Catarina (SC), as cidades de Blumenau e Joinville; e do Rio Grande do Sul (RS) as cidades de Porto Alegre, Canoas, Caxias do Sul, Pelotas e Santa Maria. A escolha desses municípios decorreu de sua localização no interior, pois o foco do estudo é o potencial de contaminação de rios e lagos. Outro fator para a escolha foi a disponibilidade de unidades de atendimento oncológico pelo Sistema Único de Saúde (SUS) e do acesso aos dados referentes aos demais critérios desta pesquisa. Dados incompletos dos órgãos consultados determinaram a exclusão de outros municípios inicialmente considerados na pesquisa.

Na terceira etapa, foram definidos quatro critérios para a avaliação dos municípios: (1) índices de atendimento total de esgotos, em percentuais; (2) índice de esgoto tratado por água consumida, em percentuais; (3) densidade demográfica, em população por área territorial; (4) total de pacientes tratados em atendimentos ambulatoriais oncológicos, realizados pelo SUS.

O índice de atendimento total de esgoto é definido pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), do Ministério das Cidades, como a “população total atendida com esgoto” e compreende o valor da soma das populações urbana e rural das localidades atendidas com esgotamento sanitário pelo prestador de serviços, no último dia do ano de referência. Esse indicador é calculado pelo quociente da população atendida com esgoto dividida pela população total. Foram utilizados os dados entre 2010 e 2014. Quanto menor este índice, maior a possibilidade das excretas de pacientes contendo resíduos de fármacos serem lançadas diretamente nas redes de sanitárias [BRASIL 2016].

O índice de esgoto tratado por água consumida é calculado pelo quociente do volume de esgoto tratado, dividido pelo volume de água exportado. O volume de esgoto tratado é o registro anual de esgoto coletado na área de atuação do prestador de serviços e que foi submetido ao tratamento, sendo medido ou estimado na entrada da ETE. O volume de água exportado é o volume anual de água potável, previamente tratada, transferido para outros agentes distribuidores. Para inferir o tratamento do esgoto coletado nos municípios, utilizou-se o índice de esgoto tratado referido à água consumida, disponibilizado pelo SNIS entre 2010 e 2014. Quanto menor este índice, menor a probabilidade de que o resíduo dos fármacos seja retirado dos efluentes antes do seu lançamento nas águas de superfície, porém, isso depende do tipo de tratamento utilizado e das características de cada fármaco, o que não é objeto deste estudo [BRASIL 2016].

A densidade populacional dos municípios pesquisados é o resultado do contingente populacional por área territorial. Esses dados são disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e se referem ao período compreendido entre 2010 e 2014. Quanto menor a densidade de um município, menor será este fluxo diário de água residual e consequentemente menor será a tendência de diluição na rede de esgoto da porção excretada dos fármacos. Esta cadeia de eventos amplia probabilidade de detecção dos fármacos nas redes, rios e

lagos. Entretanto, cabe ressaltar que alguns fármacos são insolúveis e persistentes no ambiente aquático, agravando ainda mais o problema e devem ser objeto de estudos futuros.

O total de pacientes tratados se refere aos anos de 2014 e 2015 e os totais foram obtidos no sistema DATASUS do Ministério da Saúde [BRASIL 2016a]. Foram considerados os atendimentos em oncologia, independentemente do procedimento realizado (i.e. pequena cirurgia, consulta, quimioterapia, radioterapia ou tratamento paliativo). Quanto maior o número de pacientes oncológicos atendidos por um município, maior será a excreção de resíduos de fármacos pelos pacientes tratados e consequentemente maior será o lançamento destes resíduos na rede de esgoto municipal.

Na quarta etapa é composta a estrutura matricial de alternativas, critérios e avaliações, reunindo os dados das etapas anteriores. Por necessidade de constrição do texto, a Tabela 1 apresenta um extrato da matriz de decisão, exemplificada com os dados de 2015.

