



Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais



CARLOS ARMANDO REYES FLORES

**PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIXIVIADOS EM ATERROS
SANITÁRIOS NA AMAZÔNIA**

MACAPÁ - AP

2021

CARLOS ARMANDO REYES FLORES

PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIXIVIADOS EM ATERROS
SANITÁRIOS NA AMAZÔNIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Federal do Amapá, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Dra. Helenilza Ferreira
Albuquerque Cunha

Coorientador: Dr. Alan Cavalcanti da
Cunha

MACAPÁ - AP

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá
Elaborado por Mário das G. Carvalho Lima Júnior – CRB-2/1451

Flores, Carlos Armando Reyes.

Produção de resíduos sólidos e lixiviados em aterros sanitários na Amazônia / Carlos Armando Reyes Flores; Orientadora, Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha; coorientador, Alan Cavalcanti da Cunha. - Macapá, 2021.

107f.

Trabalho de Conclusão de Curso - Fundação Universidade Federal do Amapá, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

1. Impactos ambientais – Estudos. 2. Resíduos sólidos – Macapá. 3. Geração per capita. I. Cunha, Helenilza Ferreira Albuquerque, orientadora; Cunha, Alan Cavalcanti da; coorientador. II. Fundação Universidade Federal do Amapá. III. Título.

CDD - 363.7 / F634p

CARLOS ARMANDO REYES FLORES

**PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIXIVIADOS EM ATERROS
SANITÁRIOS NA AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciências Ambientais
(PPGCA) da Universidade Federal do
Amapá, como requisito parcial à
obtenção do título de Mestre em
Ciências Ambientais.

Aprovada em 30 de julho de 2021.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dra. Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha – Universidade Federal do Amapá
(UNIFAP) – Orientadora



Prof. Dr. Alan Cavalcanti da Cunha – Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) –
Coorientador



Prof. Dr. Arialdo Martins da Silveira Junior – Universidade Federal do Amapá
(UNIFAP)



Prof. Dr. Eraldo Henriques de Carvalho – Universidade Federal de Goiás (UFG)



Profa. Dra. Valéria Pereira Bastos - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro
(PUC-Rio)

Dedicatória

A Deus, pela saúde e vida em todo momento.

Aos meus pais e irmãs, por me acompanhar em outra etapa de minha formação profissional.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e pela oportunidade de crescimento pessoal e profissional.

Agradeço aos meus pais, Albenza e Edgar, e irmãs Yelitza e Fabiola, pelo carinho, pela força, amorosidade, apoio fundamental.

Agradeço ao Prof. Alan e Prof. Helenilza, por me aceitar como seu orientando e aprimorar minha entrada no mundo da pesquisa. Sobretudo apesar de seus trabalhos e ocupações, dedicaram tempo e empenho para corrigir meus textos, além da orientação, aprendizado e constante comunicação para chegar ser um cientista melhor.

Ao Programa de Alianças para a Educação e a Capacitação (PAEC - OEA – GCUB).

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA).

Agradeço aos meus colegas da turma 2019, que me apoiaram nas aulas do mestrado, e, em especial ao colega Paulo Gibson, que participou do trabalho de campo e laboratório.

Agradeço a oportunidade de troca de experiências e informações com diferentes órgãos institucionais do estado, em especial a Adrian Castelo (SEMUR), pelo acompanhamento na visita de campo, documentos e mapa compartilhado do aterro sanitário de Macapá, a Antônio Nascimento (SEMA), por disponibilizar os relatórios de monitoramento, e a Eduardo Queiroz (LGESEN/UNIFAP) que compartilhou a base de dados do estado de Amapá para a elaboração de mapas temáticos na pesquisa.

A Universidad de Cantabria, especialmente ao Grupo de Engenharia Ambiental e a Amaya Lobo que disponibilizaram o software informático Moduelo v.4.0., para realizar a terceira etapa de minha pesquisa.

A todas as pessoas mais próximas, por sua amizade e conselhos, em especial a Otavio Vasconcelos por sua colaboração e apoio incondicional, além do acompanhamento nos trabalhos de campo e pelos ânimos nos momentos mais difíceis de minha permanência no Brasil durante minha pesquisa.

RESUMO

FLORES, C.A.R. **Produção de resíduos sólidos e lixiviados em aterros sanitários na Amazônia.** 107 f. Dissertação – Departamento de Meio Ambiente e Desenvolvimento, Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2021.

A produção e a disposição de resíduos sólidos ainda é um tema muito complexo e não solucionado em sua maioria nos países em desenvolvimento, especialmente nos países que fazem parte da Amazônia, pois a geração per capita de resíduos sólidos aumenta com o crescimento populacional. Como geralmente não há um sistema de coleta seletiva, os resíduos sólidos vão para a disposição final e sua decomposição gera lixiviados com alto grau poluidor. Associados a estes problemas, existe a presença de chuvas extremas devido ao Fenômeno de El Niño e La Niña, que podem aumentar o grau de impacto dos lixiviados para o entorno. Assim, o objetivo desta pesquisa foi estimar a variação espacial da geração per capita relacionado com fatores demográficos, socioeconômicos, gestão e ecológicos, para prever impactos associados com lixiviados (modelagem) e seus parâmetros para elaboração de cenários hidrológicos (geração de vazões) em aterro sanitário na Amazonia internacional. Foi realizado, ainda, um estudo de caso para o aterro sanitário e controlado do município de Macapá-AP. Na relação de geração per capita com os fatores, representados por 18 variáveis independentes, as variáveis país, índice de Gini foram significativas ($R_{\text{Country}}^2 = 60,09\%$, $R_{\text{GINI}}^2 = 30,83\%$) indiferente de se localizar na Amazônia ($R_{\text{Biotoma}}^2 = 5,34\%$). Os modelos multivariados apresentaram uma variação, dependendo do número e tipo de variável escolhida [$54,47\% \leq R_{\text{aj}}^2 \leq 70,83\%$]. Com relação às vazões estimadas, observou-se os valores médios ($0,45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), mínimos ($0,07 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) e máximos ($0,72 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Nos modelos hidrológicos se obteve um coeficiente de correlação máximo de $R=99\%$, sem significâncias. Os resultados das estimativas de vazões podem prever diversas concentrações de compostos físico-químicos (DBO, DQO, NH_3 , etc) concernentes às operações do aterro sanitário, onde existe escassez de informações. As estimativas de chuva em diferentes períodos de retorno permitiram presumir o possível impacto que afeta ao fluxo hídrico e de lixiviados em eventos extremos. Além disso, na modelagem realizada para três variações de sistemas de drenagem do aterro controlado de Macapá, em relação à hidrologia e volume de lixiviados, o lixiviado não apresentou diferenças significativas entre os diferentes arranjos geométricos das tubulações, assim como também nos compostos físico-químicos, durante o ano de fechamento do aterro, onde foi possível achar valores compatíveis atípicos esperados em situação similares. Conclui-se que as previsões de geração per capita refletem a realidade respeito da gestão de resíduos e políticas públicas nesses países. Além disso, existe a

possibilidade da elevação de lixiviados em eventos extremos em época de altas precipitações, devido à ausência do controle hídrico na gestão operacional dos aterros, ameaçando um transbordamento de lixiviado, impactando na composição físico-química do ecossistema e população. A modelagem realizada pode ser útil para otimizar o fechamento dos aterros controlados e implantação dos aterros sanitários por meio de simulações. Por outro lado, as metodologias utilizadas, foram relevantes e alinhadas com múltiplos cenários e fatores ou variáveis que podem facilitar na tomada de decisões para aprimorar projetos atuais e futuros, com ênfase em locais que apresentem déficit de informações técnicas, como na Amazônia e países em desenvolvimento que apresentam grandes desigualdades.

Palavras-chave: geração per capita, resíduos sólidos, indicadores, vazões, lixiviado, modelagem.

ABSTRACT

FLORES, C.A.R. **Production of leachate and solid waste in amazon's landfills.** 107 p. Master Thesis – Department of Environment and Development, Federal University of Amapá, Macapá, 2021.

The production and disposal of solid waste is still a complex issue and mostly unresolved in developing countries, especially in countries that are part of the Amazon, as the per capita generation of solid waste increases with population growth. As there is usually no selective collection system, the solid waste goes to final disposal and its decomposition generates leachate with a high polluting degree. Associated with these problems is the presence of extreme rainfall due to the El Niño and La Niña phenomenon, which can increase the degree of impact of leachate on the surroundings. Thus, the objective of this research was to estimate the spatial variation of the per capita generation related to demographic, socioeconomic, sanitary, and ecological factors, to predict impacts associated with leachate (modeling) and its parameters for the elaboration of hydrological scenarios (flow generation) in a landfill in the Amazonia international and a case study was carried out for the landfill in the municipality of Macapá-AP. In the relationship of per capita generation with the factors, represented by 18 independent variables, the variables country, Gini index were found to be significant ($R_{\text{Country}}^2=60,09\%$, $R_{\text{GINI}}^2=30.83\%$) regardless of being in Amazon ($R_{\text{Bioma}}^2=5.34\%$). The multivariate models showed a variation in explainability, depending on the number and type of variable chosen [$54.47\% \leq R_{\text{aj}}^2 \leq 70.83\%$]. On the other hand, average ($0.45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), minimum ($0.07 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) and maximum ($0.72 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) flow were estimated. In the hydrological models, a maximum correlation coefficient $R=99\%$ was obtained, without significance. The results of the flow estimates can predict different concentrations of physicochemical compounds (BOD, COD, NH_3 , etc) concerning landfill operations, where there is a lack of information. Rainfall estimates at different return periods allowed us to assume the possible impact that affects the water and leachate flow in extreme events. Furthermore, in the modeling performed for three variations of Macapá controlled landfill drainage systems, in relation to hydrology and leachate volume, leachate did not present significant differences between the different geometric arrangements of the pipes, as well as in the physicochemical compounds, during the year of closing of the controlled landfill, where it was possible to find compatible atypical values expected in similar situations. It was concluded that RPC forecasts reflect the reality regarding

solid waste management and public policies in these countries. In addition, there is the possibility of an increase in leachate in extreme events at a time of high rainfall, because of the lack of water control in the landfill's operational management, threatening a leachate overflow, impacting the physicochemical composition of the ecosystem and the population. The modeling performed can be useful to optimize the closure of controlled landfills and implementation of landfills through simulations. On the other hand, the methodologies used were relevant and aligned with multiple scenarios and factors or variables that can facilitate decision-making to improve current and future projects, with an emphasis on places with a deficit of technical information, such as in the Amazon and in countries in development that present great inequalities.

Keywords: per capita generation, solid waste, indicators, flow rates, leachate, modeling.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACTO	Acordo do Tratado de Cooperação Amazônica
AI	Amazônia internacional
AS	América do Sul
ASMM	Aterro sanitário municipal de Macapá/AP
CTR	Centro de Tratamento de Resíduos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ATS	Aterro sanitário
ATC	Aterro controlado
MMA	Ministério de Meio Ambiente
ODS	Objetivo do desenvolvimento sustentável
RS	Resíduos sólidos
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SEMA	Secretaria de Estado do Meio Ambiente
SEMUR	Secretaria Municipal de Manutenção Urbanística
RPC	Produção per capita de resíduos sólidos urbanos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1.	Produção de RSU	2
1.2.	Disposição final de RSU	3
1.3.	Análise de indicadores socioambientais e econômicos na gestão de RSU	5
1.4.	Modelos hidrológicos.....	7
1.5.	Modelo luts scholz	8
1.6.	Estimativa de lixiviados	10
1.7.	Programa de simulação de aterro sanitário “MODUELO”	13
1.8.	Caracterização dos locais de disposição final em Macapá/AP	13
1.9.	Fluxograma conceitual da pesquisa	16
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	Geral.....	17
2.2	Específicos	17
3	ARTIGO CIENTÍFICO I.....	18
1.	Introdução	21
2.	Material e Métodos	24
3.	Resultados	29
4.	Discussão	36
	Conclusão.....	41
	Referências.....	42
4	ARTIGO CIENTÍFICO II	50
	Introdução	52
	Materiais e metodos	56
	Resultados	62

Discussão	66
Conclusão.....	69
Referências.....	70
Material suplementar.....	77
5 ARTIGO CIENTÍFICO III.....	81
Introdução	83
Metodologia	86
Estudo de caso- ATC Macapá/Amapá/Brasil	89
Resultados	91
Discussões.....	93
Conclusões	96
Referências.....	97
Material Suplementar	99
6 CONCLUSÕES GERAIS.....	101
REFERÊNCIAS	102

1 INTRODUÇÃO GERAL

Mundialmente têm sido descartados mais de 90% do volume total de RSU em “lixões a céu aberto”, em especial nos países em desenvolvimento, provocando sérios problemas ambientais, sanitários e de saúde pública (SINGH, 2019). A produção mundial de RSU estimada até 2010 foi de 1.300 milhões de t ano⁻¹ (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012), duplicando em 2016, com cerca de 2.010 milhões de t ano⁻¹. Além disso, este cenário parece se agravar, ainda mais até 2050, com um aumento estimado para 3.40 milhões de t ano⁻¹ (KAZA *et al.*, 2018).

Alguns países de América do Sul (AS) registraram valores de geração per capita de RSU (RPC) acima da média per capita mundial em 2016, como Argentina, Brasil, Chile e Uruguai ($\approx 34\%$ maior em termos relativos que a média mundial) (KAZA *et al.*, 2018). Isso acontece pelo crescimento populacional desordenado das cidades, especialmente, em países em desenvolvimento, tanto em áreas urbanas quanto rurais, apresentando problemas sanitários desproporcionais (SINGH, 2019; ZORNOZA *et al.*, 2016). As cidades utilizam os lixões a céu aberto como um sistema de disposição final (DAJIC *et al.*, 2016). Em 2018, foram despejados mais de 1,5 milhões de toneladas de resíduos sólidos diretamente em afluentes da bacia Amazônica (ACTO, 2018), com impactos como a poluição da água, solo, perdas de áreas com potencial turístico (RAMÍREZ, 2016).

Estes cenários impõem desafios considerados importantes para analisar quais variáveis socioambientais apresentam maior relevância para a elaboração de políticas públicas e estratégias de gerenciamento integrado de RSU, especialmente, nas etapas críticas de planejamento, execução e operações de coleta, tratamento e destino final ambientalmente adequados, as quais devem se apresentar em conformidade com a legislação vigente em diversos países (HOQUE; RAHMAN, 2020; SINGH, SATIJA, 2018).

Dentre as várias tecnologias de destinação final de RSU, a mais utilizada é o aterro sanitário (ATS), por ser mais prático e menos oneroso. A adoção dessa tecnologia se tornou a meta mais importante a ser alcançada por vários países, como os Estados Unidos, Sérvia, Romênia, Croácia, Grécia Letônia, Malta dentre outros (MELO, 2020). Os ATS são obras de construção de engenharia em desenvolvimento contínuo. São instalações que, por natureza, produzem diversos impactos ao meio ambiente, como uso do solo e geração de contaminantes líquidos e gasosos. Entretanto, apresentam efeitos positivos, como a geração de energia, a partir do gás metano produzido (CUARTAS *et al.*, 2018), mas não é aproveitado nos países em desenvolvimento, como no Brasil.

Os principais processos que ocorrem nos ATS (hidrologia, degradação e rebaixamento do solo) estão intimamente ligados entre si. Cada variável influencia todas as demais e, portanto, é difícil quantificar todas as possíveis interações para otimizar o projeto geral do aterro (CUARTAS *et al.*, 2018). Por exemplo, a decomposição microbiológica da massa de RSU aterrada no ASMM produz gases, além de um líquido de cor escura e alto poder poluidor denominado lixiviado (ALÉM SOBRINHO; POVINELLI; GOMES, 2009).

O problema dos RSU é um tema recorrente e relevante no processo civilizatório das sociedades atuais e pouco estudado em países em desenvolvimento, como na América Latina, sendo necessário dispor de métodos simplificados para descrever ou explicar quais variáveis podem ser utilizadas para quantificar ou estimar a produção dos RSU. Além disso, alguns desses métodos podem ser extremamente úteis no planejamento, gerenciamento e estratégias de mitigação dos impactos sanitários de RSU na saúde pública e meio ambiente (VERGARA; TCHOBANOGLIOUS, 2012).

O problema da má gestão dos resíduos parece estar se agravando na AS em especial nos países que fazem parte da Amazônia Internacional (AI). A AI estende-se por nove países (Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana Francesa, Guyana, Suriname, Peru e Venezuela) e apresentam uma considerável porção da floresta amazônica (RAISG, 2019; FERNÁNDEZ-LLAMAZARES *et al.*, 2020). Impactos significativos têm ocorrido nesses ecossistemas, como, por exemplo, a implantação e ampliação da atividade industrial e mineral, com fortes incrementos na poluição do ar e produção de resíduos e efluentes que chegam aos corpos hídricos e, especialmente em áreas degradadas como os “lixões” (DE OLIVEIRA LIMA, 2016; FERNÁNDEZ-LLAMAZARES *et al.*, 2020).

Os RSU precisam ser estudados quanto à produção e a disposição, pois apresentam impactos potenciais. Na produção se necessita avaliar que variáveis socioambientais estão relacionadas com o RPC. Para a disposição final é necessário quantificar o lixiviado produzido no processo de decomposição. Nos lixões à céu aberto é difícil quantificar por não apresentarem um sistema de tratamento de RSU.

1.1. Produção de RSU

Há poucos estudos integrados sobre o tema para a AS e, especialmente na AI, que relacionem a produção de RSU com indicadores socioeconômicos ou demográficos, amplamente, utilizados na literatura, principalmente na zona geográfica do bioma amazônico. Portanto, essa temática é desafiadora e converge com as prioridades e objetivos do

desenvolvimento sustentável (ODS), especialmente em relação à eficácia do planejamento no sistema de gerenciamento de RSU (SUN; CHUNGPAIBULPATANA, 2017).

A geração de RSU per capita (RPC) pode ter influência de fatores demográficos como a população, densidade populacional (DEUS *et al.*, 2020) e características geográficas (KAWAI; TASAKI, 2016). Além disso, pode ser influenciada por fatores socioeconômicos, como o índice de desenvolvimento humano, índice de Gini (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2019) e, renda familiar (CALDERÓN MÁRQUEZ; RUTKOWSKI, 2020).

