

**AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DE ELEMENTOS-TRAÇO E DA MATÉRIA ORGÂNICA
EM CHORUME PROVENIENTE DE UM ATERRO SANITÁRIO LOCALIZADO NO
SUDESTE BRASILEIRO**

ALEXANDRE GEAQUINTO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ

JULHO – 2021

**AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DE ELEMENTOS-TRAÇO E DA MATÉRIA ORGÂNICA
EM CHORUME PROVENIENTE DE UM ATERRO SANITÁRIO LOCALIZADO NO
SUDESTE BRASILEIRO**

ALEXANDRE GEAQUINTO

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das exigências
para a obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Inácio Abreu Pestana

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ

JULHO – 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

G292

Geaquinto, Alexandre.

AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DE ELEMENTOS-TRAÇO E DA MATÉRIA ORGÂNICA EM CHORUME PROVENIENTE DE UM ATERRO SANITÁRIO LOCALIZADO NO SUDESTE BRASILEIRO / Alexandre Geaquinto. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2021.

66 f. : il.

Bibliografia: 44 - 49.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2021.

Orientador: Inácio Abreu Pestana.

1. Chorume. 2. Elementos-traço. 3. Nitrogênio amoniacal. 4. Resíduos sólidos. 5. Sazonalidade. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

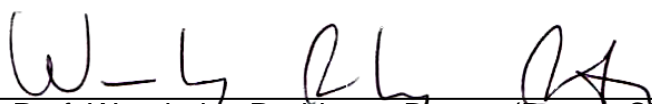
AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DE ELEMENTOS-TRAÇO E DA MATÉRIA ORGÂNICA
EM CHORUME PROVENIENTE DE UM ATERRO SANITÁRIO LOCALIZADO NO
SUDESTE BRASILEIRO

ALEXANDRE GEAQUINTO

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biociências da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das exigências
para a obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Recursos Naturais.

Comissão Examinadora:

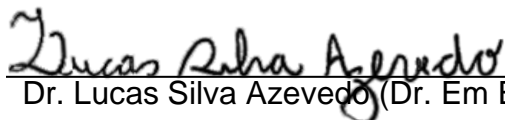
Aprovada em **27/07/2021**



Prof. Wanderley Rodrigues Bastos (Dr. em Ciências Biológicas – Biofísica) –
UNIR



Dr. Marcelo Gomes de Almeida (Dr. em Biociências e Biotecnologia) – UENF



Dr. Lucas Silva Azevedo (Dr. Em Ecologia e Recursos Naturais – UENF



Dr. Inácio Abreu Pestana (Dr. em Ecologia e Recursos Naturais) – UENF
(Orientador)



Governo do Estado do Rio de Janeiro
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada “**Avaliação da dinâmica de elementos-traço e da matéria orgânica em chorume proveniente de um aterro sanitário localizado no sudeste brasileiro**” de autoria de Alexandre Geaquinto, defendida no dia 27 de julho de 2021.

Campos dos Goytacazes, 26 de outubro de 2021

Marina Satika Suzuki
Coordenadora PPG-ERN /
UENF ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 26/10/2021, às 20:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 21º e 22º do [Decreto nº 46.730, de 9 de agosto de 2019](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6, informando o código verificador **24033328** e o código CRC **EC69BAA0**.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 24033328

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602
Telefone: - www.uenf.br

"However difficult life may seem,
there is always something you can
do and succeed at. It matters that
you just don't give up."

– Stephen Hawking

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me guiar e proteger sempre.

Aos meus pais, Cristina e João, que sempre foram minha maior fonte de inspiração e força, pelo amor incondicional e pelo apoio e carinho nos momentos mais difíceis.

Ao meu irmão, Guilherme por ter me ajudado tanto nesta etapa e estar sempre comigo.

Aos meus amigos, em especial Antônio Carlos Felix Ferreira Júnior pelo incentivo e grande ajuda neste projeto.

À minha namorada, Luyze de Sá Campos, por estar ao meu lado sempre e me incentivar.

À Universidade Estadual Do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF) pelas inúmeras horas e memórias inesquecíveis vivenciadas neste local e pelo ensino de excelência que recebi.

Ao Prof. Inácio Abreu Pestana, meu orientador, pelas orientações, pelas inúmeras correções, pelo empenho dedicado e por não medir esforços ao me ajudar na elaboração deste trabalho.

E a todos que passaram por minha formação acadêmica, direta ou indiretamente, vocês fazem parte desta conquista, serei eternamente grato à cada um de vocês.

Agradeço a CAPES pelo financiamento dessa pesquisa e pela concessão da bolsa de estudos.

SUMÁRIO

| | |
|--|-------------|
| LISTA DE ABREVIÇÕES | x |
| LISTA DE FIGURAS | xii |
| LISTA DE TABELAS | xiii |
| LISTA DE MATERIAL SUPLEMENTAR | xiv |
| RESUMO | xv |
| ABSTRACT | xvi |
| 1. INTRODUÇÃO GERAL | 1 |
| 1.1. PANORAMA DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO BRASIL E NO MUNDO | 1 |
| 1.2. ATERROS SANITÁRIOS COMO REATORES BIOQUÍMICOS | 2 |
| 1.3. O POTENCIAL DE POLUIÇÃO DO CHORUME PARA OS ECOSISTEMAS..... | 4 |
| 1.4. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CHORUME NO AMBIENTE | 7 |
| ARTIGO | 12 |
| RESUMO | 13 |
| 1. INTRODUÇÃO | 14 |
| 2. MATERIAIS E MÉTODOS | 17 |
| 2.1. ÁREA DE ESTUDO..... | 17 |
| 2.2. AMOSTRAGEM | 18 |
| 2.3. DETERMINAÇÕES QUÍMICAS | 19 |
| 2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS | 20 |
| 2.4.1. CÁLCULO DO IPC (ÍNDICE DE POLUIÇÃO DO CHORUME)..... | 20 |
| 2.4.2. CÁLCULO DO IAAD (ÍNDICE DE AVALIAÇÃO DE ATERROS DESATIVADOS) | 21 |
| 2.4.3. ESTATÍSTICAS INFERENCIAIS | 21 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 22 |
| 3.1. PARÂMETROS RELACIONADOS COM A MATÉRIA ORGÂNICA | 22 |
| 3.2. NITROGÊNIO AMONIACAL | 26 |
| 3.3. DINÂMICA DOS ELEMENTOS-TRAÇO | 28 |
| 3.4. ÍNDICE DE POLUIÇÃO DO CHORUME (IPC) E ÍNDICE DE AVALIAÇÃO DE ATERROS DESATIVADOS (IAAD) | 31 |
| 4. CONCLUSÃO | 34 |
| 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 34 |
| 6. MATERIAL SUPLEMENTAR | 39 |

| | |
|---|-----------|
| ANEXO I – CURVAS DE TOXICIDADE PRODUZIDAS (KUMAR E ALAPPAT, 2005). | 41 |
| 2. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 43 |
| 3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 44 |

LISTA DE ABREVIATÖES

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas;

ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Púbrica e Resíduos Especiais;

Al: Alumínio;

ANOVA: Analysis of variance (Análise de variância);

APHA: American Public Health Association (Associação Americana de Saúde Púbrica);

As: Arsênio;

Ba: Bário;

Bo: Boro;

Ca: Cálcio;

Cd: Cádmio;

CETESB: Companhia Ambiental do Estado De São Paulo;

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente;

COT: Carbono Orgânico Total;

Cr: Cromo;

CTR: Central de Tratamento de Resíduos;

Cu: Cobre;

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio;

DQO: Demanda Química de Oxigênio;

Fe: Ferro;

Hg: Mercúrio;

IAAD: Índice de Avaliação de Aterros Desativados;

ICP-OES: Espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado;

INMETRO: Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial;

INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais;

IPC: Índice de Poluição do Chorume;

ISWA: The International Solid Waste Association (Associação Internacional de Resíduos Sólidos);

MMA: Ministério do Meio Ambiente;

Mg: Magnésio;

Mn: Manganês;

MOE: Ministry of Environment – Japan (Ministério do Meio Ambiente – Japão);

N: Nitrogênio;

NH₄-N: Nitrogênio Amoniacal;

Ni: Níquel;

O₂: Oxigênio;

OMS: Organização Mundial da Saúde;

Pb: Chumbo;

pH: Potencial Hidrogeniônico;

SMEWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Métodos Padrão para a Análise de Água e Esgoto);

TKN: Total Kjeldahl Nitrogen (Nitrogênio Kjeldahl Total);

US EPA: United States Environmental Protection Agency

(Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos);

Zn: Zinco.

WHO: World Health Organization (Organização Mundial da Saúde);

LISTA DE FIGURAS

Introdução

- Figura 1** Variação da composição do chorume e do biogás ao longo da vida de um aterro sanitário. (Adaptado de Kjeldsen et al., 2002). 3
- Figura 2** Vias de exposição causadas por aterros sanitários (Adaptado de Schiopu (2010) e Redfearn e Roberts (2002)). 5

Artigo

- Figura 1** Localização da Central de Tratamento de Resíduos (CTR – Campos), no subdistrito de Conselheiro Josino de Campos dos Goytacazes – RJ. Adaptado de (Geaquinto, 2018). 1 – Aterro Sanitário; 2 – Tanque de Recebimento de Chorume; 3 – Usina de Biogás; 4 – Tanque de Acúmulo e Evaporação de Chorume; 5 – Estação de Tratamento de Efluentes..... 17
- Figura 2** Concentrações de Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), razão DBO₅/DQO, pH e condutividade elétrica no chorume bruto ao longo dos meses de coleta. Os dados são referentes ao ano de 2019..... 23
- Figura 3** Predição mensal e bimensal da concentração de DQO no chorume bruto. As linhas vermelhas indicam os modelos de regressão, cujas estatísticas estão representadas dentro de cada gráfico 24
- Figura 4** Concentração de Nitrogênio Amoniacal no chorume bruto e tratado ao longo dos meses de coleta. Os dados são referentes ao ano de 2019. A linha tracejada vermelha indica o limite do CONAMA (2011) para a concentração de nitrogênio amoniacal em efluentes. As distâncias entre os valores no eixo y forma logaritmizadas para otimizar a visualização de dados. 27
- Figura 5** Concentrações (mg·L⁻¹) dos elementos-traço no chorume bruto. As linhas vermelhas tracejadas indicam os limites estabelecidos pelo CONAMA (2011) para as concentrações dos elementos em efluentes que constam na normativa. Gráficos sem tracejado indicam que o elemento não tem limite estabelecido.....44
- Figura 6** Valores mensais do calculados para o IPC e IAAD ao longo dos meses de 2019. Para o IPC, 10 variáveis foram levadas em consideração no cálculo, enquanto que, para o IAAD, foram utilizadas apenas 4.....47

LISTA DE TABELAS

Introdução

- Tabela 1** Limites estipulados para parâmetros inorgânicos de lançamentos de efluentes no Brasil e em outros países. Adaptado de CONAMA, (2011). 8
- Tabela 2** Limites estipulados para parâmetros orgânicos de lançamento de efluentes no Brasil e em outros países. Adaptado de CONAMA (2011). 9
- Tabela 3** Concentração de elementos-traço, pH e idade do chorume produzido em aterros brasileiros. 10

Artigo

- Tabela 1** Metodologia de determinação dos parâmetros analisados. 19
- Tabela 2** Índice de significância e peso dos poluentes (Adaptado de Kumar e Alappat, 2005). Os asteriscos indicam as variáveis (n=10) utilizadas para o cálculo do IPC no aterro deste estudo. 20
- Tabela 3** Peso dos poluentes (Adaptado de Mahler et al., 2020). Todas as variáveis foram utilizadas para o cálculo do IAAD do aterro deste estudo. 21
- Tabela 4** Média e desvio padrão das Demandas Bioquímica e Química de Oxigênio do lixiviado da CTR - Campos nos períodos chuvosos e de estiagem no chorume bruto. O asterisco representa diferença significativa entre estações ($p < 0,05$) de acordo com ANOVA. 24
- Tabela 5** Média e desvio padrão da soma concentrações dos Compostos Inorgânicos Totais (elementos-traço) e do Nitrogênio Amoniacal do lixiviado da CTR - Campos nos períodos chuvosos e de estiagem no chorume bruto. Não foram detectadas diferenças significantes ($p < 0,05$) entre estações. 24
- Tabela 6** Média e desvio padrão das concentrações dos elementos-traço no chorume da CTR - CAMPOS em 2019 antes (chorume bruto) e após o tratamento (chorume tratado). O asterisco representa diferença significativa ($p < 0,05$) do tratamento de osmose reversa de acordo com ANOVA. 293
- Tabela 7** Valor do IPC e IAAD (adimensionais) de acordo com a sazonalidade. O asterisco representa diferença significativa entre estações ($p < 0,05$) de acordo com ANOVA. 32
- Tabela 8** IPC e IAAD calculados para outros aterros brasileiros, juntamente com os dados de idade e do tipo de aterro para cada localidade. 33

LISTA DE MATERIAL SUPLEMENTAR

Artigo

- Material Suplementar 1** – Dados históricos de precipitação mensal entre 1981 e 2010 (tracejado preto) e pluviosidade mensal observada no ano de coleta das amostras desse trabalho, em 2019 (INPE, 2019)..... 39
- Material Suplementar 2** – Limites de Quantificação e Recuperação..... 40

RESUMO

Dados recentes indicam que aproximadamente 59,5% dos 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos gerados no Brasil são destinados aos aterros sanitários anualmente. Nos aterros sanitários a decomposição dos resíduos ali depositados gera um efluente de grande importância ambiental: o chorume. O chorume é um efluente complexo e pode ter alta concentração de matéria orgânica e elementos-traço, o que lhe confere elevada capacidade poluidora. O objetivo desse trabalho foi avaliar mensalmente, ao longo de um ano, a dinâmica de elementos-traço e da matéria orgânica no chorume de forma a compreender a interrelação entre eles e aplicar os índices de poluição do chorume (um idealizado para aterros de clima mediterrâneo – IPC – e outro para aterros desativados – IAAD) no aterro desse estudo e outros aterros do país a fim de gerar um panorama dos possíveis impactos do chorume em território nacional. Os resultados sugerem que a água da chuva que percola no aterro dilui os compostos inorgânicos, reduzindo a concentração da DQO em 53,30% e aumenta o aporte de matéria orgânica no chorume aumentando a concentração de DBO₅ em aproximadamente 30%. A predição das concentrações de DQO foi mais precisa quando se leva em consideração o acúmulo de pluviosidade bimensal ($R^2 = 0,75$, $p = 0,0002$) do que a mensal, o que sugere um atraso entre o evento da chuva e seus efeitos. A média anual das concentrações de nitrogênio amoniacal no chorume bruto foi de $1928,65 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, tendo um acréscimo de 97,01% quando comparados os meses de estiagem com a época chuvosa. O efeito da sazonalidade nos elementos-traço não é muito claro. As concentrações de Bo, Ca e Mn cresceram seus valores em 50%, 161,78% e 125%, respectivamente, na estação chuvosa. Em contrapartida, nos meses de estiagem, Cu e Fe tiveram suas concentrações aumentadas em 800% e 92,02%, respectivamente. O índice de poluição do chorume idealizado para aterros desativados (IAAD) se mostrou mais sensível para indicar a poluição do chorume produzido em aterros brasileiros do que o índice de poluição do chorume (IPC), amplamente utilizado em aterros de todo o mundo.

Palavras-chave: Chorume. Elementos-traço. Nitrogênio amoniacal. Resíduos sólidos. Sazonalidade.

ABSTRACT

Recent data indicate that approximately 59.5% of the 79 million tons of solid waste generated in Brazil are sent to landfills annually. In sanitary landfills, the decomposition of waste generates an effluent of great environmental importance: leachate. Leachate is a complex effluent and can have a high concentration of organic matter and trace elements, which gives it a high polluting capacity. The objective of this work was to evaluate monthly, over a year, the dynamics of trace elements and organic matter in the leachate in order to understand the interrelationship between them and apply two leachate pollution indices (one idealized for landfills from a Mediterranean climate – IPC – and another used in deactivated landfills – IAAD) in the landfill of this study and other landfills in the country in order to generate an overview of the possible impacts of leachate in the national territory. The results suggest that the rainwater that percolates in the landfill dilutes the inorganic compounds, reducing the concentration of COD by 53.30% and increasing the amount of organic matter in the leachate, increasing the concentration of BOD₅ by approximately 30%. The prediction of COD concentrations was more precise when taking into account the accumulation of bimonthly rainfall ($R^2 = 0.75$, $p = 0.0002$) than the monthly one, which suggests a delay between the rain event and its effects. The annual mean of ammonia nitrogen concentrations in the raw leachate was $1928.65 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, with an increase of 97.01% in the dry season compared to the rainy season. The effect of seasonality on trace elements was not very clear: the concentrations of Bo, Ca and Mn increased their values by 50%, 161.78% and 125%, respectively, in the rainy season. On the other hand, in the dry season, Cu and Fe had their concentrations increased by 800% and 92.02%, respectively. The leachate pollution index used in deactivated landfills (IAAD) proved to be more sensitive to indicate the pollution of idealized produced in Brazilian landfills than the leachate pollution index (IPC), which is widely used in landfills around the world.

Keywords: Leachate. Trace elements. Ammoniacal nitrogen. Solid waste. Seasonality.