Tabela 1 - Extrato da matriz de decisão

Município	Índice de Atendimento Total de Esgoto (%)	Índice de Esgoto Tratado / Água Consumida (%)	Densidade Demográfica	Total de Pacientes Tratados
Canoas-RS	21,93	17,82	2470,15	278
Caxias do Sul-RS	90,82	31,67	264,89	1683
Pelotas-RS	57,95	19,2	203,89	7480
Porto Alegre-RS	89,4	27,99	2837,53	34149
Santa Maria-RS	51,63	44,86	145,98	1531
Joinville-SC	21,85	18,61	457,58	5256
Blumenau-SC	29,19	17,77	595,97	7069
Cascavel-PR	77,94	83,01	136,23	25219
Curitiba-PR	99,18	89,71	4027,04	22401
Foz do Iguaçu-PR	75,48	78,89	414,58	2803
Londrina-PR	97,58	99,81	306,52	10782
Maringá-PR	95,27	93,7	733,14	7441
Ponta Grossa -PR	95,99	85,27	150,72	2965

Fonte: os autores

A última etapa da metodologia se referiu à aplicação do CPP à matriz de decisão, conforme descrito no item 2.2. Os resultados em cada etapa do CPP estão apresentados e analisados na Seção 4. Para os cálculos foi utilizado o software “R” (R-Core-Team, 2015).

Nesta pesquisa utilizou-se a distribuição empírica para a aleatorização da matriz de decisão, a partir da simulação de Monte Carlo de novas amostras com 1500 dados, gerados a partir das amostras coletadas. A ordenação probabilística dos municípios foi implementada com auxílio do pacote “EnvStats” e da função “integrate” do software “R”. O pacote “EnvStats” disponibiliza as funções “demp” e “pemp” para modelar, respectivamente, as funções densidade e cumulativa de probabilidades empíricas das amostras reproduzidas por simulação de Monte Carlo. A função “integrate” operacionalizou as equações (1) e (2) no “R”, enquanto as equações (3) e (4) envolvem operações matemáticas básicas [Gavião et al. 2016].

4. Análise dos Resultados

Os resultados serão apresentados para as três etapas do CPP.

4.1 Primeiro Estágio do CPP

A Figura 2 apresenta um extrato das funções densidade de probabilidade (PDF) das distribuições empíricas dos dados de cada cidade, para o Critério 1, geradas por simulação de Monte Carlo, para nova amostra com 1500 dados.

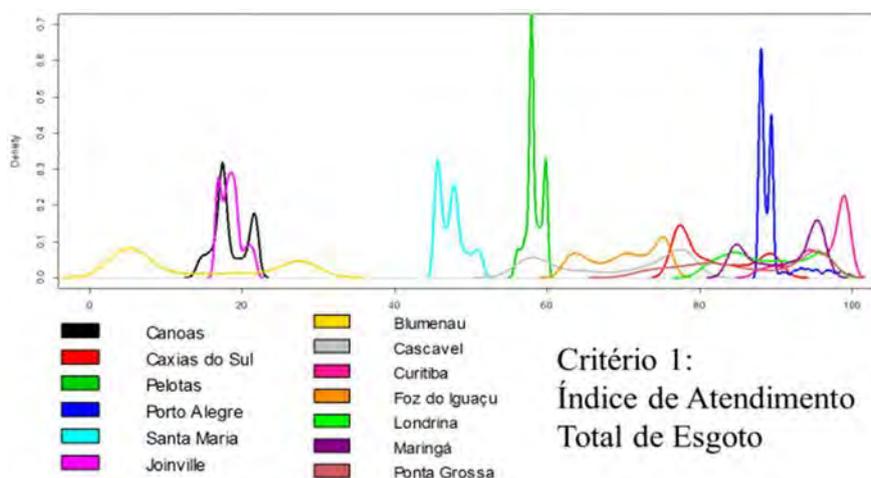


Figura 2: PDF das distribuições empíricas do Critério 1

As séries temporais dos municípios, referentes aos registros dos sete anos anteriores nos diferentes critérios, foram utilizadas como base para estabelecer as distribuições de probabilidades empíricas para cada critério, seguindo o procedimento de cálculo proposto por [Gavião et al. 2016].