No Brasil, entre 2010 e 2019, a geração de RSU indicou considerável incremento, passando de 67 para 79 milhões de t ano⁻¹. Por sua vez, a geração per capita aumentou de 0,953 a 1,038 kg hab⁻¹ ano⁻¹. No período 2018-2019, a geração per capita de RSU aumentou 0,06%, tendo alcançado 1,039 kg·hab⁻¹·dia⁻¹ ($\approx 40\%$ maior em termos relativos que a média mundial 0,74 kg hab⁻¹ dia⁻¹) (MMA, 2020). Assim, a geração de RSU aumentou 19% em 2020, refletindo-se em um crescimento per capita (RPC) de 9% (ABRELPE, 2020). Em 2019 o estado do Amapá coletou 239.075 t ano⁻¹, representando 93,3% do índice de cobertura de coleta (ABRELPE, 2020).

1.2. Disposição final de RSU

Algumas regiões da AI apresentam poucos locais adequados para a disposição final de RSU, como ATS. A disposição em ATS é a última, mas inevitável etapa na gestão de RS (DAJIC *et al.*, 2016). A adequação de normas legais, também, é um desafio fundamental para a gestão, de modo a evitar danos ou riscos ambientais (BARROS, 2012).

Segundo o mais recente levantamento da gestão de resíduos sólidos, aproximadamente, 40% dos municípios brasileiros adotam o aterro sanitário como tecnologia de tratamento e disposição final dos RSU (MMA, 2019; QUEIROZ *et al.*, 2011). Uma parte do quantitativo de RSU vem sendo destinado às unidades de tratamento ou disposição final inadequadas (lixões e aterros controlados), os quais cresceram cerca de 40%. Estes valores mostram, simultaneamente, um déficit e uma carência na gestão de RSU no Brasil.

Por outro lado, os poucos recursos financeiros investidos parecem também impactar direta e negativamente na gestão e prestação desses serviços. Como consequência, têm surgido crescentes preocupações e danos ao meio ambiente e saúde pública, especialmente a falta de controle dos passivos ambientais (MELO, 2020). Essa ausência de controle pode atrair vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos e outros), mau cheiro, poluição do solo e das

águas por meio do lixiviado (ABRELPE, 2020). Só na Região Norte do Brasil, em 2018, foram identificados 247 lixões, 110 aterros controlados e 93 aterros sanitários (MMA, 2020).

No Amapá, 93,75% dos municípios ainda não apresentam ATS como alternativa de tratamento dos RSU. Todavia, a inexistência de um sistema de coleta seletiva no município de Macapá implica que todos os tipos de RSU sejam dispostos, simultaneamente, nas mesmas células do ASMM construído no Centro de Tratamento de Resíduos (CTR – AP). Este problema implica uma concentração de compostos bioquímicos presentes nos efluentes líquidos (lixiviados) gerados como resultado do processo de decomposição dos RSU.

O lixiviado, também conhecido como chorume, pode ser considerado o problema mais complexo nos ATS (ALÉM SOBRINHO; POVINELLI; GOMES, 2009), porque constitui um líquido nocivo, mineralizado, capaz de transportar poluentes bacterianos (BOTKIN; KELLER, 2011). Contudo, o perigo mais significativo do ASMM seria o risco de poluição das águas subterrâneas e superficiais dentro do ASMM e áreas do entorno. O fluxo de água através de aterros sanitários de RSU é, reconhecidamente, não uniforme, sendo influenciado pelas vias preferenciais dentro da massa de RSU depositada (OBLADEN; OBLADEN; BARROS, 2009), cujo objetivo é extrair gases e líquidos provenientes da decomposição dos resíduos depositados (CARDOSO, 2021).

Diversos modelos matemáticos aplicados em vários países têm sido então desenvolvidos, visando a previsão da produção de lixiviados, com base em parâmetros hidrológicos básicos (FELDHAUS, 2019; PADILLA, 2007; TOZETTO, 2008). Na Dinamarca, Poulsen e Møldrup (2005) aplicaram um modelo baseado no balanço hídrico global em pesquisas que compreenderam um período de 13 anos de geração de lixiviado em um aterro sanitário (TOZETTO, 2008). No Brasil e na América Latina, com grande frequência, o volume de lixiviado tem sido determinado com base no método do balanço hídrico (PADILLA, 2007).

Em resumo e como uma primeira aproximação da estimativa de lixiviados em aterros sanitários, a quantidade de lixiviado produzida pode ser considerada proporcional ao volume de água precipitada nos ATS (BARROS, 2013). Como a precipitação é um fator variável, podendo ser alterada por eventos extremos que causam impactos significativos em suas séries históricas (DEMIRDJIAN; ZHOU; HUFFMAN, 2018; LI, YING *et al.*, 2020), pode exceder a capacidade de transporte das redes de drenagem dentro das bacias (PAGLIARA *et al.*, 1998), especialmente em relação às precipitações médias, aumentando o volume de lixiviado.

Esses problemas podem constituir aumentos na frequência e na gravidade de inundações, deslizamentos e descarte de cargas de poluentes não tratados nos corpos hídricos do entorno ou subterrâneos (e.g. REVI *et al.*, 2014; SALERNO; VIVIANO; TARTARI, 2018). Entretanto, o inverso ocorre quando há redução anual extrema de precipitação (BALISTROCCHI; GROSSI, 2020), produzindo redução significativa do pico das descargas e elevando a taxa de evaporação.

Para se estimar quantitativos de lixiviado produzido em um ATS, é possível utilizar modelagem da precipitação local, a qual é focada em diferentes períodos de retorno ($TR = 25$ anos tem sido o mais frequentemente utilizado na literatura brasileira), sendo importante prever possíveis eventos extremos e, assim, tomar ações para prevenir impactos. Então, é particularmente relevante avaliar os riscos associados com eventos climáticos e hidrológicos característicos de zonas tropicais úmidas, principalmente, em países em desenvolvimento ou baixa cobertura ou capacidade de monitoramento (e.g. LI *et al.*, 2020; LUCENA *et al.*, 2016; LYU *et al.*, 2018; ZHOU *et al.*, 2017).

Cuartas *et al.* (2018) definiram que o projeto ideal de ATS é uma questão complexa e ainda sem solução. Onde devem ser consideradas diferentes variáveis de engenharia, incluindo a altura da camada do aterro, a espessura da cobertura intermediária entre as camadas (se houver) e o material utilizado, o nível de compactação do resíduo, e sobretudo os sistemas de extração de lixiviados. Os referidos autores aplicaram uma nova metodologia estruturada generalizável para a otimização das variáveis de projeto. Sendo possível a obtenção de informações quantitativas e qualitativas sobre o efeito de cada variável de projeto no comportamento do ATS.

1.3. Análise de indicadores socioambientais e econômicos na gestão de RSU

A implementação de ações descentralizadas na gestão de RSU visa ampliar a participação da população por meio de alternativas locais que contribuam para a redução da quantidade de RSU encaminhados para sistemas de coleta, transporte e disposição de resíduos, como aterros sanitários (PAES *et al.*, 2020). Sendo estas alternativas, educação ambiental, compostagem in loco, reciclagem e reutilização em casas, entre outros.

Existe uma metodologia para explorar a dissociação da geração de resíduos dos fatores socioeconômicos no nível municipal, a existência da relação entre resíduos e indicadores econômicos, por meio de um modelo de regressão geográfico e temporalmente ponderado (curva de Kuznets de resíduos) (MADDEN *et al.* 2019).

Os indicadores devem ser desenhados para facilitar a integração dessas informações e torná-las úteis, consistentes e gerenciáveis em diferentes níveis. Uma área geográfica pode fornecer informações a outra, se considerar padrões robustos de dependência espacial, pois locais próximos podem ter atributos similares e apresentar influências ou interações uns com os outros (GOODCHILD, 1992; MADDEN *et al.*, 2019; MONTELLO *et al.*, 2007; TURCOTT CERVANTES *et al.*, 2018).

Nos países da AS o processo de desenvolvimento econômico e urbanização vem acompanhado do aumento da RPC (SANTOS *et al.*, 2019). Este indicador de desenvolvimento urbano envolve consideráveis custos de implementação nos diferentes processos da gestão de RSU, desde sua coleta até seu tratamento, podendo ser utilizado como parâmetro potencial e vantajoso à implementação de infraestrutura sustentável para o tratamento e disposição final ambientalmente adequada (METZ; MEYER; BOSCH, 2007).

A integração de indicadores econômicos e ambientais fornece diagnósticos coerentes de sistemas complexos e amplos (PAES *et al.*, 2020). Nesse sentido, um conjunto abrangente de indicadores que podem agregar informações relevantes é uma ferramenta poderosa e essencial para auxiliar os gestores na formulação, implementação, comparação e avaliação de planos, estratégias e políticas para a gestão sustentável de RSU. Diante disso, os gestores podem analisar diferentes cenários e antecipar seus impactos, produzindo um processo de tomada de decisão mais robusta, contribuindo para a governança sustentável (DA SILVA; MARQUES PRIETTO; PAVAN KORF, 2019)

As qualidades mínimas presentes em um conjunto de indicadores são as seguintes (TURCOTT CERVANTES *et al.*, 2018):

- Utilidade para avaliar diferentes níveis geográficos e uma identificação clara das ligações para fornecer e integrar informações entre os níveis.
- Flexibilidade para ser adaptável a qualquer tipo de economia e às diferentes prioridades ou objetivos de um contexto local.
- Inclusão de indicadores qualitativos e quantitativos, visto que os dois tipos são complementares e necessários.
- Consistência metodológica, ou seja, clareza e congruência na definição do indicador e no processo de coleta de dados, para que os resultados sejam replicáveis e confiáveis.

- Capacidade de avaliar todos os atributos de gestão de RSU, para ajudar os sistemas municipais a alcançar uma Gestão Integrada de Resíduos Sustentáveis.

1.4. Modelos hidrológicos

No desenho de um modelo hidrológico, os dados da precipitação são o principal componente do ciclo hidrológico e servem como entrada do sistema e as vazões ou descargas resultantes. Neste caso, são considerados no modelo chuva-vazão e as rotas que seguem o fluxo (FATTORELLI; FERNANDEZ, 2011). As descargas são, geralmente, caracterizadas por variáveis aleatórias e estocásticas. Mas os processos de drenagem são, potencialmente, um fenômeno determinístico (JAYANTI, 2020). As bacias hidrográficas são consideradas a unidade básica de estudo, representada pela área de captação natural (FINKLER, 2012).

Como o modelo chuva-vazão apresenta a bacia hidrográfica como uma unidade única e homogênea (CHARIZOPOULOS; PSILOVIKOS; ZAGANA, 2017), permite, também, simular o fluxo de corrente em número limitado de pontos fixos ao longo dos canais ou tubulações dentro de um aterro sanitário (BOYLE *et al.*, 2001; PAIK *et al.*, 2005), permitindo uma representação detalhada da variabilidade espacial dos processos de captação (DAL MOLIN *et al.*, 2020).

Por um lado, o transporte da água portanto é influenciado pelas características da bacia hidrográfica (BERGSTROM *et al.*, 2016) e por fatores climáticos (evaporação, temperatura, velocidade do vento, precipitação), os quais permitem quantificar sua interação com as águas atmosféricas, superficiais e subterrâneas (AMBROISE, 2016). Por outro lado, a heterogeneidade presente na bacia hidrográfica permite a integração de diferentes processos hidrológicos intrínsecos do fluxo (ANTONELLI *et al.*, 2020), em especial, sua contribuição para o escoamento de lixiviados em um aterro sanitário.

Os parâmetros morfométricos são utilizados para determinar as características de bacia hidrográficas, proporcionando uma descrição quantitativa das medidas e análise da forma da superfície, bem como suas características dimensionais podem influenciar o escoamento (NITHESHNIRMAL, 2019). Isso porque numa bacia de drenagem ocorrem interações entre as variáveis da precipitação e a superfície do terreno, as quais convergem para produzir água como produto (ALADEJANA; FAGBOHUN, 2019).

Os parâmetros climáticos necessários para um modelo hidrológico incluem a precipitação diária, temperatura mínima e máxima, umidade relativa, velocidade do vento,

radiação solar e evapotranspiração potencial (EL-SADEK *et al.*, 2011; SHI, *et al.*, 2020). Assim, os modelos matemáticos hidrológicos são classificados (CACERES, 2015) como:

- a) Modelo determinístico: tende a estabelecer relações quantitativas de causas-efeito, utilizando uma relação direta para obter uma resposta devido a uma exigência, seja por meio de uma equação empírica ou por meio de um operador desenvolvido a partir de critérios experimentais e hipóteses. É utilizado no caso de pouca informação disponível, um caso frequente de obras de engenharia hidráulica, em que se tende a reconstruir indiretamente a evolução do escoamento e fluxos superficiais a partir do conhecimento de eventos pluviais diários, dos quais séries temporais de dados estão geralmente disponíveis.
- b) Modelos estatísticos: baseiam-se em métodos estatísticos e técnicas para observar suas relações de entrada e saída, de acordo com o interesse secundário dos processos físicos do sistema. Para uma previsão permite a exploração racional das informações disponíveis a curto e médio prazo. Seu uso é possível quando uma série suficientemente grande de informações estão disponíveis.
- c) Modelos probabilísticos: utilizam a noção de frequência para analisar o comportamento de um fenômeno hidrológico. As informações utilizadas para calibração devem ser independentes do tempo. Como a amostra disponível para caracterizar a população e/ou o processo físico hidrológico é geralmente limitada, na extrapolação de resultados deve-se considerar um conceito de risco ou erro provável que o modelo deve quantificar e considerar.
- d) Modelos estocásticos: as informações utilizadas são tratadas como dados históricos como uma sequência cronológica. É frequentemente utilizado para previsão de curto e longo prazo de séries hidrológicas. A comparação de séries observadas e simuladas é necessária.

1.4.1. Modelo Lutz Scholz

O modelo hidrológico de Lutz Scholz é um modelo determinístico que calcula as vazões mensais pelo balanço hídrico, e é estocástico porque gera séries de dados extrapolados de vazão usando um processo Markoviano (AGUIRRE, 2006). É aplicável geralmente para pequenas e medianas unidades hidrográficas com escassa informação hidrométrica. O modelo de precipitação-escoamento de Lutz Scholtz, foi proposto pela Missão Técnica da Alemanha em

1980, que foi desenvolvida para o Ex-Programa Nacional de Pequenas e Medianas Irrigações – Plano Meris II (PINEDA, 2015; TITO BETANCUR, 2018).

Os procedimentos para a implementação do modelo são (CACERES, 2015):

- Cálculo dos parâmetros necessários para a descrição dos fenômenos do escoamento médio.
- Estabelecimento de um conjunto de modelos parciais dos parâmetros para o cálculo dos fluxos em bacias sem informações hidrométricas. Com base no pré-requisito acima, o cálculo dos fluxos necessários é realizado.
- Calibração do modelo e geração de fluxos estendidos por um processo markoviano combinado de precipitação efetiva do mês com o fluxo do mês anterior.

As principais variáveis utilizadas nos modelos são precipitação, evaporação, armazenamento, além da função do esgotamento natural da bacia (Tabela 1). Para o cálculo das descargas utiliza-se um modelo matemático estocástico Markoviano (eq. 1).

Tabela 1 - Cálculo do coeficiente de depleção " a "

Características da bacia	Equação*
Esgotamento muito rápido, devido à uma temperatura $> 10^{\circ}$ C e redução da retenção (50 mm/ano) até a retenção média.	$a = 0.00252 * \ln(A) + 0.034$
Esgotamento rápido, por retenção entre 50 e 80 mm/ano.	$a = 0.00252 * \ln(A) + 0.030$
Esgotamento médio, por retenção média reduzida (em torno de 80 mm/ano) e vegetação mista (pastagens, florestas e terra cultivada).	$a = 0.00252 * \ln(A) + 0.026$
Esgotamento reduzido, por alta retenção (acima de 100 mm/ano) e vegetação mista.	$a = 0.00252 * \ln(A) + 0.023$

* a é o coeficiente de esgotamento/dia, A é a área da bacia (km^2). Fonte: Adaptado de Tito Betancur (2018)

$$Q_t = b_1 + b_2 Q_{t-1} + b_3 PE_t + Z.E.\sqrt{1-r^2} \quad (1)$$

Onde:

Q_t = vazão no mês t

b_1, b_2, b_3 = coeficientes de regressão lineal múltipla

Q_{t-1} = vazão no mês anterior

PE_t = a precipitação efetiva no mês t

Z = o número aleatório normalmente distribuído (0,1) no mês t

E = o erro padrão da regressão múltipla

r = o coeficiente de correlação múltipla

1.5. Estimativa de lixiviados

As taxas de geração de lixiviado em aterros sanitários variam significativamente, sendo que existem diferentes métodos para sua quantificação. Neste caso, a influência da precipitação pluviométrica é bastante expressiva no processo de estimativa, mas apresenta elevada complexidade (TOZETTO, 2008). Diversos modelos matemáticos têm sido desenvolvidos, visando a previsão da produção de lixiviados, com base em parâmetros hidrológicos básicos (e.g. FELDHAUS, 2019; PADILLA, 2007; TOZETTO, 2008).

Como uma primeira aproximação da estimativa de lixiviados em aterros sanitários de RSU, a quantidade de chorume produzida pode ser considerada proporcional ao volume de água de percolação através do aterro de resíduos sólidos. Deste modo, é possível realizar previsões quantitativas de lixiviados por meio de um simples balanço de massa, de acordo com os seguintes métodos (BARROS, 2013):

Método Suíço (Equação 2 e Figura 1):

$$Q = \frac{1}{t} P \cdot A \cdot K \quad (2)$$

Onde:

Q = vazão média do chorume ou lixiviado ($L \cdot s^{-1}$)

P = precipitação média anual (mm)

A = área efetivamente com resíduos (m^2)

t = número de segundos em um ano ($31.536.000 \text{ s ano}^{-1}$)

K = coeficiente em função do grau de compactação de resíduos (aterros fracamente compactados, com peso específico de $0,4-0,7 \text{ t m}^{-3}$), estima-se a produção de lixiviado entre 25 – 50% ($K = 0,25 - 0,50$) de precipitação média anual correspondente à área do aterro. Onde para aterros sanitários altamente compactados, resíduos (com peso específico $> 0,7 \text{ t m}^{-3}$) estima-se a produção de lixiviado entre 15 – 25% ($K = 0,15 - 0,25$) de precipitação média anual correspondente à área do aterro.