ESTE ESTUDO

Essa dissertação é composta de (1) uma introdução geral, onde são abordados aspectos importantes a respeito da dinâmica de elementos-traço e matéria orgânica em aterros e (2) um artigo científico, que contém os resultados desse trabalho.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. PANORAMA DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO BRASIL E NO MUNDO

A geração de resíduos é produto natural da urbanização, do desenvolvimento econômico e do crescimento populacional. A produção global de resíduos sólidos é estimada em 2,01 bilhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2019). O volume dos resíduos gerados está, geralmente, correlacionado com os níveis de renda e com as taxas de urbanização. No contexto nacional, o Brasil contribui com aproximadamente 79,6 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2020). Numa projeção póstera, é previsto que a geração mundial de resíduos alcance 3,40 bilhões de toneladas até 2050 e no Brasil chegue a 120,9 milhões de toneladas (Kaza et al., 2018; ABRELPE, 2020).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) inclui em sua definição de saneamento o gerenciamento seguro de resíduos sólidos. Intrínseco a este entendimento, está o conceito de limpeza urbana, que abrange, além de outros serviços, a coleta, o tratamento e a destinação final dos resíduos sólidos (WHO, 2019).

Diversos métodos podem ser utilizados para o tratamento e disposição final de resíduos (aterragem, incineração, compostagem, entre outros). No mundo, 37% dos resíduos são dispostos em algum tipo de aterro (Kaza et al., 2018). Em 2019, o Brasil descartou 59,5% de seus resíduos em aterros, totalizando cerca de 43,3 milhões de toneladas (ABRELPE, 2019). Com relação aos métodos de disposição de resíduos em solo, existem três tipos: lixões a céu aberto, aterros controlados e aterros sanitários.

O termo lixão é designado para caracterizar um local de destinação de resíduos no solo, onde a deposição ocorre de forma desordenada e sem nenhuma ou com poucas medidas de controle de operação para proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Conseqüentemente poluindo o solo, ar e água, além de agir proliferando vetores e gerando maus odores (ISWA, 2006).

Aterros controlados são antigos lixões nos quais, como medida de remediação, iniciou-se o processo de isolamento dos resíduos e a implantação não apenas de sistemas de drenagem de lixiviados e dos gases produzidos, como a compactação e cobertura das unidades de divisão do local de disposição

dos resíduos no aterro (células), após cada jornada de trabalho. Entretanto, a ausência de impermeabilização da base de contato dos resíduos com o solo e o tratamento do lixiviado em aterros controlados levam à poluição localizada, comprometendo assim a qualidade das águas superficiais ou das galerias subterrâneas. A falta de recursos dos municípios em diversos casos faz com que aterros controlados sejam considerados a única alternativa viável ([Lanza e Carvalho, 2006](#); [Cerbato e Argolo 2012](#); [Han et al., 2016](#); [Samadder et al., 2017](#)).

Tratando-se de deposição de resíduos no solo, a forma mais correta desse processo ser realizado é através da construção de um aterro sanitário. Um aterro sanitário pode ser entendido como um reator bioquímico, no qual os resíduos e a água agem como reagentes produzindo biogás e chorume ([MMA, 2017](#)). Aterros sanitários são considerados como uma alternativa eficiente e segura de disposição de resíduos sólidos no solo ([ELK, 2007](#)). Em contrapartida, países mais desenvolvidos, sobretudo aqueles com pequena extensão territorial, estão substituindo os aterros sanitários por sistemas de incineração. Essa migração se dá pela disponibilidade reduzida de áreas para implantação de locais de disposição de resíduos em solo ([Rabl et al., 2008](#)). Certos países dão um passo além, gerando energia através da combustão dos resíduos. Ademais, a incineração produz como resultado da queima dos resíduos o gás carbônico, em contraposição aos aterros que produzem majoritariamente metano. No contexto do aquecimento global, o metano é, de 28 a 36 vezes mais poluidor que o gás carbônico ([US EPA, 2018](#)).

1.2. ATERROS SANITÁRIOS COMO REATORES BIOQUÍMICOS

Durante a decomposição dos resíduos em um aterro, as principais etapas bioquímicas que ocorrem são (1) a decomposição aeróbica; (2) a decomposição anaeróbica e fase acidogênica e (3) a fase metanogênica que afetam a dinâmica de elementos-traço e outras substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no chorume (**Figura 1**) ([Torretta et al., 2017](#)).

A decomposição aeróbica é a decomposição biológica da matéria orgânica, que ocorre em condições aeróbicas, devido à presença de gás oxigênio no interior do aterro, como consequência da superposição de camadas de resíduos proveniente do manejo dos resíduos. O solo que é utilizado na cobertura e compactação dos resíduos sólidos contém bactérias que são as responsáveis pela decomposição aeróbica, metabolizando a matéria orgânica e,

para isso, consomem o O_2 . Essa etapa pode durar dias ou meses, dependendo da quantidade de gás oxigênio disponível para as bactérias no solo. O produto da decomposição da matéria orgânica pelas bactérias aeróbicas é a formação de dióxido de carbono, água e calor (ELK, 2007; Tchobanoglous et al., 1993).

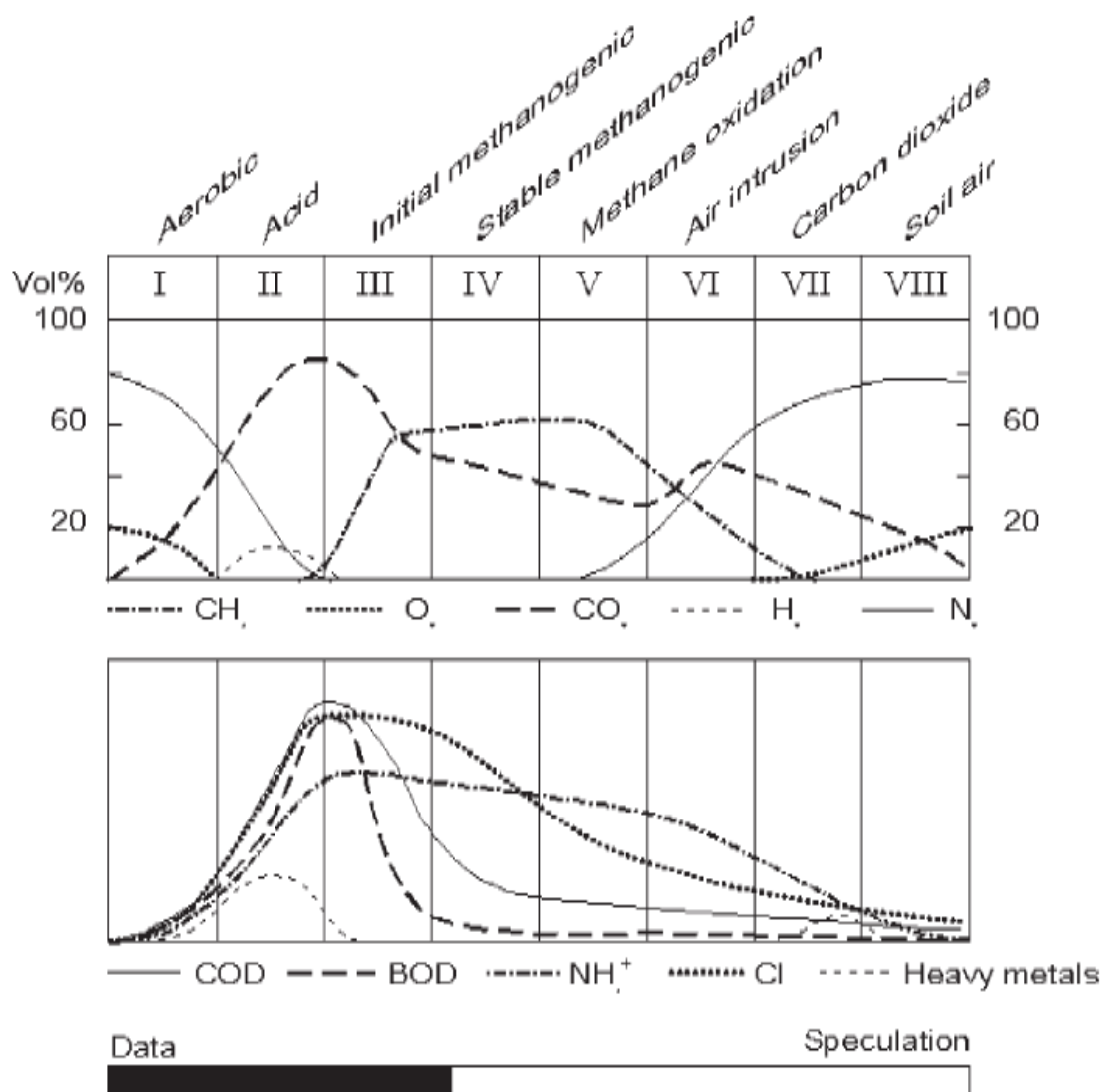


Figura 1 Variação da composição do chorume e do biogás ao longo da vida de um aterro sanitário. (Adaptado de Kjeldsen et al., 2002).

O processo de decomposição anaeróbica inicia-se com a diminuição dos níveis de O_2 presente na massa de resíduos. Com a queda do potencial de oxidação-redução os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica em metano e dióxido de carbono iniciam a decomposição do material orgânico complexo em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários, o que resulta em uma diminuição do pH do chorume.

Na fase acidogênica, as demandas bioquímicas (DBO) e químicas de oxigênio (DQO) e a condutividade elétrica do chorume aumentam significativamente devido à dissolução de ácidos orgânicos no chorume. Ao final desta etapa o pH é neutralizado, possibilitando assim o estabelecimento das bactérias metanogênicas (Tchobanoglous et al., 1993).

A fase metanogênica é a fase na qual a decomposição da matéria orgânica produz de forma estável o metano. Isso ocorre devido à predominância de microrganismos estritamente anaeróbicos (bactérias metanogênicas) que convertem os produtos finais das reações acetogênicas em metano, gás hidrogênio e dióxido de carbono. O chorume nesta fase tende a ser mais básico, com o valor de pH na faixa de 6,8 a 8,0 (Kjeldsen et al. 2002; Tchobanoglous et al., 1993).

1.3.O POTENCIAL DE POLUIÇÃO DO CHORUME PARA OS ECOSISTEMAS

O chorume é o lixiviado produzido pela percolação da água através da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos, em processo de decomposição, dispostos nos aterros sanitários (Sisino e Moreira, 1996). É um líquido negro, de odor nauseante e que contém altas concentrações de compostos orgânicos (biodegradáveis e recalcitrantes) e inorgânicos (Bertazzoli e Pelegrini, 2002).

O chorume, resultado da decomposição dos resíduos sólidos nos aterros pode potencialmente contaminar vários compartimentos dos ecossistemas por diferentes vias (**Figura 2**). Embora a contaminação de águas subterrâneas pelo chorume seja menos provável nos aterros modernos, como consequência de barreiras projetadas e da coleta de chorume, o risco ainda existe (Slack, 2005).

A composição físico-química do chorume é extremamente variável, dependendo de diversos fatores internos e externos ao aterro como, por exemplo: fatores climáticos e hidrogeológicos; operações e manejo do aterro; tipos de bactérias presentes no solo; características do lixo e tempo de disposição. O chorume pode conter elevadas concentrações de elementos-traço, sólidos suspensos e compostos orgânicos originados da degradação de substâncias que são metabolizadas como carboidratos, proteínas e gorduras (Sisino, 1996; El-Fadel et al., 1997). Compostos orgânicos biodegradáveis são facilmente digeridos por microrganismos presentes no aterro, enquanto os

recalcitrantes apresentam alta estabilidade química, fotoquímica e taxa de biodegradação muito lenta (Costa et al., 2019).

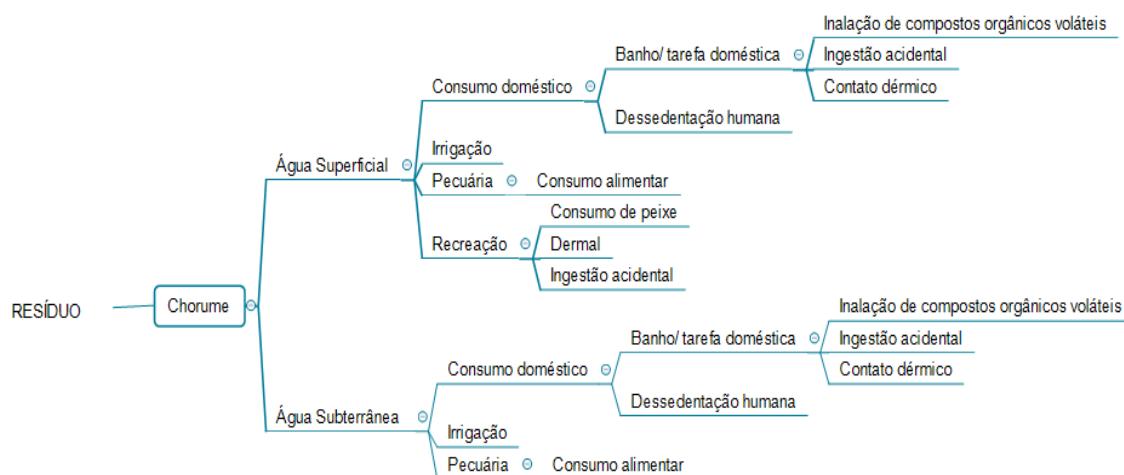


Figura 2 Vias de exposição causadas por aterros sanitários (Adaptado de Redfearn e Roberts (2002) e Schiopu (2010)).

Diversos tipos de resíduos como, por exemplo, lâmpadas, baterias, tintas, embalagens utilizadas em produtos químicos e farmacêuticos podem ser fontes de elementos-traço para aterros (Costa et al., 2019).

Devido a sua composição, efluentes como o chorume representam uma ameaça ao ambiente se não geridos de forma adequada. Os riscos ambientais associados à dispersão dos lixiviados são devidos principalmente às elevadas concentrações de matéria orgânica e elementos-traço (Kang et al., 2002; Wang et al., 2002; Fan et al., 2006; Rafizul et al., 2012; Arunbabu et al., 2017; Torretta et al., 2017).

Diversos parâmetros são utilizados no monitoramento da quantidade e estado de decomposição da matéria orgânica em aterros como forma de identificar possíveis situações onde seja necessário ajustes no manejo ambiental dos mesmos. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) é um parâmetro não específico da concentração de matéria orgânica biodegradável através do consumo de oxigênio por microrganismos após 5 dias a 20°C (Valente et al., 1997).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um indicador que determina a quantidade de material quimicamente oxidável total na amostra. Assim como a DBO₅, é também um método que estima o quanto de oxigênio que é consumido

no aterro. O teste de DQO utiliza um agente oxidante químico forte como forma de oxidar quimicamente o material orgânico, além do inorgânico passível de oxidação, na amostra de chorume sob condições de calor e ácido forte (Woodard e Curran, Inc., 2006; Drosig et al., 2013).

O valor de Carbono Orgânico Total (COT) é um parâmetro que determina de forma indireta a qualidade da água, frequentemente usado como uma alternativa às medições de DBO₅ ou DQO. Ele representa a quantidade de carbono orgânico total em solução (Orellana et al., 2011)

Uma das variáveis que mais impacta a dinâmica dos compostos presentes no chorume é a idade do aterro. Aterros mais velhos, com mais de 10 anos, apresentam baixas concentrações de material biodegradável, representado por baixos valores de DBO₅. A predominância desta fração da matéria orgânica constituída de compostos recalcitrantes nos aterros é um indicativo de que a biodegradabilidade do material presente no aterro se exauriu com o tempo (Costa et al., 2019). As concentrações de carbono orgânico degradável afetam diretamente a mobilidade dos metais (Van der Sloot, 1998; Meima et al., 1999). O alto conteúdo de matéria orgânica funciona como suporte geoquímico para o transporte de elementos-traço que podem contaminar águas superficiais ou infiltrar no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo sua qualidade e principais usos (Sisino, 1996; Fan et al., 2006).

Aterros com mais de 10 anos já estão em sua fase metanogênica e tendem a apresentar baixas concentrações de elementos-traço no chorume. Isso ocorre porque estes elementos têm sua solubilidade reduzida em ambientes com pH alcalino (Costa et al., 2019).

Diferentemente dos elementos-traço, o nitrogênio amoniacal é produzido em concentrações muito mais elevadas de forma consistente nas diferentes fases do aterro (Christensen et al., 2001). Embora não seja classificado como perigoso, o nitrogênio amoniacal tem o potencial de atuar como um dos principais poluentes ambientais gerados a partir de aterros que contêm resíduos putrescíveis, principalmente em aterros com mais de dez anos (**Figura 1**) (Slack, 2005).

Os teores de elementos-traço na fração dissolvida (lixiviada) do chorume geralmente subestimam a concentração total desses compostos, uma vez que estes elementos podem estar presentes na forma de coloides ou complexos

metálicos que não são detectados na fração dissolvida. A maior parte dos elementos-traço está adsorvido indicando que o teor de elementos-traço na fração particulada é significativamente maior do que os estudos de detecção na fração dissolvida demonstram (Gounaris et al., 1993; Christensen e Christensen, 1999; Jensen e Christensen, 1999).

1.4. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CHORUME NO AMBIENTE

O Brasil, da mesma forma que outros países, tem legislações e guias para impor os limites de alguns compostos no chorume. O Art. 16 da Resolução N^o 430 do CONAMA (CONAMA, 2011) define as condições e padrões básicos sob os quais os efluentes de qualquer fonte poluidora podem ser lançados diretamente no corpo receptor (pH, Temperatura, sólidos sedimentáveis, vazão, etc). Além disso, devem ser respeitados os limites estipulados para metais e outros compostos inorgânicos (**Tabela 1**) e orgânicos (**Tabela 2**).

