










Meio Ambiente, Paisagem e Qualidade Ambiental


Disposição de resíduos sólidos e seus impactos na qualidade das águas superficiais


Disposal of solid waste and its impacts on surface water quality

Eliminación de residuos sólidos y sus impactos en la calidad de las aguas superficiales

Rodrigo da Costa Andrade¹ , Elisa Flávia Luiz Cardoso Bailão¹ ,
Luciane Madureira de Almeida¹ , Jéssica Rodrigues Silveira^{II} ,
Poliana Nascimento Arruda^{II} , Franciyelli Mello-Andrade^{II} ,
Alessandra Marques Cardoso^{III} , Carlos de Melo e Silva Neto^{II} ,
Leonardo Luiz Borges^I 

^I Universidade Estadual de Goiás , Anápolis, GO, Brasil

^{II} Instituto Federal de Goiás , Luziânia, GO, Brasil

^{III} Pontifícia Universidade Católica de Goiás , Goiânia, GO, Brasil

RESUMO

A disposição do lixo pode contaminar as águas superficiais do entorno. Neste trabalho, foram analisados parâmetros físico-químicos, microbiológicos (*Escherichia coli* e coliformes totais) e toxicológicos (teste de *Allium cepa*) de amostras de água coletadas em mananciais a montante e a jusante de cinco lixões e de cinco aterros sanitários do Brasil Central, totalizando 20 pontos de coleta. Os parâmetros avaliados foram associados com o uso e ocupação do solo das microbacias próximas aos pontos de coleta. A análise físico-química mostrou que a maioria dos pontos estudados apresentam valores fora dos permitidos pela legislação brasileira. A análise microbiológica mostrou contaminação com coliformes totais e *E. coli* em todos os pontos de coleta. A análise toxicológica revelou potencial tóxico das águas superficiais dos pontos de coleta próximos aos cinco aterros sanitários avaliados e a dois lixões dos cinco avaliados. A combinação dos parâmetros analisados revelou ausência de diferenças significativas entre as áreas de lixões e aterros sanitários, e entre águas a montante e a jusante dos depósitos de resíduos sólidos. A associação com o uso do solo mostrou que a urbanização contribui mais para a piora da qualidade das águas superficiais do que isoladamente a presença dos lixões/aterros sanitários. Dessa forma, políticas públicas precisam ser elaboradas para propiciar o crescimento controlado das cidades e o monitoramento constante da qualidade das águas superficiais urbanas.

Palavras-chave: Aterro sanitário; Cerrado; Lixão

ABSTRACT

Waste disposal can contaminate surrounding surface waters. In this study, we analyzed physicochemical, microbiological (*Escherichia coli* and total coliforms), and toxicological (*Allium cepa* test) parameters of water samples collected from water sources upstream and downstream of five landfills and five dumps in Central Brazil, totaling 20 collection points. The parameters evaluated were associated with the use and occupation of the soil in the microbasins near the collection points. The physicochemical analysis showed that most of the points studied presented values outside those permitted by Brazilian legislation. The microbiological analysis showed contamination with total coliforms and *E. coli* at all collection points. The toxicological analysis revealed toxic potential in the surface waters of the collection points near the five landfills evaluated and two of the five dumps evaluated. The combination of the analyzed parameters revealed no significant differences between the areas of landfills and dumps and between waters upstream and downstream of solid waste deposits. The association with land use showed that urbanization contributes more to the worsening of surface water quality than the presence of landfills/dumps alone. Therefore, public policies need to be developed to promote the controlled growth of cities and constant monitoring of the quality of urban surface waters.

Keywords: Landfill; Brazilian savannah; Dump

RESUMEN

La eliminación de residuos puede contaminar las aguas superficiales circundantes. En este estudio se analizaron parámetros físico-químicos, microbiológicos (ensayo de *Escherichia coli* y coliformes totales) y toxicológicos (ensayo de *Allium cepa*) de muestras de agua colectadas de fuentes hídricas aguas arriba y aguas abajo de cinco vertederos y cinco rellenos sanitarios del Centro de Brasil, totalizando 20 puntos de recolección. Los parámetros evaluados estuvieron asociados al uso y ocupación del suelo en las microcuencas cercanas a los puntos de captación. El análisis físico-químico mostró que la mayoría de los puntos estudiados presentaron valores fuera de los permitidos por la legislación brasileña. El análisis microbiológico mostró contaminación con coliformes totales y *E. coli* en todos los puntos de recolección. El análisis toxicológico reveló potencial tóxico en aguas superficiales de puntos de recolección cercanos a los cinco rellenos sanitarios evaluados y dos de los cinco vertederos evaluados. La combinación de los parámetros analizados reveló la ausencia de diferencias significativas entre las áreas de rellenos sanitarios y de rellenos sanitarios, y entre las aguas arriba y abajo de los depósitos de residuos sólidos. La asociación con el uso del suelo mostró que la urbanización contribuye más al empeoramiento de la calidad de las aguas superficiales que la presencia de vertederos por sí sola. Por ello, es necesario desarrollar políticas públicas que promuevan el crecimiento controlado de las ciudades y el monitoreo constante de la calidad de las aguas superficiales urbanas.

Palabras-clave: Relleno sanitario; Cerrado; Vertedero

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, cada habitante produz em média 343 kg de lixo/ano, totalizando cerca de 80 milhões de toneladas de lixo/ano no país, o que leva a um grande problema ambiental (Moreno, 2023). Além da alta produção, outro problema é a falta de informação

sobre a importância da reciclagem e o perigo do descarte inadequado do lixo, uma vez que existem muitas substâncias potencialmente tóxicas neste resíduo (Alabi *et al.* 2021). Os perigos dos resíduos estão associados às suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. Todas essas características trazem enormes riscos ao meio ambiente e à saúde humana (ABNT 10004).

Os principais resíduos sólidos provenientes das atividades humanas se dividem em industriais, urbanos, hospitalares, comerciais, agrícolas e de serviços (ABNT 10004). E eles são destinados basicamente a três estruturas: lixão, aterro controlado e aterro sanitário. Os lixões são locais onde os resíduos são depositados a céu aberto. Nos aterros controlados, os resíduos são apenas cobertos por terra. E nos aterros sanitários são aplicadas diferentes metodologias para minimizar os impactos ambientais e os danos ou riscos à saúde humana (Gouveia, 2012). No Brasil, os resíduos sólidos são dispostos em aterros sanitários (62,5%), lixões (14,3%) e em aterros controlados (11,9%) (SNIS, 2022). Isso mostra que muitos municípios brasileiros ainda dispõem os resíduos de forma inapropriada, com potencial de contaminação ambiental.

A poluição causada por lixões ameaça a saúde humana, contribui para o aquecimento global e doenças, enquanto ocorre a contaminação do solo e da água (Al-Attiya *et al.* 2022). Esses impactos afetam pessoas, animais e o meio ambiente e, portanto, podemos afirmar que se trata de um problema de Saúde Única. Essa contaminação pode continuar acontecendo mesmo após o encerramento das atividades na área (Schueler e Mahler, 2007). Os processos de decomposição do lixo produzem o chorume que muitas vezes percola no perfil do solo atingindo o lençol freático com alto poder poluidor, superior até o esgoto doméstico, podendo ocasionar graves impactos ao meio ambiente (Costa, 2021). O risco de contaminação dos recursos de água pelo chorume é real e avaliar e monitorar a qualidade da água nos recursos hídricos próximos aos lixões é necessário. O tempo de disposição e a proximidade das águas dessas áreas implicam em maiores teores de contaminantes, trazendo, portanto, uma necessidade constante de monitoramento nesses locais (Ehiabhili *et al.* 2022).

Já os aterros sanitários, que são instalações de engenharia para a disposição segura e ambientalmente correta de resíduos sólidos, impactam menos a qualidade das águas subterrâneas próximas a essas áreas (El-Salam e Abu-Zuid, 2014). Porém, apesar de serem mais adequados do que os lixões, já foram encontradas correlações positivas entre contaminantes emergentes de águas subterrâneas e a duração operacional de aterros sanitários. No entanto, a correlação foi negativa das concentrações de contaminantes com o grau de impermeabilidade dos aterros, demonstrando a importância da gestão dessas áreas (Liu *et al.* 2024).