4.2 Segundo Estágio do CPP

A Tabela 2 descreve as probabilidades conjuntas para as cidades, em cada critério.

Tabela 2 - Probabilidades conjuntas (2ª etapa)

Municípios	Índice de Atendimento Total de Esgoto (%)		Índice de Esgoto Tratado / Água Consumida (%)		Densidade Demográfica		Total de Pacientes Tratados	
	MAX	min	MAX	min	MAX	min	MAX	min
Canoas-RS	0,00501	0,20739	0,00682	0,12156	0,01514	0,00028	0,00701	0,91705
Caxias Sul-RS	0,02991	0,00979	0,00663	0,16190	0,00511	0,00305	0,00681	0,04285
Pelotas-RS	0,00574	0,01789	0,00908	0,03204	0,01245	0,01921	0,00662	0,00046
P. Alegre-RS	0,03479	0,00962	0,01477	0,05478	0,06115	0,00002	0,87042	0,00001
Sta Maria-RS	0,00598	0,02571	0,02269	0,01975	0,01220	0,00003	0,00581	0,01229
Joinville-SC	0,00213	0,17334	0,01158	0,16684	0,00830	0,00200	0,00437	0,00397
Blumenau-SC	0,00658	0,46617	0,05092	0,39691	0,00963	0,00093	0,00632	0,00132
Cascavel-PR	0,01646	0,02686	0,06010	0,01048	0,01917	0,95806	0,01868	0,00011
Curitiba-PR	0,40216	0,01580	0,18434	0,00548	0,82187	0,00000	0,03689	0,00040
Foz Iguaçu-PR	0,01238	0,01538	0,04430	0,00739	0,00793	0,00218	0,00561	0,00499
Londrina-PR	0,16736	0,01128	0,14644	0,00898	0,00587	0,00295	0,01590	0,00038
Maringá-PR	0,15715	0,00860	0,36371	0,00544	0,00823	0,00094	0,00683	0,00116
Pta Grossa -PR	0,15435	0,01218	0,07862	0,00844	0,01296	0,01035	0,00873	0,01501
Soma Prob.	1	1	1	1	1	1	1	1

Fonte: os autores

A Tabela 2 apresenta os resultados da segunda etapa do CPP. As cidades foram avaliadas sob os quatro critérios, a partir das equações (1) e (2). Para cada critério foram calculadas as probabilidades conjuntas de cada cidade receber avaliações superiores e inferiores em relação às demais cidades simultaneamente, recebendo as descrições "MAX" e "min", respectivamente, nas colunas de cada critério. Por exemplo, a cidade de Curitiba-PR, no critério "Índice de Atendimento Total de Esgoto (%)", apresentou 40% de probabilidade de coletar mais esgoto que cada uma das demais cidades. Nesse mesmo critério, a cidade de Canoas-RS, apresentou 21% de probabilidade de ser a que coleta menos esgoto comparativamente às demais cidades do conjunto, conforme indicam as células destacadas no texto. Cabe ressaltar que os axiomas de probabilidades são respeitados, com especial atenção à soma unitária das probabilidades das cidades, para cada critério, conforme indica a última linha da matriz.

4.3 Terceiro Estágio do CPP

A Tabela 3 apresenta os resultados das composições do CPP por pontos de vista PP e PO.