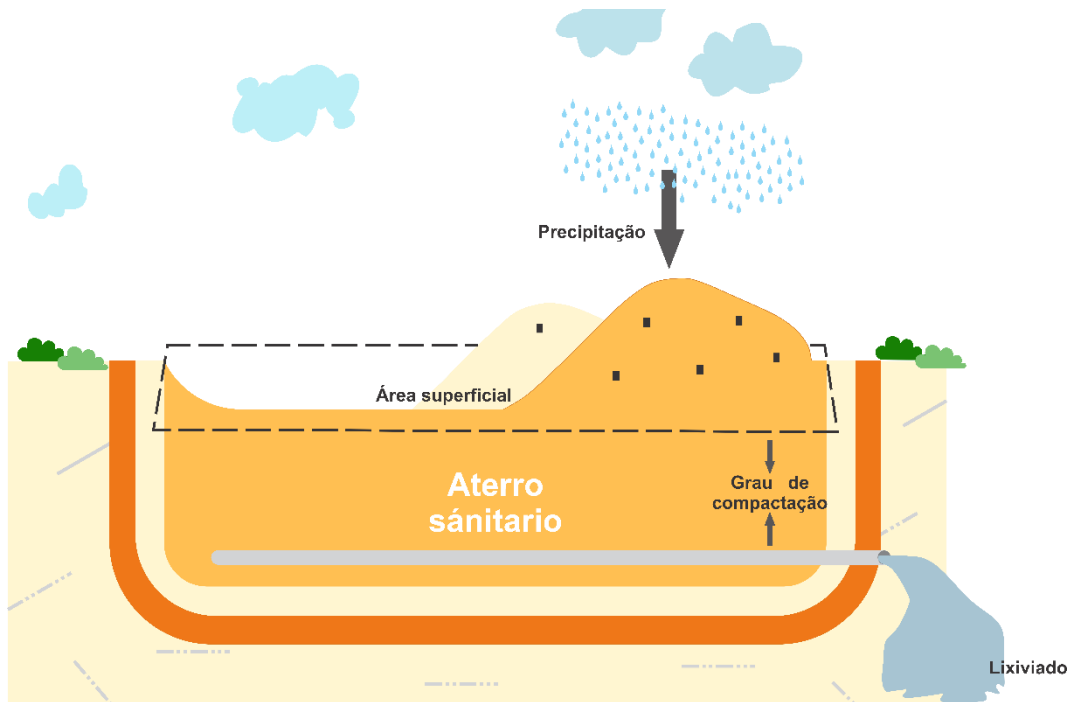


Figura 1 - Método suíço. Fonte: Autor.

Método Racional (Equação 3 e Figura 2):

$$Q_m = \frac{P_m - ES - EP}{t} \cdot A \quad (3)$$

Onde,

Q_m = vazão média de chorume gerado ($\text{m}^3 \text{mês}^{-1}$)

P_m = precipitação média anual (mm)

EP = evaporação potencial (mm)

A = área de contribuição em (m^2)

t = número de segundos em um ano ($31\,536.000 \text{ s ano}^{-1}$)

$ES = (P_m \times C) =$ Escoamento superficial (mm); C = coeficiente de escoamento superficial ("runoff", adimensional).

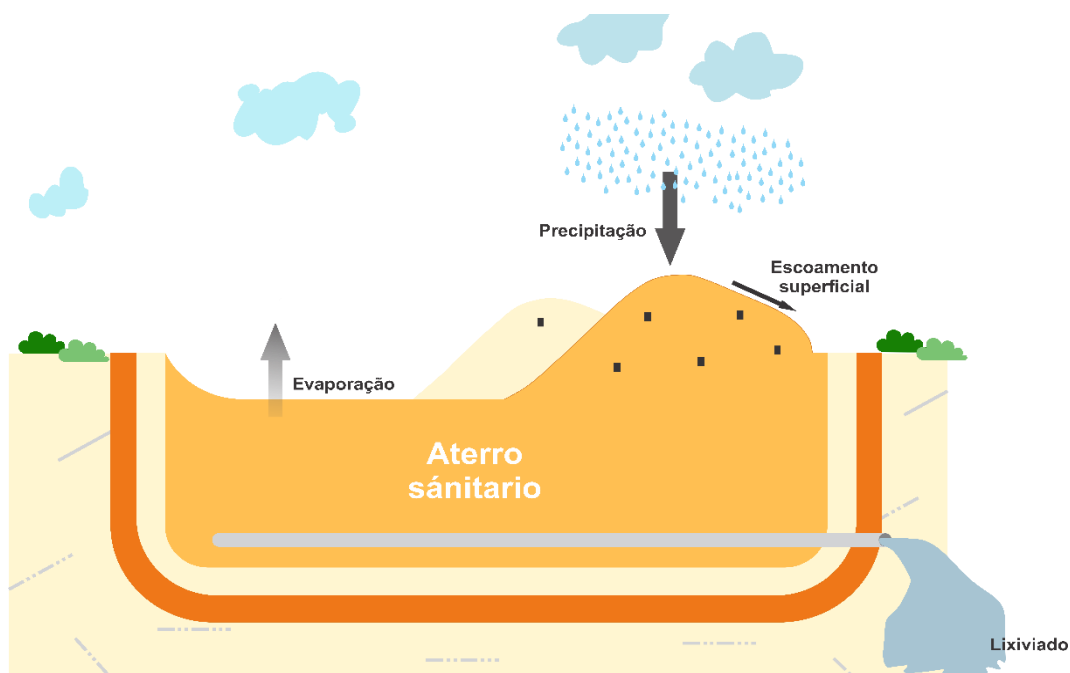


Figura 2 – Método racional. Fonte: Autor.

Método Geral (Equação 4 e Figura 3):

$$Per = P - ES - EV - \Delta\theta \quad (4)$$

Onde,

Per = Produção de lixiviado ($m^3 \text{ mês}^{-1}$)

P = precipitação média anual (mm)

ES = escoamento superficial (runoff)

EV = evapotranspiração

$\Delta\theta$ = armazenamento de água

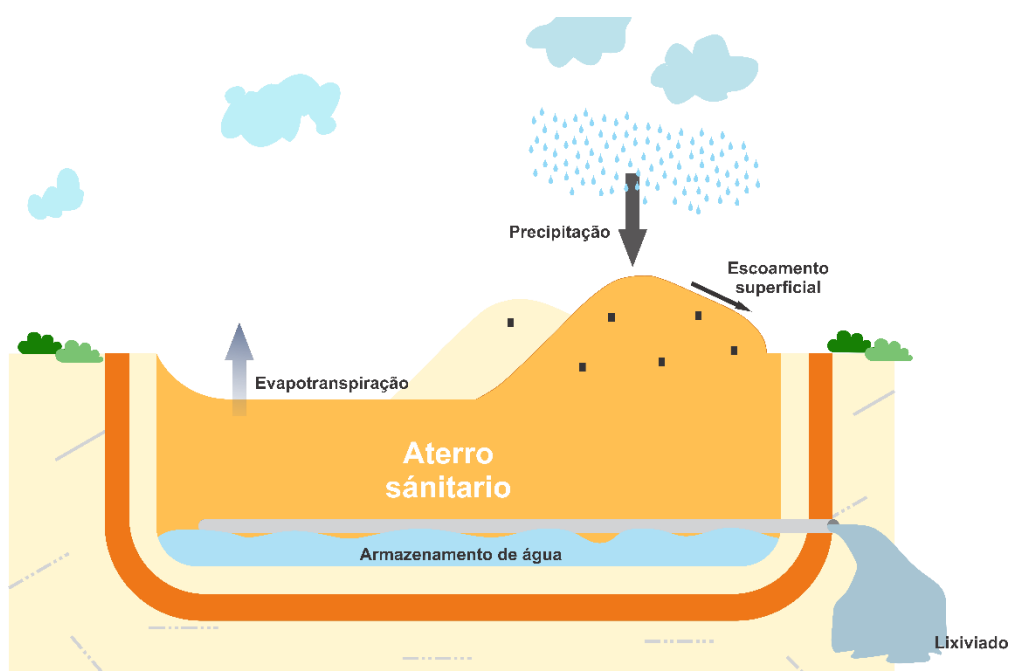


Figura 3 – Método geral. Fonte: Autor.

1.6. Programa de simulação de aterro sanitário “MODUELO”

O programa foi desenvolvido para a avaliação ambiental de aterros de RSU. O MODUELO estima a vazão de lixiviado, os poluentes orgânicos, o volume e composição do gás gerado ao longo do tempo, em função do escoamento da água nos resíduos e da degradação da matéria orgânica do aterro. O programa parte da revisão de modelos existentes, adaptando-os a uma representação tridimensional do aterro sanitário composta por camadas formadas por células quadradas de seção horizontal que são incorporadas de acordo com o histórico operacional do aterro.

O MODUELO desde sua criação em 1998, tem sofrido atualizações até a v. 4.1 (versão atual), incorporando efeitos do escoamento superficial, variação da condutividade hidráulica do resíduo com a profundidade, e expressões corrigidas para o escoamento interior e novas abordagens no balanço hidrológico superficial e no modelo de biodegradação. Este programa tem sido utilizado para simulação de casos teóricos (PADILLA, 2007; TOZETTO, 2008), experimentos de laboratório (CUARTAS *et al.*, 2018) e instalações reais (LOBO; TEJERO, 2007a, b).

1.7. Geração de resíduos sólidos no Amapá

O estado do Amapá possui 16 municípios dos quais apenas Macapá possui um sistema de tratamento, o aterro sanitário. Os demais não dispõem de um sistema de tratamento e os resíduos gerados são dispostos em “lixões a céu aberto”.

Historicamente o município de Macapá também apresentava este problema até 2011 (data que foi instalado o aterro sanitário). A área degradada pelo lixão do município de Macapá foi remediada a partir de então, tornando-se um aterro controlado. Logo depois foi redimensionado o atual aterro sanitário. Anos depois os municípios de Santana e Mazagão solicitaram autorização para dispor seus resíduos urbanos no aterro sanitário da capital. Este novo aporte apresenta um impacto severo no projeto inicial, provavelmente reduzindo a vida útil do aterro previamente projetada (RUMUS ENGENHARIA, 2018).

A redução da vida útil do aterro sanitário do município de Macapá (ASMM) pode se agravar mais, devido à falta de planejamento quanto a implantação de um sistema de coleta seletiva e normas. Por outro lado, os lixões inativos dos municípios de Santana e Mazagão até a atualidade não foram remediados ou recuperado, causando um problema grave ao ambiente e seu entorno, com a presença de vetores patógenos, contaminação do solo, água e ar.

A falta de um sistema de coleta seletiva não só acontece nos municípios que dispõem seus resíduos no ASMM, isso acontece nos 16 municípios do estado o que impede a melhoria da gestão dos resíduos nesses municípios. A promulgação da Lei Federal 12.305/2010 tornou-se a norma vigente para os municípios construírem e operarem seus aterros sanitários como uma alternativa de disposição final. Assim como a Política Nacional de Resíduos Sólidos e o novo marco legal de saneamento básico que são instrumentos para melhorar a gestão de resíduos em todo o Brasil.

1.8. Caracterização dos locais de disposição final em Macapá/AP

O aterro sanitário de Macapá (ASMM) se localiza no Centro de Tratamento de Resíduos (CTR – AP), à margem esquerda da BR-156, no sentido Macapá-Oiapoque, no km 14, a partir da confluência desta rodovia com a AP-070-AP. Distante 3,5 km do rio Matapi, seu limite sul está a 13 km da pista do Aeroporto Internacional de Macapá, 20 km é a distância da área ao centro urbano da capital e 4,7 km da foz do Igarapé Jandiá.

O CTR - AP, para disposição final, atende os resíduos sólidos integrantes da classificação da ABNT NBR 10.004/2004, cujo objetivo é classificar os resíduos sólidos quanto a sua periculosidade, considerando seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que possam ser gerenciados adequadamente. Ele é operado conforme as recomendações da norma ABNT NBR8419.

O ASMM do CTR-AP, opera conforme as recomendações da norma ABNT NBR8419. Possui linhas de drenagens de águas pluviais e o recobrimento diário da Célula Sanitária com aterro. Tem capacidade de processamento de 15 anos por Célula Sanitária, a Tonelada dia é de 300 Toneladas/Dia. Ele é verticalizado, a técnica de solo reforçado com geossintéticos em aterros de resíduos pode ser aplicada para a maximização do volume de armazenagem. A criação de “diques” de solo reforçado aumenta consideravelmente o volume útil das células de disposição de resíduos, aumentando também o período de operação delas. Sob condições de massa específica natural, apresenta características importantes de atenuação, com retenção significativa de matéria orgânica. Sua capacidade de atenuação torna-se mais significativa, quando compactado em graus acima de 85%

As áreas que compõem o CTR - AP, recebem os seguintes tipos de resíduos sólidos:

- Resíduos domiciliares.
- Resíduos comerciais, provenientes de lojas, restaurantes, mercados e supermercados, escritórios, hotéis etc.
- Resíduos institucionais, originados em escolas e instituições governamentais.

- Resíduos de serviços municipais, resultantes de podas e manutenção de jardins, praças públicas, áreas de recreação, varrição de ruas etc.
- Resíduos industriais semelhantes aos domiciliares; originalmente na administração e refeitórios.
- Resíduos de serviços de saúde.
- Entulhos procedentes de limpeza de terreno, construção civil.
- Pneus desgastados.

A área total destinada ao empreendimento é de aproximadamente 103,00 hectares. A área afetada pela disposição dos diversos tipos de resíduos (domiciliares, comerciais, entulhos, serviços de saúde, pneus e outros) está estimada em 35,70 hectares. A área ocupada pela vegetação nativa é de 58,70 hectares e aproximadamente 36,0 hectares é área de intervenção (Figura 4).

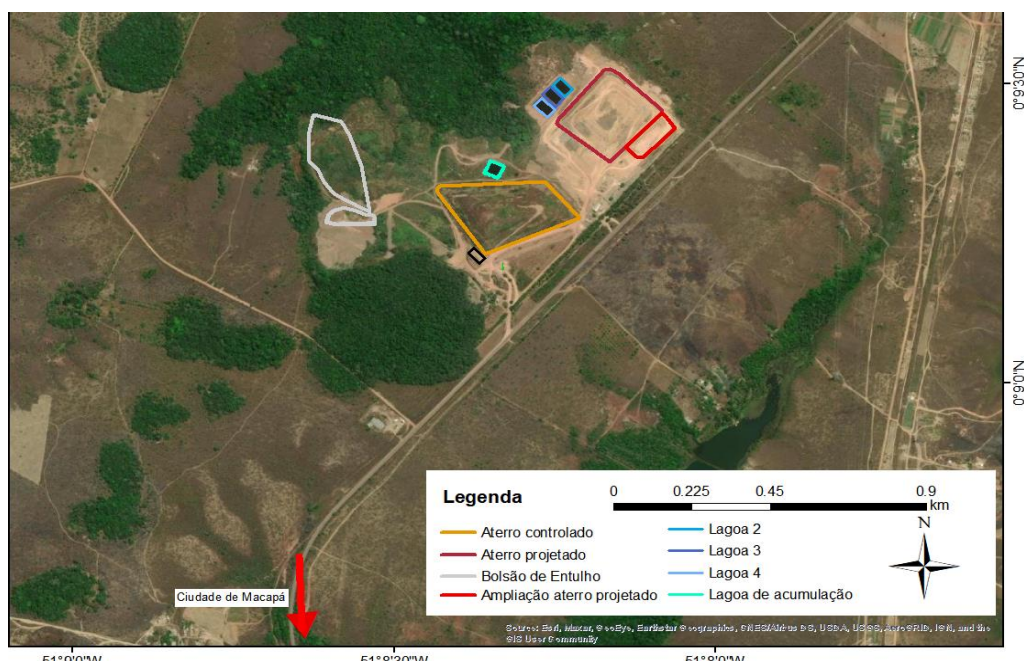


Figura 4 – Área de Estudo.

Os RS recebidos no CTR de Macapá/AP são dispostos nos seguintes locais:

- Célula remediada do aterro controlado para os resíduos sólidos domiciliares e outros (foco da pesquisa), com uma área de 50.124.3335 m².
- Células do aterro sanitário projetado para os resíduos sólidos domiciliares e outros (foco da pesquisa), com uma área de 54.741,8994 m².
- Áreas não permanentes para os outros resíduos.

O clima predominante na cidade é quente e úmido, com temperaturas médias anuais de 26,6 °C, sendo o período mais chuvoso compreendido entre os meses de janeiro a junho. Macapá pode ser classificada climaticamente, segundo Koppen, com clima do tipo Ami, caracterizado como tropical chuvoso, com pequena amplitude térmica anual e precipitação média mensal superior a 60mm (COSTA, *et al.*, 2013).

Os ventos no Amapá são classificados como moderados e não são raros os registros de ausência de vento. Por se situar na região tropical, muito próximo à Linha do Equador, o Estado está sujeito às variações sazonais no clima, muitas vezes extremos, como resultado das variabilidades de larga escala, como os fenômenos de El Niño e La Niña, entre outros (RUMUS ENGENHARIA, 2018).

1.9. Fluxograma conceitual da pesquisa

Um modelo ilustrativo representado pela Figura 5 mostra os principais parâmetros considerados na pesquisa. Estas etapas estão subdivididas em duas etapas.

A primeira (1ra Etp) consistiu em relacionar os fatores demográficos, socioeconômicos, sanitários e ecológicos em relação à produção de RSU per capita em países da Amazônia.