Dentre os parâmetros de qualidade utilizados para avaliar o grau de contaminação de águas, tem-se indicadores físicos, químicos e biológicos. A avaliação simultânea destes três diferentes parâmetros fornece fortes subsídios para tomada de ações de preservação e remediação (Alves et al., 2024; Maksimović *et al.* 2025).

Estima-se que nos 246 municípios do Estado de Goiás haja uma produção média de quase 7.000 toneladas diárias de resíduos (Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Goiás, PERS, 2024). Além da quantidade ser preocupante, 73,6% dos municípios depositam os resíduos sólidos em lixões e somente 27,2% dispõem em aterros sanitários com licença ambiental (Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Goiás, PERS, 2024). O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto ambiental de áreas de lixões e aterros sanitários sobre a qualidade da água superficial de mananciais próximos a estes depósitos. Para isso, foram utilizados parâmetros físico-químicos, microbiológicos (*Escherichia coli* e coliformes totais) e de toxicidade com a espécie modelo *Allium cepa*, além da correlação destes dados com o uso e ocupação de solo destas microbacias.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Pontos de coleta

Foi realizada uma consulta ao Site do IBGE para escolha das áreas de coleta. Foram selecionados municípios com mais de 50 mil habitantes, com produção significativa de resíduos sólidos. As áreas selecionadas estão na Tabela 1 e Figura 1.

Cinco mananciais foram selecionados próximos a lixões e cinco próximos a aterros sanitários (Tabela 1 e Figura 1).

Tabela 1 – Identificação e localização em graus decimais dos pontos de coleta dos mananciais

Ponto	Latitude	Longitude	Jusante/montante	Curso	Município
A1J	-16.6479	-49.53772	Jusante ao aterro	Cor. Barro Branco	Trindade
A1M	-16.6807	-49.51679	Montante ao aterro		
A2J	-16.4327	-49.95628	Jusante ao lixão	Cor. do Cavalo	Anicuns
A2M	-16.4390	-49.9856	Montante ao lixão		
A3J	-16.3165	-49.52452	Jusante ao lixão	Cor. das Lages	Inhumas
A3M	-16.3243	-49.54007	Montante ao lixão		
A4J	-16.6671	-49.12462	Jusante ao aterro	Cor. Retiro	Senador Canedo
A4M	-16.6566	-49.11506	Montante ao aterro		
A5J	-18.3652	-49.27175	Jusante ao lixão	Cor. do Bálsamo	Itumbiara
A5M	-18.3762	-49.28324	Montante ao lixão		
A6J	-17.7844	-49.13172	Jusante ao lixão	Rib. Paraíso	Morrinhos
A6M	-17.7822	-49.17036	Montante ao lixão		
A7J	-16.2854	-48.87833	Jusante ao aterro	Rio das Antas	Anápolis
A7M	-16.2897	-48.91663	Montante ao aterro		
A8J	-16.7915	-49.16758	Jusante ao aterro	Cor. Sto Antônio	Ap. de Goiânia
A8M	-16.7766	-49.20864	Montante ao aterro		
A9J	-16.6544	-49.35932	Jusante ao aterro	Rib. Caveirinha	Goiânia
A9M	-16.6471	-49.37771	Montante ao aterro		
A10J	-17.1705	-49.98374	Jusante ao lixão	Cor. Chupete	Indiara
A10M	-17.1553	-49.97929	Montante ao lixão		

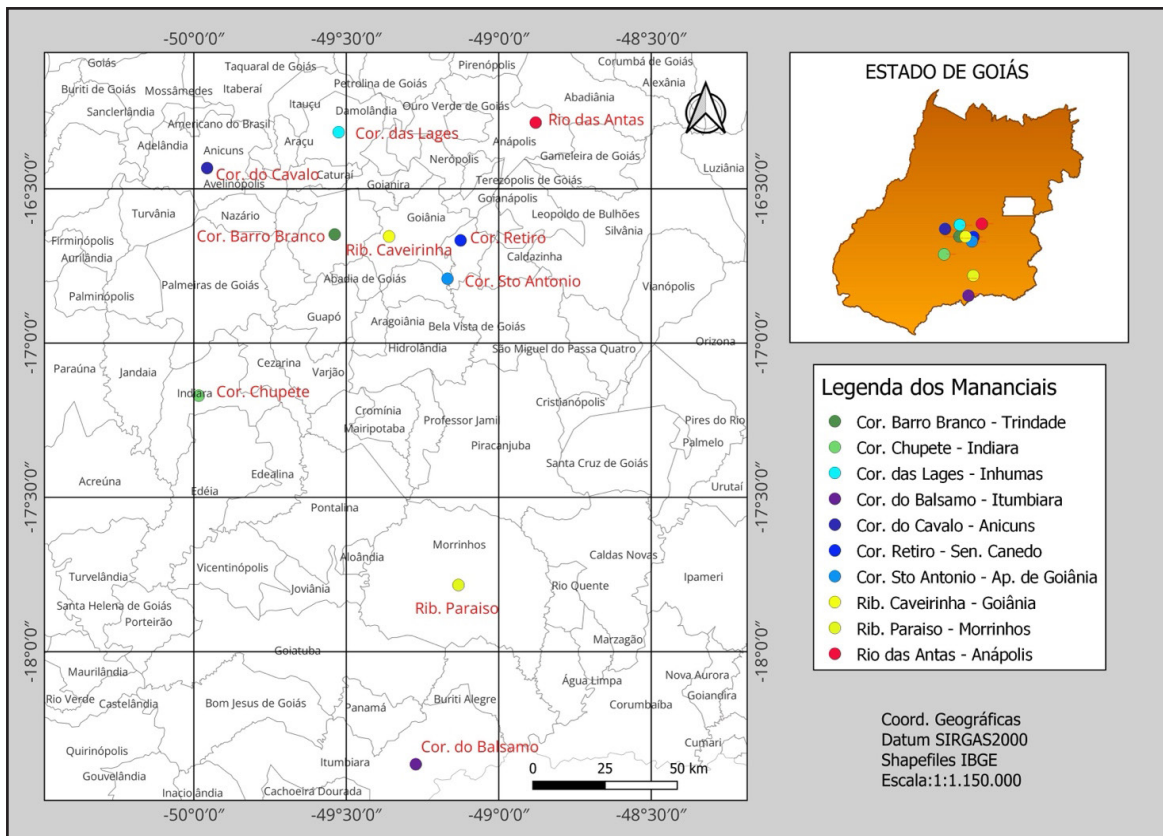
Fonte: Autores/as (2024)

Os cursos d'água englobam importantes bacias hidrográficas de Goiás, como a bacia do Rio Meia Ponte, do Rio dos Bois, do Rio Corumbá, do Rio Piracanjuba e do Ribeirão da Trindade. Todas elas pertencem à macrobacia do Rio Paranaíba (Figura 1). O ponto a montante no manancial corresponde ao local onde a bacia hidrográfica não abrange a área de lixão/aterro. Portanto, não haveria neste ponto contribuição hidrológica da área de disposição de resíduo sólido. Ao contrário, o ponto a jusante receberia essa contribuição, pois sua bacia engloba a área de disposição de resíduos.

6| Disposição inadequada de resíduos sólidos e seus impactos na qualidade das águas...

A delimitação das dos pontos de coleta das bacias hidrográficas foi realizada por geoprocessamento pelo software livre QGIS 3.10 e pacote GRASS.