Alguns estudos realizados no Brasil reportam a concentração de alguns elementos-traço detectados no chorume e os principais parâmetros físico-químicos do mesmo (**Tabela 3**). Um estudo realizado em um aterro sanitário de Ribeirão Preto/SP (Celere et al., 2007) detectou concentrações de Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb e Zn no chorume ali produzido, sendo as concentrações de Pb e Zn acima do limite permitido pela legislação brasileira (CONAMA, 2011). Outro estudo realizado em Botucatu/SP (Oliveira, 2004) detectou, no chorume deste aterro, concentrações de Cd, Pb, Cr, Ni e Zn superiores aos limites estabelecidos pelo CONAMA (2011).

A avaliação do potencial tóxico que o chorume tem para os corpos hídricos é uma tarefa difícil, visto que cada poluente tem nível de toxicidade e concentração variável (Ghost et al. 2017). Para contornar a dificuldade da avaliação do potencial poluidor do chorume, Kumar e Alappat (2005) criaram uma ferramenta multivariada que contorna esse problema de ordem prática.

Tabela 1 Limites estipulados para parâmetros inorgânicos de lançamentos de efluentes no Brasil e em outros países. Adaptado de [CONAMA, \(2011\)](#).

| Parâmetros inorgânicos e físico-químicos | (mg·L⁻¹) (CONAMA, 2011) | (mg·L⁻¹) (WHO, 2019) | (mg·L⁻¹) (US EPA, 2000) | (mg·L⁻¹) (MOE, 2015) |
|---|---|--|---|--|
| Arsênio total | 0,5 | 0,5 | 1,1 | 0,1 |
| Bário total | 5 | - | - | - |
| Boro total | 5 | 1 | - | 10 |
| Cádmio total | 0,2 | 0,03 | - | 0,03 |
| Chumbo total | 0,5 | 1 | - | 0,1 |
| Cianeto total | 1 | 1 | - | 1 |
| Cianeto livre | 0,2 | - | - | - |
| Cobre dissolvido | 1 | - | - | 3 |
| Cromo hexavalente | 0,1 | 0,5 | 1,1 | 0,5 |
| Cromo trivalente | 1 | - | - | 2 |
| DBO₅ | 60 | 25 | 220 | 160 |
| Estanho total | 4 | - | - | - |
| Ferro dissolvido | 15 | 10 | - | 10 |
| Fluoreto total | 10 | 15 | - | 8 |
| Manganês dissolvido | 1 | 10 | - | 10 |
| Mercúrio total | 0,01 | 0,005 | - | 0,005 |
| Níquel total | 2 | 1 | - | - |
| Nitrogênio amoniacal total | 20 | 10 | 10 | 100 |
| pH (Adimensional) | 5-9 | 6-9 | 6-9 | 5.8-8.6 |
| Prata total | 0,1 | 0,5 | - | - |
| Selênio total | 0,3 | 0,5 | - | 0,1 |
| Sólidos em suspensão | 20 | 25 | 88 | 200 |
| Sulfeto | 1 | 1 | - | - |
| Zinco total | 5 | 5 | 0,535 | 2 |

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; WHO: World Health Organization (Organização Mundial da Saúde); USEPA: United States Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos); MOE: Ministry of Environment – Japan (Ministério do Meio Ambiente – Japão).

Tabela 2 Limites estipulados para parâmetros orgânicos de lançamento de efluentes no Brasil e em outros países. Adaptado de [CONAMA \(2011\)](#).

| Parâmetros Orgânicos | (mg·L⁻¹) (CONAMA, 2011) | (mg·L⁻¹) (WHO, 2019) | (mg·L⁻¹) (US EPA, 2000) | (mg·L⁻¹) (MOE, 2015) |
|---------------------------------|---|--|---|--|
| Benzeno | 1,2 | - | - | 0,100 |
| Clorofórmio | 1 | - | - | - |
| Dicloroetano | 1 | - | - | 0,040 |
| Estireno | 0,07 | - | - | - |
| Etilbenzeno | 0,84 | - | - | - |
| Fenóis totais | 0,5 | 1,000 | - | 5,000 |
| Tetracloroeto de carbono | 1 | - | - | 0,020 |
| Tricloroetano | 1 | - | - | 3,000 |
| Tolueno | 1,2 | - | - | - |
| Xileno | 1,6 | - | - | - |

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; WHO: World Health Organization (Organização Mundial da Saúde); USEPA: United States Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos); MOE: Ministry of Environment – Japan (Ministério do Meio Ambiente – Japão).

O Índice de Poluição do Chorume (IPC) é uma ferramenta que permite comparar o potencial poluidor do efluente proveniente de vários aterros de uma determinada área geográfica ([Kumar e Alappat, 2005](#)). O IPC é calculado por meio de um método matemático que leva em consideração 18 variáveis biológicas e químicas do chorume com pesos diferentes. O peso de cada variável possui um valor que é expresso em uma escala de 1 a 5 que expressa de forma crescente a significância relativa para a contaminação do lixiviado ([Kumar e Alappat, 2005](#); [Rafizul et al., 2012](#)).

O município de Campos dos Goytacazes, no estado do Rio de Janeiro, conta com a Central de Tratamento de Resíduos, CTR – Campos, no distrito de Conselheiro Josino. A CTR – Campos pode ser definida tecnicamente como um aterro sanitário, uma vez que atende todas as características básicas, possuindo impermeabilização na base, sistemas de drenagem de gás e de coleta de chorume e tem seus resíduos compactados e recobertos após o fim de cada jornada de trabalho, entre outros requisitos necessários.

Tabela 3 Concentração de elementos-traço, pH e idade do chorume produzido em aterros brasileiros.

| Local do aterro | Idade do aterro (Anos) | Concentração dos elementos-traço (mg·L ⁻¹) | | | | | | | | Referências |
|---------------------------|------------------------|--|------|-------|-------|-------|------|-------|------|--|
| | | pH | Ni | Cr | Cd | Zn | Cu | Pb | Fe | |
| Belo Horizonte/ MG | 9 | 8,3 | ---- | 0,23 | 0,04 | 0,1 | ---- | <0,02 | 5,68 | (Moravia et al. 2011) |
| Biguaçu/ SC | ---- | ---- | 0,29 | 0,33 | 0,04 | ---- | 1,16 | 0,38 | 7,77 | (Castilhos Junior et al. 2010) |
| Guarapuava/ PR | ---- | 7,8 | ---- | ---- | 0,09 | ---- | ---- | 0,16 | 0,79 | (Hetka et al. 2016) |
| Dourados/ MS | ---- | 8-8,5 | ---- | ---- | ---- | 0,27 | ---- | 0,33 | ---- | (Riguetti et al. 2015) |
| Hidrolândia/ GO | 2 | ---- | 0,06 | 0,096 | 0,009 | 0,45 | 0,06 | 0,025 | 33 | (Barros et al. 2015) |
| Muribeca/ PE | ---- | 7,88 | 0,47 | ---- | ---- | 0,28 | 0,11 | 0,24 | 7,67 | (Rodrigues Filho et al. 2012) |
| Ribeirão Preto/ SP | 18 | ---- | ---- | 0,175 | 0,01 | 8,429 | ---- | 2,085 | ---- | (Celere et al., 2007) |
| Botucatu/ SP | ---- | 8,6 | 0,41 | 0,037 | 0,053 | 0,142 | ---- | 0,062 | ---- | (Oliveira, 2004) |

O aterro sanitário de Campos dos Goytacazes possui uma área de 0,851 Km² e situa-se a, aproximadamente, à 30 Km do centro urbano do município. A unidade iniciou as operações em 2012, há oito anos, e desde então vem recebendo resíduos de Campos e outros municípios da região ([Geaquinto, 2018](#)).

A CTR – Campos recebe cerca de 289 toneladas por dia de resíduos oriundos de Campos dos Goytacazes e outros municípios da região Norte Fluminense, o que representa 0,13% de todo resíduo gerado no país. Diariamente os resíduos depositados são compactados ao menor volume possível e recobertos com uma camada de solo retirado dos entornos da CTR – Campos ([Geaquinto, 2018](#)).

Até a presente data, nenhum estudo sobre a dinâmica dos níveis de elementos-traço na área de operação da CTR – Campos foi publicado. E isto se mostra problemático devido à alta complexidade e variabilidade das características do chorume. Logo, a caracterização química desse efluente pode ajudar na identificação de um método de tratamento adequado para a realidade local e ajudar na compreensão da dinâmica que elementos-traço em áreas como essa.

ARTIGO

Avaliação da dinâmica de elementos-traço e da matéria orgânica em chorume proveniente de um aterro sanitário localizado no sudeste brasileiro

Avaliação da dinâmica de elementos-traço e da matéria orgânica em chorume proveniente de um aterro sanitário localizado no sudeste brasileiro

Alexandre Geaquinto⁽¹⁾, Inácio Abreu Pestana⁽¹⁾, Cristina Maria Magalhães de Souza^{*(1)}.

⁽¹⁾ Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, CEP: 28013-602

**in memoriam*

RESUMO

Dados recentes indicam que aproximadamente 59,5% dos 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos gerados no Brasil são destinados aos aterros sanitários anualmente. Nos aterros sanitários a decomposição dos resíduos ali depositados gera um efluente de grande importância ambiental: o chorume. O chorume é um efluente complexo e pode ter alta concentração de matéria orgânica e elementos-traço, o que lhe confere elevada capacidade poluidora. O objetivo desse trabalho foi avaliar mensalmente, ao longo de um ano, a dinâmica de elementos-traço e da matéria orgânica no chorume de forma a compreender a interrelação entre eles e aplicar os índices de poluição do chorume (um idealizado para aterros de clima mediterrâneo – IPC – e outro para aterros desativados – IAAD) no aterro desse estudo e outros aterros do país a fim de gerar um panorama dos possíveis impactos do chorume em território nacional. Os resultados sugerem que a água da chuva que percola no aterro dilui os compostos inorgânicos, reduzindo a concentração da DQO em 53,30% e aumenta o aporte de matéria orgânica no chorume aumentando a concentração de DBO₅ em aproximadamente 30%. A predição das concentrações de DQO foi mais precisa quando se leva em consideração o acúmulo de pluviosidade bimensal ($R^2 = 0,75$, $p = 0,0002$) do que a mensal, o que sugere um atraso entre o evento da chuva e seus efeitos. A média anual das concentrações de nitrogênio amoniacal no chorume bruto foi de 1928,65 mg·L⁻¹, tendo um acréscimo de 97,01% quando comparados os meses de estiagem com a época chuvosa. O efeito da sazonalidade nos elementos-traço não é muito claro. As concentrações de Bo, Ca e Mn cresceram seus valores em 50%, 161,78% e 125%, respectivamente, na estação chuvosa. Em contrapartida, nos meses de estiagem, Cu e Fe tiveram suas concentrações aumentadas em 800% e 92,02%, respectivamente. O índice de poluição do chorume idealizado para aterros desativados (IAAD) se mostrou mais sensível para indicar a poluição do chorume produzido em aterros brasileiros do que o índice de poluição do chorume (IPC), amplamente utilizado em aterros de todo o mundo.

Palavras-chave: Chorume. Elementos-traço. Nitrogênio amoniacal. Resíduos sólidos. Sazonalidade.

1. INTRODUÇÃO

Diversos métodos podem ser utilizados para o tratamento e disposição final de resíduos (aterragem, incineração, compostagem, entre outros). No mundo, 37% dos resíduos são dispostos em algum tipo de aterro (Kaza et al., 2018). Em 2019, na última pesquisa realizada, o Brasil descartou 59,5% de seus resíduos em aterros, totalizando cerca de 43,3 milhões de toneladas (ABRELPE, 2019). Aterros sanitários são considerados como uma alternativa eficiente e segura de disposição de resíduos sólidos no solo (ELK, 2007).

Durante a decomposição dos resíduos em um aterro, as principais etapas bioquímicas que ocorrem são (1) a decomposição aeróbica; (2) a decomposição anaeróbica e fase acidogênica e (3) a fase metanogênica que afetam a dinâmica de elementos-traço e outras substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no chorume (Torretta et al., 2017).

A decomposição aeróbica é a decomposição biológica da matéria orgânica que ocorre devido à presença de gás oxigênio no interior do aterro, como consequência da superposição de camadas de resíduos. O solo contém bactérias que são as responsáveis pela decomposição aeróbica, metabolizando a matéria orgânica e, para isso consomem o O₂, tendo como produtos o dióxido de carbono, água e calor (ELK, 2007; Tchobanoglous et al., 1993). No processo de decomposição anaeróbica a conversão da matéria orgânica em metano e dióxido de carbono pelos microrganismos inicia a decomposição do material orgânico complexo em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários, o que caracteriza uma diminuição do pH do chorume. Na fase acidogênica, as demandas bioquímicas (DBO) e químicas de oxigênio (DQO) e a condutividade elétrica do chorume aumentam devido à dissolução de ácidos orgânicos no chorume (Tchobanoglous et al., 1993). Durante a fase metanogênica ocorre a produção do metano: os microrganismos estritamente anaeróbicos (bactérias metanogênicas) convertem os produtos finais das reações acetogênicas em metano, gás hidrogênio e dióxido de carbono. O chorume nesta fase tende a ser mais básico, com o valor de pH na faixa de 6,8 a 8,0 (Kjeldsen et al. 2002; Tchobanoglous et al., 1993).

O chorume, resultado da decomposição dos resíduos sólidos nos aterros pode potencialmente contaminar vários compartimentos dos ecossistemas por diferentes vias. As concentrações de carbono orgânico dissolvido afetam diretamente a

mobilidade dos metais ([Van der Sloot, 1998](#); [Meima et al., 1999](#)). O alto conteúdo de matéria orgânica funciona como suporte geoquímico para o transporte de elementos-traço que podem contaminar águas superficiais ou infiltrar no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo sua qualidade e principais usos ([Sisino, 1996](#); [Fan et al., 2006](#)).

Uma das variáveis que mais impacta a dinâmica dos compostos presentes no chorume é a idade do aterro no qual ele foi formado. A biodegradabilidade da matéria orgânica presente nos resíduos depositados no aterro se exaure com o tempo. Portanto, aterros mais velhos, com mais de 10 anos, apresentam baixas concentrações de DBO₅. Com o passar do tempo, durante a transição da fase ácida para a metanogênica, há uma grande mudança nas características físico-químicas do chorume. A alcalinização do pH é responsável pela redução da solubilidade e consequente precipitação dos elementos-traço resultando na redução das concentrações desses compostos no chorume. A predominância destas características é um indicativo de estabilização da fase metanogênica ([Sisino, 1996](#); [Fan et al., 2006](#); [Costa et al., 2019](#)).

Embora não seja classificado como perigoso, o nitrogênio amoniacal tem o potencial de atuar como um dos principais poluentes ambientais presentes no chorume ([Slack, 2005](#)). Diferentemente dos elementos-traço, o nitrogênio amoniacal é produzido em concentrações muito mais elevadas que os compostos sintéticos, com níveis consistentes nas diferentes fases do aterro ([Christensen et al., 2001](#)). A partir do final da fase ácida e início da metanogênica, com a neutralização do pH é possível observar que a concentração de nitrogênio amoniacal permanece constante ([Burton & Watson-Craik, 1998](#); [Koster & Koomen 1988](#); [Kjeldsen et al., 2002](#)).

Apesar das informações sobre as relações climáticas e a geração de lixiviados serem muito limitadas na literatura, alguns estudos confirmam que existe grande interferência sazonal na composição do lixiviado do aterro e a sua toxicidade. [Vadillo et al. \(1999\)](#) e [Monteiro et al. \(2002\)](#) demonstram que a percolação da água da chuva no solo durante as estações chuvosas interfere de forma direta no lixiviado, diluindo principalmente as concentrações de compostos inorgânicos.

O conhecimento do potencial tóxico do chorume é essencial para o manejo de aterros, uma vez que os poluentes em altas concentrações podem, individualmente ou em combinações, levar a altos níveis de toxicidade ([Ghost et al. 2017](#)). Para contornar a dificuldade da avaliação do potencial poluidor do chorume, [Kumar e](#)

[Alappat \(2005\)](#) criaram uma ferramenta multivariada que integra o efeito de variadas substâncias e/ou parâmetros presentes no chorume em um único indicador de potencial de poluição.

O Índice de Poluição do Chorume (IPC) leva em consideração 18 variáveis biológicas e químicas do chorume, atribuindo diferentes pesos a cada uma e gerando um valor final que varia de 5 a 100 ([Rafizul et al., 2012](#)). O índice é uma ferramenta que permite comparar o potencial poluidor do efluente proveniente de vários aterros de uma determinada área geográfica ([Kumar e Alappat, 2005](#)).

O fato de que o IPC considera 18 variáveis acaba fazendo com que haja limitações da utilização desse índice em aterros de diferentes regiões, pois o peso atribuído a cada uma das variáveis não leva em consideração as características peculiares de cada local. Essa divergência pode ser notada em aterros de regiões tropicais, pois o índice atribui um peso relativamente baixo a fatores relacionados a matéria orgânica que é um componente de grande importância no chorume dessas localidades. Nesse sentido, outros índices são propostos na literatura como uma alternativa ao IPC que atribuem maiores pesos às variáveis relacionadas à matéria orgânica. O Índice de Avaliação de Aterros Desativados (IAAD), por exemplo, utiliza apenas 4 variáveis em seus cálculos, todas relacionadas direta ou indiretamente à dinâmica de matéria orgânica, e pode contornar os problemas causados pela utilização do IPC para aterros de clima tropical ([Mahler et al., 2020](#)).

Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar mensalmente, ao longo de um ano, a dinâmica de elementos-traço e da matéria orgânica no chorume de forma a compreender a interrelação entre eles e aplicar os índices de poluição do chorume (IPC e IAAD) no aterro desse estudo e outros aterros do país a fim de gerar um panorama dos possíveis impactos do chorume em território nacional. Nós temos duas hipóteses para esse trabalho: (I) esperamos um forte efeito da pluviosidade no chorume, com efeitos distintos para compostos inorgânicos e orgânicos: enquanto que é esperado uma diluição dos compostos inorgânicos (ex: elementos-traço), é esperado um arraste de maior quantidade de matéria orgânica para o aterro através dos processos de escoamento superficial ([Vadillo et al., 1999](#); [Monteiro et al., 2002](#)). Além disso, (II) esperamos que o IAAD seja um índice mais adequado para mensurar o impacto do chorume de aterros brasileiros, visto as correções realizadas no seu cálculo que valorizam variáveis relacionadas à dinâmica de matéria orgânica, principal componente de aterros brasileiros ([Mahler et al., 2020](#)).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A Central de Tratamento de Resíduos (CTR) – Campos localiza-se em Conselheiro Josino, zona rural à 29 km da sede de Campos dos Goytacazes/RJ (**Figura 1**). O local de deposição de resíduos é considerado um aterro sanitário, visto que há impermeabilização da base, sistemas de drenagem de gás e compactação e cobertura dos resíduos frequentes.



Figura 1 Localização da Central de Tratamento de Resíduos (CTR – Campos), no subdistrito de Conselheiro Josino de Campos dos Goytacazes – RJ. Adaptado de (Geaquinto, 2018). 1 – Aterro Sanitário; 2 – Tanque de Recebimento de Chorume; 3 – Usina de Biogás; 4 – Tanque de Acúmulo e Evaporação de Chorume; 5 – Estação de Tratamento de Efluentes.

A região Norte Fluminense, onde o aterro está localizado apresenta dois períodos pluviométricos distintos: estiagem entre os meses de junho, julho e agosto e os meses de maior precipitação entre novembro, dezembro e janeiro (**Material Suplementar 1**) (Sobral et al., 2018; INPE, 2019).

Segundo Costa et al. (2008), o tipo predominante de solo ao entorno do aterro é o Latossolo Amarelo. Geomorfologicamente, a área consiste em tabuleiros formados por sedimentos terciários continentais, dispostos em níveis descontínuos de material friável e não selecionado (Benda, 2008). Dados da Carta Geomorfológica de Campos dos Goytacazes (2017) mostram que a área se localiza em altitudes que variam de 50 a 100 metros com inclinação de vertentes (declividade) entre cinco e dez graus (°). Benda (2008) mostra que a profundidade do lençol freático na região varia entre 10,1 m e 7,6 m.

A CTR – Campos, hoje com nove anos de funcionamento iniciou suas operações em julho de 2012 e em 2017 recebeu 289 toneladas de resíduos por dia, em seu projeto foi previsto o fim de sua vida útil em trinta anos (Geaquinto, 2018).

2.2. AMOSTRAGEM

As amostras de chorume bruto foram coletadas em um único ponto no aterro (**Figura 1.2**), mensalmente, ao longo de um ano. O chorume que é gerado no aterro (**Figura 1.1**) segue por gravidade, através de dutos, para o tanque de recebimento (**Figura 1.2**). Em dias de grande geração segue, também por gravidade, através de dutos para a piscina de armazenamento (**Figura 1.4**). De lá, ele é succionado à vácuo e segue para a usina de tratamento (**Figura 1.5**). O chorume tratado também foi coletado em um único ponto no aterro (**Figura 1.5**), mensalmente, ao longo de um ano.

A técnica empregada no tratamento do chorume proveniente da CTR – Campos é a osmose reversa, que consiste em um processo de separação de substâncias por membranas, que agem como barreira seletiva. A osmose reversa é um processo no qual uma pressão externa, superior à osmótica, é aplicada, forçando o fluxo contrário. O lixiviado é forçado através de uma membrana porosa onde, devido à diferença de tamanho entre as partículas e moléculas, os compostos são retidos e a água é capaz de atravessar (Costa 2009; Chamon 2011; Cunha et al. 2014).

As amostragens foram realizadas pela equipe do laboratório Tommasi Analítica (Certificação INMETRO ABNT NBR ISO/EC 17025, CRL 0442, CRL 0580; Certificação INEA, CCL IN045674) em colaboração com este projeto de mestrado. As amostras foram acondicionadas e armazenadas e as análises foram feitas dentro do período máximo de conservação previsto para cada metodologia (ABNT, 2010; CETESB, 2011; APHA, 2017a; 2017b; 2017c; 2017d).

2.3. DETERMINAÇÕES QUÍMICAS

A empresa Tommasi Ambiental fez as análises de variáveis relacionadas à dinâmica da matéria orgânica e dos elementos-traço (**Tabela 1**). Os limites de quantificação dos métodos encontram-se no **Material Suplementar 2**.

Tabela 1 Metodologia de determinação dos parâmetros analisados.

| PARÂMETROS | MÉTODOS | REFERÊNCIAS |
|------------------------|---|------------------------|
| Condutividade elétrica | Método 4500 - Voltametria. SMEWW, 20° Edição | Clescerl et al., 1999a |
| pH | Método 2510 - Voltametria. SMEWW, 20° Edição | Clescerl et al., 1999b |
| DQO | Método 5.220 D - Espectrofotometria. SMEWW, 20° Edição | Clescerl et al., 1999c |
| DBO ₅ | Método 5.210 B – Cultura com incubação por cinco dias. SMEWW, 20° Edição. | Clescerl et al., 1999d |
| Carbono Orgânico Total | SMWW 22a Edição, Método 5310 B - Combustão de Alta temperatura. | Clescerl et al., 1999e |
| Nitrogênio Amoniacal | Método 4.500 NH ₃ F - Espectrofotometria. SMEWW, 20° Edição. | Clescerl et al., 1999f |
| Elementos-Traço | Extração ácida seguida de determinação em Espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP OES). | US EPA, 2021 |

2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

2.4.1. CÁLCULO DO IPC (ÍNDICE DE POLUIÇÃO DO CHORUME)

O IPC foi calculado de acordo com [Kumar e Alappat \(2005\)](#), usando a seguinte equação:

$$IPC = \sum_{i=1}^n w_i p_i, \text{ onde:}$$

IPC = índice de poluição do chorume; w_i = o peso da i -ésima variável poluente (**Tabela 2**); p_i = a pontuação do subíndice da i -ésima variável poluente do lixiviado, utilizando curvas de toxicidade produzidas por [Kumar e Alappat \(2005\)](#) (**Anexo 1**) e n = número de variáveis poluentes do lixiviado usadas no cálculo.

Tabela 2 Índice de significância e peso dos poluentes (Adaptado de Kumar e Alappat, 2005). Os asteriscos indicam as variáveis ($n=10$) utilizadas para o cálculo do IPC no aterro deste estudo.

| Poluente | Peso do Poluente |
|----------------------------|------------------|
| Ferro Total* | 0,045 |
| Cloretos | 0,048 |
| Sólidos Dissolvidos Totais | 0,050 |
| Cobre* | 0,050 |
| Nitrogênio Amoniacal* | 0,051 |
| Níquel* | 0,052 |
| Coliformes Totais | 0,052 |
| TKN | 0,053 |
| pH* | 0,055 |
| Zinco* | 0,056 |
| Compostos Fenóis | 0,057 |
| Cianeto | 0,058 |
| DBO ₅ * | 0,061 |
| Arsênio* | 0,061 |
| DQO* | 0,062 |
| Mercúrio | 0,062 |
| Chumbo | 0,063 |
| Cromo Total* | 0,064 |
| Total | 1,000 |

No entanto, quando os dados de todas as variáveis incluídas no IPC não estão disponíveis, o IPC pode ser calculado usando a concentração dos poluentes do chorume disponíveis. Neste caso, o IPC pode ser calculado pela seguinte equação:

$$IPC = \frac{\sum_{i=1}^m w_i p_i}{\sum_{i=1}^m w_i}, \text{ onde:}$$

m = é o número de parâmetros de poluentes do chorume para os quais existem dados disponíveis, mas nesse caso $1 < m < 18$ e, $\sum_{i=1}^m w_i < 1$. Foram utilizadas 10 variáveis para o cálculo do IPC nesse estudo, marcadas com asterisco na **Tabela 2**.

2.4.2. CÁLCULO DO IAAD (ÍNDICE DE AVALIAÇÃO DE ATERROS DESATIVADOS)

O IAAD é calculado de acordo com o mesmo procedimento utilizado no cálculo do IPC, demonstrado em [Kumar e Alappat \(2005\)](#):

$$IAAD = \sum_{i=1}^n w_i p_i, \text{ onde:}$$

$IAAD$ = soma ponderada do índice de avaliação de aterros desativados; w_i = o peso da i -ésima variável poluente (**Tabela 3**); p_i = a pontuação do subíndice da i -ésima variável poluente do lixiviado, utilizando curvas de toxicidade produzidas por [Kumar e Alappat \(2005\)](#) (**Anexo 1**); n = número de variáveis poluentes do lixiviado usadas no cálculo.

Tabela 3 Peso dos poluentes (Adaptado de Mahler et al., 2020). Todas as variáveis foram utilizadas para o cálculo do IAAD do aterro deste estudo.

| Poluente | Peso do Poluente |
|----------------------|------------------|
| pH | 0,15 |
| DBO | 0,15 |
| DQO | 0,15 |
| Nitrogênio Amoniacal | 0,55 |

Esse índice, diferentemente do IPC, dá peso e importância para variáveis relevantes para aterros tropicais. Embora O IAAD tenha sido idealizado para aterros desativados, nesse estudo o utilizaremos (junto com o IPC) para mensurar a poluição do chorume no aterro deste estudo (que está atualmente em atividade) e em outros aterros do Brasil.

2.4.3. ESTATÍSTICAS INFERENCIAIS

A análise de dados e os cálculos do IPC do IAAD foram realizados no programa R ([R Core Team, 2021](#)). A relação entre a pluviosidade e a DQO foi testada a partir de uma regressão linear (função `lm`, base package, [R Core Team, 2021](#)). A variação

da físico-química e compostos inorgânicos com a sazonalidade foi testada a partir de uma ANOVA (função `aov`, base package, [R Core Team, 2021](#)). Em ambos os casos será assumido um erro a priori de 5%. Quando necessário, os dados foram transformados utilizando uma função de verossimilhança máxima (`boxcox`, MASS package, [Venables e Ripley, 2002](#)) para atender as premissas da ANOVA e regressão linear (homocedasticidade, normalidade e linearidade) dos resíduos. As regressões e ANOVAs foram validadas utilizando gráficos diagnósticos ([Altman & Krzywinski, 2016](#)).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. PARÂMETROS RELACIONADOS COM A MATÉRIA ORGÂNICA

Embora não seja possível observar uma tendência matematicamente modelável ao longo do tempo para nenhuma das variáveis relacionadas à dinâmica da matéria orgânica e físico-química (**Figura 2**), é possível observar que nos meses de maior índice pluviométrico (**Material Suplementar 1**) ([INPE, 2019](#)) há um aumento de 27,96% nos valores de concentração de DBO_5 e, em contrapartida, uma diminuição de 53,30% dos níveis de concentração de DQO, ambos em comparação ao período de estiagem (**Tabela 4**). O efeito da precipitação sobre o aterro sanitário pode explicar em partes este fenômeno. A precipitação pode estar diluindo as concentrações dos elementos-traço, diminuindo a DQO. Inclusive, utilizando os dados de compostos inorgânicos (somatório da concentração dos elementos estudados) e nitrogênio amoniacal (**Tabela 5**), percebeu-se a diminuição da concentração total de compostos inorgânicos em 35,92% no período chuvoso. Por outro lado, os dados de condutividade elétrica mostram um aumento expressivo durante o período chuvoso, o que pode significar que os íons que estão sendo arrastados pela chuva não demandam, proporcionalmente, de um aporte de oxigênio para causar um aumento na DQO. Em contrapartida, no período chuvoso há um aporte maior de matéria orgânica lixiviada (como pode ser observado no aumento de 60,87% dos valores de COT na **Tabela 4**), o que acarreta em um aumento os valores de DBO_5 .

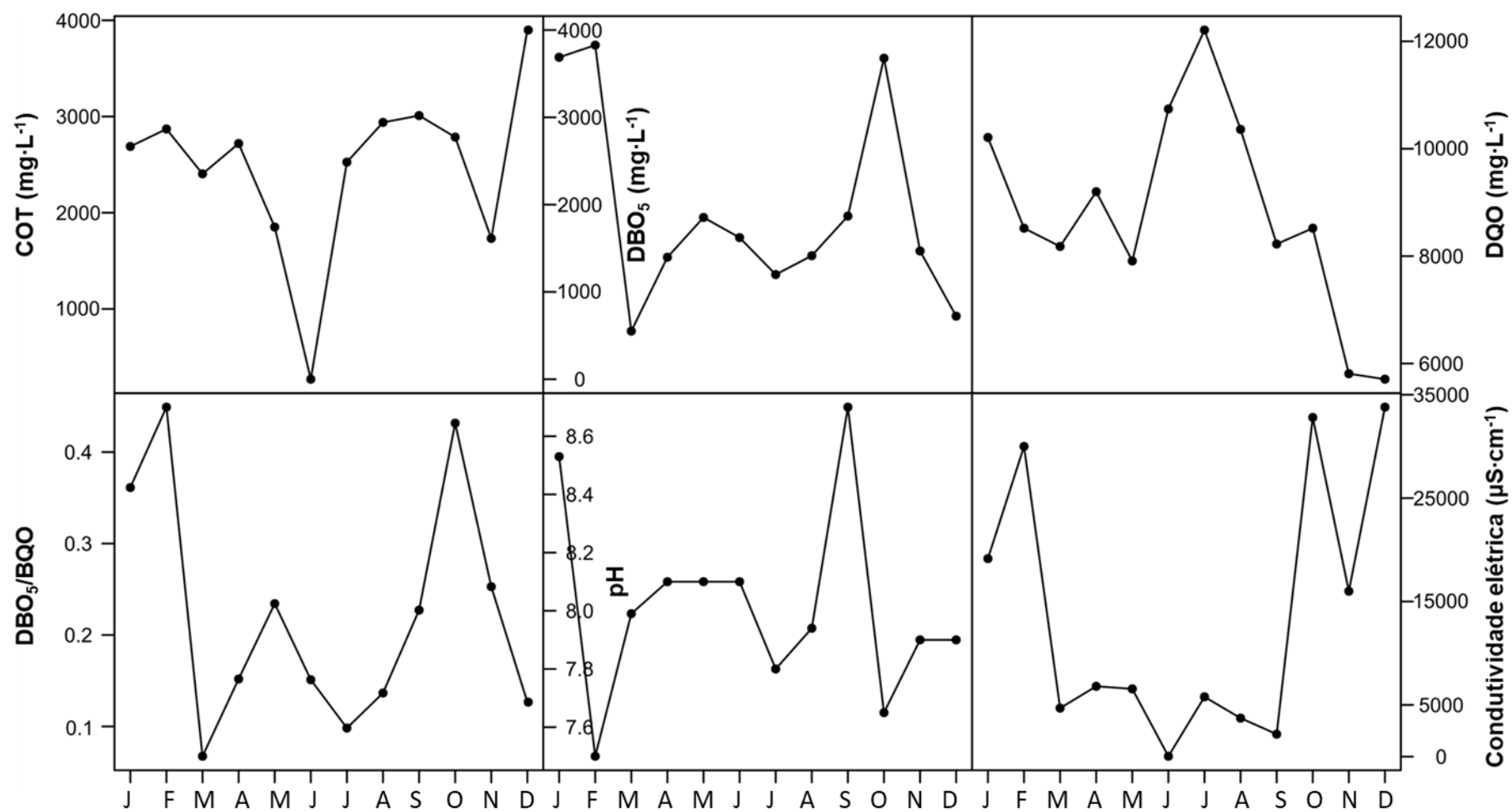


Figura 2 Concentrações de Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), razão DBO₅/DQO, pH e condutividade elétrica no chorume bruto ao longo dos meses de coleta. Os dados são referentes ao ano de 2019.

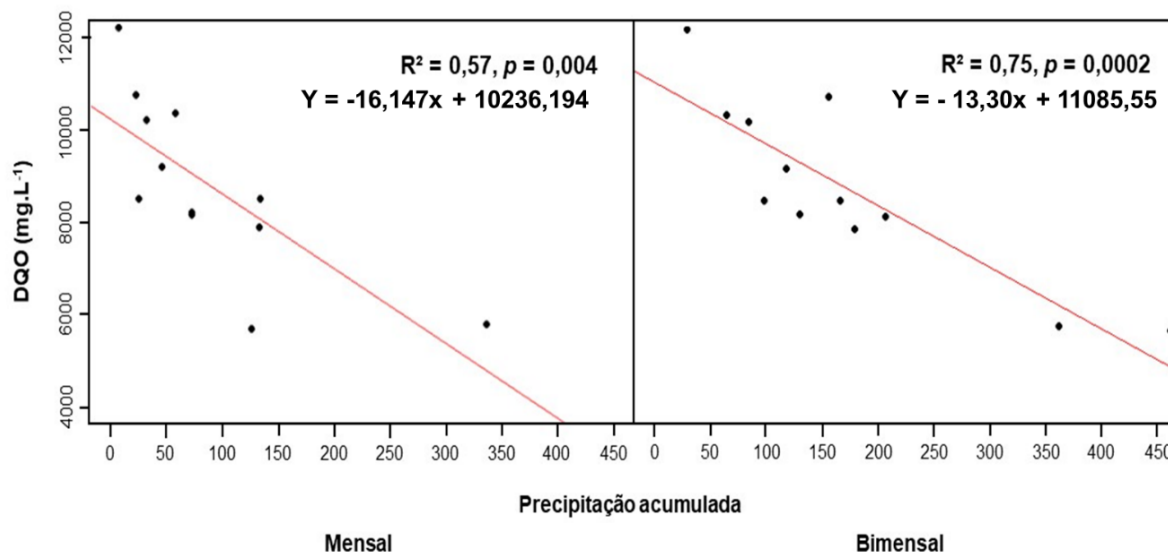


Figura 3 Predição mensal e bimensal da concentração de DQO no chorume bruto. As linhas vermelhas indicam os modelos de regressão, cujas estatísticas estão representadas dentro de cada gráfico.