Tabela 3 - composições do CPP

Municípios	Maior Potencial de Contaminação (ponto de vista PP)		Maior Potencial de Contaminação (ponto de vista PO)	
	CPP	Rank	CPP	Rank
Canoas-RS	4,9E-08	5	3,1E-01	5
Caxias do Sul-RS	3,3E-08	6	1,8E-01	6
Pelotas-RS	7,3E-08	4	7,4E-02	7
Porto Alegre-RS	7,8E-09	8	8,8E-01	2
Santa Maria-RS	1,0E-10	12	5,1E-02	9
Joinville-SC	2,5E-07	3	3,2E-01	4
Blumenau-SC	1,1E-06	2	6,8E-01	3
Cascavel-PR	5,0E-06	1	9,6E-01	1
Curitiba-PR	1,5E-11	13	5,7E-02	8
Foz do Iguaçu-PR	1,4E-09	11	3,0E-02	12
Londrina-PR	4,8E-09	9	3,9E-02	11
Maringá-PR	3,0E-10	10	2,2E-02	13
Ponta Grossa -PR	9,3E-09	7	3,9E-02	10

Fonte: os autores

A Tabela 3 apresenta os resultados da terceira etapa do CPP. Observa-se a escolha dos pontos de vista de decisão com foco na vertente progressista, por aderência ao objetivo da pesquisa, previamente definido. O problema deve estabelecer a ordenação das cidades com maior potencial de contaminação, sendo então de interesse as composições que utilizem como referência as probabilidades conjuntas que maximizam essa orientação, no caso as composições PP e PO.

Deve-se alertar, entretanto, que os três critérios iniciais (i.e coleta, tratamento e densidade) apresentam impactos negativos e, dessa forma, as probabilidades conjuntas "min" compõem os cálculos dos pontos de vista PP e PO, enquanto o último critério "pacientes" participa das composições com as probabilidades "MAX", por apresentar impacto positivo sobre o potencial de contaminação das cidades. Por exemplo, em ambos pontos de vista, a cidade de Cascavel-PR apresentou o maior potencial de contaminação dentre as treze cidades analisadas. Esses resultados podem contribuir como apoio à tomada de decisão para que as políticas de saúde pública do PR, no sentido de priorizar esforços e recursos para o saneamento hospitalar nesse Estado, dentre outras medidas.

Em relação às cidades do PR, na Tabela 3, verifica-se que a cidade de Ponta Grossa obteve o segundo maior potencial de contaminação sob o ponto de vista PP e o terceiro maior sob o ponto de vista PO, o que também confere certa preocupação à Secretaria de Saúde daquele Estado, juntamente com a cidade de Cascavel.

Em relação a SC, parece evidente a necessidade de priorizar investimentos em Blumenau, quando comparada a Joinville, pois em ambos pontos de vista as ordenações apoiam essa decisão. Entretanto, ao considerar a avaliação global dos municípios, verifica-se que Joinville também está situada entre as três maiores sob o ponto de vista PP e entre as quatro maiores sob o ponto de vista PO, indicando também elevado potencial de contaminação.

No RS, as divergências entre as ordenações de Porto Alegre e Pelotas são marcantes. Nesse caso, talvez seja recomendável propor uma solução de compromisso, intermediária entre os pontos de vista. Tal composição está amparada por Sant'Anna (2015), podendo ser composta com o produto dos resultados do CPP ou mesmo com uma abordagem mais simples, a partir da teoria de ordenação de Borda. Este centenário método utiliza a composição dos rankings por soma em sua etapa final, o que permitiria identificar, por exemplo, que as cidades de Porto Alegre e Pelotas apresentariam ordenações finais de cinco pontos e Canoas, quatro pontos. Tal procedimento indicaria a necessidade de priorizar essas cidades em investimentos e projetos de saneamento hospitalar, em relação às demais cidades do RS.

5. Considerações Finais

Este artigo teve por objetivo ordenar municípios por potencial de contaminação de suas redes de água e esgoto com fármacos oncológicos. A escassez de dados sobre a quantidade e tipos de fármacos despejados como esgoto, associada à gravidade das substâncias para a saúde pública, foi motivador para a pesquisa. A revisão sistemática da literatura permitiu levantar quatro critérios potencialmente relevantes para estimar que municípios apresentam os maiores potenciais de contaminação das redes sanitárias.

A natureza do problema orientou o uso de método MCDM, preferencialmente com características aderentes à imprecisão dos dados e à incerteza decorrente da escassez de pesquisas específicas sobre o tema no Brasil. Nesse caso, aplicou-se o CPP e os municípios selecionados foram probabilisticamente ordenados.