A segunda etapa (2da Etp) envolve o sistema de disposição final de RSU que acontece no Aterro Controlado e Aterro Sanitário de Macapá, sendo considerado estes como a última etapa na gestão de resíduos sólidos (DAJIC *et al.*, 2016). Consistiu em duas fases:

- A primeira fase (1ra fase) determinou a quantidade de lixiviados produzidos em relação à vazão de escoamento superficial produzida pela interação de fatores meteorológicos, para o entorno. Onde se teve um cenário que não apresenta aterro sanitário em etapas extremas e para um ano médio.
- A segunda fase (2da fase) realizou um modelo de simulação com 3 configurações do sistema de drenos para determinar a possível influência sobre sua disposição geométrica e, portanto, com alguma variação significativa no lixiviado gerado e seu coprodutos.

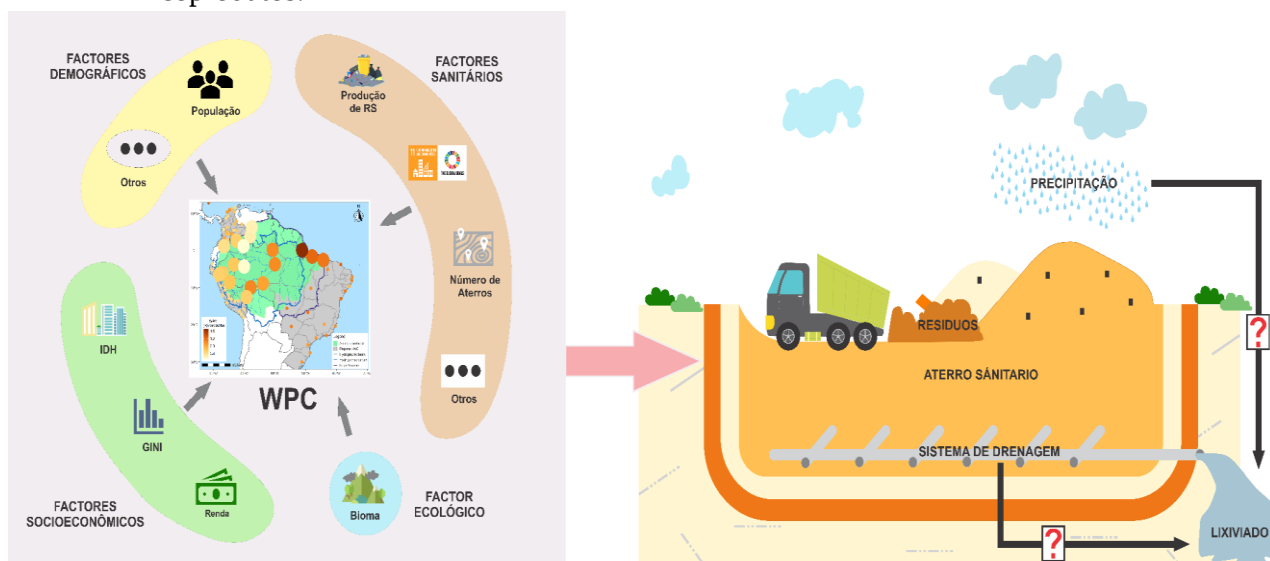


Figura 5 – Modelo ilustrativo do procedimento da pesquisa Fonte: Autor

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Estimar a variação espacial da geração per capita de resíduos sólidos urbanos, para prever impactos associados com lixiviados e seus parâmetros para elaboração de cenários hidrológicos em aterro sanitário na Amazonia internacional.

2.2 Específicos

- a) Analisar as variações espaciais de geração de resíduos sólidos per capita (RPC) na região da Amazônia internacional (AI) considerando os fatores demográficos, socioeconômicos, sanitários e ecológicos, traduzidos por 18 variáveis independentes e explicativas.
- b) Estimar potenciais efeitos da precipitação na produção de lixiviado, utilizando-se dados de eventos de média e máxima precipitações, proporcionais e dependentes dos períodos de retorno variantes, comparando-os com períodos de 2 e 500 anos (TR=2 anos, TR=500 anos).
- c) Modelar e simular a produção de lixiviado com três diferentes disposições de sistemas de drenagem e um cenário hidrometeorológico para quantificar o efeito no aterro sanitário de Macapá.

3 ARTIGO CIENTÍFICO I

Indicadores de geração de resíduos sólidos per capita em países da Amazônia internacional

*Artigo submetido ao periódico “Environmental
Science and Pollution Research”*

Indicadores de geração de resíduos sólidos *per capita* em países da Amazônia Internacional

Carlos Armando Reyes Flores¹, Alan Cavalcanti da Cunha², Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha³

¹Eng. Forest and Environment, Student of master's degree Post Grade in Environmental Sciences (PPGCA) – Federal University of Amapá. Macapá/Brazil. e-mail: reyesfcarlos@gmail.com

²Dr. Hydraulic and Sanitation. Department of Civil Engineering, Federal University of Amapá, Rodovia JK.km 02. S/N, Jardim Marco Zero, Amapá 66.900-000, Brazil. e-mail: alancunha12@gmail.com

³Dr. Science of Environmental Engineering. Department of Environment and Development, Federal University of Amapá, Rodovia JK.km 02. S/N, Jardim Marco Zero, Amapá 66.900-000, Brazil. e-mail: helenilzacunha@gmail.com

Resumo

Os países que fazem parte do Acordo do Tratado de Cooperação da Amazônia Internacional apresentam poucas opções para a disposição final, ambientalmente, adequada de Resíduos Sólidos Urbanos. Portanto, ainda têm sido complexas e difíceis as práticas sustentáveis para reduzir efeitos negativos desses resíduos no meio ambiente, pois a geração per capita de resíduos sólidos tem aumentado significativa e proporcionalmente ($\approx 2,7\%$ maior da média mundial) com o crescimento populacional, principalmente em regiões localizados no bioma Amazônico. Neste contexto, fatores demográficos, socioeconômicos, sanitários e ecológicos, representados por 18 variáveis independentes, foram estatisticamente analisados para explicar a variação de geração per capita em países e sub-regiões da Amazônia Internacional. Inicialmente foram aplicados testes de Kruskal-Wallis entre geração per capita e as 18 variáveis independentes, das quais quatorze foram significativas ($p < 0,05$). Posteriormente, foram realizadas regressões simples e multivariadas entre RPC e as demais variáveis. As regressões simples mostraram que as variáveis país, índice de Gini foram respectivamente significativas ($R_{\text{Country}}^2 = 60,09\%$, $R_{\text{Gini}}^2 = 30,83\%$) indiferentemente, de ser localizadas na Amazônia ($R_{\text{Bioma}}^2 = 5,34\%$). Modelos multivariados resultaram em ampla variação de explicabilidade, dependendo do número e tipo de variável escolhida [$54,47\% \leq R_{aj}^2 \leq 70,83\%$]. com destaque para “País”, “ P_{tot} ”, “ P_{urb} ”, “ W_{ton} ”, “Lon”, “IDH”, “Gini”, “ODS11” e “Inp” ($p < 0,01$). Concluímos que os modelos de estimativas de geração per capita apresentam amplas variações e interdependências geográficas, em função das diferentes variáveis ou fatores. Entretanto, previsões de geração per capita parecem refletir claramente as políticas públicas e práticas de gestão de resíduos. Então, é possível estimar geração per capita para outras regiões.

Palavras-Chave: gerenciamento, urbano, disposição, indicadores socioeconômicos, desenvolvimento regional, análise multivariada.

Abstract

Countries participating in the International Amazon Cooperation Treaty Organization have few options for the environmentally appropriate final disposal of municipal solid waste. Thus, sustainable practices to reduce the negative effects on the environment are complex and hard to accomplish, since solid waste generation per capita has significantly and proportionally ($\approx 2,7\%$ highest of world average) increased as populations grow, mainly in countries inserted in the Amazon biome. Thus, demographic, socioeconomic, management and ecological factors represented by 18 independent variables were statistically analyzed to explain WPC variation in countries and sub-regions belonging to International Amazon. Kruskal-Wallis tests were initially applied between waste per capita and 18 independent variables; 14 of them were significant ($p < 0.05$). Subsequently, simple, and multivariate regression analyses were carried out between waste per capita and the other variables. Simple regression results have shown that variables ‘country’, ‘Gini index’ were significant ($R_{\text{Country}}^2 = 60.09\%$, $R_{\text{Gini}}^2 = 30.83\%$) regardless of being in the Amazon ($R_{\text{Bioma}}^2 = 5.34\%$). Multivariate models resulted in wide explainability variation, depending on the number and type of available variable [$54.47\% \leq R^2 \leq 70.83\%$], with emphasis on ‘Country’, ‘Ptot’, ‘Purb’, ‘Wton’, ‘Lon’, ‘HDI’, ‘Gini’, ‘SDG11’ and ‘Inp’ ($p < 0.01$). It was possible concluding that waste per capita estimation models can present variations and geographical interdependencies due to different variables and factors that clearly reflect the current public policies and management practices. Therefore, they are also potentially applicable in other regions.

Keywords: waste management, urban, disposal, socioeconomic indicators, regional development, multivariate analysis.

1. Introdução

Mais de 90% do volume total de resíduos sólidos urbanos (RSU) em nível global têm sido descartados em “lixões a céu aberto”, com destaque para os países em desenvolvimento, provocando sérios problemas ambientais, sanitários e de saúde pública (SINGH, 2019). A produção mundial de RSU estimada até 2010 foi de 1.300 milhões de t ano⁻¹ (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012), quase duplicando em 2016, cerca de 2.010 milhões de t ano⁻¹. Além disso, este cenário parece se agravar ainda mais até 2050, com um aumento estimado para 3.40 milhões de t ano⁻¹ (KAZA *et al.*, 2018). Neste contexto, é importante analisar quais variáveis apresentam relevância para a elaboração de estratégias de gerenciamento integrado de RSU, com destaque às fase de planejamento, execução e operações de coleta, tratamento e destino final adequado e em conformidade com a legislação vigente em diversos países (SINGH; SATIJA, 2018; HOQUE E RAHMAN, 2020).

Deste modo, o problema dos RSU é um tema recorrente e relevante no processo civilizatório das sociedades atuais e pouco estudado em países em desenvolvimento, como na América Latina. Por estes motivos é necessário dispor de métodos simplificados que possam descrever ou explicar quais variáveis podem ser quantificáveis na estimativa de produção dos RSU. Além disso, alguns desses métodos podem ser extremamente úteis para o gerenciamento e a mitigação dos efeitos sanitários de RSU à saúde pública e ao meio ambiente (VERGARA; TCHOBANOGLIOUS, 2012).

Há poucos estudos na América do Sul (AS) que relacionam a produção de RSU com indicadores socioeconômicos ou demográficos, principalmente na região do bioma amazônico. Portanto, essa temática tem se mostrado desafiadora para a ordem de prioridade e dos objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) na maioria dos países, especialmente quanto ao seu papel vital na eficácia do planejamento do sistema de gerenciamento de RSU (SUN; CHUNGPAIBULPATANA, 2017).

Nos países da AS o processo de desenvolvimento econômico e urbanização vem acompanhado do aumento da produção de RSU per capita (RPC) (SANTOS, *et al.*, 2019). Este indicador de desenvolvimento urbano envolve consideráveis custos de implementação de coleta seletiva, transporte, reciclagem, tratamento e gestão integrada e pode ser utilizado como parâmetro potencial e vantajoso à implementação de infraestrutura sustentável para o tratamento e disposição final ambientalmente adequada (METZ; MEYER; BOSCH, 2007).

A AS gerou uma média (m) *per capita* de 0.85 kg.dia^{-1} (RPC_m) em 2016, cujos máximos concentram-se, aparentemente, nos países com economias turísticas ativas. Países como Argentina, Brasil, Chile e Uruguai, tendem a registrar valores de RPC_m acima da média *per capita* mundial, levando a América Latina e Caribe a apresentar um valor de, aproximadamente, $0.99 \text{ kg hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, enquanto a média mundial é próxima a $0.74 \text{ kg hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Na medida em que as cidades se tornam mais populosas e prósperas, tendem a produzir, proporcionalmente, mais RSU. Como consequência, tende ao adensamento populacional, tanto em áreas urbanas quanto rurais, apresentando problemas sanitários sérios (SINGH, 2019; ZORNOZA *et al.*, 2016).

Esse problema parece estar se agravando na AS, em especial nos países que fazem parte da Amazônia Internacional (AI). A AI estende-se por nove países (Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana Francesa, Guyana, Suriname, Peru e Venezuela) e somam cerca de 5,5 milhões de km^2 de floresta amazônica (FERNÁNDEZ-LLAMAZARES *et al.*, 2020; RAISG, 2019). Impactos significativos têm ocorrido nesses ecossistemas, especialmente a coexistência e recuperação de áreas inadequadas, potencialmente insustentáveis para solucionar os problemas dos “lixões a céu aberto”, muito comuns nesses países. Neste contexto, tem ocorrido a contaminação de corpos hídricos, solos e atmosfera (DE OLIVEIRA, 2016; FERNÁNDEZ-LLAMAZARES *et al.*, 2020).

Algumas regiões da AI apresentam poucos locais adequados para a disposição final de RSU, como aterros sanitários operando adequadamente (ATS), principalmente àqueles que cumprem as normas legais ($\approx 25\%$). A adequação às normas legais também é um meio fundamental para evitar danos ou riscos (BARROS, 2012). Por exemplo, em 2018, estima-se que somente nos rios e afluentes da bacia Amazônia foram despejados cerca de $1700000 \text{ t ano}^{-1}$ de resíduos (ACTO, 2018), contaminando corpos da água e florestas (RAMÍREZ, 2016).

Este problema também contribui para o agravamento da poluição e das mudanças climáticas (COSTA; FERREIRA, 2020; METZ *et al.*, 2007), devido as elevadas emissões atmosféricas presentes nos aterros sanitários. Os “lixões a céu aberto” continuam existindo, intensificando a situação de inadequação da disposição dos RSU. Os efeitos sanitários da falta de planejamento, infraestrutura e deficiência da gestão de RSU estão, frequentemente, associados com aumento das emissões de gases de efeito estufa, elevadas taxas de desmatamento e perda da biodiversidade do bioma amazônico (CNI, 2012, TROSCHINETZ; MIHELICIC, 2009; VERGARA; TCHOBANOGLIOUS, 2012; BUSTAMANTE *ET AL.*, 2019;

COSTA; FERREIRA, 2020, DA SILVA; PRIETTO; KORF., 2019; HOQUE; RAHMAN, 2020; SÁNCHEZ-MUÑOZ; CRUZ-CERÓN; MALDONADO-ESPINEL, 2020).

Padrões de geração de RSU tendem a ocorrer, frequentemente, em regiões que apresentam aumento desordenado e significativo da população (P_{total} , P_{urbana} e P_{rural}), com baixos índices de desenvolvimento humano (IDH) (DEUS *et al.*, 2020; GUERRERO; MAAS; HOGLAND, 2013; MINGHUA *et al.*, 2009), ou cuja população apresente indicadores de desigualdade social elevados (Gini) (VERGARA; TCHOBANOGLIOUS, 2012).

A geração de RSU per capita (RPC) parece também ser influenciada pela renda familiar (CALDERÓN MÁRQUEZ; RUTKOWSKI, 2020; KAZA *et al.*, 2018; RAMACHANDRA *et al.*, 2018) além da localização geográfica (Lat, Lon, PD) (KAWAI; TASAKI, 2016), cujos fatores socioeconômicos e demográficos são, potencialmente, relevantes e que podem explicar as variações de RPC em diferentes países ou regiões (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2019; TURCOTT CERVANTES *et al.*, 2018).

Os indicadores estudados foram considerados relevantes para explicar as variações de RPC, com destaque: a) fatores demográficos: população total (P_{tot}), população urbana (P_{urb}), população rural (P_{rur}), densidade populacional regional (PD), latitude (Lat), longitude (Lon), região (Rg), país (C), área da região (Área); b) fatores socioeconômicos: índice de desenvolvimento humano (IDH), índice de Gini (GINI), renda (Inc), renda per capita (Inp); c) fatores de gestão: objetivos do desenvolvimento sustentável número 11 – dos RSU (ODS11), produção de RSU em peso (W_{ton}), número de aterros sanitários (N_{ATS}), presença de aterro sanitário (M_{ATS}); e d) fatores ecológicos: bioma (biom).

O objetivo da pesquisa foi analisar as variações espaciais de RPC (variável dependente) na região da AI em relação aos fatores demográficas, socioeconômicas, sanitárias e ecológico, traduzidos por 18 variáveis independentes e explicativas. Assim, foi testado, estatisticamente, quais fatores demográficos, socioeconômicos, sanitários e ecológicos explicam as variações de RPC nos países de importância amazônica (IAC); foram propostos modelos estatísticos relacionando as variáveis independentes, em combinação com os fatores que explicam a variação espacial de RPC; foram analisadas as variáveis significantes e de importância para a gestão de RSU nos IAC; e foram fornecidos subsídios para o planejamento de políticas públicas e práticas sustentáveis de gestão integrada de RSU, visando a potencial redução atual e futura de RPC no contexto dos ODS11.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

Os países da zona do Tratado de Cooperação Amazônica (ACTO) são considerados na análise como área geográfica focal. Esta zona contempla uma ampla porção de áreas pertencentes aos países e regiões da AI: Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guyana, Suriname, Peru e Venezuela.

A AI (Fig.1) compreende toda a bacia do rio Amazonas, aproximadamente 16-20% de toda a água doce mundial fluindo para os oceanos (WARD *et al.*, 2013), bioma Amazônico (com 150-200 Gt C absorvido em florestas tropicais do globo, com aproximadamente metade deste valor global) e Amazônia Legal (ACTO, 2020; PEREIRA; VIOLA, 2020; TIGRE, 2016). A Amazônia Legal foi instituída com o objetivo de definir a delimitação geográfica da região política captadora de incentivos fiscais com vistas à promoção de seu desenvolvimento regional. Essa área corresponde à atuação da Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia – SUDAM (IBGE, 2019).