Figura 1 – Mapa político do estado de Goiás e localização das fontes de água selecionadas para este estudo. As marcações indicam o local de coleta próximo a lixões e aterros sanitários



Fonte: Autores/as (2024)

2.2 Coleta das amostras de água

Foram realizadas coletas de água superficial a montante e a jusante nos 10 pontos indicados na Figura 1. O procedimento de coleta consistiu em captar a amostra diretamente no manancial (30 cm de lâmina d'água) com um balde de aço inox AISI 316 L polido de 15 L previamente limpo e tratado com H_3NO , seguindo as normas para coleta para águas superficiais brutas CETESB/ANA (CETESB, 2011). Foram realizadas 3 coletas em cada ponto, e as amostras de água foram acondicionadas juntas em frasco de 600 mL de vidro de borossilicato, formando amostras compostas. A seguir, o frasco

foi acondicionado em gelo e transferido e guardado sob temperatura de 5 °C até o dia da análise em laboratório.

2.3 Detecção de coliformes totais e *Escherichia coli*

Para análise microbiológica, foi empregado o kit rápido Aquateste Coli® (Laborclin, 2019), que detecta qualitativa e quantitativamente coliformes totais e *Escherichia coli*. Como controle negativo, foi usada água de torneira adicionada a um flaconete de meio de cultura do kit e um controle positivo com água de torneira adicionada a um flaconete de meio de cultura e inoculada com a bactéria *E. coli*. Feito isso, os tubos de ensaio com as diversas amostras foram incubados à temperatura de 35 °C + 0,5 °C por 24 h. Após esse período, caso a coloração resultante do tubo fosse amarela, confirmaria a presença de coliformes totais. Caso apresentasse fluorescência azul esverdeada quando submetido à luz ultravioleta, o resultado indicaria a presença, concomitante, de *E. coli*.

2.4 Análise físico-química

As análises dos parâmetros físico-químicos das 20 diferentes amostras coletadas nos 10 mananciais do estudo obedeceram às metodologias expressas por Baird e colaboradores (APHA, 2017). Foram realizadas as medidas da condutividade elétrica em condutímetro (EC-150 - SIMPLA), pH no potenciômetro (PHB-550-INCOTERM), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e cor aparente em espectrofotômetro (K37-UVVIS - KASVI) e turbidez em nefelômetro (BEP-TB400- INFITEK).

2.5 Bioensaio com *Allium cepa* para avaliação de toxicidade

Os bulbos de cebolas (*Allium cepa*) foram adquiridos comercialmente em Goiânia/GO e apresentavam as mesmas características de procedência, tamanho, ausência de enraizamento e encontravam-se saudáveis. A primeira etapa correspondeu à limpeza e raspagem superficial dos bulbos. Depois, foram colocados em água destilada por 48 h para estimulação do meristema radicular em temperatura ambiente e ao abrigo

da luz. Após esse período, os bulbos enraizados foram aleatoriamente distribuídos para cada grupo de exposição em triplicata por 72 h. O grupo controle negativo foi exposto a 50 mL de água destilada. Os demais grupos foram expostos a 50 mL das amostras de água coletadas dos diferentes mananciais à montante e jusante. Ao final do período de exposição de 72 h, foi feita uma análise macroscópica do comprimento das raízes para determinar o índice de toxicidade. Em cada bulbo, foi mensurado, com o auxílio de uma régua, o comprimento (cm) das três maiores raízes existentes. Os resultados obtidos, em relação aos tamanhos das raízes nas substâncias-teste, foram comparados ao grupo controle negativo para determinação da toxicidade.

2.6 Caracterização do uso do solo dos locais amostrados

O procedimento de obtenção da quantificação das classes de uso das bacias foi adaptado de Gonçalves e Ribeiro (2021) utilizando o software de geoprocessamento QGIS 3.10. Após definição dos pontos de coleta das amostras e das imagens raster das bacias hidrográficas, fez-se a transformação dos dados raster das bacias em shapefiles vetorizados de forma a mostrar somente a delimitação de cada uma. A seguir, foi realizado o download da imagem raster de satélite classificada de 2019 do bioma Cerrado constante na Coleção 5 da plataforma Mapbiomas.org (Mapbiomas, 2019), onde constam os diversos tipos de usos de solo já devidamente classificados. A seguir os valores únicos dos pixels das imagens em hectares foram transferidos em valores a uma planilha do software Microsoft Excel. Com isso, foi possível calcular as áreas dos diferentes usos de solo de cada uma das bacias. As classificações de uso de solo encontradas nos mais diversos pontos foram: Formação florestal, Formação Savânica, Floresta Plantada, Formação Campestre, Pastagem, Cana, Infraestrutura Urbana, outras áreas não vegetadas, Rio/lago, Lavoura Perene, Soja e outras lavouras temporárias.

2.7 Análise estatística

Nas análises dos parâmetros físico-químicos, utilizou-se o teste t de Student para comparar as variáveis independentes de interesse que foram quanto ao tipo de

disposição (aterro ou lixão) e quanto ao local da amostra no manancial (montante e jusante). Também foi utilizada a MANOVA utilizando todas as variáveis dependentes simultaneamente. Utilizando as variáveis de uso de solo, fez-se uma correlação de Pearson com as variáveis físico-químicas. Para comparar o comprimento de raízes de *A. cepa* entre os cinco mananciais próximos a aterros e os cinco próximos a lixões, fez-se ANOVA e teste post-hoc de Tukey. As comparações se deram também com o controle. Para comparar a jusante e a montante em cada manancial, utilizou-se o teste t de Student. Foram escolhidas as amostras a jusante dos cursos, para efeito de comparação, pois há maior probabilidade de sofrerem influência das áreas dos aterros. A variável dependente foi o comprimento de raízes e as variáveis independentes eram os cinco mananciais próximos a aterros. Antes foram feitos os testes de normalidade de Shapiro-Wilk e homogeneidade de variância para averiguar o atendimento dos pressupostos da ANOVA. Posteriormente à ANOVA, foi feito o teste de Tukey para descobrir as diferenças entre as variáveis. Os mesmos testes foram feitos para comparação do comprimento de raízes entre os mananciais próximos a lixões. Por fim, utilizando todas as variáveis dependentes (físico-químicas, uso de solo e comprimento de raízes de *A. cepa*) fez-se uma análise de componentes principais (PCA) utilizando o software PAST para saber quais os padrões na variância dos dados. A PCA avalia padrões de distribuição das variáveis a fim de determinar condições diferentes e quais eram mais determinantes na diferenciação entre as amostras. Foram excluídas variáveis com alta correlação entre si, deixando apenas uma delas na análise, pois ambas possuíam o mesmo peso na variabilidade.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análises físico-químicas

Os resultados das análises físico-químicas (condutividade elétrica, pH, turbidez e teor de oxigênio dissolvido) das amostras coletadas a jusante e a montante de lixões e aterros (A1-A10) foram comparados com os padrões estabelecidos pela legislação

brasileira para recursos hídricos Classe 2 - que inclui água para consumo humano, agricultura, recreação e atividades pesqueiras CONAMA (375/ 2005) e CETESB (Tabela 2).

Tabela 2 – Dados físico-químicos das amostras de água superficiais coletadas nos 10 pontos próximos a lixões ou aterros

Tipo	Amostra	Condutividade (µs/cm)	pH	Turbidez (mpU)	Cor (PtCo)	DQO (mg/L de O ₂)
ATERROS Jusante	A1J	44,9	6,2	16,6	44	0
	A4J	38,5	6,4	11,1	29	0
	A7J	185•	6,2	56,9	87*	21*
	A8J	227,1•	6,3	26,3	47	6
	A9J	104,9•	6,4	32,7	52	0
	Média ± SD	120 ± 84	6,34 ± 0,1	28,7 ± 18	51,8 ± 21,5	5,4 ± 9,1
ATERROS Montante	A1M	46,0	6,8	22,1	56	4
	A4M	19,2	6,6	12,2	28	6
	A7M	107,4•	6,3	15,3	36	1
	A8M	200,6•	6,3	112*	132*	0
	A9M	23,4	6,7	15,2	39	13
	Média ± SD	79,3 ± 76,4	6,5 ± 0,2	35,4 ± 43	58,2 ± 42,5	4,8 ± 5,2
LIXÕES Jusante	A2J	141,1•	6,0	9,37	28	10
	A3J	120,5•	6,2	28,7	52	4
	A5J	49,2	6,9	21,3	46	0
	A6J	47,1	6,8	9,4	35	3
	A10J	118,6•	6,6	36,1	66	4
	Média ± SD	95,3 ± 44	6,5 ± 0,4	20,9 ± 11,8	45,4 ± 15	4,2 ± 3,6
LIXÕES Montante	A2M	140,4•	6,0	24,8	41	2
	A3M	125,3•	6,1	20,2	53	0
	A5M	59,6	7,1	5,2	31	8
	A6M	46,6	6,7	14,6	39	0
	A10M	113,5•	6,5	42,5	79*	9
	Média ± SD	97,1 ± 41,5	6,5 ± 0,5	21,5 ± 13,8	48,6 ± 18,7	1,8 ± 4,4