Os resultados obtidos são relevantes ao apoio à decisão dos gestores de saúde pública. A ordenação dos municípios pode, por exemplo, auxiliar na distribuição dos recursos orçamentários do estado sob análise, para que priorizem o saneamento dos municípios com maior potencial de contaminação. Além disso, os resultados, mesmo que estimativos, são suficientes para alertar os gestores de saúde pública sobre o problema e para contribuir, desde já, para auxiliar a tomada de decisão sobre a prioridade de investimentos nas redes de saneamento hospitalar das cidades analisadas.

Para futuros estudos, visualiza-se a possibilidade de inclusão de novos municípios, com a expectativa de maior abrangência das bases de dados públicas. Deve-se também ampliar a análise de outros critérios que contribuam para estimar o potencial de contaminação dos municípios. Em médio prazo, a coleta de dados sobre fármacos nas redes de água e esgoto, in loco, poderá confirmar as estimativas desta pesquisa e proporcionar a elaboração de procedimentos que permitam generalizar as estimativas para outras cidades.

Referências

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução da Diretoria Colegiada - RDC Nr 306 (2004).

Avella, A. C., Delgado, L. F., Görner, T., Albasi, C., Galmiche, M., & De Donato, P. (2010). Effect

of cytostatic drug presence on extracellular polymeric substances formation in municipal wastewater treated by membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 101(2), 518–526.

Barreto, P. S. (2007). *Biodegradabilidade do antineoplásico ciclofosfamida por processo anaeróbio*. Tese de Doutorado em Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Booker, V., Halsall, C., Llewellyn, N., Johnson, A., & Williams, R. (2014). Prioritising anticancer drugs for environmental monitoring and risk assessment purposes. *Science of the Total Environment*, 473, 159–170.

Bottoni, P., Caroli, S., & Caracciolo, A. B. (2010). Pharmaceuticals as priority water contaminants. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 92(3), 549–565.

BRASIL. (2016a). Sistema DATASUS. Retrieved May 5, 2016, from <http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php>

BRASIL. (2016b). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Retrieved May 2, 2016, from <http://www.snis.gov.br/>

Chiodo, E., & Lauria, D. (2015). Some Basic Properties of the Failure Rate of Redundant Reliability Systems in Industrial Electronics Applications. *Industrial Electronics, IEEE Transactions on*, 62(8), 5055–5062.

Colaço, R., Gomes, E. C., & Peralta-Zamora, P. G. (2015). Poluição por resíduos contendo compostos farmacologicamente ativos: aspectos ambientais, geração a partir dos esgotos domésticos e a situação do Brasil. *Revista de Ciências Farmacêuticas Básica E Aplicada*, 35(4).

Delignette-Muller, M. L., & Dutang, C. (2014). fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *J. Stat. Softw*, 64, 1–34.

Dutt-Ross, S., Ribeiro, R. A., & Sant’Anna, A. P. (2010). Ranking de municípios para políticas públicas de educação: comparação entre avaliações multicritério a partir do IDH. *Pesquisa Operacional para o Desenvolvimento*, 2(2), 156–169.

Gavião, L. O., Lima, G. B. A., Sant’Anna, A. P., & Martins, E. F. (2016). Integrando a Simulação de Monte Carlo e a Composição Probabilística de Preferências com Distribuições Empíricas em Problemas de Decisão em Grupo: Aplicação em FMEA. In *1 Congresso de Aplicações de Linguagem R em Administração*. Rio de Janeiro: COPPEAD-UFRJ.

Ghiselli, G. (2008). *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)*. Tese de Doutorado em Química. Universidade Estadual de Campinas.

Kümmerer, K. (2003). Significance of antibiotics in the environment. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 52(1), 5–7.

Kümmerer, K. (2008). *Pharmaceuticals in the environment: sources, fate, effects and risks*. Springer Science & Business Media.