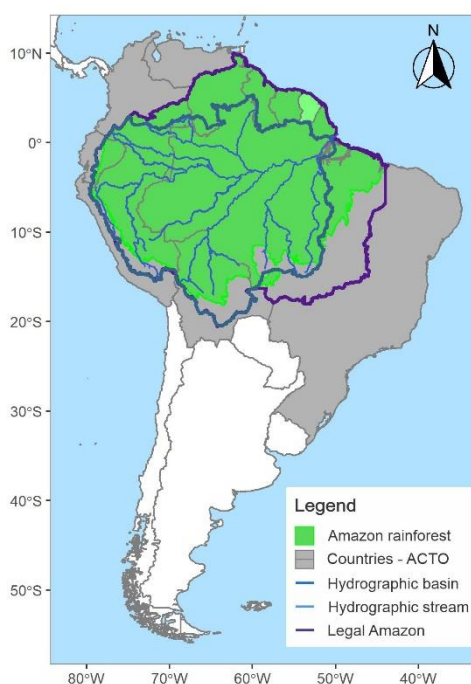


Fig.1 Países da Amazônia Internacional.

Os países membros do ACTO promulgaram políticas ambientais (Tabela 1) a fim de promover o desenvolvimento harmônico em matéria de conservação ecológica da Amazônia e dar cumprimento ao Tratado (ACTO, 2013), com destaque ao ODS11 que visa, principalmente,

à gestão integrada de RSU e a mitigação dos efeitos de sua não aplicação (NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL, 2018; PNUD, 2015).

2.2. Definição e escolha das variáveis para aplicação de métodos estatísticos

Esta pesquisa seguiu três etapas: 1) seleção dos países de importância amazônica (IAC) que dispusessem de dados estatísticos; 2) definição de variáveis mensuráveis publicadas por órgãos governamentais (Tabela 1) análise estatística e interpretação dos dados para a realização de testes das hipóteses para avaliar as variações geográficas de RPC ($p\text{-value} < 0,05$).

Para as análises foi utilizado o software R (R-CORE-TEAM, 2016) (CRAWLAY, 2007). Para a elaboração de mapas foram utilizados os pacotes cowplot (WILKE, 2020), extrafont (CHANG, 2014), FactoMineR (LÊ; JOSSE; HUSSON, 2008), ggspatial (DUNNINGTON, 2020), GridExtra (AUGUIE, 2017), pacman (RINKER; KURKIEWICZ, 2017), raster (HIJMANS, 2020), RColorBrewer (NEUWIRTH, 2014), rgdal (BIVAND; KEITT; ROWLINGSON, 2020), sf (PEBESMA, 2018) e tidyverse (WICKHAM *et al.*, 2019).

2.3. Seleção dos países de importância amazônica (IAC)

Considerou-se o panorama global dos países do ACTO (Fig. 2) e a informação das áreas dos diferentes componentes da Amazônia, tanto da parte hidrológica (bacia amazônica) quanto ecológica (floresta amazônica). Assim foi possível classificar minimamente algum grau de relevância sobre o bioma específico e selecionar os IAC. Assim, o fator de importância (GRI), foi proposto e calculado pela relação do fator hidrológico e ecológico, considerando-se a área dentro do território, com destaque para o Brasil, Colômbia e Peru.

O Brasil foi dividido pelos 26 estados e o Distrito Federal. Peru foi dividido em 24 Departamentos e uma Província Constitucional e Colômbia foi dividida em 33 departamentos, além do Distrito Capital. Esta classificação foi unificada na variável definida como “região”. Cada região apresenta-se com sua respectiva gestão e política, as quais, potencialmente, contribuem com as Políticas Nacionais de Gestão de RSU nesses países (MANZI TARAPUÉS *et al.*, 2020; SÁNCHEZ-MUÑOZ; CRUZ-CERÓN; MALDONADO-ESPINEL, 2020).

2.4. Definição de variáveis e coleta de dados

Foram recompiladas as informações mais atualizadas de organismos oficiais (2018) (Tabela 1) dos países de importância amazônica (IAC). Dentre as variáveis escolhidas por país (Country) e região (Rg), foram a população total (P_{tot}), população urbana (P_{urb}), população rural (P_{rur}), produção de RSU anual em toneladas (W_{ton} em t) e geração per capita (RPC, $kg\ capita^{-1}$

dia⁻¹) foram destacadas. Além da quantidade de municípios com aterros (M_{ATS}), número de aterros por região geográfica (N_{ATS}). Outras variáveis socioeconômicas e sociodemográficas também foram escolhidas como o índice de desenvolvimento humano (IDH), índice de desigualdade social de Gini (GINI), densidade populacional (PD, hab km⁻², em nível regional por país), renda (Inc), renda per capita (Inp - US\$ capita⁻¹ ano⁻¹, com referência a 31/12/2016), cumprimento da meta de desenvolvimento sustentável 11.6 do ODS11, coordenadas geográficas latitude (Lat) e longitude (Lon), e variáveis ecológicas (bioma). A variável Biom faz referência ao fator de importância (GRI) de cada região nos IAC respeito a sua representatividade na Amazônia.

Tabela 1: Fontes de informação utilizadas para a coleta de dados e normativa ambiental por país amazônico (CA)

País	Variáveis analisadas	Fonte da informação	Normativa ambiental
Geral	P_{tot} , P_{urb} , P_{rura} , superfície hidrologia e ecológica, Biom	Base de dados populacional (World Bank, 2020); Análises Diagnóstico Transfronteiriço Regional da bacia Amazônica (ACTO, 2018), Biomas do mundo (DINERSTEIN <i>et al.</i> , 2017)	
Bolívia	RPC, W_{ton}	Programa para a gestão de Resíduos Sólidos (RS) (AVALUEM, 2016); Diagnóstico da Gestão de RSU (MMAYA/VAPSB/DGGIRS, 2011)	Lei 755 de 2015, Lei de Gestão Integral de Resíduos Artigo 26 manifesta as etapas para correta gestão operativa dos resíduos. Em todas se devem implementar as medidas preventivas e de controle que minimizem os impactos ambientais.
Brasil	R, RPC, W_{ton} , IDH, GINI, ATS, PD, Inc (US\$)*, Inp (US\$)*	Relatório de avaliação da gestão de RS (MINISTÉRIO DA TRANSPARÊNCIA E CONTROLADORIA GERAL DA UNIÃO, 2017; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/MMA, 2019); Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento www.snis.gov.br/diagnostico-anual ; Diagnóstico do manejo de RSU, 2018 (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL E SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO/SNS, 2019); Global Data Lab; Instituto Brasileiro de Geográfico e Estatística; Banco Central-Cotações e boletins.	Lei 12 305 de 2010, Política Nacional de RS Decreto 7404 de 2010, regulamenta a Lei 12.305 Lei 14.026, de 2020, Novo marco legal de saneamento básico Artigo 9, trata da gestão e gerenciamento de RS, onde devem seguir uma ordem de prioridade e poderão aplicar tecnologias para a recuperação de energia. O Novo marco legal estende os prazos da Política Nacional de RS para que as cidades encerrem os “lixões a céu aberto” e altera outras leis para melhorar a gestão de saneamento.
Colômbia	R, RPC, W_{ton} , ATS, IDH, GINI, PD, Inc (US\$)*, Inp (US\$)*, Lat, Lon	Informe nacional de disposição final de RS – 2018 (SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS PÚBLICOS DOMICILIARIOS - SSPD, 2019a); Informe setorial da atividade de aproveitamento – 2018 (SSPD, 2019b); Superintendência de Serviços Públicos Domiciliários (Base de dados 2018 - Contacto via e-mail); Global Data Lab; Direção Nacional de Estatística; Ministério de Tecnologias da Informação e as Comunicações - Taxa de Câmbio Representativa do Mercado (Histórico)	Lei 142 de 1994, régimen de Servicios Públicos Política para a Gestão Integral de Resíduos de 1998 Decreto 1713 de 2002, regulamenta a lei 142 O Decreto estabelece normas orientadas a regulamentar o serviço público de limpeza no marco da gestão integral dos RS ordinários, em matérias referentes a seus componentes, níveis, classes, modalidades, qualidade, e ao regime das pessoas prestadoras do serviço e os usuários. Modificado pelo Decreto 1505/2003, em relação com os Planos de Gestão Integral de RS.

Equador	RPC, W_{ton}	Boletim técnico da gestão de RS (CANDO, 2018)	Código Orgânico Ambiental de 2018	Os artigos 224 ao 234 tratam a gestão integral dos RS, assim como as políticas e planos de gerenciamento.
Guyana	RPC, W_{ton}	Banco Mundial – 2018 (WORLD BANK, 2020)	Lei 11 de 1996, Proteção Ambiental	Artigo 68, o Ministro pode fazer regulamentos com o propósito de dar efeito das disposições desta Lei, e em particular, mas sem prejuízo à generalidade do exposto, em relação à gestão de resíduos e prescrever padrões para sistemas de gestão de resíduos e para a localização, manutenção e operação de locais de descarte, ou qualquer classe.
Perú	R, RPC, W_{ton} , ATS, IDH, GINI, PD, Inc (US\$)*, Inp (US\$)*, Lat, Lon	Ministério do Ambiente; Sistema Nacional de Informação Ambiental – Estadística Ambiental; Dirección Geral de Gestão de RS (Base de dados 2018 - Contacto via e-mail); Global Data Lab; Instituto Nacional de Estadística e Información, Superintendencia de Banca, Seguros e AFP – Tipo de Câmbio Contável*	Decreto Legislativo 1278 de 2017, Lei da gestão integral de RS Decreto Supremo 014 de 2017, regulamenta o D.L. 1278	Estabelece direitos, obrigações, atribuições e responsabilidades da sociedade em seu conjunto, com a finalidade de impulsionar a maximização constante da eficiência no uso dos materiais e assegurar uma gestão e manejo dos RS econômica, sanitária e ambientalmente adequada.
Suriname	RPC, W_{ton}	Banco Mundial – 2018 (WORLD BANK, 2020)	Lei 97 de 2020, Lei marco ambiental	Estabelece o desenvolvimento da política e estratégia ambiental no âmbito do desenvolvimento sustentável com equilíbrio entre crescimento econômico e proteção ambiental, com normas aplicadas na gestão.
Venezuela	RPC, W_{ton} ,	Síntesis Estadística Estadual (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, 2014)	Lei 6017 de 2010, Lei de gestão integral do lixo	Estabelece disposições regulatórias para a gestão integral dos resíduos, a fim de reduzir a geração e garantir que a coleta, uso e destinação final sejam realizadas de forma saudável e ambientalmente segura.

*Tipo de cambio (moeda nacional do respectivo país IAC em dólar de 31/12/18)

2.5. Análise estatística dos dados

Com a plataforma RStudio (RSTUDIO TEAM, 2020) (CRAWLAY, 2007) foram testados os fatores que explicam as variações de RPC nos IAC ($p\text{-value} < 0,05$) segundo as variáveis independentes definidas (KAWAI; TASAKI, 2016; TURCOTT *et al.*, 2018). Para a geração de mapas e espacialização das variáveis foram utilizados pacotes de RStudio que facilitaram o processamento dos shapefile do site <http://opendata.arcgis.com/> e da RAISG, 2019.

Para avaliar o contexto e análise de cumprimento de metas da variável ODS11, aplicou-se a Equação 1, considerando-se a meta 11.6 (gestão de RSU e rurais), onde NTM é o número total de municípios por região no país e NTM_{lf} é o número de municípios atendidos que possuem ou dispõe dos serviços de aterros sanitários, multiplicado por 100%.

$$ODS11 = \frac{NTM}{NTM_{lf}} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Os resultados foram testados ao nível de significância $p < 0,05$ em relação a todos os fatores e variáveis explicativas (demográficas, socioeconômicas, sanitárias e ecológicas), e em função da geração per capita de resíduos (RPC). As análises foram classificadas em três etapas básicas: a) análise comparativa entre variáveis similares e com diferentes localizações geográficas. O teste Kruskal-Wallis foi empregado para contrastar as hipóteses de RPC, apresentar dependência ou correlação com as variáveis potencialmente explicativas e pré-definidas (P_{tot} , P_{urb} , P_{rur} , R, C, Lat, Lon, Área, IDH, GINI, Inc, Inp, PD, N_{ATS} , M_{ATS} , ODS11); b) análises de regressão simples, para avaliar dependência individual com quaisquer uma variável independente e; c) proposição de modelos estatísticos multivariados, a fim de integrar, sempre que possível, os quatro fatores que expliquem a variação espacial de RPC.

3. Resultados

O Brasil apresentou, proporcionalmente, o maior valor de RPC médio ($1,02 \text{ kg capita}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Os menores valores de RPC foram observados na Colômbia (0.69), Peru (0.65) e Bolívia (0.58). No entanto, este padrão sugere uma aparente inexistência de relação definida entre o número de habitantes por país (P_{tot}) e o resíduo per capita gerado (RPC) (Fig.2) ($p > 0,05$), não sendo significativo para estes casos nos 8 países.

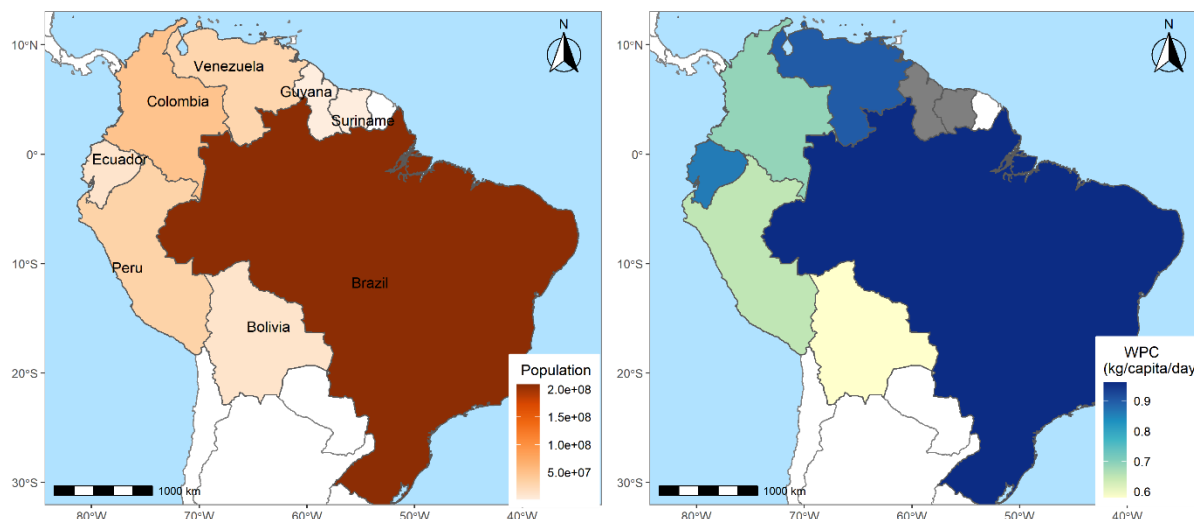


Fig.2 a) População total e b) geração per-capita de RSU (RPC) em países amazônicos.

O país com maior desempenho na disposição e tratamento dos RSU ambientalmente adequados foi a Colômbia, apresentando em termos relativos a maior quantidade de ATS entre os países Amazônicos (CA). A Colômbia tem aplicado uma política de reciclagem mais efetiva em comparação aos demais países. O Brasil tem posição de destaque, por apresentar municípios com o maior número de aterros (sanitários e controlados - MATs), independentemente de dispor de sítios não contabilizados. O Suriname apresentou a maior quantidade de “lixões” e a Guyana é um caso particular, pois os aterros sanitários não apresentam especificação explícita das categorias “lixões” ou “aterros controlados” ou aterros sanitários (KAZA et al., 2018; UNEP, 2016).

É importante ressaltar que CA não indica somente qual é a criticidade a respeito dos diferentes biomas representativos no território, nem que CA tem maior relevância para avaliar os potenciais impactos do mau gerenciamento dos RSU e sua interação com os respectivos biomas, pelo menos em relação à superfície hidrológica e ecológica local (ACTO, 2018). CA pode indicar que o fator de importância hidrológico-ecológica (GRI) pode ser mais uma variável da análise ambiental, representando maior criticidade hidrológico-ecológico em relação à geração de RSU e impactos hidrossanitários (Fig.3). O GRI é uma medida da importância da razão entre as superfícies hidrológica (km^2) e ecológica (km^2) sobre a produção de RSU e seus impactos nos ecossistemas amazônicos (BUSTAMANTE et al., 2019).

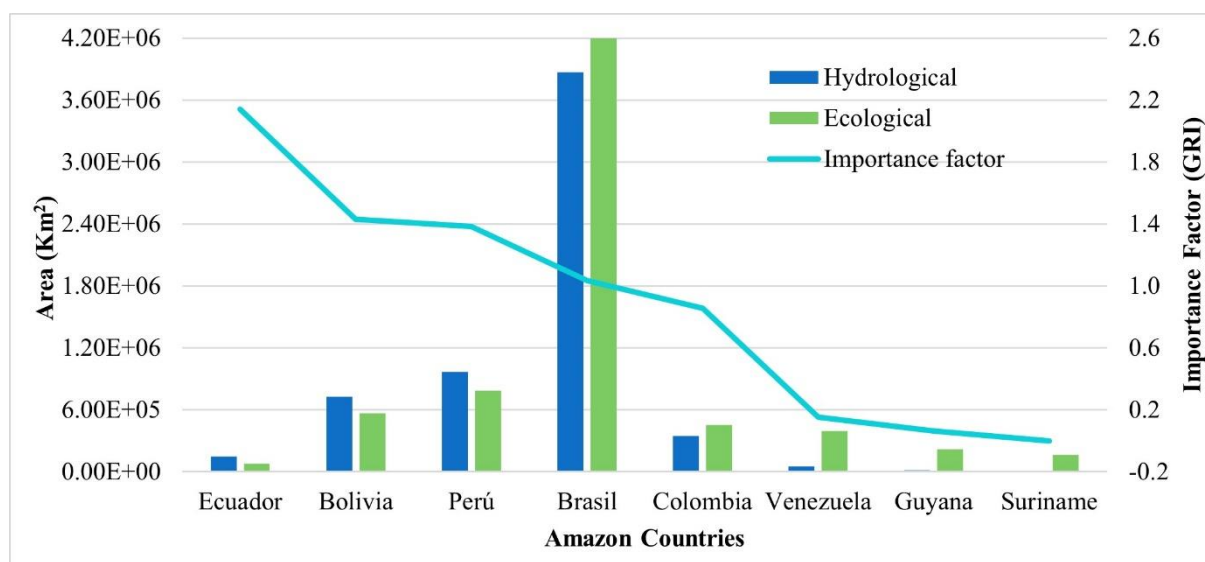


Fig.3 Superfície da bacia amazônica segundo a importância hidrológica e ecológica. Fonte: ACTO (2018)

Atribui-se ao Brasil, Colômbia e Peru como os países de maior relevância (Fator de importância x Área), com graus próximos de 1, indicando que tanto os fatores hidrológicos quanto ecológicos estão igualmente presentes, guardando uma relação mútua dentro no contexto da AI e, portanto, com relevância na gestão de RS.