Tabela 4 Média e desvio padrão das Demandas Bioquímica e Química de Oxigênio do lixiviado da CTR - Campos nos períodos chuvosos e de estiagem no chorume bruto. O asterisco representa diferença significativa entre estações ($p < 0,05$) de acordo com ANOVA.

| | DBO₅ (mg·L⁻¹) | DQO (mg·L⁻¹)* | DBO₅/ DQO | COT (mg·L⁻¹) | Condutividade elétrica (μS·cm⁻¹)* | pH |
|-----------------|--|---|---------------------------------------|--|---|-----------|
| Chuvoso | 1959,91 ± | 7242,67 ± | 0,25 ± | 2773,57 ± | 22983,33 ± | 8,11 ± |
| | 1542,41 | 2570,29 | 0,13 | 1911,60 | 9498,99 | 0,36 |
| Estiagem | 1411,92 ± | 11103,33 ± | 0,12 ± | 1085,32 ± | 3178 ± | 7,95 ± |
| | 211,52 | 977,05 | 0,03 | 1436,76 | 2911,33 | 0,15 |

Tabela 5 Média e desvio padrão da soma concentrações dos Compostos Inorgânicos Totais (elementos-traço) e do Nitrogênio Amoniacal do lixiviado da CTR - Campos nos períodos chuvosos e de estiagem no chorume bruto. Não foram detectadas diferenças significantes ($p < 0,05$) entre estações.

| | Compostos Inorgânicos Totais (mg·L⁻¹) | Nitrogênio Amoniacal (mg·L⁻¹) |
|-----------------|---|---|
| Chuvoso | 6334,29 ± 3970,66 | 1188,67 ± 980,01 |
| Estiagem | 8609,77 ± 526,77 | 2341,75 ± 531,19 |

Na literatura, sugere-se que o efeito da chuva sobre o chorume não é instantâneo devido ao tempo de demora de infiltração da água de chuva no solo adjacente ao aterro (Almeida, 2017). De fato, a predição das concentrações DQO é

mais alta quando se leva em consideração a pluviosidade acumulada bimensal para a área de estudo ($R^2 = 0,75$, $p = 0,0002$) do que quando os valores de pluviosidade mensal são utilizados de forma direta ($R^2 = 0,57$, $p = 0,004$) (**Figura 3**). Esse dado reforça esse fenômeno observado pelos autores ([Khattabi et al., 2002](#) e [Almeida, 2017](#)) e pode ser útil na tomada de decisão para a gestão de aterros sanitários.

Ainda que sejam parâmetros importantes para a dinâmica de compostos orgânicos e inorgânicos em um aterro e para o controle de poluição orgânica em corpos hídricos ([Kumar e Alappat, 2005](#); [Almeida, 2017](#); [Mahler et al., 2020](#)), o [CONAMA \(2011\)](#) não indica limites específicos para DBO_5 , DQO, DBO_5/DQO e COT para despejo de efluentes em corpos d'água. A falta de regulação destes parâmetros pode causar impactos negativos ao ambiente e levar à desestabilização de ecossistemas aquáticos ([Morrison et al., 2001](#)).

Em 2019, a média anual da razão DBO_5/DQO foi de 0,22. Esta razão é comumente descrita como um indicador do grau de biodegradação da matéria orgânica e, portanto, da maturidade do lixiviado e também do aterro ([Quasim e Chiang, 1994](#); [Mangkoedihardjo, 2006](#); [Samudro, 2010](#)). Uma razão de DBO_5/DQO maior do que 0,5 indica que o lixiviado pertence a um aterro jovem e instável, enquanto que razões que variam entre 0,05 e 0,2 indicam que o aterro pode ser considerado maduro e estável ([Ottoni, 2011](#)). Levando em consideração a média anual, o aterro em questão estaria próximo a este último intervalo e seria considerado jovem. O problema de uma leitura anual é que a sazonalidade é um fator importante e, quando não levada em conta, os processos que influenciam esta métrica (DBO_5/DQO) e, por consequência, a classificação da idade do aterro podem passar despercebidos. Por exemplo, na área de estudo a razão DBO_5/DQO durante o período chuvoso é 0,25, enquanto durante a seca é 0,12. Portanto utilizando os parâmetros sazonais o mesmo aterro receberia classificações distintas. Entretanto, se este padrão sazonal se repete ao longo dos anos, a média anual é uma boa estimativa a longo prazo desta métrica, contanto que o aterro permaneça ativo e o aporte de resíduos continue próximo ao que se observada anteriormente.

A dinâmica dos parâmetros físico-químicos de um aterro varia com sua idade. [Souto e Povinelli \(2007\)](#) descrevem as características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros. Aterros mais jovens (< 2 anos) apresentam altas concentrações de

DBO₅ e DQO no lixiviado (10.000 mg·L⁻¹ e 18.000 mg·L⁻¹, respectivamente), por não terem atingido a fase estável de decomposição anaeróbica dos resíduos (Tchobanoglous et al., 1993). De acordo com os intervalos de concentrações de DBO₅ e DQO descritos por O'leary e Tchobanoglous (1994) e El Fadel et al., (2002) para aterros de diferentes idades, a área de estudo poderia ser classificada em dois grupos etários. Utilizando os dados de média anual de DBO₅, observa-se que o aterro apresenta características de um aterro entre 5 e 10 anos, o que condiz com sua idade real de pouco mais de 8 anos. Todavia, levando em consideração os dados de DQO, se estimaria que o aterro apresenta características de um aterro entre 10 e 20 anos, o que sugere que esteja iniciando uma fase estável de decomposição anaeróbica (Quasim e Chiang, 1994; Costa et al., 2019). Os estudos que produziram estes parâmetros foram realizados em aterro de clima mediterrâneo, já a CTR – CAMPOS encontra-se em um país de clima tropical. Isso deixa claro a necessidade de parâmetros específicos para aterros sanitários tropicais, de forma que o uso dessas métricas comparativas possa ser realizado de forma adequada. Avaliar a idade de um aterro sanitário, usando como parâmetro comparativo métricas unidimensionais, como posto anteriormente, mostra-se um tanto quanto inexato. O ideal é utilizar uma ferramenta holística, multidimensional, capaz de levar em consideração todos os principais parâmetros avaliativos e suas interações. O IPC, por exemplo, é uma ferramenta que permite comparar o potencial poluidor de efluentes de aterros diferentes a partir de um resultado final integrador. Em contrapartida, o problema pode não ser a dimensionalidade da variável, e sim o fato de que os parâmetros norteadores supracitados (O'leary e Tchobanoglous, 1994; Quasim e Chiang, 1994; El Fadel et al., 2002; Costa et al., 2019) referem-se a dinâmica de aterros mediterrâneos e não tropicais.

3.2. NITROGÊNIO AMONIAL

As concentrações de Nitrogênio Amoniacal não apresentaram uma tendência matematicamente modelável ao longo do tempo (**Figura 4**). A média anual da concentração do nitrogênio amoniacal no chorume bruto foi de 1928,65 mg·L⁻¹, extrapolando em quase cem vezes o limite estipulado para parâmetros inorgânicos de lançamentos de efluentes (20,0 mg·L⁻¹) (CONAMA, 2011). Levando em consideração a sazonalidade, é possível notar que nos períodos de estiagem a concentração aumenta em aproximadamente 97,01% em relação ao período chuvoso (**Tabela 5**). O

efeito da pluviosidade sobre o aterro causa diluição da concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$. A amônia, produto da decomposição de proteínas, não sofre nitrificação sob condições metanogênicas e, por tanto, não é depurada. Dessa forma, a única forma de diminuição de sua concentração é a percolação de água pluvial (Rafizul e Alamgir, 2012). Em aterros sem impermeabilização de base, o chorume pode percolar através do solo poluindo corpos hídricos adjacentes. O nitrogênio amoniacal no meio ambiente é de grande necessidade para o crescimento de microrganismos. No entanto, altas concentrações que se mostram presentes no chorume, são inibidoras tanto para microrganismos aeróbias quanto metanogênicos. Essa inibição pode resultar no aumento do acúmulo de amônia no ambiente aquático, intensificando o nível de toxicidade para bactérias e animais aquáticos (Camargo e Alonso, 2006). A amônia mostra-se tóxica em ambientes aquáticos através do processo de nitrificação que reduz os níveis de O_2 e libera nitrato, levando à eutrofização do meio, além de causar prejuízos à saúde direta dos peixes pela exposição à amônia (US EPA, 2021).

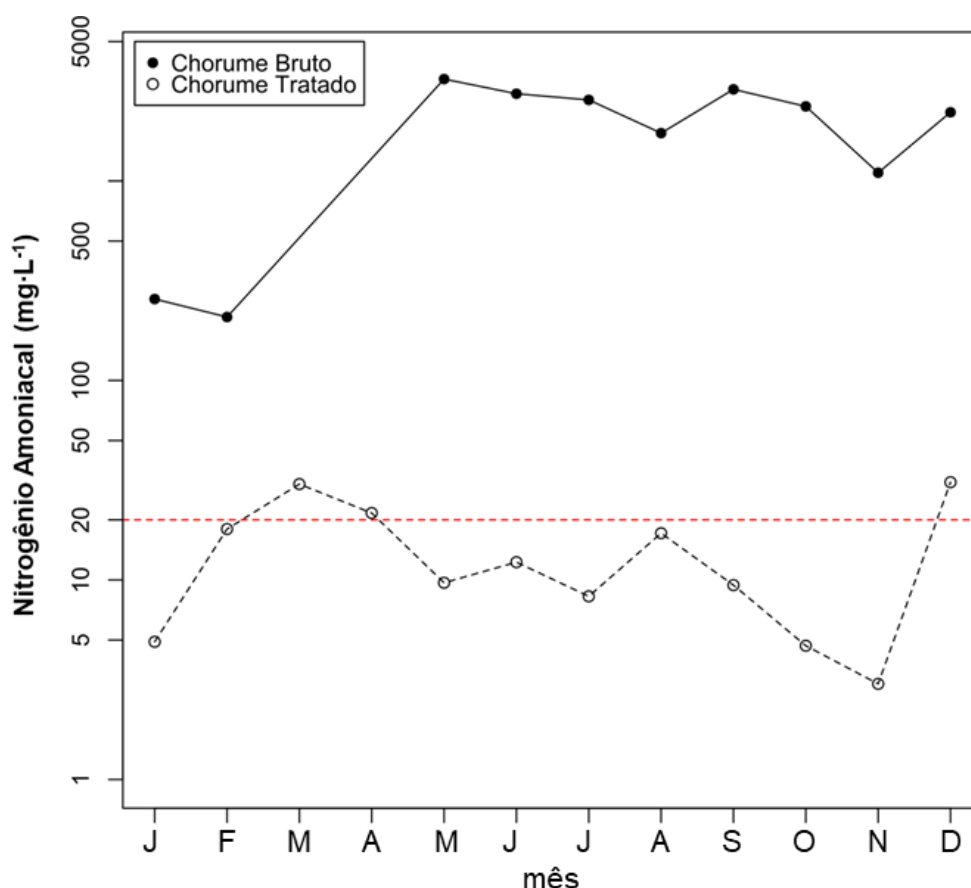


Figura 4 Concentração de Nitrogênio Amoniacal no chorume bruto e tratado ao longo dos meses de coleta. Os dados são referentes ao ano de 2019. A linha tracejada vermelha indica o limite do CONAMA (2011) para a concentração de nitrogênio amoniacal em efluentes. As distâncias entre os valores no eixo y forma logaritmizadas para otimizar a visualização de dados.

O chorume da CTR – CAMPOS em 2019 apresentou, após tratamento, 14,18 mg·L⁻¹ como média anual dos valores de NH₄-N, respeitando assim o limite do CONAMA (CONAMA, 2011). Entretanto, pontualmente este limite foi excedido nos meses de março, abril e dezembro/2019 (30,24; 21,65 e 30,90 mg·L⁻¹, respectivamente). Ainda que as concentrações de nitrogênio amoniacal, após o tratamento do chorume, nos meses de março, abril e dezembro/2019 tenham excedido o limite do CONAMA, isto não necessariamente apresenta um risco ao meio ambiente, pois não há descarte desse material em corpos hídricos. O chorume tratado pode ser utilizado no aterro para fins menos nobres como, por exemplo: lavagem dos equipamentos e máquinas, aspersão nas vias de acesso a fim de eliminar material em suspensão no ar e recirculação no aterro, principalmente nos meses mais quentes como medida de controle da umidade interna do aterro. Contudo, é necessário que se tenha uma atenção especial às análises do chorume tratado para que, em casos como este, em que algum parâmetro esteja fora dos limites permitidos (CONAMA, 2011), este efluente não seja manejado de forma imprópria, exceto para recirculação no próprio aterro.

O NH₄-N é um constituinte importante do chorume e pode ser encontrado em altas concentrações. Além disso, é um dos principais agentes redutores no meio e, por isso, o nitrogênio amoniacal constitui um problema à parte em aterros sanitários. Ademais, é esperado que esteja presente em abundância por décadas, se tornando poluente crítico a longo prazo. Isto ocorre porque o nitrogênio não é assimilado em biomassa nos processos de decomposição anaeróbicos na mesma proporção que nos processos aeróbicos (Christensen et al., 2001; Burton e Watson-Craik, 2002; Rafizul e Alamgir, 2012; Hanira et al., 2017; Vollprecht et al., 2019).

3.3. DINÂMICA DOS ELEMENTOS-TRAÇO

Não foi possível notar nenhuma tendência matematicamente modelável ao longo do período para nenhuma das concentrações dos elementos-traço analisados (Figura 5). Além disso, a concentração dos elementos-traço mensurados foi baixa, o que certamente está relacionada ao pH do chorume que se apresentou básico ao longo de todos os meses de coleta (Figura 2; Tabela 4).

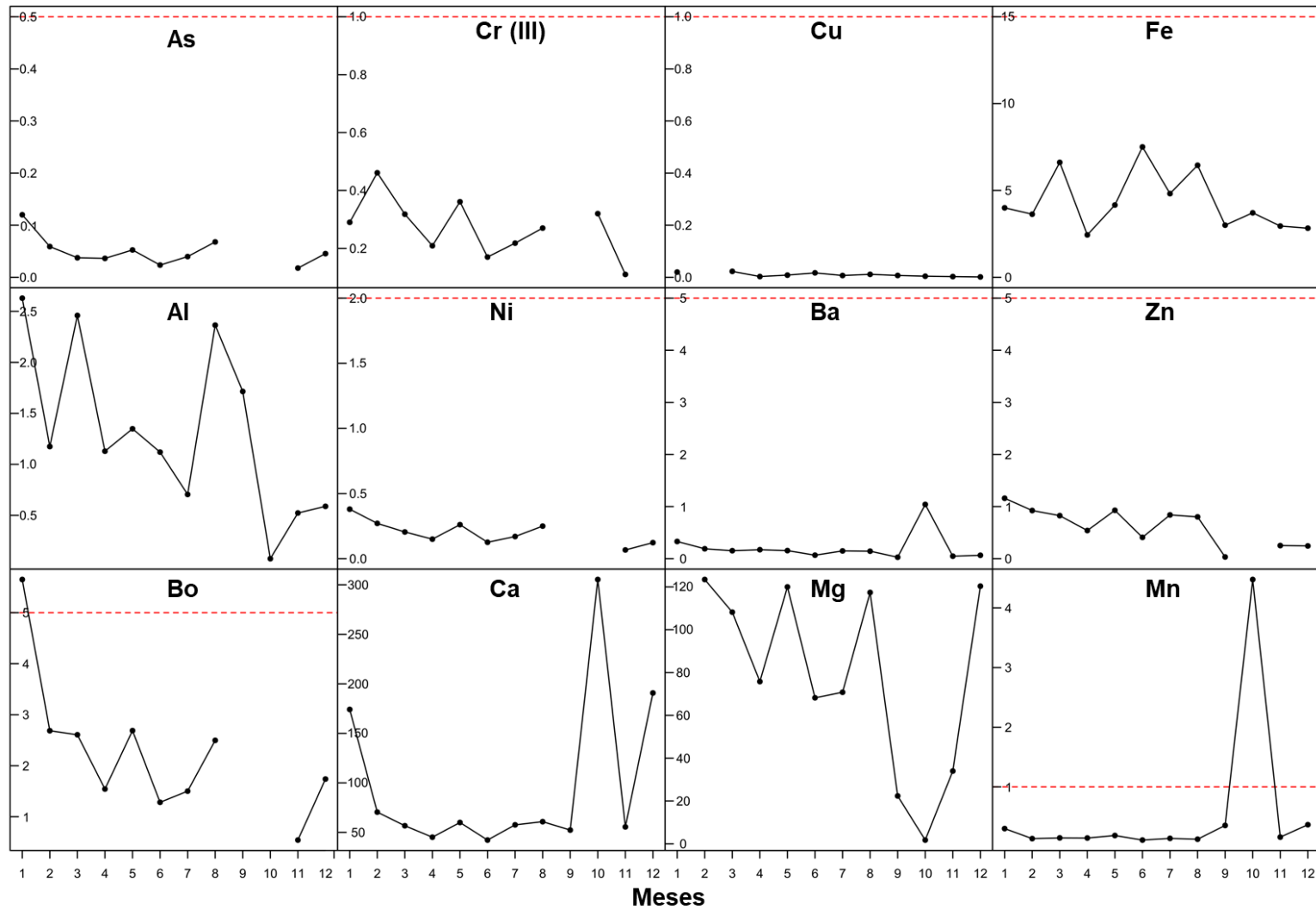


Figura 5 Concentrações (mg·L⁻¹) dos elementos-traço no chorume bruto. As linhas vermelhas tracejadas indicam os limites estabelecidos pelo CONAMA (2011) para as concentrações dos elementos em efluentes que constam na normativa. Gráficos sem tracejado indicam que o elemento não tem limite estabelecido.