Fonte: Autores/as (2024)

*valores não permitidos pela resolução CONAMA 375/2005 para águas classe 2

• valores não permitidos pela CETESB

Apenas quatro das áreas estudadas apresentaram resultados dentro dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira, Córrego Barro Branco em Trindade (A1J e A1M), Córrego Retiro em Senador Canedo (A4J e A4M), Córrego Bálsamo em Itumbiara (A5J e A5M) e Ribeirão Paraíso em Morrinhos (A6J e A6M). Das outras amostras,

três pontos a jusante de aterros (A7J, A8J e A9J) e dois a montante de aterros (A7M e A8M) apresentaram alguns dos parâmetros analisados fora dos padrões do CONAMA (375/2005). Já em relação às amostras coletadas próximas a lixões, três amostras a jusante (A2J, A3J e A10J) e três a montante (A2M, A3M e A10M) apresentaram algum parâmetro fora do permitido pela CONAMA, o que indica a baixa qualidade da água destes mananciais.

Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2015), níveis de condutividade elétrica acima de 100 $\mu\text{s}/\text{cm}$ são indicativos de ambientes impactados. Assim, as amostras A8J, A9J, A7M, A8M, A2J, A2M, A3J, A3M, A10J e A10M (Tabela 2) apresentaram baixa qualidade da água. Outro parâmetro alterado foi a turbidez, a qual indica a presença de matéria orgânica e argilas suspensas na água interferindo na translucidez. Para os padrões CONAMA, apenas a amostra do córrego Santo Antônio em Aparecida de Goiânia a montante (A8M) está fora do estabelecido pela classe II de água conforme Resolução CONAMA nº 357/2005. A alta turbidez acarreta problemas no ecossistema natural afetando a fotossíntese de plantas aquáticas e algas, o que leva, por exemplo, à diminuição na comunidade de peixes (Roberto *et al.* 2017). Valores de cor não permitidos para as classes I, II e III da resolução CONAMA 357/05A foram identificados nos pontos A7J, A8M e A10M. A amostra A7J foi coletada no Rio das Antas, um rio que sofre intensa contaminação na cidade de Anápolis por atravessar diversos bairros. Entretanto, a amostra a montante deste rio não apresentou valor alto, o que pode indicar influência do aterro na amostra a jusante. O ponto A8M está localizado no córrego Santo Antônio que passa por diversos bairros em Aparecida de Goiânia. O ponto A10M também apresentou um valor elevado, porém a amostra a jusante (A10J) apresentou um valor um pouco menor que a montante. A cor está relacionada à contaminação e proliferação de bactérias ou mesmo reações químicas que comumente não existiriam naturalmente, sendo que essas alterações decorrem de algumas fontes de contaminação como restos de animais, vegetais, sólidos dissolvidos e algas (Sampaio *et al.* 2019).

A DQO é um indicador de matéria orgânica em termos de oxigênio consumido (Valente et al. 1997), sendo que valores altos de DQO indicam contaminação orgânica na água. A resolução Conama 357/05 não usa a DQO e sim a DBO como parâmetro, mas Chapman e Kimstack (1996) citam que valores superiores a 20 mg/L de O₂ seriam suficientes para classificar um manancial como poluído. Desta forma, somente a amostra A7J (jusante ao aterro) ficou pouco acima deste limite, que é referente ao Rio das Antas em Anápolis, local com bastante contribuição contaminante antrópica.

Os lixões são áreas de descarte irregular de resíduos sólidos urbanos e sem nenhum controle ambiental. Dessa forma, a probabilidade de contaminação do lençol freático e do solo pelo chorume é maior que nos aterros sanitários, que, por serem planejados, possuem efetivo controle de efluentes e gases tóxicos, minimizando possíveis impactos no meio ambiente. Nesse sentido, foi verificado se existem diferenças de contaminação nas áreas de lixões e aterros ou nas áreas a montante e a jusante dos rios. Para isso, foram utilizadas diferentes análises estatísticas (Tabela 3). Os resultados indicam que não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as amostras de água considerando aterros e lixões a jusante; aterros e lixões a montante; entre montante e jusante em aterros; e montante e jusante em lixões. Foi utilizado o teste de MANOVA para comparar todas as variáveis dependentes juntas e o resultado também indicou não haver diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os dois tipos de disposição e localização. Isso pode ser devido ao fato de que as áreas do estudo estão inseridas dentro do perímetro urbano das cidades avaliadas. Portanto, outras fontes de contaminação dos mananciais devem estar presentes.

Tabela 3 – Comparações dos parâmetros (condutividade elétrica, pH, turbidez, cor e demanda química de oxigênio) obtidos nas coletas de águas superficiais próximas a lixões e aterros sanitários, e entre a jusante e a montante destes depósitos de resíduos sólidos. Valores de p utilizando o teste t de Student

	Condutividade	pH	Turbidez	Cor	DQO
AT/LI-JUS ⁽¹⁾	0,57	0,44	0,44	0,59	0,79
AT/LI-MON ⁽²⁾	0,66	0,72	0,51	0,65	0,75
AT-MON/JUS ⁽³⁾	0,44	0,54	0,76	0,77	0,90
LI-MON/JUS ⁽⁴⁾	0,95	0,97	0,95	0,77	0,88

Fonte: Autores/as (2024). (1) análise entre aterros e lixões a jusante; (2) análise entre aterros e lixões a montante; (3) análise entre montante e jusante em aterros; (4) análise entre montante e jusante em lixões

3.2 Análise microbiológica

Os resultados dos testes microbiológicos utilizando o kit Aquateste Coli® mostraram que todas as 20 amostras de água coletadas nos cursos estavam contaminadas com coliformes totais e *E. coli*. A análise quantitativa indicou a faixa máxima de contaminação, ou seja 8 NMP/100 mL. Apesar do fato de todos os mananciais do estudo estarem contaminados com coliformes totais e *E. coli*, não se pode dizer que a fonte de contaminação são os lixões/aterros sanitários, pois houve contaminação até mesmo em amostras de água a montante dessas áreas, onde não se espera ter influência de lixões/aterros sanitários devido à atuação da gravidade nos efluentes que eventualmente percolariam pelo solo que tendem a atingir locais mais abaixo no relevo.

Contudo, também não se pode dizer, por meio deste estudo, que as áreas de lixões e aterros não tiveram influência nos resultados, pois os resíduos sólidos urbanos são fontes potenciais desses microrganismos. Um estudo em águas superficiais próximas a aterros sanitários localizados no Iraque detectou coliformes totais e *E. coli* nas amostras e chama a atenção para o perigo de contaminação de águas próximas a aterros sanitários (Mouhamad *et al.* 2017). Mesmo os aterros sanitários licenciados podem ter contribuído para a contaminação, pois frequentemente ocorrem rupturas nas

barreiras físicas do fundo do aterro que causam vazamentos inesperados de lixiviados para águas subterrâneas. Desta forma, é possível que a contaminação detectada nesta pesquisa possa ser proveniente de atividades pastoris e humanas próximas aos locais de coleta, pois na maioria deles se observou ou a presença de sinais de gado na área de preservação permanente (APP) do curso d'água ou urbanização próxima, como no Rio das Antas em Anápolis, Córrego Caveirinha em Goiânia e Córrego Santo Antônio em Aparecida de Goiânia, que atravessam bairros dessas grandes cidades. É importante destacar que as águas destes mananciais são impróprias para o consumo humano e animal e necessitam de tratamento para essa finalidade.