Segundo o panorama global, Suriname e Guyana, apresentaram os menores valores de GRI em relação à população total (P_{tot}). Na Fig.3 observa-se que Suriname não apresenta significativa influência amazônica em relação ao quantitativo hidrológico e área; esta relação para a Guyana é muito menor em relação aos demais países. Porém, é possível argumentar que a disposição e tratamento dos RSU não apresenta significativa influência em nível hidrológico e ecológico, ou em relação ao restante da bacia e floresta amazônica.

P_{tot} e RPC de cada país (

Fig.2), com a relação das áreas dos diferentes componentes da Amazônia (Fig.3), permitiram também determinar o que definimos como IAC, sendo destacados Brasil, Colômbia e Peru. Mas a maior fração, proporcional, de RPC apresenta-se na região norte do Brasil em relação à área de IAC. No Peru e algumas regiões no Brasil, localizadas geograficamente no bioma Amazônico, foram as que geraram proporcionalmente maior RPC em relação às demais regiões. Por exemplo, o maior gerador de RSU per capita (RPC) é o Estado do Roraima, ao Norte do Brasil ($1,44 \text{ kg capita}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) na Amazônia. E as regiões sul da Colômbia, Vaupé ($0,09 \text{ kg capita}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e Amazonas ($0,11 \text{ kg capita}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) geraram índices desproporcionalmente menores. O RPC médio de Peru ($0,47 \text{ kg capita}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) é registrado como o menor, comparado

às demais regiões analisadas na Colômbia e Brasil. O maior RPC, indiferentemente se está na Amazônia, foi registrado no Estado do Ceará, Nordeste do Brasil (Fig.4).

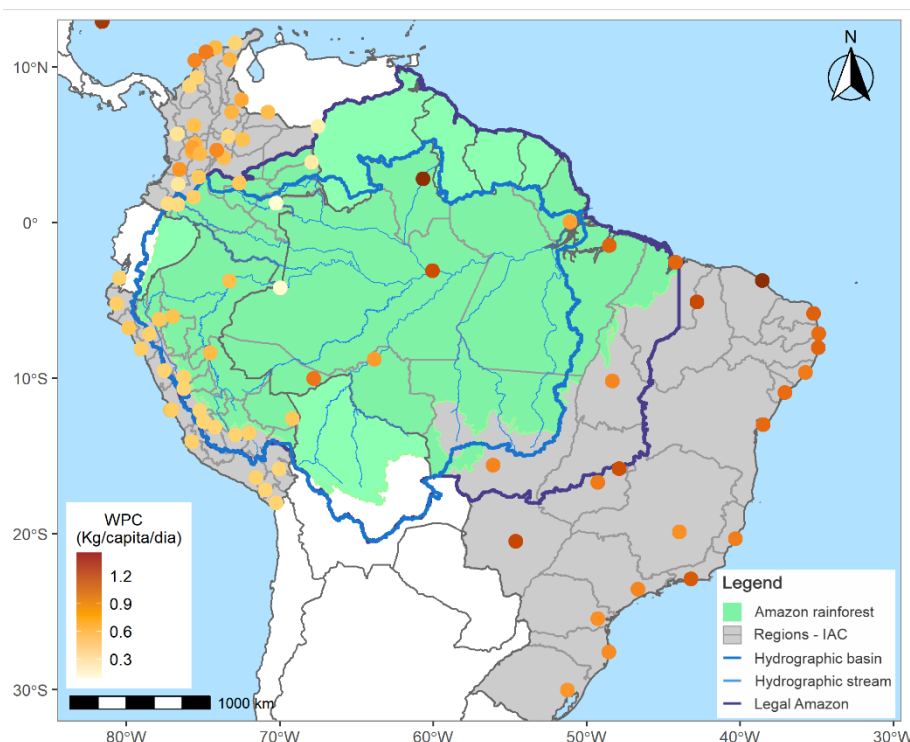


Fig.4 Geração per capita de RSU (RPC, kg capita⁻¹ dia⁻¹) em nível regional nos IAC.

A Fig.5 apresenta, de forma integrada, todas as projeções geográficas dos IAC, estratificadas pela média mundial. Nesta estratificação incluem-se a América Latina, média por países (regiões). O IDH é apresentado por uma linha contínua verde escura, o índice Gini por uma linha contínua verde clara, com valores de escala no eixo vertical direito. RPC de cada região foi apresentado por barras azul-esverdeadas com unidade kg capita⁻¹ dia⁻¹ no eixo vertical esquerdo. Adicionalmente foram incluídas as linhas laranja e azul claro para representar as médias de RPC global e o RPC exclusivo da América Latina e o Caribe-ALC (2016 foi o ano de referência) (KAZA *et al.*, 2018). As linhas azul-escuras representam as médias de RPC por país em nível regional.

A tabela 2 apresenta as regressões simples entre RPC, as variáveis independentes e os testes multicomparativos de Kruskal-Wallis para quantificar variações espaciais significativas, especialmente entre Brasil, Peru e Colômbia (IAC) ($p < 0,05$).

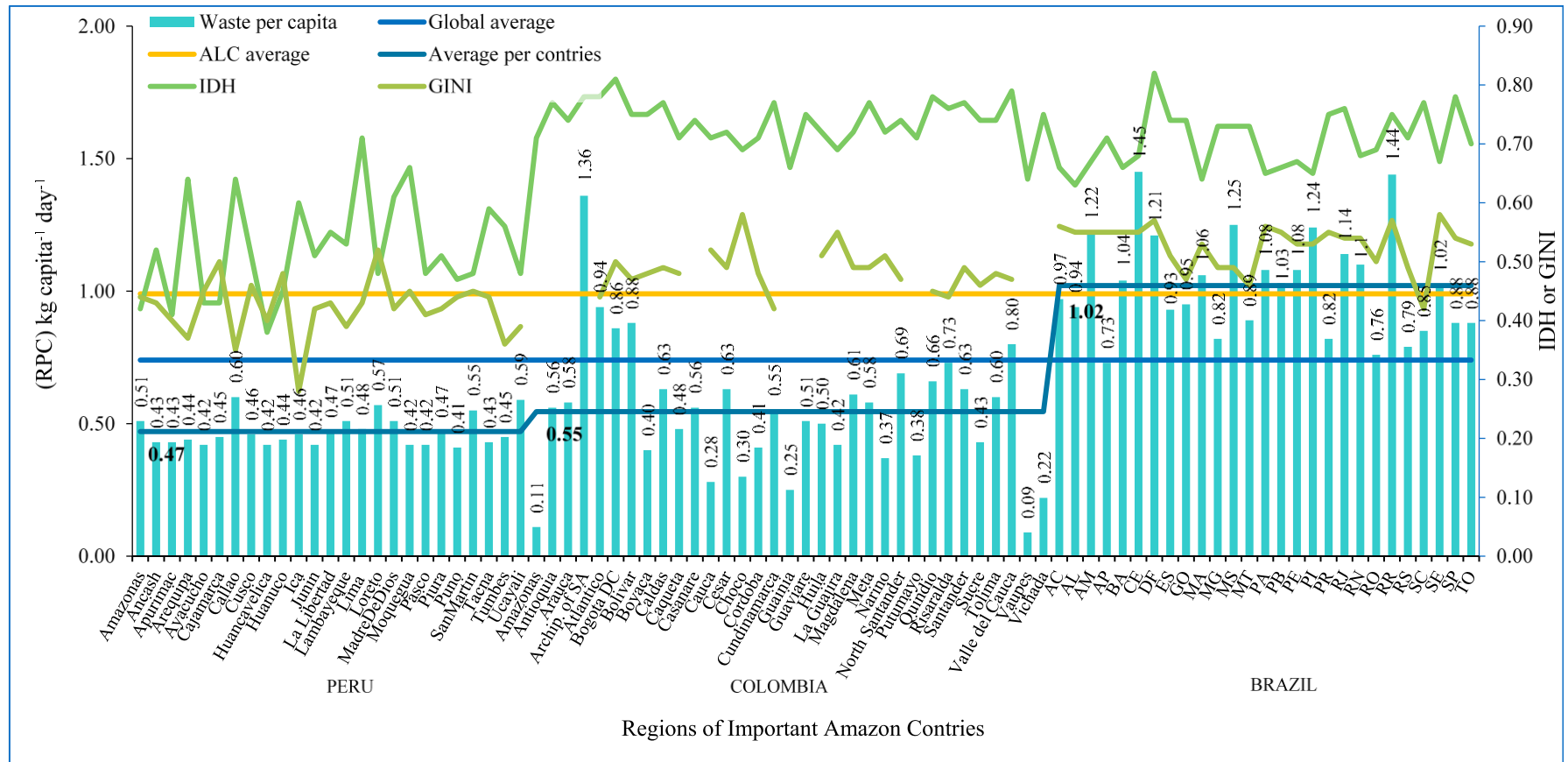


Fig.5 Variações dos índices IDH e GINI em relação a RPC por países e regiões dos IAC.

Tabela 2: Regressões simples e teste de Kruskal-Wallis para avaliar significâncias para RPC.

Variáveis Independentes	Regressões Simples: significância para RPC (kg capita ⁻¹ dia ⁻¹) (Variável Dependente)		R ² _{aj} Explicabilidade	Parâmetros estatísticos (Teste Kruskal-Wallis)		
	Influência dos Indicadores	p-value (<0,05)		X(Chi-Square) ²	DF	p-value (< 0,05)
Country	RPC = 1,021 – 0,48 CCO – 0,55 CPE	<0,001(*)	R ² _{aj} = 60,09% F = 64,23, GL= 2 e 82	49,11	2	<0,001(*)
Region	RPC = a + b Rg	(NS)	R ² _{aj} = 15,16% F = 1,18, GL= 1 e 83	83,13	83	(NS)
Lat	RPC = 0,65 – 0,005 Lat	0,125 (NS)	R ² _{aj} = 1,63 % F = 2,39, GL= 1 e 83	83,36	82	(NS)
Lon	RPC = 1,663 + 0,015 Lon	<0,001(*)	R ² _{aj} = 42,62% F = 74,36, GL= 1 e 83	83,46	82	(NS)
Area (km²)	RPC = 6,081e⁻⁰¹ + 4,911e⁻⁰⁹ Area	<0,001(*)	R ² _{aj} = 15,75% F = 16,7, GL= 1 e 83	84	84	(NS)
Ptot	RPC = 6,244e⁻⁰¹ + 1,693e⁻⁰⁸ Ptot	0,005(*)	R ² _{aj} = 8,01% F = 8,31, GL= 1 e 83	84	84	(NS)
Purb	RPC = 6,307e⁻⁰¹ + 1,732e⁻⁰⁸ Purb	0,006(*)	R ² _{aj} = 7,53% F = 8,03, GL= 1 e 83	84	84	(NS)
Prur	RPC = 5,939e⁻⁰¹ + 1,880e⁻⁰⁸ Prur	0,012(*)	R ² _{aj} = 6,25% F = 6,09, GL= 1 e 83	84	84	(NS)
M_{ATS}	RPC = 0,657 + 0,0003 MATS	(NS)	R ² _{aj} = -0,76% F = 0,36, GL= 1 e 83	59,23	59	(NS)
W_{ton}	RPC = 6,209e⁻⁰¹ + 6,328e⁻⁰⁸ Wton	<0,001(*)	R ² _{aj} = 11,55% F = 11,97, GL= 1 e 83	84	84	(NS)
IDH	RPC = 0,0195 + 0,986 IDH	<0,001(*)	R ² _{aj} = 11,42% F = 12,85 GL= 1 e 83	46,98	33	0,05
GINI	RPC = -0,588 + 2,687 GINI	<0,001(*)	R ² _{aj} = 30,83% F = 30,22, GL= 1 e 74	44,37	3	0,005
PD	RPC = 6,697e⁻⁰¹ + 2,227e⁻⁰⁵ + b PD	(NS)	R ² _{aj} = -0,75% F = 0,38, GL= 1 e 83	83,66	83	(NS)
Inc	RPC = 8,052e⁻⁰¹ - 8,360e⁻⁰⁵ Inc	0,070(*)	R ² _{aj} = 2,75% F = 3,38, GL= 1 e 83	83,42	82	(NS)
Inp	RPC = 0,838 - 0,0004 Inp	0,013(*)	R ² _{aj} = 6,07% F = 6,43, GL= 1 e 83	83,42	82	(NS)
NATS	RPC = 0,694 – 0,0008 NATS	(NS)	R ² _{aj} = -0,31% F = 0,74, GL= 1 e 83	29,68	40	(NS)
ODS11	RPC = 0,861 - 0,003 ODS11	0,009 (*)	R ² _{aj} = 6,81% F = 7,14, GL= 1 e 83	67,40	59	(NS)
Biom	RPC = 0,73 - 0,158 Biom	0,019 (*)	R ² _{aj} = 5,34% F = 5,74, GL= 1 e 83	58,78	33	0,008

[(*) significativo, (NS) = não significativo], [0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1].

Em relação aos coeficientes de determinação das regressões simples para RPC (R²_{aj}), houve variações amplas. O intervalo identificado foi [5,34% ≤ R²_{aj} ≤ 60,09%, p-valor < 0,05]. Hierarquicamente, as variáveis independentes que melhor explicaram as variações

significativas de RPC foram: **Country** (com destaque para Colômbia e Peru, $R^2_{aj} = 60,09\%$), **Lon** (longitude, $R^2_{aj} = 42,62\%$), **GINI** (índice de desigualdade, $R^2_{aj} = 30,83\%$), **Área** (superfície de cada região - km^2 , $15,75\%$), **Rg** (região por país, $R^2_{aj} = 15,16\%$), **W_{ton}** (toneladas/ano, $R^2_{aj} = 11,55\%$), **IDH** (índice de desenvolvimento humano, $R^2_{aj} = 11,42\%$), **Populações** (Total, Urbana e Rural, respectivamente em $R^2_{aj} = 8,01\%$, $R^2_{aj} = 7,53\%$, $R^2_{aj} = 6,25\%$), **ODS11** ($R^2_{aj} = 6,81\%$), seguida pelas demais variáveis com $R^2_{aj} < 6,1\%$. Em relação às diferenças espaciais, representadas pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$), destacaram-se países, índice de GINI e Bioma ($p\text{-valor} < 0,05$). As demais comparações foram não significativas.

RPC apresentou significativas variações em relação a um conjunto de variáveis independentes (modelos 1 a 6), com destaque para “País”, “GINI” e “Bioma”, sugerindo que o fator desigualdade, localização geográfica e o Bioma do entorno podem influenciar significativamente RPC em detrimento de outras, tais como IDH (Tab.3).

Os seis modelos (Tabela 3) de regressão lineares múltiplos foram classificados com base nos critérios de coeficientes de determinação de $R^2_{aj} \geq 50,00\%$, e com $p\text{-valor} < 0,05$ de significância. Para avaliar o nível de parcimônia ou qualidade do modelo (número ótimo de parâmetros), foram utilizados os parâmetros AIC e BIC (CRAWLEY, 2007).

Em relação ao coeficiente de determinação para RPC: no modelo 1 foi significativo para as variáveis independentes CCO e CPE ($R^2_{aj} = 60,09$, $p\text{-valor} < 0,001$); no modelo 2 foi significativo para as variáveis independentes CCO e CPE, P_{tot} , W_{ton} , IDH, ODS11 ($R^2_{aj} = 70,83$, $p\text{-valor} < 0,001$); no modelo 3 foi significativo para as variáveis independentes Lon, P_{tot} , W_{ton} , IDH ($R^2_{aj} = 54,47$, $p\text{-valor} < 0,001$); no modelo 4 foi significativo para as variáveis independentes Lon, P_{urb} , W_{ton} , IDH, Inp e a interação entre IDH:Inp ($R^2_{aj} = 65,72$, $p\text{-valor} < 0,001$); no modelo 5 foi significativo para as variáveis independentes Lon, P_{urb} , W_{ton} , GINI, Inp, interações $W_{ton}:GINI$, $W_{ton}:Inp$, $GINI:Inp$ e $W_{ton}:GINI:Inp$ ($R^2_{aj} = 69,49$, $p\text{-valor} < 0,001$) e no modelo 6 foi significativo para as variáveis independentes Lon, P_{urb} , W_{ton} , ODS11, Inp, interações ODS11:Inp ($R^2_{aj} = 58,11$, $p\text{-valor} < 0,001$).

Em caso de valores de R^2_{aj} e $p\text{-valor}$ próximos, foi aplicado um 3º critério de diferenciação entre modelos. Por exemplo, a escolha mais parcimoniosa para RPC foi determinada pelos menores valores de AIC e BIC. Assim, o melhor modelo para RPC dependeria do objetivo do usuário da informação, da disponibilidade de dados das respectivas variáveis independentes (CRAWLEY, 2007).

Tabela 3: Variáveis e indicadores operacionais (*) significativo, (NS) não significativo.