Tabela 6 Média e desvio padrão das concentrações dos elementos-traço no chorume da CTR - CAMPOS em 2019 antes (chorume bruto) e após o tratamento (chorume tratado). O asterisco representa diferença significativa ($p < 0,05$) do tratamento de osmose reversa de acordo com ANOVA.

| Poluente | Sazonalidade | Concentração (chorume bruto) (mg·L ⁻¹) | Concentração (chorume tratado) (mg·L ⁻¹) | Limite (CONAMA, 2011) (mg·L ⁻¹) |
|------------|--------------|--|--|---|
| Al* | Chuvoso | 1,25 ± 1,98 | 0,04 ± 0,01 | NE ⁽²⁾ |
| | Estiagem | 1,40 ± 0,86 | 0,96 ± 1,27 | |
| As* | Chuvoso | 0,06 ± 0,05 | 0,0046 | 0,5 |
| | Estiagem | 0,04 ± 0,22 | 0,0019 | |
| Ba | Chuvoso | 0,15 ± 0,16 | ND ⁽¹⁾ | 5 |
| | Estiagem | 0,12 ± 0,05 | 0,04 ± NA | |
| Bo* | Chuvoso | 2,64 ± 2,67 | 1,48 ± 1,07 | 5 |
| | Estiagem | 1,76 ± 0,65 | 0,43 ± 0,38 | |
| Ca* | Chuvoso | 140,13 ± 73,76 | 0,6 ± 0,25 | NE |
| | Estiagem | 53,53 ± 9,92 | 8,68 ± 12,02 | |
| Cu* | Chuvoso | 0,02 ± 0,1 | ND | 1 |
| | Estiagem | 0,18 ± 0,01 | 0,03 | |
| Cr | Chuvoso | 0,20 ± 0,13 | ND | 1 |
| | Estiagem | 0,22 ± 0,05 | ND | |
| Fe* | Chuvoso | 3,26 ± 0,64 | 0,08 ± 0,05 | 15 |
| | Estiagem | 6,26 ± 1,35 | 0,03 | |
| Mg* | Chuvoso | 77,14 ± 61,07 | 0,69 | NE |
| | Estiagem | 85,44 ± 27,69 | 1,32 | |
| Mn | Chuvoso | 0,27 ± 0,11 | 0,02 | 1 |
| | Estiagem | 0,12 ± 0,02 | 0,01 | |
| Ni | Chuvoso | 0,19 ± 0,17 | ND | 2 |
| | Estiagem | 0,18 ± 0,06 | ND | |
| Zn* | Chuvoso | 0,55 ± 0,53 | 0,06 ± 0,0078 | 5 |
| | Estiagem | 0,68 ± 0,24 | 0,055 ± 0,0064 | |

⁽¹⁾ ND – Não Detectável

⁽²⁾ NE – Não Estabelecido

O efeito da sazonalidade mostrou-se presente nas concentrações de Bo, Ca e Mn aumentando seus valores em 50%, 161,78% e 125%, respectivamente, quando comparados aos valores na época de maior pluviosidade da região. O efeito contrário pode ser observado para Cu e Fe, quando suas concentrações aumentaram em 800% e 92,02%, respectivamente, nos períodos de estiagem (**Tabela 6**). Vale ressaltar que apesar destes acréscimos, tanto na época de chuva quanto nos períodos de seca, nenhum dos valores extrapolaram os padrões estabelecidos pelo (CONAMA, 2011).

Apesar de serem encontrados em baixas concentrações no chorume da CTR – CAMPOS (**Tabela 6**), a descarga a longo prazo dos elementos-traço pode, no entanto,

causar problemas ambientais, apresentando sério risco ao meio ambiente (Øygaard *et al.*, 2007).

Farquhar e Rovers (1973) e Kjeldsen *et al.* (2002) descrevem as características e fases do chorume ao longo do tempo e, de acordo com os autores, a diminuição das concentrações de elementos-traço no chorume indica o término da fase anaeróbica ácida e o início da fase metanogênica. Através do fim da fase ácida, caracterizada em parte, pela elevação do pH do chorume, espera-se que as concentrações de elementos-traço reduzam devido à menor mobilidade destes elementos em pH alcalino (**Figura 2; Tabela 4**). Além disso, na fase metanogênica é possível notar forte atenuação por sorção e precipitação dos elementos-traço (Christensen *et al.*, 2001). Ainda que sejam poluentes importantes, os metais pesados não apresentam grande perigo, sendo um problema pontual na vida útil de um aterro.

3.4. ÍNDICE DE POLUIÇÃO DO CHORUME (IPC) E ÍNDICE DE AVALIAÇÃO DE ATERROS DESATIVADOS (IAAD)

Nenhuma tendência matematicamente modelável foi possível ser observada ao longo do tempo para os valores mensais do IPC (**Figura 6**). O aterro estudado obteve o valor de 28,34 como média anual dos cálculos mensais de IPC do ano de 2019.

A maioria dos parâmetros que são levados em consideração para o cálculo do IPC apresenta queda nos valores de concentração no período de maior pluviosidade quando comparado ao período de estiagem (**Tabela 4, 5 e 6**), o que sugere que haja uma diluição destes parâmetros com a água da chuva que percola no aterro. Este efeito sazonal pode ser notado a partir do aumento de 31,02% do IPC do período de estiagem quando comparado ao período de chuvas (**Tabela 7**).

Quando comparado aos outros aterros do Brasil (**Tabela 8**), a CTR – Campos apresenta o maior valor de IPC. Entretanto, se tratando de um cálculo complexo, que leva em consideração diversos parâmetros, faz-se necessário interpretações mais assertivas sobre o que este valor de fato representa. O IPC é um retrato momentâneo do potencial poluidor de um aterro e mostra como ele se comporta de acordo com os fatores internos e externos que afetam seu funcionamento. Como alguns autores não forneceram informações sobre quando suas amostragens foram realizadas (Sisinno, 1996; Nagalli, 2005; Lange, 2006; França, 2007; Ferreira, 2010; Lins, 2011;

Mendonça, 2011; Alves, 2012; Silva, 2014), a comparação direta entre os valores de IPC pode não ser equivalente, visto que a sazonalidade exerce um forte efeito sobre os parâmetros de maior peso desse índice.

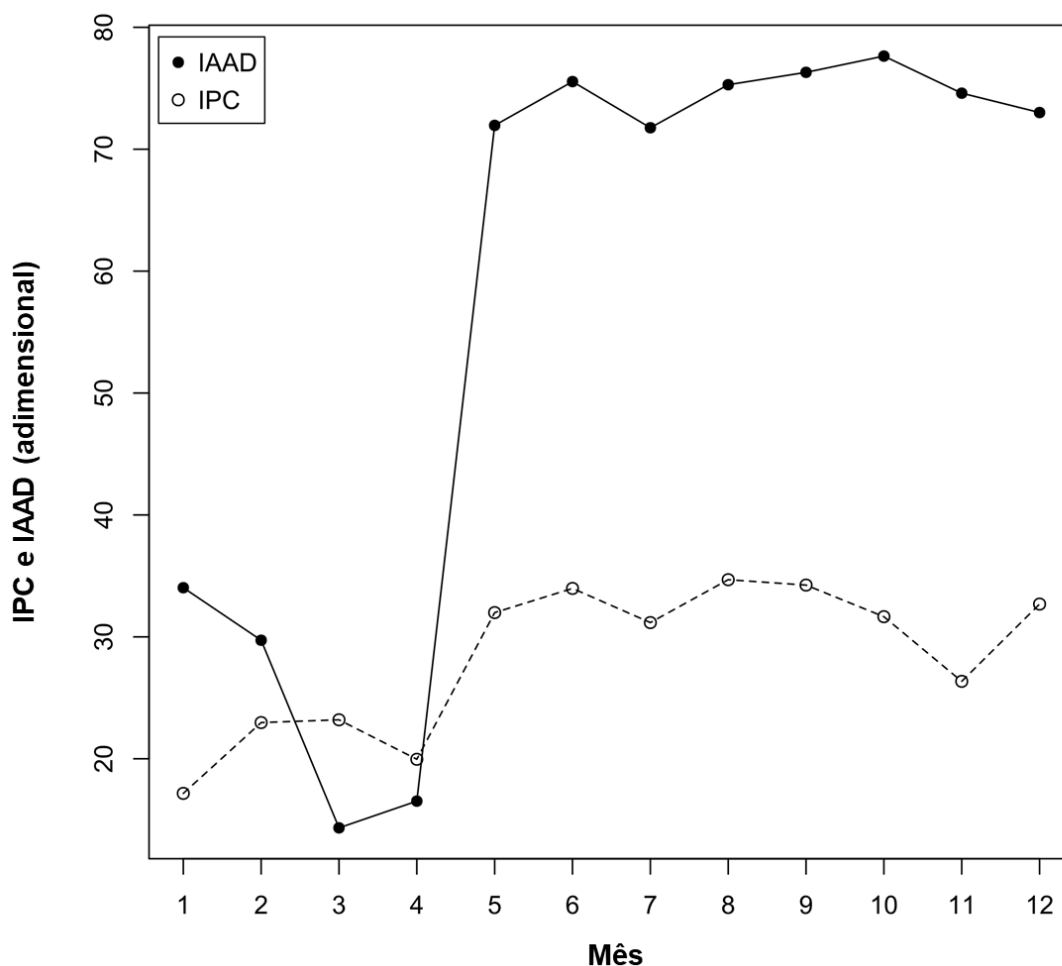


Figura 6 Valores mensais do calculados para o IPC e IAAD ao longo dos meses de 2019. Para o IPC, 10 variáveis foram levadas em consideração no cálculo, enquanto que, para o IAAD, foram utilizadas apenas 4.

Tabela 7 Valor do IPC e IAAD (adimensionais) de acordo com a sazonalidade. O asterisco representa diferença significativa entre estações ($p < 0,05$) de acordo com ANOVA.

| Sazonalidade | IPC* | IAAD* |
|--------------|--------------|---------------|
| Chuvoso | 25,40 ± 7,81 | 60,54 ± 22,98 |
| Estiagem | 33,28 ± 1,86 | 74,20 ± 2,11 |

O IPC é uma ferramenta com a qual é possível comparar o potencial poluidor do chorume de aterros sanitários de uma determinada área. Alguns estudos sobre aterros brasileiros (Sisinno, 1996; Nagalli, 2005; Lange, 2006; França, 2007; Ferreira,

2010; Lins, 2011; Mendonça, 2011; Alves, 2012; Silva, 2014;) fornecem dados suficientes para o cálculo deste índice em aterros do território brasileiro (**Tabela 8**).

Tabela 8 IPC e IAAD calculados para outros aterros brasileiros, juntamente com os dados de idade e do tipo de aterro para cada localidade.

| Localização | Idade | Tipo de aterro | IPC | IAAD | Referência |
|-----------------------------|-------|----------------|-------|-------------------|----------------|
| Araras, SP | 20 | Controlado | 15,13 | 19,18 | Alves, 2012 |
| São Carlos, SP | 20 | Sanitário | 27,83 | 64,12 | Ferreira, 2010 |
| Morretes, PR | 13 | Controlado | 26,71 | 24,00 | França, 2007 |
| Belo Horizonte, MG | 8 | Sanitário | 13,54 | 19,75 | Lange, 2006 |
| Muribeca dos Guararapes, PE | 24 | Controlado | 19,61 | 72,98 | Lins, 2011 |
| Ceará-Mirim, RN | 6 | Sanitário | 19,14 | 33,82 | Mendonça, 2011 |
| Bauru, SP | 10 | Sanitário | 15,37 | ND ⁽¹⁾ | Mondelli, 2004 |
| Jacarezinho, PR | 8 | Sanitário | 17,96 | 34,42 | Nagalli |
| Cuiabá, MT | 10 | Sanitário | 19,81 | 23,34 | Silva, 2014 |
| Niterói, RJ | 12 | Controlado | 23,15 | 45,64 | Sisinno, 1996 |

⁽¹⁾ ND – Não Detectável

Com exceção de um (Mendonça, 2011), todos os outros aterros da **Tabela 8** são mais velhos que a CTR – Campos e encontram-se em diferentes estágios da vida de um aterro e, conseqüentemente, em diferentes fases da decomposição da matéria orgânica, o que interfere na presença e concentração de certos parâmetros que são utilizados para o cálculo deste índice. Além disso, há variações na área, localização geográfica e no aporte mensal destes aterros. Tais fatores são de grande importância para a produção de chorume.

Nenhuma tendência matematicamente modelável foi possível ser observada ao longo do tempo para os valores mensais do IAAD (**Figura 6**). A CTR – Campos apresentou 57,56 como média anual dos cálculos mensais de IAAD do ano de 2019.

Por mais que o IAAD seja uma ferramenta avaliativa para aterros desativados, este índice talvez possa ser considerado como sendo uma proposta de correção do cálculo do IPC para aterros brasileiros, uma vez que no estudo original, que idealizou o cálculo do IPC, os pesos atribuídos a cada um dos componentes do lixiviado não destacam a significância da matéria orgânica (Kumar e Alappat, 2005), principal fração nos resíduos brasileiros (Mahler et al., 2020).

Novamente, quando comparado aos outros aterros, a CTR – Campos apresenta uma das maiores médias, mas vale lembrar que o IAAD é um índice para aterros desativados e a área de estudo encontra-se no início de sua fase metanogênica, tendo características bastante distintas de um aterro que já finalizou suas operações e encontra-se no fim da sua fase metanogênica estável (**Tabela 8**).

4. CONCLUSÃO

Com os dados produzidos neste estudo foi possível observar que a sazonalidade em aterros de clima tropical desempenha uma função de maior importância na dinâmica dos elementos-traço, podendo variar suas concentrações em até 800% entre épocas do ano.

DBO₅, DQO e pH são os principais parâmetros a serem avaliados em qualquer aterro sanitário para saber em qual estágio ele se encontra. Com isso, é possível afirmar quantidade e qualidade da matéria orgânica presente nos resíduos interpreta papel fundamental na vida útil de um aterro. Observando os dados de DQO e pH, pode-se estimar que o aterro estudado esteja iniciando sua fase estável de decomposição anaeróbica. Os efeitos das concentrações destes parâmetros podem ser observados nas baixas concentrações de elementos-traço no chorume.