Leiva, V., Santos-Neto, M., Cysneiros, F. J. A., & Barros, M. (2014). Birnbaum–Saunders statistical modelling: a new approach. *Statistical Modelling*, 14(1), 21–48.

Lenz, K., Koellensperger, G., Hann, S., Weissenbacher, N., Mahnik, S. N., & Fuerhacker, M. (2007). Fate of cancerostatic platinum compounds in biological wastewater treatment of hospital effluents. *Chemosphere*, 69(11), 1765–1774.

Pomerol, J.-C., & Barba-Romero, S. (2012). *Multicriterion decision in management: principles and practice* (Vol. 25). New York: Springer.

- R-Core-Team. (2015). R: A language and environment for statistical computing. *Http://www. R-Project. Org*. Vienna, Austria.
- Rowney, N. C., Johnson, A. C., & Williams, R. J. (2009). Cytotoxic drugs in drinking water: a prediction and risk assessment exercise for the Thames catchment in the United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(12), 2733–2743.
- Sant’Anna, A. P. (2002). Aleatorização e composição de medidas de preferência. *Pesquisa Operacional*, 22(1), 87–103. <http://doi.org/10.1590/S0101-74382002000100006>
- Sant’Anna, A. P. (2014). Aplicação do CPP-TRI à classificação dos países pelos critérios do IDH. In *Encontro Nacional de Engenharia de Produção - XXXVI ENEGEP* (pp. 1–15). Curitiba.
- Sant’Anna, A. P. (2015a). *Probabilistic Composition of Preferences, Theory and Applications*. New York: Springer.
- Sant’Anna, A. P. (2015b). Probabilistic Human Development Indices. *Brazilian Journal of Operations & Production Management*, 12(1), 136. <http://doi.org/10.14488/BJOPM.2015.v12.n1.a13>
- Sant’Anna, A. P., Faria, F., & Costa, H. G. (2013). Aplicação da Composição Probabilística e do método das K-Médias à classificação de municípios quanto à oferta de creches. *Cadernos Do IME-Série Estatística*, 34(1), 17.
- Sant’Anna, A. P., Gomes, L. F. A. M., Costa, F. F. da, Rangel, L. A. D., Faria, M. J. da S., Ferreira, R. G., ... Senna, V. de. (2012). Análise multicritério baseada em probabilidades de preferência. In V. F. de Oliveira, V. Cavenaghi, & F. S. Másculo (Eds.), *Tópicos emergentes e desafios metodológicos em Engenharia de Produção: casos, experiências e proposições - Volume V* (p. 258). Rio de Janeiro: ABEPRO.
- Sant’Anna, A. P., & Sant’Anna, L. A. F. P. (2001). Randomization as a stage in criteria combining. In *International Conference on Industrial Engineering and Operations Management - VII ICIEOM* (pp. 248–256). Salvador.
- Sperling, M. von. (2005). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. In UFMG (Ed.), *Princípios básicos do tratamento de esgotos* (p. 452). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.
- Vecchia, A. D., Thewes, M. R., Naime, H., & Spilki, F. R. (2010). Diagnóstico sobre a Situação do Tratamento do Esgoto Hospitalar no Brasil. *Revista Saúde E Ambiente*, 10(2), 65–70.
- Yin, J., Shao, B., Zhang, J., & Li, K. (2010). A preliminary study on the occurrence of cytostatic drugs in hospital effluents in Beijing, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84(1), 39–45.
- Zampieri, D. A. (2013). *Avaliação da presença da antineoplásico em água residuária de um hospital oncológico e do sistema de esgotamento sanitário municipal*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Medicina de Botucatu. UNESP.
- Zhang, J., Chang, V. W. C., Giannis, A., & Wang, J.-Y. (2013). Removal of cytostatic drugs from aquatic environment: a review. *Science of the Total Environment*, 445, 281–298.
- Zounková, R., Odráška, P., Doležalová, L., Hilscherová, K., Maršálek, B., & Bláha, L. (2007). Ecotoxicity and genotoxicity assessment of cytostatic pharmaceuticals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(10), 2208–2214.