Modelo (Número)	Regressões Múltiplas: significância para RPC (kg/dia) (Variável Dependente x Outras Independentes***)		R ² -ajustado/ Explicability
	Influência dos Indicadores por “Região” e Tempo	p-value (<0,05)	
1	$RPC = 1,02111 - 0,47566CO - 0,55071CPE$	$p < 0,001(*)$	$R^2_{aj} = 60,09\%$ $F = 64,23$, GL = 2 e 82
2	$RPC = 6,506e^{-01} - 5,714e^{-01}CCO - 6,017e^{-01}CPE$ $- 7,929e^{-08}P_{tot} + 2,461e^{-07}W_{ton} + 3,943e^{-01}IDH +$ $2,536e^{-03}ODS11$	$p < 0,001(*)$	$R^2_{aj} = 70,83\%$ $F = 35$, GL = 6 on 78 AIC= -55,53, BIC= -35,99
3	$RPC = 1,189 + 1,297e^{-02}Lon - 8759e^{-08}P_{tot} +$ $2,810e^{-07}W_{ton} + 5,453e^{-01}IDH$	$p < 0,001(*)$	$R^2_{aj} = 54,47\%$ $F = 26,12$, GL = 4 on 80 AIC= -19,52, BIC= -4,86
4	$RPC = 2,275 + 7,454e^{-03}Lon - 1,068e^{-08}P_{urb} +$ $3,282e^{-07}W_{ton} - 1,186IDH - 5,494e^{-03}Inp +$ $6,912e^{-03}IDH:Inp$	$p < 0,001(*)$	$R^2_{aj} = 65,72\%$ $F = 27,84$, GL = 6 on 78 AIC= -41,79, BIC= -22,25
5	$RPC = 1,941e^{-01} + 1,236e^{-02}Lon - 1,520e^{-07}P_{urb} +$ $1,845e^{-06}W_{ton} + 2,727GINI + 2,196e^{-03}Inp -$ $2,881e^{-06}W_{ton}:GINI - 2,216e^{-09}W_{ton}:Inp -$ $4,664e^{-03}GINI:Inp + 4,778e^{-09}W_{ton}:GINI:Inp$	$p < 0,001(*)$	$R^2_{aj} = 69,49\%$ $F = 19,98$, GL = 9 on 66 AIC= -52,54, BIC= -26,91
6	$RPC = 1,731 + 1,208e^{-02}Lon - 1,187e^{-07}P_{urb} +$ $3,787e^{-07}W_{ton} - 3,354e^{-03}ODS11 - 9,389e^{-04}Inp +$ $1,118e^{-05}ODS11:Inp$	$p < 0,001(*)$	$R^2_{aj} = 58,11\%$ $F = 20,42$, GL = 6 on 78 AIC= -24,75, BIC= -5,22

4. Discussão

Em países com maior número de habitantes nos grandes centros urbanos, como é o caso de Brasil, Colômbia e Peru, os impactos da ausência de gestão integrada de RSU têm sido um problema complexo, apesar de disporem de algumas políticas reguladoras (MANZI TARAPUÉS *et al.*, 2020).

Os CA dispõem e tratam seus RSU utilizando-se diversas formas de destinação final. A mais utilizada são os aterros sanitários (ATS), seguido dos lixões. Os ATS são utilizados para o rejeito de grandes quantidades de RS e devido às suas vantagens econômicas, têm sido utilizados como uma prática frequente (ALI; YUE, 2020; LUO *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2015) resultando em menor efeito ambiental potencial (PENG, 2017).

Apesar de sua importância, é notável destacar que alguns pesquisadores tenham focado seus estudos na quantificação desses aspectos na gestão de RSU (CETRULO *et al.*, 2020; CIFRIAN; ANDRES; VIGURI, 2013; DA SILVA; PRIETTO; KORF, 2019; DEUS *et al.*, 2020; OLAY-ROMERO *et al.*, 2020). Porém, são raros os que relacionam indicadores socioambientais com a geração de RSU ou RPC (MADDEN *et al.*, 2019). Neste caso, foi necessário descrever como a geração de RSU pode ser explicada por indicadores relacionados

com processos de tomada de decisão e também de cumprimento com objetivos e metas pré-definidos (TURCOTT *et al.*, 2018).

O IDH tem sido aplicado para mensurar a geração de RSU. Deus *et al.* (2020) desenvolveram um indicador agregado (média geométrica dos indicadores normalizados de geração de RS, emissões de CO₂, consumo de energia e qualidade do destino final). Guerrero *et al.* (2013) determinaram os fatores que mais influenciam o desempenho do sistema em três continentes e Minghua *et al.* (2009) avaliaram a situação atual e identificaram problemas neste setor (Deus *et al.*, 2020; Guerrero *et al.*, 2013). Neste contexto, a localização geográfica (Lat e Lon), quantidade de resíduo/tonelada (W_{ton}), renda (Inc) têm sido utilizadas como variáveis independentes para explicar o padrão local da geração e gestão de RS (CETRULO *et al.*, 2020; RAMACHANDRA *et al.*, 2018; VERGARA; TCHOBANOGLIOUS, 2012). O índice de Gini ainda não tinha sido utilizado como variável ou fator independente para explicar impactos ou influência sobre RPC. Renda (Inc e Inp) tem sido, frequentemente, utilizada como variável confiável para as estimativas da geração de RS (KAWAI; TASAKI, 2016).

Populações com rendas per capita elevadas (Inp) tem maior facilidade em acessar as melhores escolas, produzindo uma maior desigualdade socioeconômica (Gini), especialmente, em países em desenvolvimento, como Brasil, Peru e Colômbia. Ramachandra *et al.* (2018) constataram que RPC mais elevados tende a aumentar em grupos de maior renda (Inc) e o nível educacional está, negativamente, correlacionado com RPC. Em regiões com maior desigualdade, há uma tendência de maior produção de RSU e parece ser determinada pelo índice Gini, porém apresentando uma correlação negativa com a RPC, apesar de algumas regiões da Colômbia não possuírem dados de índice Gini, o que pode mascarar os resultados.

RPC variou espacialmente na AI. Isso provavelmente ocorreu porque os valores mais críticos (mínimos e máximos) ocorrem somente em determinadas regiões. Além disso, refletem a gestão específica de setores governamentais de gerenciamento de RSU. No entanto, RPC pode ser explicado por outras variáveis independentes como, fatores ecológicos (Biom), demográficos (P_{tot} , P_{urb} , P_{rural} , PD, Lat, Lon, área, C, Rg), socioeconômicos (IDH, GINI, Inc, Inp), de gestão (ODS11, W_{ton} , N_{ATS} , M_{ATS}) nos diferentes países e sub-regiões, quando analisados de forma múltipla. Nesta lista de variáveis podem ser incluídos o país e o bioma nos quais as populações estão inseridas (DA SILVA; PRIETTO; KORE, 2019; TURCOTT *et al.*, 2018).

Estas variáveis citadas, frequentemente, sugerem padrões robustos de dependência espacial, onde os locais próximos podem ter atributos similares e apresentarem influências ou

interações uns com os outros. Mas isto exige que a espacialidade e a temporalidade apresentem características específicas, além das indicadas por resultados estatísticos (GOODCHILD, 1992; MADDEN *et al.*, 2019; MONTELLO *et al.*, 2007). Por exemplo, as regiões localizadas na Amazônia, no Brasil, embora geograficamente distantes entre si, algumas geraram maior RPC. O Peru apresentou um equilíbrio entre suas inter-regiões e a Colômbia concentrou a menor geração de RSU. Assim, quanto maior o IDH e menor o índice de Gini, maiores são as tendências de RPC. Peru e Colômbia se encontraram abaixo da média global de RPC, América Latina e o Caribe. No Brasil a geração de RSU aumentou 19% em 2020. Isso se refletiu em um crescimento per capita (RPC) de 9%. Parte deste quantitativo foi destinado para unidades de tratamento ou disposição final inadequados e que cresceram cerca de 30%. Estes valores mostram uma carência na gestão de RSU no país. Os poucos recursos financeiros investidos parecem impactar diretamente na gestão e prestação desses serviços, trazendo consequências danosas para o meio ambiente e saúde pública (ABRELPE, 2020). No Peru, houve um aumento da produção de RSU de 6% em 2019, refletindo-se em um crescimento de apenas 1% de RPC (MINAM, 2020). Isto é, uma tendência aparentemente oposta.

A renda per capita (Inp) de cada região pode influenciar na geração de resíduos. Vergara e Tchobanoglous (2012) avaliaram que o produto interno bruto também impacta na geração de resíduos. Ou seja, quanto mais desenvolvido for o município (maior IDH), maior tende a ser RPC. A renda per capita (Inp) e o tamanho da população (P_{tot} , PD) nas regiões, também podem estar positivamente relacionados com RPC, onde regiões com baixa renda (Inc) produzem proporcionalmente mais resíduos. Em outras palavras, fatores como crescimento econômico, aumento da renda, crescimento populacional, rápida urbanização e crescente demanda por bens e serviços, contribuem significativamente para o aumento do RPC (DEUS *et al.*, 2020; GUERRERO; MAAS; HOGLAND, 2013; MINGHUA *et al.*, 2009). É importante considerar que a complexidade do contexto de produção de RSU pode mudar com a localização geográfica (Lat e Lon), e com a composição de RPC no tempo (CETRULO *et al.*, 2020; VERGARA; TCHOBANOGLIOUS, 2012).

Os AC, provavelmente, terão maior influência na geração de RSU, devido a variabilidade espacial de produção. Portanto, a redução da correlação de RPC com o IDH entre ambas as regiões pode apresentar um risco de elevação na região Amazônica. O maior risco seria para o Peru, por apresentar valores mais elevados de RPC na porção de seu território Amazônico. Isso pode agravar se as políticas implementadas em relação à gestão de RSU não forem cumpridas e fiscalizadas. E essa preocupação vale tanto para as províncias quanto em

âmbito nacional. Todavia, embora o Brasil tenha maior população, devido sua imensa área continental, a densidade populacional (PD) parece não ser um fator decisivo e interveniente para explicar a variação de RPC.

Em relação ao cumprimento da ODS11, tem sido observado em cidades e comunidades sustentáveis que dispõem de uma política atualizada e regiões, onde os resíduos são gerados e dispostos adequadamente em aterros sanitários (ATS), uma tendência de gerar menores níveis de RPC. Esta observação sugere, paradoxalmente, que o impacto socioambiental na Amazônia tende a diminuir, o que não é necessariamente verdadeiro. Portanto, a inclusão de novos indicadores exigirá dos governos a elaboração de novas normas e diretrizes para a gestão integrada de RS (MAGAZZINO; MELE; SCHNEIDER, 2020; MICHEL *et al.*, 2021; TROSCHINETZ; MIHELICIC, 2009).

Observamos uma interdependência da variável população (P_{tot}) com o índice de Gini (GINI), onde a maior desigualdade entre as pessoas e entre regiões está correlacionada com um RPC maior. Por outro lado, com aumento de valores da variável (Lon), mostrou que regiões dos AC, tendem a apresentar maiores valores de RPC. E esta tendência foi observada, indiferentemente, se as regiões se localizem dentro da Amazônia. Por exemplo, Peru e Colômbia apresentaram maior influência no RPC, provavelmente devido a sua maior variabilidade geográfica de produção de RSU e apresentaram uma correlação quase significativa com o IDH nos seus territórios geográficos. Neste contexto, conclui-se que o RPC apresenta múltipla e significativa dependência com as variáveis Lon, População (P_{tot} , P_{urb} , P_{rur}), índice Gini e IDH, independentemente se localizadas na Amazônia. Assim, o índice de Gini pode ser considerado uma variável com significativa interdependência com RPC, mas também com outras variáveis socioeconômicas e de gestão (Inp, Inc e Wton) (ALI, *et al.*, 2019; PASSARINI *et al.*, 2011; RAMACHANDRA *et al.*, 2018).

RPC apresentou significância, principalmente, com as variáveis País (Country, no caso de Peru e Colômbia), GINI, Bioma (Biom) e Longitude (Lon) (p-valor $< 0,05$) (Tab. 3). Assim, observa-se nos diferentes modelos propostos que cada uma delas contribui com a elevação dos parâmetros R^2_{aj} , p-valor, AIC e BIC. Além disso, as variáveis Inc, Inp, Wton, ODS11 estão também, indiretamente, correlacionadas com GINI. Contudo, no caso de uso de outras variáveis, é preciso notar que cada modelo pode apresentar sinais diferentes dos coeficientes angulares, ora positivos, aumentando com RPC, ora negativos, decrescendo com RPC (GUERRERO; MAAS; HOGLAND, 2013; KAWAI; TASAKI, 2016).

O IDH pode apresentar variação proporcional ou inversamente proporcional ao RPC, dependendo de como eles estão associados uns com os outros (Lon, GINI, P_{tot}, W_{ton}). A falta de correlação do RPC com essas variáveis significa que as políticas de gestão pública estão, em certa medida, desconectadas desses indicadores (GUERRERO; MAAS; HOGGLAND, 2013; KAWAI; TASAKI, 2016; PASSARINI *et al.*, 2011; TURCOTT *et al.*, 2018). Assim, é imprescindíveis a seleção do modelo adequado para interpretar resultados focados nas metas de gestão (BOZDOGAN, 1987). Neste contexto, os critérios de seleção de modelos disponíveis na literatura são frequentemente baseados no máximo da função de verossimilhança (MFV), os quais são os mais utilizados, dentre eles o Critério de Informação de Akaike (AIC) e o Critério Bayesiano de Schwarz (BIC) (AGOVINO; MATRICANO; GAROFALO, 2020).

Por exemplo, o modelo 2 foi a melhor opção ($R^2_{aj} = 70,83\%$, $p < 0,05$), no qual tem a dependência da variável população total (P_{tot}), com sinal negativo. Mas há outras variáveis, como a geração anual (W_{ton}), índice de desenvolvimento humano (IDH) e ODS11. Contudo, os coeficientes angulares são paradoxalmente positivos (WILSON *et al.*, 2015).

No modelo 2, o coeficiente de determinação é gerado a um elevado custo do número de parâmetros ($R^2_{aj} = 70,83\%$) (seis no total, com AIC = -55,53 e BIC = -35,99). Por outro lado, no modelo 3, as variáveis que mais influenciam RPC são o índice de desenvolvimento humano (IDH) e a longitude (Lon), P_{tot}, W_{ton}, e IDH, as quais explicam apenas 54,47% de sua variação ($R^2_{aj} = 54,47\%$, AIC = -19,52 e BIC = -4,86). Apesar de apresentar uma menor explicabilidade da variação de RPC, exige também um menor custo e menos parâmetros envolvidos (Lon, P_{tot}, W_{ton} e IDH). Este raciocínio vale para todos os demais modelos. Entretanto, como não houve elevadas diferenças entre os R^2_{aj} , todos poderiam ser convenientemente utilizados, dependendo do objetivo de estudo e análise para estimar a variação de RPC (DA SILVA; PRIETTO; KORF, 2019; MADDEN *et al.*, 2019; WILSON *et al.*, 2015) na zona do IAC.

Em síntese, RPC apresentou dependência significativa em relação às variáveis de gestão (operações do aterro), socioeconômicos (índices socioeconômicos) e demográficos (populações), indiferentemente, do ecológico (bioma). Neste sentido, o estudo mostrou que o RPC apresenta uma hierárquica e significativa dependência em relação às seguintes variáveis ($p < 0,05$): Country (com destaque à Colômbia e Perú), Lon (longitude geográfica), GINI, Área (superfície de cada região/km²), W_{ton} (t ano⁻¹), IDH, Populações (Total e Urbana), ODS11, População rural, renda per capita (Inp) e indiferentemente da Amazônia (Bioma), seguida pelas demais variáveis não significativas, Região, renda (Inc), latitude (lat) número de aterros

sanitários (NATS), densidade populacional municipal (PD) e presença de aterro sanitário (MATS).

Um aspecto a ser considerado é o sinal dos coeficientes angulares dos modelos. Ora são positivos, crescendo com RPC, ora são negativos, decrescendo com RPC. O IDH que, dependendo do modelo, pode se apresentar com um sinal diferente (positivo ou negativo para RPC) pode estar, intrinsecamente, associado às interações indiretas com outras variáveis quantificadas (Lon, GINI, P_{tot} , W_{ton}). Neste contexto, outros modelos multivariados poderiam ser apresentados.

Conclusão

A pesquisa mostrou de forma inédita, uma relação entre fatores sociodemográficos e ecológico com RPC nos IAC, mostrando sua dependência e significância, principalmente em relação às variáveis, índice de Gini, Lon, População (P_{tot} , P_{urb} , P_{rur}), IDH e indiferentemente do Bioma. Contudo, RPC não foi significativamente influenciado por W_{ton} , Lat, Área da região, Renda (Inp ou Inc) e ODS. Deste modo, foi possível obter um panorama geral de como estas variáveis estão correlacionadas com RPC, estratificando seu fator de importância no contexto ambiental por país ou região. Assim, os fatores ou variáveis avaliadas devem ser considerados no desenvolvimento de planos de gerenciamento de acordo com as necessidades específicas reveladas por região.

A distribuição espacial de RPC e a análise estatístico-espacial revelaram que o índice Gini e IDH apresentaram elevada variabilidade nas diferentes regiões da Colômbia e Peru. Deste modo, os modelos mostraram que o IDH apresenta interações com outras variáveis, podendo melhorar a explicabilidade de RPC por país ou região. Isso pode ser analisado por que os modelos regressivos apresentaram significância com as variáveis demográficas País, GINI, IDH e Bioma, mas não com P_{tot} , P_{urb} , P_{rur} , PD, Lat, Lon, Reg, Área, IDH, Inc, Inp, ODS11, W_{ton} , NATS e MATS. Além disso, estas mesmas variáveis explicativas também indicaram que os IAC poderiam se utilizar de dados como índice de Gini e Bioma para representar respostas futuras para a gestão integrada de RSU, por exemplo, com o objetivo de reduzir RPC ou cumprir metas do ODS11 nos diferentes países. Assim, o uso de múltiplas variáveis parece resultar em melhores modelos para explicar o RPC e quanto maior o número de variáveis no modelo, maior será sua complexidade e incertezas para inferências estatísticas.

Para futuros estudos na AI é possível considerar outras informações ou variáveis ambientais em mais países, como emissões, qualidade ambiental e doenças. Assim, será

possível testar o grau de impacto antrópico e ambiental da falta de saneamento básico nestes países em relação à RPC. Embora o estudo tenha avaliado o ano de 2018, permitiu obter uma visão geral de como as variáveis estudadas podem ser determinantes para o enfrentamento dos desafios futuros da gestão integrada de RSU nos países. Brasil, Colômbia e Peru, destacaram-se por apresentar evidências de maior relevância sobre o tema.