O IAAD se mostrou mais sensível que o IPC para estimar o grau de poluição do chorume, caso descartado em ambiente natural. A composição dos resíduos de aterros de diferentes regiões do Brasil possui características distintas, o que impacta diretamente na qualidade do chorume. É importante salientar que os valores destes índices são estimativas calculadas através de pesos e pontuações estipuladas pelos seus respectivos autores, que nem sempre conseguem captar as características do resíduo do aterro estudado.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, J.R. Proposta de índice de avaliação de aterros de resíduos desativados a partir do potencial poluidor do lixiviado/ Júlia Righi de Almeida. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2017.
- ALTMAN, N., KRZYWINSKI, M. (2016) Regression diagnostics. *Nature Methods* 13, 385–386. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3854>
- BAZIENE, K., SAULIUS, V., BALTRENAS, P., BALTRÉNAITĖ-GEDIENĖ, E. (2013). Influence of total precipitation and air temperature on the composition of municipal landfill leachate. *Environmental Engineering and Management Journal*. Vol.12. 175-182. [10.30638/eemj.2013.020](https://doi.org/10.30638/eemj.2013.020).
- BURTON, S. A. Q., & WATSON-CRAIK, I. A. (1998). Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites: applicability to sustainable landfilling. *Waste Management & Research*, 16(1), 41–53. doi:10.1177/0734242x9801600106.
- BURTON, S., WATSON-CRAIK, I. 2002. Ammonia Fluxes in Landfills. R&D Technical Report P1-306/TR. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, BRISTOL, BS32 4UD.
- CAMARGO J, ALONSO A (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32:831-849.
- CHAMON, R.P. (2011) Pós tratamento de lixiviado de aterro industrial pelo processo de osmose reversa: estudo de caso. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental – Setor de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. 2510 CONDUTIVITY, Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 1999a. DOI: 10.2105/SMWW.2882.027
- Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. 4500-H⁺ pH VALUE, Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 1999b. DOI: 10.2105/SMWW.2882.082
- Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. 5220 CHEMICAL OXYGEN DEMAND (COD), Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 1999c. DOI: 10.2105/SMWW.2882.103
- Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. 5210 BIOCHEMICAL OXYGEN DEMAND (BOD), Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 1999d. DOI: 10.2105/SMWW.2882.102
- Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. 5310 TOTAL ORGANIC CARBON (TOC), Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 1999e. DOI: 10.2105/SMWW.2882.104
- Clescerl, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. 4500-NH₃ NITROGEN (AMMONIA), Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. 1999f. DOI: 10.2105/SMWW.2882.087

- COSTA, A.C.M. (2009) Desenvolvimento de membranas de osmose inversa resistentes à deposição de matéria orgânica e bioincrustações. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química - UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro.
- CUNHA, W.F., SILVA M.L., AMADEU, S.G. (2014) Tratamento do chorume pelo processo de osmose reversa na área do aterro sanitário de resíduos urbanos domiciliares. 7º Encontro Nacional de Tecnologia Química, Vitória/ES.
- DROSG, B., BRAUN, R., BOCHMANN, G., Al Saedi, T. 2013. 3 – Analysis and characterisation of biogas feedstocks. The Biogas Handbook Science, Production and Applications. Woodhead Publishing Series in Energy. p. 52-84.
- EL-FADEL, M., BOU-ZEIDA, E., CHAHINE, W., ALAYLIC, B. 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. Waste Management. Volume 22, Issue 3, June 2002, Pages 269-282. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00040-X)
- FARQUHAR, G.J., ROVERS, F.A. Gas production during refuse decomposition. Water Air Soil Pollut 2, 483–495 (1973). <https://doi.org/10.1007/BF00585092>
- HANIRA, N. M. L., HASFALINA, C. M., RASHID, M. 2017. Effect of dilution and operating parameters on ammonia removal from scheduled waste landfill leachate in a lab-scale ammonia stripping reactor. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering 206: 1–10.
- INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2019. Evolução mensal e sazonal das chuvas. Região 110, ano 2019. Disponível em: <<http://clima1.cptec.inpe.br/evolucao/pt>>. Acesso em: janeiro/ 2021.
- KHATTABI, H., ALEYA, L., MANIA, J. 2002. Changes in the quality of landfill leachates from recent and aged municipal solid waste. Waste Management and Research. v. 20, p. 357–364.
- KJELDSEN, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>.
- KOSTER, I W., KOOMEN, E. (1988) Ammonia inhibition of the maximum growth rate (μ_m) of hydrogenotrophic methanogens at various pH levels and temperatures. Applied Microbiology and Biotechnology 28, 500-505.
- MAHLER, C.F., ALMEIDA, J.R., BASSIN, J.P., 2020. Index to evaluate closed landfills based on leachate parameters. Detritus / Volume 10 - 2020 / p. 200-211. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13948>.
- MANGKOEDIHARDJO, S. 2006. Biodegradability Improvement of Industrial Wastewater Using Hyacinth. Journal of Applied Sciences, 6: 1409-1414. DOI: 10.3923/jas.2006.1409.1414
- MONTEIRO, V.E.D., MELO, M.C., JUCÁ, J.F.T. Biological degradation analysis in muribeca solid waste landfill associated with local climate, Recife, Brazil

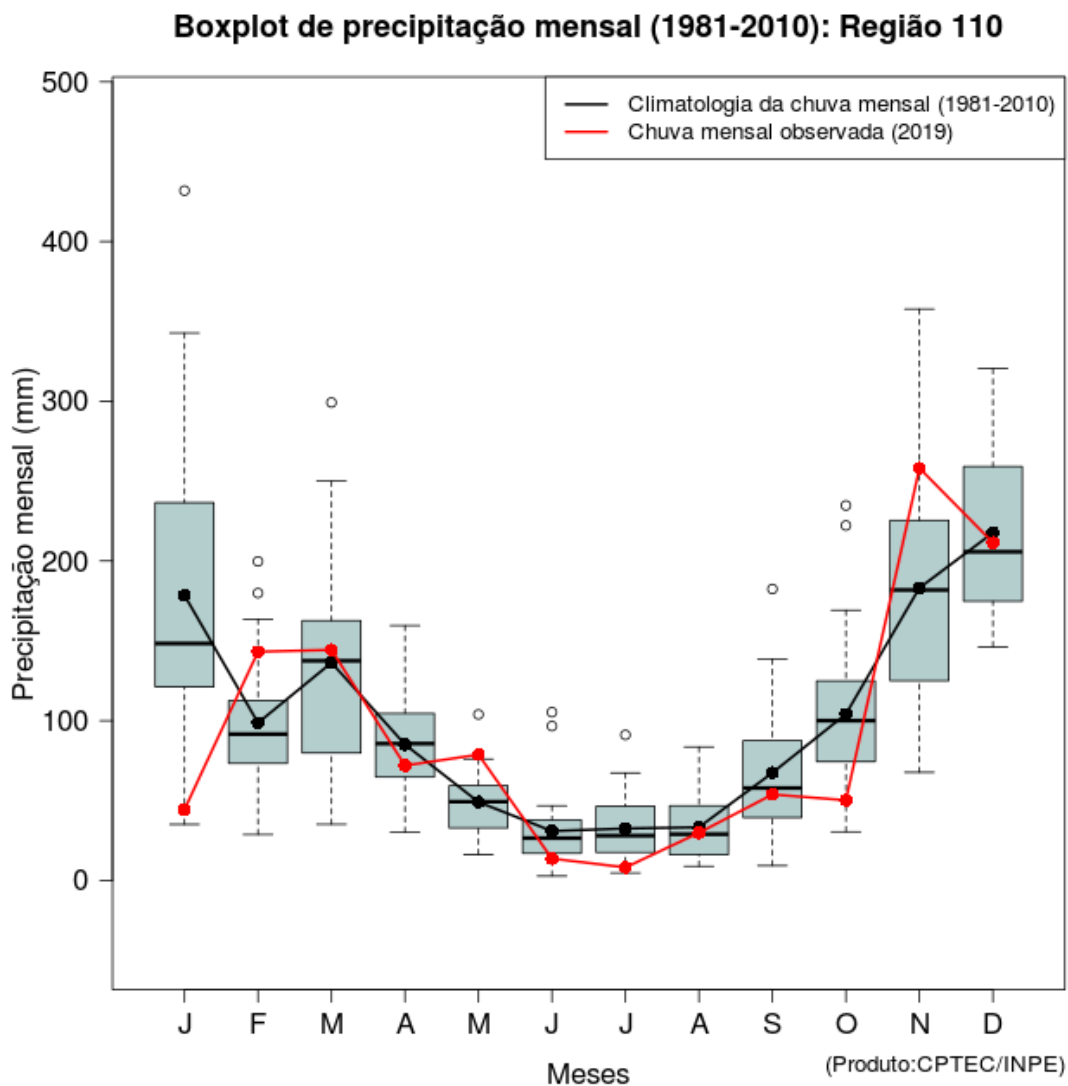
Proceedings of the Fourth International Congress on Environmental Geotechnics, vol. 2, Balkema, Rio Janeiro (2002), pp. 799-803

- MORRISON, G.; FATOKI, O. S.; PERSSON, L.; EKBERG, A. Assessment of the impact of point source pollution from the Keiskammahoek Sewage Treatment Plant on the Keiskamma River – pH, electrical conductivity, oxygen demanding substance (COD) and nutrients. *Water SA.*, v.27, p.475-480, 2001.
- ORELLANA, G., CANO-RAYA, C., LÓPEZ-GEJO, J., SANTOS, A. R. 2011. 3.10 – Online Monitoring Sensors. *Treatise on Water Science. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Volume 3.* p. 221-261.
- OTTONI, V. A. Simulação de fluxo vertical em aterro de resíduos sólidos urbanos. *Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil, 176p., 2011.*
- O'LEARY, P. R.; TCHOBANOGLOUS, G. Landfilling. In: KREITH, F. *Handbook of Solid Waste Management.* New York: McGraw Hill, Inc., 1994, pp. 14-1 – 14-93. 1993.
- ØYGARD, J., GJENGEDAL, E. L., MOBBS, H. (2008). Trace element exposure in the environment from MSW landfill leachate sediments measured by a sequential extraction technique. *Journal of hazardous materials.* 153. 751-8. 10.1016/j.jhazmat.2007.09.018.
- QUASIM, S. R. e CHIANG, W. 1994. *Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control, and Treatment* (Technomic Publishing, Lancaster, PA).
- RAFIZUL, I. M., ALAMGIR, M. (2012). Influence of Landfill Operation and Tropical Seasonal Variation on Leachate Characteristics: Results from Lysimeter Experiment. *Iranica Journal of Energy & Environment.* (Special Issue on Environmental Technology): 50-59, 2012. DOI: 10.5829/idosi.ijee.2012.03.05.09.
- SAMUDRO, G., MANGKOEDIHARDJO, S. 2010. Review on BOD, COD and BOD/COD ratio: a triangle zone for toxic, biodegradable and stable levels. *International Journal of Academic Research.* Vol. 2. No. 4. 235 – 239.
- SISINO C, MOREIRA J. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. *Cad Saúde Pública* 1996; 12:515-23.
- SOBRAL, B.S., OLIVEIRA-JÚNIOR, J.F., GOIS, G., TERASSI, P.M.B., Muniz-Júnior, J.G.R. 2018. *Revista Brasileira de Climatologia.* Ano 14 – Vol. 22, p. 281–308.
- SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. 2007. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte.
- TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN H.; VIGIL S. A. 1993 *Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues.* EUA, McGraw-Hill.

- US EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2021. CADDIS Volume 2. Ammonia. Acesso em: 03/2021. Disponível em: <https://www.epa.gov/caddis-vol2/ammonia>.
- US EPA. United States Environmental Protection Agency. 2021. The SW-846 Compendium. Acessível em: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium#7000series>
- VALENTE, J. P. S., PADILHA, P. M., SILVA, A. M. M. 1997. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP. *Eclet. Quím.*, São Paulo, v. 22, p. 49-66, 1997. <https://doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005>.
- VOLLPRECHT, D., FRÜHAUF, S., STOCKER, K., ELLERSDORFER, M. 2019. Ammonium Sorption from Landfill Leachates Using Natural and Modified Zeolites: Pre-Tests for a Novel Application of the Ion Exchanger Loop Stripping Process. *Minerals* 2019, 9, 471. DOI:10.3390/min9080471
- VADILLO, F. CARRASCO, B. ANDREO, A. GARCIA de TORRES, C. BOSCH Chemical composition of landfill leachate in a Karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain) *Environmental Geology*, 37 (1999), pp. 326-332
- WOODARD & CURRAN, Inc. 2006. 5 – Waste Characterization. *Industrial Waste Treatment Handbook*. Second Edition. p. 83-126.

6. MATERIAL SUPLEMENTAR

Material Suplementar 1 – Dados históricos de precipitação mensal entre 1981 e 2010 (tracejado preto) e pluviosidade mensal observada no ano de coleta das amostras desse trabalho, em 2019 (INPE, 2019).



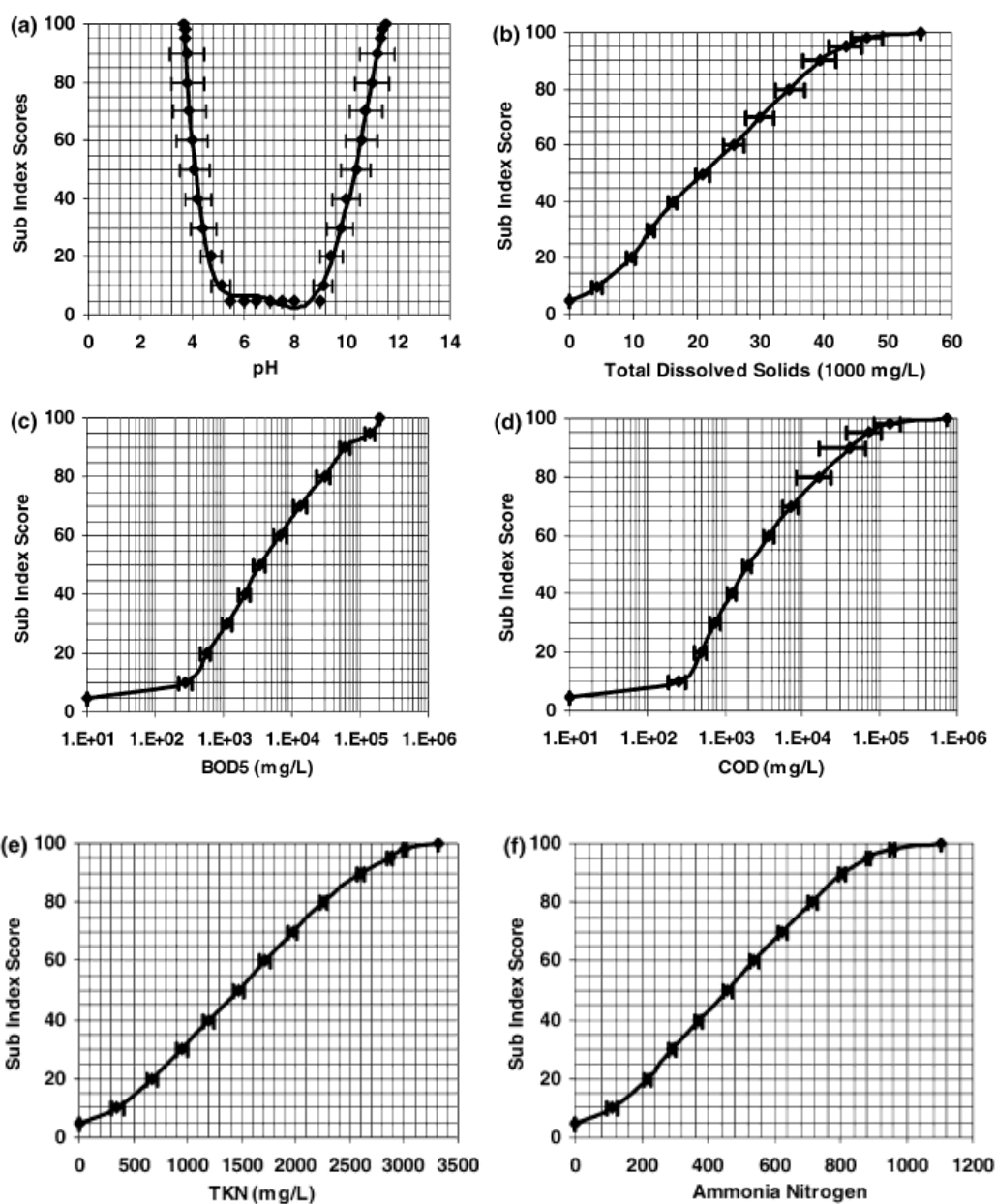
Material Suplementar 2 – Limites de Quantificação e Recuperação.