3.3 Bioensaio de toxicidade

O parâmetro avaliado após a exposição dos bulbos de *A. cepa* às águas superficiais coletadas foi o comprimento da raiz. A taxa de crescimento das raízes é influenciada diretamente pelo meio onde está, uma vez que as raízes constituem a via primária de absorção de nutrientes. Os resultados obtidos estão descritos na Tabela 4. A análise estatística mostrou que as amostras de mananciais próximas a aterros sanitários tanto a jusante quanto a montante diferem significativamente do controle negativo, sugerindo que nestes pontos a água contém substâncias inibidoras de divisão celular e potencialmente tóxicas. O mesmo ocorreu nos pontos de mananciais próximos a lixões nos pontos A2J, A3J, A2M e A3M. Nas amostras A5J, A6J, A10J, A5M, A6M e A10M, que representam mananciais próximos a lixões, não se obteve diferença significativa com o controle, logo não houve a presença de substâncias inibidoras nesses locais. Já a comparação entre as amostras coletadas a jusante e montante dos rios próximos aos lixões e aterros não foi significativamente diferente.

As plantas são consideradas excelentes bioindicadores de toxicidade e são largamente utilizadas na comunidade científica (Dalzochio et al., 2022). Os dados obtidos sugerem que as águas utilizadas nos pontos A1J, A4J, A7J, A8J, A9J, A1M, A4M, A7M, A8M, A9M A2J, A3J, A2M e A3M são impróprias para consumo sem o devido tratamento, uma vez que podem conter substâncias tóxicas.

Tabela 4 – Comprimento de raízes de *Allium cepa* submetidas às diferentes amostras de águas superficiais coletadas próximas a lixões e aterros sanitários

Tipo	Amostra	Número amostral	Comprimento médio da raiz	Desvio padrão SD
	Controle negativo	6	5,51 a	0,40
ATERROS Jusante	A1J	3	3,9 b	0,54
	A4J	3	4,1 b	0,33
	A7J	3	3,9 b	0,67
	A8J	3	3,9 b	0,35
	A9J	3	3,8 b	0,35
ATERROS Montante	A1M	3	3,3 b	0,5
	A4M	3	3,6 b	0,77
	A7M	3	3,8 b	0,79
	A8M	3	4,4 b	0,25
	A9M	3	3,8 b	0,67
LIXÕES Jusante	A2J	3	3,4 b	0,10
	A3J	3	4,6 b	0,54
	A5J	3	5,3 a	0,44
	A6J	3	5,3 a	0,67
	A10J	3	5,6 a	0,42
LIXÕES Montante	A2M	3	3,8 b	0,58
	A3M	3	4,6 b	0,59
	A5M	3	5,3 a	0,75
	A6M	3	5,2 a	1,09
	A10M	3	5,4 a	0,35

Fonte: Autores/as (2024)

Valores de $p < 0,05$ foram considerados significativos. Médias seguidas por letras minúsculas iguais não diferiram entre si pelo teste de Tukey

3.4 Uso do solo e das bacias hidrográficas

As áreas foram agrupadas em classes de uso das bacias. As classes “Formação florestal” e “Floresta plantada” foram fundidas em uma classe denominada “Florestal”. As classes “Pasto”, “Formação savânica” e “Formação campestre” foram fundidas em uma denominada de “Campos”. Para a classe denominada “Lavouras”, foram fundidas as classes “Cana”, “Lavoura perene”, “Soja” e “Outras lavouras temporárias”. Por fim, as classes “Infraestrutura urbana”, “Outras áreas não vegetadas” e “Rio/lago” foram

fundidas em uma classe com nome “Sem vegetação” (Tabela 5).

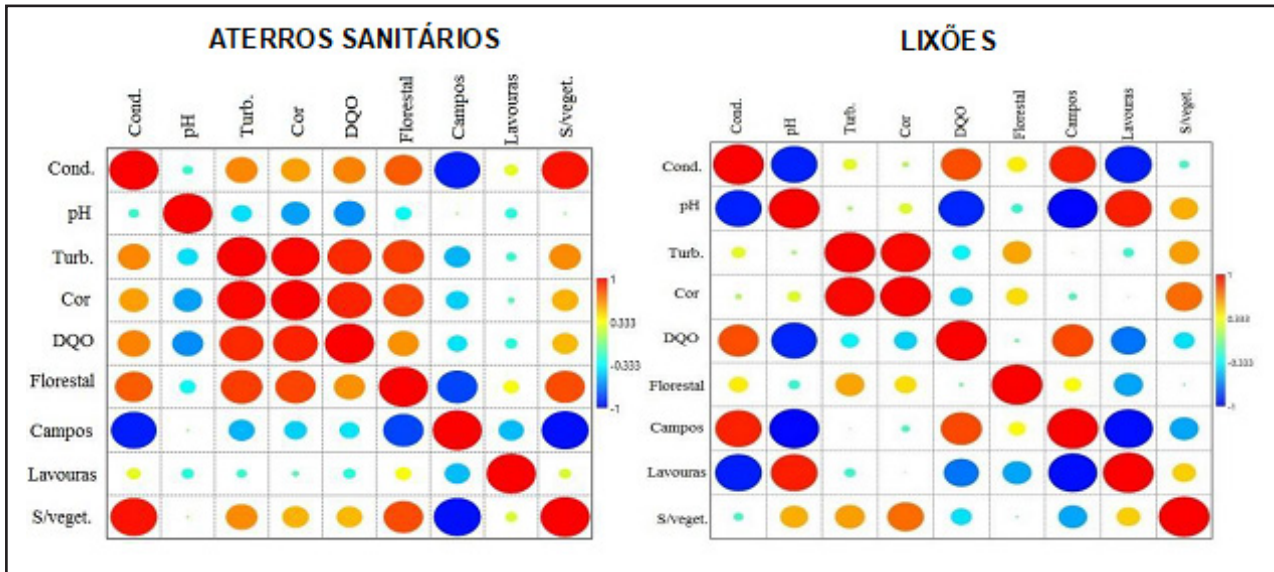
Tabela 5 – Área de uso e ocupação do solo (%) das microbacias dos pontos amostrados

Ponto	FF	FS	FP	FC	Pt	Ca	IU	OANV	RL	LP	Sj	OLT
A1M	10,55	1,70	0,00	1,28	61,04	0,00	0,00	0,00	0,68	0,00	5,06	19,70
A1J	6,85	1,32	0,89	0,40	68,23	0,03	0,00	0,18	0,35	0,00	10,98	10,76
A2M	17,62	1,33	0,00	0,00	80,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
A2J	19,33	0,65	0,00	0,00	78,80	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,01
A3M	20,50	0,16	0,35	0,09	75,77	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	1,89	1,12
A3J	20,62	0,25	0,66	0,07	74,89	0,07	0,00	0,04	0,07	0,00	1,30	2,02
A4M	11,96	4,19	0,00	0,00	83,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
A4J	5,83	1,23	0,00	0,00	90,39	0,00	0,00	2,55	0,00	0,00	0,00	0,00
A5M	22,20	8,85	0,00	0,39	38,54	12,0	0,66	0,80	0,14	0,08	9,81	6,49
A5J	16,67	5,72	6,20	0,64	39,21	8,09	0,29	0,54	0,36	1,00	12,42	8,86
A6M	9,87	1,00	0,25	0,11	53,77	11,5	0,04	0,19	0,55	0,00	16,25	6,43
A6J	10,05	1,03	0,91	0,36	44,26	6,56	0,41	0,44	0,32	0,00	31,00	4,67
A7M	5,54	1,02	0,00	0,48	16,29	0,00	74,41	0,47	0,09	0,00	0,26	1,44
A7J	8,81	3,28	0,90	1,43	32,10	0,00	46,76	1,83	0,20	0,00	2,74	1,95
A8M	7,46	1,54	0,00	0,17	16,87	0,00	73,41	0,23	0,02	0,00	0,00	0,30
A8J	8,91	1,74	0,00	0,01	0,17	22,5	0,00	66,2	0,34	0,00	0,02	0,01
A9M	7,58	0,57	0,00	0,00	57,53	0,00	18,53	0,29	0,80	0,00	0,00	14,71
A9J	9,05	2,12	0,00	0,89	33,97	0,00	42,33	0,62	0,24	0,00	0,00	10,78
A10M	19,84	6,79	0,00	0,00	50,31	0,00	1,34	0,10	0,00	0,00	10,44	11,18
A10J	20,00	6,52	0,00	0,00	51,02	0,00	2,90	0,09	0,00	0,00	9,19	10,29

Fonte: Autores/as (2024). Legenda: FF (Formação florestal), FS (Formação savânica), FP (Floresta Plantada), FC (Formação Campestre), Pt (pasto), Ca (cana), IU (Infraestrutura Urbana), OANV (outras áreas não vegetadas), RL (Rios/lagos), LP (Lavoura Permanente), Sj (Soja), OLT (outras lavouras temporárias)

A seguir foi realizada a correlação do uso da terra com os parâmetros físico-químicos encontrados nas amostras de água (Figura 2). Foi considerada correlação muito forte valores positivos e negativos acima de 0,9; correlação forte entre 0,7 e 0,89; correlação moderada entre 0,5 e 0,69; e correlação fraca entre 0,3 e 0,49 (Mukaka, 2012).

Figura 2 – Correlação entre o uso do solo e parâmetros físico-químicos de amostras de aterros sanitários e lixões



Fonte: Autores/as (2024)

Legenda: Cor vermelha: correlação muito forte e positiva. Cor Laranja: correlação forte e positiva. Cor azul: correlação muito forte e negativa. Cor azul ciano: correlação fraca e negativa. Cor amarela: correlação fraca e positiva

Os resultados das correlações de usos de solo das bacias hidrográficas próximas a aterros sanitários mostraram: i) bacias com mais Florestas tiveram correlação positiva forte com condutividade elétrica, turbidez e cor e positiva moderada com DQO; ii) bacias com predominância de áreas de Campos apresentou correlação negativa muito forte com condutividade elétrica e negativa moderada com Turbidez; iii) nas bacias com mais lavouras não houve nenhuma correlação; iv) em bacias mais urbanizadas (pouca ou sem vegetação) houve correlação positiva muito forte com condutividade elétrica e positiva moderada positiva com turbidez, cor e DQO.

Quanto aos resultados das correlações de usos de solo das bacias hidrográficas próximas a lixões, foram obtidos padrões um pouco diferentes dos encontrados próximos a aterros sanitários. Os resultados mostraram que: i) bacias com mais áreas florestais apresentaram correlação positiva moderada com turbidez; ii) bacias com mais áreas de Campos apresentaram correlação positiva forte com condutividade e DQO, ao mesmo tempo que houve correlação negativa forte com pH; iii) bacias com

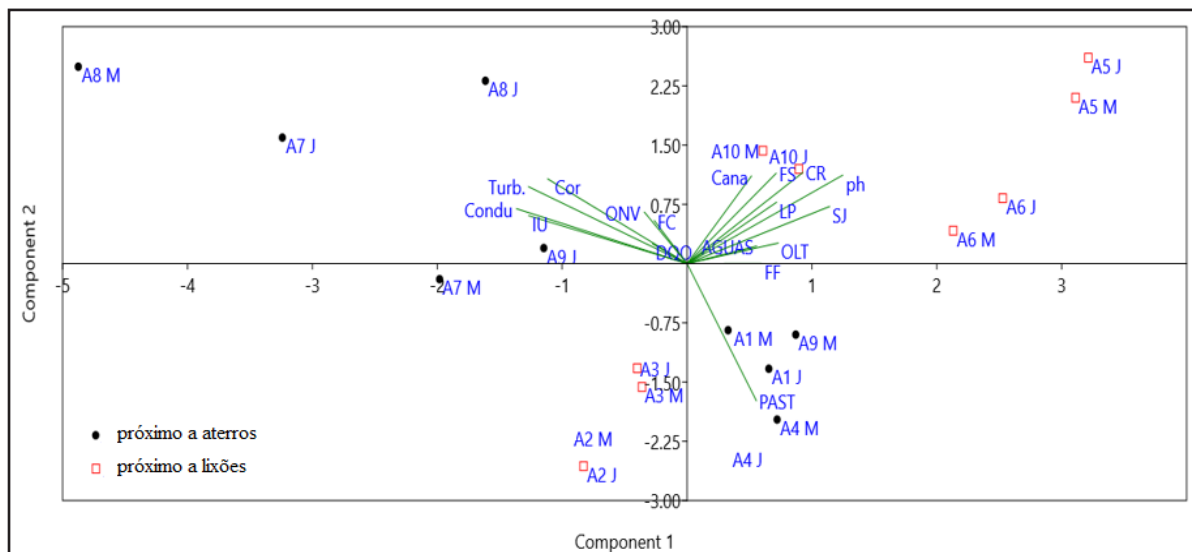
mais lavouras tiveram correlação positiva forte com pH, correlação negativa forte com condutividade elétrica e negativa moderada com DQO; iv) bacias com menos vegetação (mais urbanas) apresentaram correlação positiva forte com cor e positiva moderada com pH e turbidez.

As bacias mais urbanizadas apresentaram uma forte chance de contaminação provavelmente porque nas áreas sem vegetação há maior lançamento nos mananciais de efluentes domésticos e pluviais de ruas provenientes de locais urbanos. Resultado semelhante foi obtido em bacias com maior grau de ocupação, que apresentaram maiores valores de turbidez, fato relacionado à presença maior de sólidos em suspensão (PORTO, 2013). O aumento da turbidez é sinal de preocupação com as águas residuais das cidades, já que afetam diretamente a qualidade das águas subterrâneas (Ahmad *et al.* 2021). Em contrapartida, bacias com predominância de áreas de Campos propiciaram menor probabilidade de contaminação, uma vez que ocorre menor escoamento superficial (Santos e rocha, 2019).

3.5 Análise de componentes principais (PCA)

Considerando as variáveis de comprimento de raízes de cebola, parâmetros físico-químicos das amostras de água e os diferentes usos de ocupação de solo das bacias hidrográficas dos locais de coleta, a análise de componentes principais (PCA) mostrou que 24,14% da variância é explicada pelo componente 1 e 17,88% pelo componente 2 (Figura 3).

Figura 3 – Componentes principais de 17 variáveis nos aterros sanitários e lixões



Fonte: Autores/as (2024)

Legenda: Turb. (turbidez), Condu (Condutividade elétrica), IU (Infraestrutura urbana), ONV (outras áreas não vegetadas), FC (formação campestre), DQO (Demanda química de oxigênio), PAST (pasto), OLT (outras lavouras temporárias), SJ (soja), Águas (área de rios e lagos), LP (Lavoura plantada), CR (comprimento de raízes), FS (formação savânica) e FF (formação florestal)

De maneira geral, os resultados mostram que houve pouca variância dentro dos mananciais e que a maior variabilidade se deu entre os mananciais. De fato, os resultados de comprimento de raízes de cebola, testes microbiológicos e os parâmetros físico-químicos das amostras demonstraram não haver diferenças significativas dentro ou entre os mananciais.