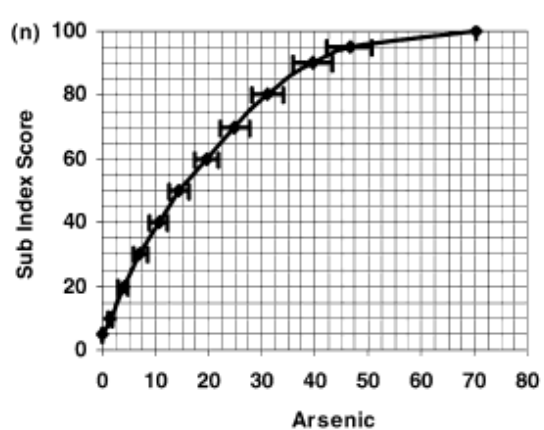
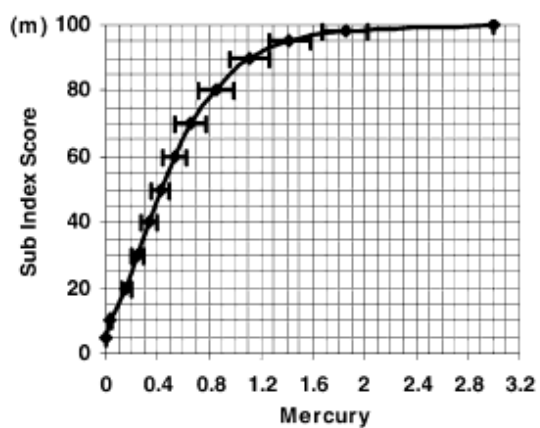
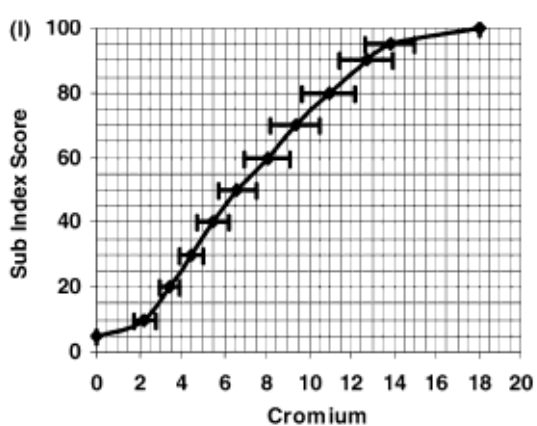
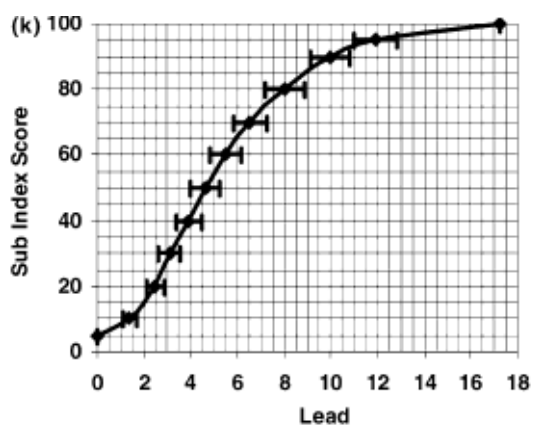
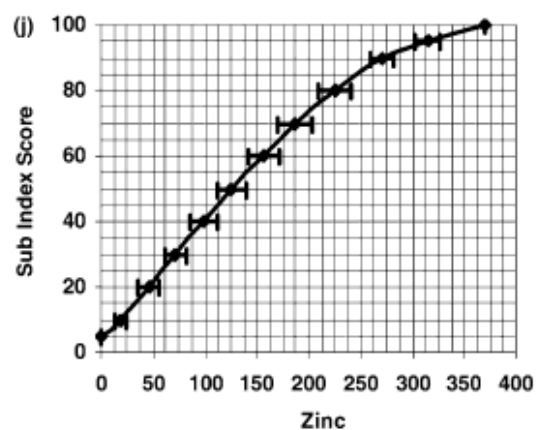
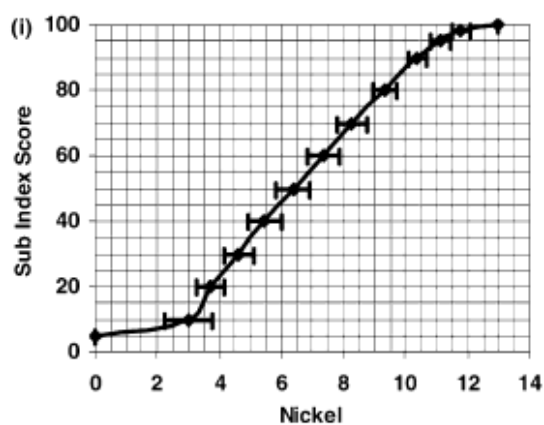
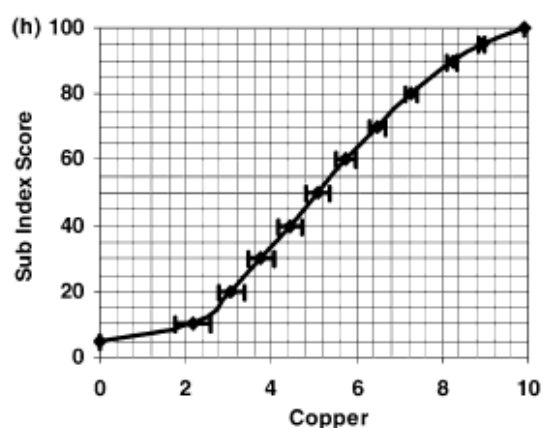
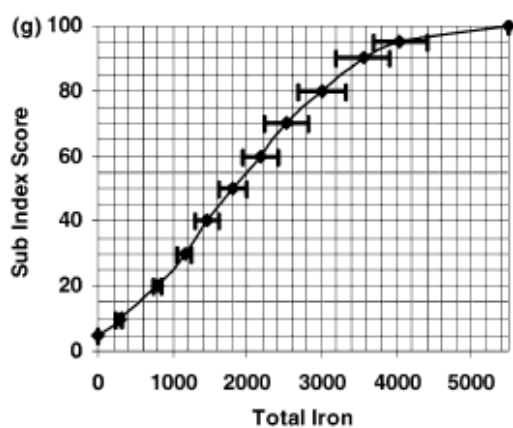
| Parâmetro | Limite de Quantificação (mg·L⁻¹) | Recuperação (%) |
|-------------------------------------|--|------------------------|
| Alumínio Total | 0,010 | 101 |
| Arsênio Total | 0,001 | 101 |
| Bário Total | 0,010 | 107 |
| Boro Total | 0,010 | 99 |
| Cálcio Total | 0,100 | 98 |
| Cobre Dissolvido | 0,001 | ----- |
| Condutividade Elétrica ¹ | 0,100 | ----- |
| Cromo Trivalente | 0,010 | ----- |
| COT | 1,000 | ----- |
| DBO ₅ | 3,000 | 98 |
| DQO | 3,000 | 100 |
| Ferro Dissolvido | 0,010 | ----- |
| Magnésio Total | 0,100 | 91 |
| Manganês Total | 0,010 | 102 |
| NH ₄ -N | 0,015 | 94 |
| Níquel Total | 0,010 | 101 |
| pH | ----- | ----- |
| Zinco Total | 0,010 | 112 |

¹Unidade em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

ANEXO I – CURVAS DE TOXICIDADE PRODUZIDAS (KUMAR E ALAPPAT, 2005).

As curvas médias do subíndice para as variáveis poluentes do chorume (a) pH (b) sólidos dissolvidos totais (c) demanda biológica de oxigênio (5 dias) (d) demanda química de oxigênio (e) nitrogênio Kjeldahl total (f) nitrogênio amoniacal (g) ferro total (h) cobre (i) níquel (j) zinco (k) chumbo (l) cromo (m) mercúrio (n) arsênio (o) compostos fenóis (p) cloretos (q) cianetos (r) coliformes totais.





2. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A CTR – Campos é um aterro jovem, ativo e de clima tropical, com características bastante distintas daquelas dos aterros usados como base para os cálculos do IPC e IAAD. Embora o IPC seja uma ferramenta muito útil na avaliação e comparação do potencial poluidor de aterros de clima mediterrâneo, em clima tropical, a sazonalidade local mostrou-se um fator significativo e deve ser levada em consideração na comparação deste índice entre aterros de diferentes localidades. Já o IAAD é uma ferramenta de avaliação da poluição de aterros desativados, a área de estudo ainda está em funcionamento e com vida útil estimada para operar por ainda mais de 20 anos.

Por esses motivos, a comparação do nível de poluição entre aterros de diferentes localidades é complexa. Diversos fatores, internos e externos ao aterro interferem nas características do chorume gerado. Por isso, faz-se necessário a criação de um índice mais assertivo, com os pesos dos parâmetros corrigidos para a realidade vista nos aterros brasileiros em atividade.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 10.005 – Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. 2004b.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 10.007 – Amostragem de resíduos sólidos. 2004a.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 15.847/2010 – Amostragem de Água Subterrânea em Poços de Monitoramento – Métodos de Purga.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 13.736 – Água – Determinação de alcalinidade – Métodos potenciométrico e titulométrico. 1996.
- ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2018/2019. São Paulo: ABRELPE, 2019, 68 p. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/>>.
- ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020. São Paulo: ABRELPE, 2020, 52 p. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/>>.
- APHA. American Public Health Association 2017a. 4500-H+ pH value EM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- APHA. American Public Health Association 2017b. 2510 Conductivity EM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- APHA. American Public Health Association 2017c. 5210 Biochemical Oxygen Demand (BOD) – B. 5-Day BOD Test EM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- APHA. American Public Health Association 2017d. 5310 Total Organic Carbon (TOC) – B. High-Temperature Combustion Method EM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- ARUNBABU, V., INDU, K. S., & RAMASAMY, E. V. (2017). Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. *Waste Management*, 68, 329–336. doi:10.1016/j.wasman.2017.07.012
- BARROS, R.G., DIAS, P.P., ARAÚJO, V.K.A., 2015. Investigation of environmental liabilities in the landfill area of Hidrolândia- GO. *Electron. J. Manage. Edu. Environ. Technol.* 19, 73-82.
- BENDA, F. 2008. Favorabilidade de áreas para implantação de aterros controlados no município de Campos dos Goytacazes/RJ utilizando sistemas de informação geográfica. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Estadual

do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Ciência e Tecnologia. Laboratório de Engenharia Civil. Campos dos Goytacazes.

- BERTAZZOLI, R., PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico. *Química Nova* 2002; 25:470-6.
- Carta Geomorfológica – Município Campos dos Goytacazes 2017. Escala 1:150.000. Projeção Universal Transversa de Mercator. Campos dos Goytacazes.
- CASTILHOS JUNIOR, A.B., DALSSASSO, R.L., ROHERS, F., 2010. Pre-treatment of landfill leachate by direct column of activated carbon. *Eng. Sanit. Ambient.* 15, 385-392
- CELERE, M.S., OLIVEIRA, A.S., TREVILATO, T.M.B., SEGURA-MUÑOZ, S.I., 2007. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. *Cadernos de Saúde Pública*, 23(4):939:947. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2007000400021>
- CERBATO, F., ARGOLO, J., 2012. Technical and socio-environmental analysis of the controlled landfill of the municipality of Amargosa-BA. *Electron. J. Cult. Edu.* 5, 118–134.
- CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p.: il.
- CHRISTENSEN, J.B, CHRISTENSEN TH. Complexation of Cd, Ni, and Zn by DOC in polluted groundwater: a comparison of approaches using resin exchange, aquifer material sorption, and computer speciation models (WHAM and MINTEQA2). *Environ Sci Technol* 1999; 33:3857–63.
- CHRISTENSEN TH, KJELDSSEN P, BJERG PL, JENSEN DL, CHRISTENSEN JB, BAUN A, et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl Geochem* 2001;16:659– 718.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº. 357 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.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Nº430 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.
- COSTA, Alyne Moraes; ALFAIA, Raquel Greice de Souza Marotta; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of environmental management*, v. 232, p. 110-116, 2019.
- COSTA, A. N, Polivanov, Da Glória Alves, M. 2008. Mapeamento geológico-geotécnico preliminar, utilizando geoprocessamento, no município de Campos dos

Goytacazes, Estado do Rio de Janeiro. Anuário do Instituto de Geociências, 31(1):50-64.

<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/anigeo/article/view/5374/4884>

ELK, Ana Ghislane Henriques Pereira van. Redução de emissões na disposição final / Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk. Coordenação de Karin Segala – Rio de Janeiro: IBAM, 2007. 40 p. 21 cm. (Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos).

El-Fadel, Mutasem & Findikakis, Angelos & Leckie, James. (1997). Modeling Leachate Generation and Transport in Solid Waste Landfills. Environmental Technology - ENVIRON TECHNOL. 18. 669-686. 10.1080/09593331808616586.

FAN, H-J., SHU, H-Y., YANG, H-S., CHEN, W-C., 2006. Characteristics of landfill leachates in central Taiwan. Science of The Total Environment, 361(1–3):25-37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.033>

GEAQUINTO, A. Avaliação do potencial da produção de biogás no aterro sanitário de Campos dos Goytacazes/ RJ / Alexandre Geaquinto. - Campos dos Goytacazes: [s.n], 2018. 65f.:il. Monografia (Bacharel em Engenharia Ambiental) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense/Campus Campos Guarus, 2018.

GHOST, P., THAKUR, I.S., KAUSHIK, A., 2017. Bioassays for toxicology risk assessment of landfill leachate: a review. Ecotoxicol. Environ. Saf. 141, 259–270.

GOUNARIS V, ANDERSEN PR, HOLSON TM. Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate. Environ Sci Technol 1993;27:1381– 7.

HAN, Z., MA, H., SHI, G., HE, L., WEI, L., SHI, Q., 2016. A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. Science of The Total Environment, 570(1)1255-1264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.201>

HETKA, I.C.C., SOUZA, J.B., VIDAL, C.M.S, SOUZA, K.V., 2016. Treatment of landfill leachate by coagulation, ultrafiltration and advanced oxidative process. Rev. AIDIS Eng. Environ. Sci. 9, 240-255.

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. ORIENTAÇÃO SOBRE VALIDAÇÃO DE MÉTODOS DE ENSAIOS QUÍMICOS. Documento de caráter orientativo DOQ-CGCRE-008 Revisão 02 – JUNHO/2007.

ISWA – The International Solid Waste Association. Sanitary Landfill Working Group, Key-Issue Paper on Closing of Open Dumps, 2006. Disponível em: <http://www.iswa.org/media/publications/knowledge-base/>.

JENSEN, D.L., CHRISTENSEN, T.H. Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills. Water Res 1999;33: 2139–45.

JORSTAD, L.B., JANKOWSKI, J., ACWORTH, R.I., 2004. Analysis of the distribution of inorganic constituents in a landfill leachate-contaminated aquifer Astrolabe

- Park, Sydney, Australia. *Environ. Geol.* <https://doi.org/10.1007/s00254-004-0978-3>
- KANG, K-H., SHIN, H.S., PARK, H., 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Research*, 36(16):4023-4032. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00114-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00114-8)
- KAZA, Silpa, Lisa Yao, Perinaz Bhada-Tata, and Frank Van Woerden. 2018. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Urban Development Series. Washington, DC: World Bank. doi:10.1596/978-1-4648 - 1329-0. License: Creative Commons Attribution CC BY 3.0 IGO
- KJELDTSEN, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>.
- KUMAR, D., ALAPPAT, B. J., 2005. Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index. *Clean Techn Environ Policy* (2005) 7: 190–197. <http://doi.org/10.1007/s10098-004-0269-4>
- LANZA, V.C.V., Carvalho, A.L., 2006. *Basic Operations for Landfill Operation*. FEAM, Belo Horizonte, pp. 07–34.
- LO, I.M.C., 1996. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environ. Int.* [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(96\)00031-1](https://doi.org/10.1016/0160-4120(96)00031-1)
- MMA – Ministério do Meio Ambiente .2017. Aproveitamento de biogás em terro sanitário. Acessível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario>.
- MEIMA JA, van Zomeren A, Comans RNJ. Complexation of Cu with dissolved organic carbon in municipal solid waste incineration bottom ash leachates. *Environ Sci Technol* 1999; 33:1424–9.
- MOE – Ministry of Environment. 2015. *National Effluent Standards*. Japão. Acessível em: <https://www.env.go.jp/en/water/wq/nes.html>.
- MORAVIA, W.G., Lange, L.C., Amaral, M.C.S., 2011. Evaluation of oxidative process advanced by Fenton reagent under optimized conditions in the treatment of landfill leachate with emphasis on collective parameters and characterization of the generated sludge. *Quim. Nova.* 34, 1370- 1377.
- OLIVEIRA, Selene de., 2004. AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS INDICADORES DE POLUIÇÃO POR EFLUENTE LÍQUIDO DE UM ATERRO SANITÁRIO.
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RABL, A., Spadaro, J.V., Zoughaib, A., 2008. Environmental impacts and costs of solid waste: a comparison landfill and incineration. *Waste Manag. Res.* 26, 147–162.

- RAFIZUL, I.M., Alamgir, M., Shahed Sharif, S.M., 2012. Analysis and Selection of Appropriate Aggregation Function for Calculating of Leachate Pollution Index of Landfill Lysimeter. *Iranica Journal of Energy & Environment* 3 (4): 370-379, 2012. <https://doi.org/10.5829/idosi.ijee.2012.03.04.12>
- REDFEARN, A.; ROBERTS, D., Health Effects and Land Sites, in *Issues in Environmental Science and Technology Series: Environmental and Health Impact of Solid Waste Management Activities*, Vol. 18 (Eds.: R. E. Hester, R. M. Harrison), Royal Society of Chemistry, Cambridge 2002.
- RIGUETTI, P.F., CARDOSO, C.A.L., CAVALHEIRO, A.A., LENZI, E., FIORUCCI, A.R., SILVA, M.S., 2015. Manganese, zinc, cadmium, lead, mercury and chromium in landfill manure in Dourados, MS, Brazil. *Rev. Ambient. Água*. 10, 153-163.
- RODRIGUES FILHO, G.M.R., DUARTE, M.M.L., SILVA, A.D., NETO, J.F.L., LIMA, D.A., BENACHOUR, M., SILVA, G.L., BASTOS, A.M.R., SILVA, V.L., 2012. Development of advanced oxidation processes for landfill leachate treatment in Muribeca (PE- Brazil). *Sci. Plena*. 8, 1-11.
- SAMADDER, S.R., PRABHAKAR, R., KHAN, D., KISHAN, D., CHAUHAN, M.S., 2017. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: A case study. *Science of The Total Environment*, 580:593-601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.003>
- SCHIOPU, A.-M., GAVRILESCU, M., 2010. Options for the treatment and management of municipal landfill leachate: common and Specific Issues. *Clean. - Soil, Air, Water* 38, 1101–1110.
- SISINO C, MOREIRA J. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. *Cad Saúde Pública* 1996; 12:515-23.
- SLACK, R.J., GRONOW, J.R., VOVOULIS, N., 2005. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Sci. Total Environ*. 337, 119–137.
- TATSI, A., ZOUBOULIS, A., 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Adv. Environ. Res.* 6 (3), 207–219. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(01\)00052-1](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(01)00052-1) .
- TORRETTA, V., FERRONATO, N., KATSOYIANNIS, I.A., TOLKOU, A.K., AIROLDI, M., 2017. Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. *Sustainability*, 9(1):9. <https://doi.org/10.3390/su9010009>
- US EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 1992. SW-846 Test Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure. 35 pp, 286 K, July 1992.
- US EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2000. Effluent Limitations Guidelines, Pretreatment Standards, and New Source

Performance Standards for the Landfills Point Source Category. Federal Register / Vol. 65, No. 12 / Wednesday, January 19, 2000 / Rules and Regulations.

US EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2018. Greenhouse Gas Emissions – Understanding Global Warming Potentials. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>>.

Van der SLOOT HA. Quick techniques for evaluating the leaching properties of waste materials: their relation to decisions on utilization and disposal. Trends Anal Chem 1998; 17:298– 310.

VANZIN, Enerson., Rojas, Jiménez., Pandolfo, Adalberto., Maculan, Laércio S., Martins, Marcele S., Saúgo, Andréia., Gheno, Renata. Geração de Energia Através de Biogás: Estudo de Viabilidade Econômica. Porto Alegre: Editora SGE, 2009.

VENABLES, W., N., Ripley, B.D., 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2>

WANG, Z-P., ZHANG, Z., LIN, Y-J., DENG, N-S., Tao, T., ZHUO, K., 2002. Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process. Journal of Hazardous Materials, 95(1–2):153-159. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00116-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00116-4)

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION – 2019. Health topics – Sanitation. Disponível em: <https://www.who.int/topics/sanitation/en/>. Acesso em: setembro/2019.