Quanto aos cursos d'água próximos a aterros sanitários, os pontos A4M, A4J, A1M, A1J e A9M ficaram bem próximos e se diferenciaram dos demais devido à variável de uso e ocupação como Pasto (PAST), porém mais ligado negativamente ao componente 2, que explica menos a variação. Esses pontos apresentam altas porcentagens de pasto, pouca área urbana, baixa turbidez e condutividade, logo com tendência a menor contaminação da água. Já os pontos A7M e A9J se diferenciaram mais em função das variáveis físico-químicas de condutividade elétrica e turbidez da água e de uso do solo do tipo infraestrutura urbana (IU) com forte relação negativa ao componente 1. São locais mais urbanizados e, provavelmente, foi devido a isso que essas variáveis foram mais importantes na variância. As que menos influenciaram foram o uso com Soja

e o pH da água. Nesses pontos a contaminação tende a ser mais proeminente. Os resultados obtidos da Figura 3 não sugerem um padrão de discriminação dos pontos de coleta relacionados às variáveis investigadas. A amostra A8M está associada a alta condutividade e turbidez. Entretanto, no ponto A7, a contribuição de área urbana no primeiro componente é mais expressiva ao contrário do segundo. O ponto A8J está associado com alta condutividade, baixa turbidez e média infraestrutura urbana, se diferenciando dos outros dois também.

No que se refere aos cursos próximos aos lixões, observa-se que três dos cinco mananciais (A5M, A5J, A6M, A6J, A10M e A10J) tiveram variâncias próximas entre si. O pH e a soja (SJ) foram as variáveis que mais contribuíram na variância desses pontos, sendo mais fortemente ligadas ao componente 1, que explica melhor a variabilidade dos dados. Em contrapartida, as variáveis que menos influenciaram nesses locais foram condutividade elétrica (Condu), turbidez (Turb) e infraestrutura urbana (IU). Isso talvez se explique pelo fato de estarem localizados mais em área rural e longe da área urbana.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os parâmetros físico-químicos obtidos neste estudo mostraram que as águas superficiais dos recursos hídricos: Rio das Antas em Anápolis, Córrego Santo Antônio em Aparecida de Goiânia, Ribeirão Caveirinha em Goiânia, Córrego Cavalão em Anicuns, Córrego das Lages em Inhumas e Córrego Chupete em Indiara apresentaram valores não permitidos pela legislação em ou mais parâmetros analisados. Os parâmetros toxicológicos apontaram potencial tóxico das águas superficiais dos mananciais: Córrego Barro Branco em Trindade, Córrego Retiro em Senador Canedo, Rio das Antas em Anápolis, Córrego Santo Antônio em Aparecida de Goiânia, Ribeirão Caveirinha em Goiânia, Córrego Cavalão em Anicuns e Córrego das Lages em Inhumas. O Córrego Bálamo em Itumbiara e o Ribeirão Paraíso em Morrinhos foram os únicos que apresentaram resultados dentro dos parâmetros físico-químicos e toxicológicos aceitáveis. Já a análise microbiológica mostrou contaminação com coliformes totais e *E. coli* em todos os pontos de coleta, independente do local e do tipo de deposição

do resíduo sólido (lixão ou aterro sanitário). Isto classifica as águas destes pontos como impróprias para consumo humano e animal sem tratamento prévio. A análise multivariável associou os parâmetros físico-químicos, dados microbiológicos e toxicológicos aos diferentes usos do solo, demonstrando que o tipo de uso do solo alterou as características da água, sendo que locais mais urbanos contribuíram mais para a contaminação tanto nos cursos próximos a aterros sanitários quanto a lixões. Não houve diferenças significativas na qualidade da água a montante e a jusante dos lixões e aterros sanitários, assim não se pode afirmar que a fonte de contaminação são os lixões/aterros sanitários. Contudo, também não se pode dizer que as áreas de lixões e aterros sanitários não tiveram influência nos resultados, pois locais mais urbanizados contribuíram mais para a toxicidade das águas superficiais e os resíduos sólidos urbanos são fontes potenciais de contaminação. Nossos resultados mostram que é necessária a formulação e a implementação de políticas públicas mais rigorosas para o monitoramento constante da qualidade das águas superficiais urbanas.

AGRADECIMENTOS

EFLCB e LMA receberam bolsa de produtividade da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (Fapeg) e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico Tecnológico (CNPq), respectivamente.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos sólidos no Brasil 2021**. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2021>. Acesso em: Dez. 2021.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

AHMAD, W, IQBAL, J.; NASIR, M.J.; AHMAD, B.; KHAN, M.T.; KHAN, S.N.; ADNAN, S. Impact of land use/land cover changes on water quality and human health in district Peshawar Pakistan. **Scientific Reports**, v. 11, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96075-3>.

APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association); WEF (Water Environment Federation). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington: American Public Health Association, 2017.

AL-ATTIYA, W.A.K.A.; SIDDIQUA, A.; HAHLADAKIS, J.N. An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environmental Science and Pollution Research* (2022) 29:58514–58536 <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z>.

ALABI, O. A.; ADEOLUWA, Y. M.; HUO, X.; XU, X.; BAKARE, A. A. Environmental contamination and public health effects of electronic waste: an overview. *Environmental Science and Pollution Research / Scientific Reports*, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40201-021-00654-5>.

ALVES, D.P.S.; TEIXEIRA, F.B.; TEÓFILO, M.N.G; COTRIM, C.F.C.; SILVA, J.A.P.; ALMEIDA, L.M.A.; BAILÃO, E.F.L.C. Use of ecotoxicological bioindicators in effluent monitoring — legal implications in Brazil. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 29, e20230054, 2024. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220230054>.

BAILÃO, E.F.L.C.; SANTOS, L.A.C.; ALMEIDA, S.S.; D'ABADIA, P.L.; MORAIS, R.J.; MATOS, T.N.; CARAMORI, S.S.; ARAÚJO, C.S.T.; NETO, C.M.S.; ALMEIDA, L.M. Effect of land-use pattern on the physicochemical and genotoxic properties of water in a low-order stream in Central Brazil. **Rev. Ambient. Água**, v. 15 n. 3, 2020. DOI: 10.4136/ambi-agua.2486.

BAIRD, R.B.; EATON, A.D & RICE, E.W. (eds.). **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. 23rd ed. Washington, D.C.: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA & Water Environment Federation (WEF), 2017. Parte 9000, seção 9230C, p. 9.119-9.122.

BRASIL 1997. Lei nº 9.433/1997, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm . Acesso em: 15 out. de 2021.

BRASIL 1998. Lei nº 9.605/1998, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm . Acesso em: 05 fev. de 2022.

BRASIL (2005) CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da] União: seção 1, Brasília, DF, 053:58-63. Accessed Jan 2024. <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747#:~:text=Resolu%C3%A7%C3%A3o%20CONAMA%20n%C2%BA%20357%2C%20de,efluentes%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%A2ncias>.

BRASIL 2017. Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de Setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html . Acesso em: 15 fev. de 2022.

CASTANEDA-AYARZA, J. A.; Lino, F.A.M.; Ismail, K.A.R. Municipal solid waste treatment in Brazil: A comprehensive review. *Energy Nexus* 11 (2023) 100232. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2023.100232>.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: Agência Nacional de Águas, 2011. 326 p.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of Water Quality Variable. W of Biota, Sediments and Water Quality Assessments: A Guide to of the Use of Biota. In: **Sediments and Water in Environment Monitoring**, 2nd Edition, Chapman Edition, E& FN Spon, London, 59-126, 1996.

COSTA, A. F. Análise de risco à saúde humana por uso do solo contaminado por chorume na área do antigo lixão de Maceió. Dissertação, Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Geografia, Desenvolvimento e Meio Ambiente. Maceió, 2021.

DALZUCHIO, T.; ZWETSCH, B.G.; SIMÕES, L.A.R.; SOUZA, M.S.; GEHLEN, G.; SILVA, L.B. Combination of Water Quality Parameters and Bioassays for the Assessment of Two Rivers, Southern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 108, p. 678–684, 2022.

EHIABHILI, J.C.; IGBOAMA, W.N.; HAMMED , O. S.; FATOBA, J. O.; AROYEHUN, M.T. Review article on impact of groundwater contamination due to dumpsites using geophysical and physiochemical methods. *Applied Water Science* (2022) 12:130. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01653-z>.

EL-SALAM, M. M. A.; ABU-ZUID, G. I.; Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research*, Volume 6, Issue 4, July 2015, Pages 579-586. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>.

GONÇALVES, V. P.; RIBEIRO, E. A. W. Obtenção de série histórica da evolução da classe Floresta Plantada a partir dos dados de uso e cobertura do solo da Coleção 5 do projeto MapBiomias. **Revista Metodologias e Aprendizado**, vol. 4, p. 99-105, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21166/metapre.v4i.1491>

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, 17(6), 1503–1510, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014>

LABORCLIN - produtos para laboratórios Ltda. Aquateste Coli. Disponível em: <https://www.laborclin.com.br/wp-content/uploads/2019/06/510119-AQUATESTES-COLI-ONPG.MUG-CALDO-CX200UN.pdf>

LIU, B.; ZHANG, N.; ZHANG, Z.; LI, C.; YUE, J., SU, Y.; CHENG, W.; SUN, S.; CHEN, X.; SHI, D. Emerging Contaminants in Landfill Leachate and Groundwater: A Case Study of Hazardous Waste Landfill and Municipal Solid Waste Landfill in Northeastern China. *Water* 2024, 16, 2575. <https://doi.org/10.3390/w16182575>.

MAKSIMOVIĆ, T.; DEKIĆ, R.; GOLUB, D.; LOLIĆ, S.; ROLJIĆ, R.; RADUSIN-SOPIĆ, B.; LUBARDA, B. Physico-Chemical and Biological Parameters in the Assessment of the Water Quality of the Una River (Republika Srpska, Bosnia and Herzegovina). 2025. <https://doi.org/10.2478/v10001-25-129d>.

MAPBIOMAS. 2019. Disponível em: <http://mapbiomas.org/>. Acesso em 14/02/2021.

MARQUES, R.F.D.V., DA SILVA, A.M., RODRIGUES, L.D., COELHO, G. Impacts of urban solid waste disposal on the quality of surface water in three cities of Minas Gerais – Brazil. **Ciência e agrotecnologia**. Vol. 36. Pag. 684-692. Dec 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542012000600010>

MORENO, SAYOMARA. In: **Brasil gera cerca de 80 milhões de toneladas de resíduos por ano**. Publicado em 03/04/2023. Reporter do rádio Nacional -Brasília. (<https://agenciabrasil.ebc.com.br/radioagencia-nacional/meio-ambiente/audio/2023-04/brasil-gera-cerca-de-80-milhoes-de-toneladas-de-residuos-por-ano>)

MOUHAMAD, R. S.; HUSSEIN, A. A.; ALSAEDI, S. A.; NASIF, N. S.; JODA, S. O. Detect of human fecal contamination in water and soil of multiple sanitary landfills in Baghdad city. **Microbiology Research International**, vol. 5, p. 43-50, 2017.

MUKAKA, M. M. Statistics Corner: A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research. **Malawi Medical Journal**, vol. 24, p. 69-71, 2012.

NOZATO, C. T.; MARCONDES, M. A.; LOPES, F. A.; SANTOS, K. F.; LARIZZATTI, P. S. C. **Atas de Saúde Ambiental**, vol. 2, p. 29-44, 2014.

PERS – Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Goiás, 2024. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://goias.gov.br/meioambiente/wp-content/uploads/sites/33/2024/08/RELATORIA_FINAL_PERS1.pdf. Acesso em 18/09/2025.

PORTO, A.A. **Uso do Solo e Contaminação por Esgoto do Córrego Capão da Sombra, Guarulhos, SP**. Dissertação de mestrado, Prog. de Mestrado em Análise Geoambiental, Univ. Guarulhos. 2013. Disponível em: <http://tede.ung.br/handle/123456789/430>. Acesso em 18/04/2022.

ROBERTO, M.C; GUIMARÃES, A.P.M; RIBEIRO, J.L.; CARVALHO, A.V.; NERES, J.C.I.; CERQUEIRA, F.B. Evaluation of ph, turbidity and microbiological analysis of the water of the Guará Velho stream in Guará, Estado do Tocantins. **Revista Desafios** – vol. 04, n. 04, 2017. DOI: <https://doi.org/10.20873/uft.2359-3652.2017v4n4p3>.

QGIS.org 2021. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. Disponível em: <http://www.qgis.org>. Acesso em 05/01/2021.

SAMPAIO, C.A.P.; IDE, G.M.; BATALHA, C.P.; PEREIRA, L.C.; BUENO, L.F. Análise técnica de água de fontes rurais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, vol. 24, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019116954>.

SANTOS, A. A., ROCHA, P. C. Estimativa de escoamento superficial e sua relação com as mudanças de cobertura e uso da terra no Pontal do Paranapanema/SP. **Caminhos de Geografia**. v. 20, n. 71, p. 196–214. Setembro/2019.

SCHUELER, A. S., MAHLER, C. F. Evaluation System for Rating Urban Solid Waste Disposal Sites for Remediation and Post Occupation. *Eng. Sanit. Ambient.* Vol.13 - No 3, p. 249-254. Jul/set 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300002>

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Painel de Resíduos Sólidos Urbanos, 2020. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-residuos-solidos>. Acesso em 05/02/2022.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. **Eclética Química**, vol. 22, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005>.

Contribuições de autoria

1 – Rodrigo da Costa Andrade

Mestre em Recursos Naturais do Cerrado pela Universidade Estadual de Goiás

<https://orcid.org/0000-0002-9120-5698> • rodrigoandrade15@hotmail.com

Contribuição: Conceituação, investigação, análise formal, curadoria de dados, escrita – primeira redação

2 – Elisa Flávia Luiz Cardoso Bailão

Doutora em Patologia Molecular pela Universidade de Brasília, Docente na Universidade Estadual de Goiás

<https://orcid.org/0000-0001-6737-7548> • elisa.flavia@ueg.br

Contribuição: Análise formal, escrita – revisão e edição

3 – Luciane Madureira de Almeida

Doutora em Genética pela Universidade Estadual de São Paulo, Docente na Universidade Estadual de Goiás

<https://orcid.org/0000-0003-1764-1480> • luciane.almeida@ueg.br

Contribuição: Análise formal, escrita – revisão e edição

4 – Jéssica Rodrigues Silveira

Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Goiás

<https://orcid.org/0000-0001-8174-3540> • engjessicarodriguessilveira@gmail.com

Contribuição: Análise formal

5 – Poliana Nascimento Arruda

Doutora em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Goiás

<https://orcid.org/0000-0003-1857-7345> • arrudaifg@hotmail.com

Contribuição: Análise formal

6 – Francielli Mello-Andrade

Doutora em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Goiás

<https://orcid.org/0000-0001-7389-6125> • francyelli.andrade@ifg.edu.br

Contribuição: Análise formal

7 – Alessandra Marques Cardoso

Doutora em Medicina Tropical e Saúde Pública pela Universidade Federal de Goiás

<https://orcid.org/0000-0002-7185-6821> • alemarques5@yahoo.com.br

Contribuição: Análise formal

8 – Carlos de Melo e Silva Neto

Doutor em Agronomia pela Universidade Federal de Goiás

<https://orcid.org/0000-0001-8624-3836> • carloskoa@gmail.com

Contribuição: Análise formal

9 – Leonardo Luiz Borges

Doutor em Ciências Farmacêuticas pela Universidade de Brasília

<https://orcid.org/0000-0003-2183-3944> • leonardo.borges@ueg.br

Contribuição: Conceituação, análise formal, recursos, supervisão, escrita – revisão e edição

Como citar este artigo

ANDRADE, R. C.; BAILÃO, E. F. L. C.; ALMEIDA, L. M.; SILVEIRA, J. R.; ARRUDA, P. N.; MELLO-ANDRADE, F.; CARDOSO, A. M.; SILVA NETO, C. M. & BORGES, L. L. Disposição inadequada de resíduos sólidos e seus impactos na qualidade das águas superficiais. **Geografia Ensino & Pesquisa**, Santa Maria, v. 30, e91527, 2026. Disponível em: 10.5902/2236499491527. Acesso em: dia mês abreviado. ano.