Há muitas lacunas e desafios sobre o tema na AI e estes podem ser otimizados num processo de reanálise dos atuais e novos indicadores ambientais. Dentre os desafios, a complementação das séries de dados poderia revelar novas perspectivas ou resultados sobre RPC. Nesta perspectiva, seria possível superar as deficiências encontradas nas séries de dados para melhorar nossa compreensão sobre as informações que efetivamente influenciam RPC, impactando inclusive as hipóteses iniciais.

Agradecimentos

Ao Programa de Alianças para a Educação e a Capacitação (PAEC - OEA – GCUB), com bolsa país - programa CAPES/PPGCA-UNIFAP, processo nº. 88882.441452/2019-01, ao CNPq: Processo Nº 309684/2018-8), ao Projeto Tedplan (Planos Municipais de Saneamento Básico) FUNASA/UNIFAP, à Propespg/UNIFAP, ao Laboratório de Química, Saneamento e Modelagem de Sistemas Ambientais (LQMSA) e aos organismos públicos do Brasil (SNIS), Colômbia (SSPD), Peru (MINAM), por disponibilizar os dados.

Referências

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. São Paulo - SP: [s. n.], 2020. Available at: <https://abrelpe.org.br/panorama/>.

ACTO. **Base Jurídica Del Tratado de Cooperación Amazónica**. Brasília, Brazil: Programa Regional Amazonía BMZ-DGIS-GIZ, 2013. Available at: www.otca.info.

AGOVINO, M.; MATRICANO, D.; GAROFALO, A. Waste management and competitiveness of firms in Europe: A stochastic frontier approach. **Waste Management**, vol. 102, p. 528–540, 1 Feb. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.021>.

ALI, Munawar; YUE, D. Population dynamics of microbial species under high and low ammonia nitrogen in the alternate layer bioreactor landfill (ALBL) approach. **Bioresource Technology**, vol. 315, no. July, p. 123787, 2020. DOI 10.1016/j.biortech.2020.123787. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123787>.

ALI, Mustafa; GENG, Y.; ROBINS, D.; COOPER, D.; ROBERTS, W.; VOGTLÄNDER, J. Improvement of waste management practices in a fast expanding sub-megacity in Pakistan, on the basis of qualitative and quantitative indicators. **Waste Management**, vol. 85, p. 253–263, 15 Feb. 2019. DOI 10.1016/j.wasman.2018.12.030. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X18307736>.

AMAZON COOPERATION TREATY ORGANIZATION (ACTO). **Análisis Diagnóstico Transfronterizo Regional de la Cuenca Amazónica – ADT**. Brasília: Proyecto

GEF Amazonas, 2018. Available at: <http://www.otca-oficial.info/assets/documents/20181022/b36fbdac4773007a4021b7b269b49148.pdf>.

AMAZON COOPERATION TREATY ORGANIZATION (ACTO). Our Amazon. 2020. .

AMAZON GEO-REFERENCED SOCIO-ENVIRONMENTAL INFORMATION NETWORK (RAISG). Amazon socio-environmental: Maps and publications. 2019. Available at: <https://www.amazoniasocioambiental.org/en/maps/#download>.

AUGUIE, B. gridExtra: Miscellaneous Functions for “Grid” Graphics. 2017. Available at: <https://cran.r-project.org/package=gridExtra>.

AVALUEM. **Buenas Práctica 13: Programa para la Implementación de la Gestión Integral de Residuos Sólidos en Bolivia**. 1st ed. Catalonia: [s. n.], 2016.

BIVAND, R.; KEITT, T.; ROWLINGSON, B. rgdal: Bindings for the “Geospatial” Data Abstraction Library. 2020. Available at: <https://cran.r-project.org/package=rgdal>.

BOZDOGAN, H. **The general theory and its analytical extensions**. [S. l.]: AIC, 1987.

BUSTAMANTE, M. M. C. . M. J. P. . S. A. . B. A. . T. A. . B. A. . N. A. .; F.R., B. A. L. . A. A. A. . M. A. C. . D. B. . G. C. E. V. . C. D. . S. D. . S.; L.A., S. F. D. R. . F. G. W. . Q. H. . M. H. S. . S. J. . Q. J. M. B. . M.; V.F, G. L. C. . da C. M. C. . P. M. T. F. . S. M. N. . V. M. M. . A. M. F. S. . V. N. . M. P. . F. P. . P. R. B. R. R. R. . T. S. M. . P. V. R. . I.-F. V. L. . F. Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. In: BUSTAMANTE, J. C. A. . S. F. R. . S. C. S. . M. J. P. . O. J. P. .; M.M.C.; PADGURSCHI M.C.G.; PIRES A.P.F.; CASTRO P.F.D.; GADDA T.; TOLEDO P. (eds.). **1º diagnóstico brasileiro de biodiversidade & serviços ecossistêmicos**. São Carlos: Editora Cubo, 2019. p. 351.

CALDERÓN MÁRQUEZ, A. J.; RUTKOWSKI, E. W. Waste management drivers towards a circular economy in the global south – The Colombian case. **Waste Management**, vol. 110, p. 53–65, 1 Jun. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.016>.

CANDO, C. **Gestión de Residuos Sólidos**. Quito, Ecuador: [s. n.], 2018. Available at: https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac-2018/Boletin_tecnico.pdf.

CETRULO, N. M.; CETRULO, T. B.; DIAS, S. L. F. G.; RAMOS, T. B. Solid waste indicators in local sustainability assessment: a literature review. **Ambiente & Sociedade**, vol. 23, 2020. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190028r3vu2020l5ao>.

CHANG, W. extrafont: Tools for using fonts. 2014. Available at: <https://cran.r-project.org/package=extrafont>.

CIFRIAN, E.; ANDRES, A.; VIGURI, J. R. Estimating monitoring indicators and the carbon footprint of municipal solid waste management in the region of Cantabria, Northern Spain. **Waste and Biomass Valorization**, vol. 4, no. 2, p. 271–285, 2013. <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9150-6>.

CNI. **BIODIVERSIDADE E INDÚSTRIA: Informações para uma gestão sustentável**. Brasília: [s. n.], 2012. Available at: <http://www.cni.org.br>.

COSTA, I. M.; FERREIRA DIAS, M. Evolution on the solid urban waste management in Brazil: A portrait of the Northeast Region. **Energy Reports**, vol. 6, p. 878–884, Feb. 2020. DOI 10.1016/j.egyr.2019.11.033. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352484719312429>.

DA SILVA, L.; MARQUES PRIETTO, P. D.; PAVAN KORF, E. Sustainability indicators for urban solid waste management in large and medium-sized worldwide cities. **Journal of Cleaner Production**, vol. 237, p. 117802, 2019. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.117802. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117802>.

DE OLIVEIRA LIMA, M. Amazônia, uma história de impactos e exposição ambiental em paralelo à instalação de grandes empreendimentos na região. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, vol. 2, no. 7, p. 1–2, 2016. <https://doi.org/10.5123/s2176-62232016000200001>.

DEUS, R. M.; MELE, F. D.; BEZERRA, B. S.; BATTISTELLE, R. A. G. A municipal solid waste indicator for environmental impact: Assessment and identification of best management practices. **Journal of Cleaner Production**, vol. 242, p. 118433, 2020. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.118433. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118433>.

DINERSTEIN, E.; OLSON, D.; JOSHI, A.; VYNNE, C.; BURGESS, N. D.; WIKRAMANAYAKE, E.; HAHN, N.; PALMINTERI, S.; HEDAO, P.; NOSS, R.; HANSEN, M.; LOCKE, H.; ELLIS, E. C.; JONES, B.; BARBER, C. V.; HAYES, R.; KORMOS, C.; MARTIN, V.; CRIST, E.; ... SALEEM, M. An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. **BioScience**, vol. 67, no. 6, p. 534–545, 2017. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>.

DUNNINGTON, D. ggspatial: Spatial Data Framework for ggplot2. 2020. Available at: <https://cran.r-project.org/package=ggspatial>.

FERNÁNDEZ-LLAMAZARES, Á.; GARTEIZGOGÉASCOA, M.; BASU, N.; BRONDIZIO, E. S.; CABEZA, M.; MARTÍNEZ-ALIER, J.; MCELWEE, P.; REYES-GARCÍA, V. A State-of-the-Art Review of Indigenous Peoples and Environmental Pollution. **Integrated Environmental Assessment and Management**, vol. 16, no. 3, p. 324–341, 2020. DOI 10.1002/ieam.4239. Available at: <http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4239>.

GOODCHILD, M. F. Geographical information science. **International journal of geographical information systems**, vol. 6, no. 1, p. 31–45, Jan. 1992. DOI 10.1080/02693799208901893. Available at: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02693799208901893>.

GUERRERO, L. A.; MAAS, G.; HOGLAND, W. Solid waste management challenges for cities in developing countries. **Waste Management**, vol. 33, no. 1, p. 220–232, 2013. DOI 10.1016/j.wasman.2012.09.008. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008>.

HIJMANS, R. J. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. 2020. Available at: <https://cran.r-project.org/package=raster>.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a Waste : A Global Review of Solid Waste Management**. World Bank, Washington, DC: [s. n.], 2012.

HOQUE, M. M.; RAHMAN, M. T. U. Landfill area estimation based on solid waste collection prediction using ANN model and final waste disposal options. **Journal of Cleaner**

Production, vol. 256, p. 120387, May 2020. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.120387. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620304340>.

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; BOVEA, M. D.; COUTINHO-NÓBREGA, C.; DE MEDEIROS, H. R. Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study. **Ecological Indicators**, vol. 98, p. 164–178, 1 Mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.031>.

IBGE. Amazônia Legal. 2019. .

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. Síntesis Estadística Estatal. 2014. Available at: <http://www.ine.gov.ve/documentos/see/sintesisestadistica2014/index.htm>. Accessed on: 15 Jun. 2020.

KAWAI, K.; TASAKI, T. Revisiting estimates of municipal solid waste generation per capita and their reliability. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, vol. 18, no. 1, p. 1–13, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0355-1>.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: World Bank: The World Bank, 2018. DOI 10.1596/978-1-4648-1329-0. Available at: <http://elibrary.worldbank.org/doi/book/10.1596/978-1-4648-1329-0>.

LÊ, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR : An R Package for Multivariate Analysis. **Journal of Statistical Software**, vol. 25, no. 1, p. 1–18, 2008. DOI 10.18637/jss.v025.i01. Available at: <http://www.jstatsoft.org/v25/i01/>.

LUO, H.; ZENG, Y.; CHENG, Y.; HE, D.; PAN, X. Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. **Science of the Total Environment**, vol. 703, p. 135468, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.135468. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>.

MADDEN, B.; FLORIN, N.; MOHR, S.; GIURCO, D. Using the waste Kuznet's curve to explore regional variation in the decoupling of waste generation and socioeconomic indicators. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 149, no. June, p. 674–686, 2019. DOI 10.1016/j.resconrec.2019.06.025. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.025>.

MAGAZZINO, C.; MELE, M.; SCHNEIDER, N. The relationship between municipal solid waste and greenhouse gas emissions: Evidence from Switzerland. **Waste Management**, vol. 113, p. 508–520, 15 Jul. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.033>.

MANZI TARAPUÉS, V.; RENDÓN MUÑOZ, L. I.; HERRERA RODAS, M.; GANDINI AYERBE, M. A.; MARMOLEJO REBELLÓN, L. F. Estado De La Valorización De Biorresiduos De Origen Residencial En Grandes Centros Urbanos. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, vol. 36, no. 3, p. 755–774, 2020. <https://doi.org/10.20937/rica.53341>.

METZ, B.; MEYER, L.; BOSCH, P. **Climate change 2007 mitigation of climate change**. [S. l.: s. n.], 2007. vol. 9780521880, . <https://doi.org/10.1017/CBO9780511546013>.

MICHEL DEVADOSS, P. S.; AGAMUTHU, P.; MEHRAN, S. B.; SANTHA, C.; FAUZIAH, S. H. Implications of municipal solid waste management on greenhouse gas

emissions in Malaysia and the way forward. **Waste Management**, vol. 119, p. 135–144, 1 Jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.038>.

MINAM. Sistema Nacional de Información Ambiental. 2020. **Estadística Ambiental: Dirección General de Gestión de los Residuos Sólidos - DGRS**. Available at: <https://sinia.minam.gob.pe/informacion/estadisticas>. Accessed on: 5 Nov. 2020.

MINGHUA, Z.; XIUMIN, F.; ROVETTA, A.; QICHANG, H.; VICENTINI, F.; BINGKAI, L.; GIUSTI, A.; YI, L. Municipal solid waste management in Pudong New Area, China. **Waste Management**, vol. 29, no. 3, p. 1227–1233, 2009. DOI 10.1016/j.wasman.2008.07.016. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.016>.

MINISTÉRIO DA TRANSPARENCIA E CONTRALADORIA - GERAL DA UNIÃO. **Relatório de Avaliação por Área de Gestão nº 9 Resíduos Sólidos**. Brasília, Brazil: [s. n.], 2017.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2018**. Brasília: SNS/MDR: [s. n.], 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana: Programa Nacional Lixão Zero**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental, Departamento de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos, Coordenação-Geral de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos, 2019.

MMAYA/VAPSB/DGGIRS. **Diagnostico de la gestión de residuos sólidos**. La Paz, Bolivia: [s. n.], 2011.

MONTELLO, D. R.; SUTTON, P. C.; MONTELLO, D. R.; SAGE, P. C. S.; LEITNER, H.; PECK, J.; RAMSEY, R.; HACKWORTH, J. Reviews / Comptes rendus. vol. 3, no. 3, p. 402–410, 2007. .

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. Glossário de termos do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 11: Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis. , p. 54, 2018. Available at: <https://www.undp.org/content/dam/brazil/docs/ODS/glossario - ODS 11.pdf>.

NEUWIRTH, E. RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. 2014. Available at: <https://cran.r-project.org/package=RColorBrewer>.

OLAY-ROMERO, E.; TURCOTT-CERVANTES, D. E.; HERNÁNDEZ-BERRIEL, M. del C.; LOBO-GARCÍA DE CORTÁZAR, A.; CUARTAS-HERNÁNDEZ, M.; DE LA ROSA-GÓMEZ, I. Technical indicators to improve municipal solid waste management in developing countries: A case in Mexico. **Waste Management**, vol. 107, p. 201–210, 2020. DOI 10.1016/j.wasman.2020.03.039. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.039>.

PASSARINI, F.; VASSURA, I.; MONTI, F.; MORSELLI, L.; VILLANI, B. Indicators of waste management efficiency related to different territorial conditions. **Waste Management**, vol. 31, no. 4, p. 785–792, Apr. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.11.021>.

PEBESMA, E. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. **The R Journal**, vol. 10, no. 1, p. 439–446, 2018. DOI 10.32614/RJ-2018-009. Available at:

<https://journal.r-project.org/archive/2018/RJ-2018-009/index.html>.

PENG, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, vol. 10, p. S2567–S2574, 2017. DOI 10.1016/j.arabjc.2013.09.031. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>.

PEREIRA, J. C.; VIOLA, E. Close to a Tipping Point? The Amazon and the Challenge of Sustainable Development under Growing Climate Pressures. **Journal of Latin American Studies**, , p. 467–494, 2020. <https://doi.org/10.1017/S0022216X20000577>.

PNUD. **La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible**. [S. l.: s. n.], 2015. Available at: https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=S.

RAMACHANDRA, T. V.; BHARATH, H. A.; KULKARNI, G.; HAN, S. S. Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 82, no. September 2017, p. 1122–1136, 2018. DOI 10.1016/j.rser.2017.09.085. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.085>.

RAMÍREZ, P. Identificación de las fuentes de contaminación y su relación con la dinámica del río Itaya (zona baja de Belén), distrito de Belén. 2014. **Universidad Nacional de la Amazonía Peruana**, 2016. Available at: <http://repositorio.unapikitos.edu.pe/handle/UNAP/4368>.

RINKER, T. W.; KURKIEWICZ, D. pacman: Package Management for R. Buffalo, New York, 2017. Available at: <http://github.com/trinker/pacman>.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development Environment for R**. Boston, MA: [s. n.], 2020. Available at: <http://www.rstudio.com/>.

SÁNCHEZ-MUÑOZ, M. del P.; CRUZ-CERÓN, J. G.; MALDONADO-ESPINEL, P. C. Gestión de residuos sólidos urbanos en América Latina: un análisis desde la perspectiva de la generación. **Revista Finanzas y Política Económica**, vol. 11, no. 2, p. 321–336, 2020. <https://doi.org/10.14718/revfinanzpolitecon.2019.11.2.6>.

SANTOS, R. E. dos; SANTOS, I. F. S. dos; BARROS, R. M.; BERNAL, A. P.; TIAGO FILHO, G. L.; SILVA, F. das G. B. da. Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: An economic and energy comparative analysis. **Journal of Environmental Management**, vol. 231, p. 198–206, 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.015>. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479718311435>.

SINGH, A. Managing the uncertainty problems of municipal solid waste disposal. **Journal of Environmental Management**, vol. 240, p. 259–265, 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.025>. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479719303159>.

SINGH, D.; SATIJA, A. Prediction of municipal solid waste generation for optimum planning and management with artificial neural network—case study: Faridabad City in Haryana State (India). **International Journal of Systems Assurance Engineering and Management**, vol. 9, no. 1, p. 91–97, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13198-016-0484-5>.

SUN, N.; CHUNGPAIBULPATANA, S. Development of an Appropriate Model for Forecasting Municipal Solid Waste Generation in Bangkok. **Energy Procedia**, vol. 138, p. 907–912, 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.134>. Available at:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610217350750>.

SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS PÚBLICOS DOMICILIARIOS - SSPD. **Informe de Disposición Final de Residuos Sólidos – 2018**. Bogotá D.C., Colombia: [s. n.], 2019a.

SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS PÚBLICOS DOMICILIARIOS - SSPD. **Informe Sectorial de la Actividad de Aprovechamiento 2018**. Bogotá D.C., Colombia: [s. n.], 2019b.

TIGRE, M. A. Cooperation for Climate Mitigation in Amazonia: Brazil's Emerging Role as a Regional Leader. **Transnational Environmental Law**, vol. 5, no. 2, p. 401–425, 2016. <https://doi.org/10.1017/S2047102516000297>.

TROSCHINETZ, A. M.; MIHELICIC, J. R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. **Waste Management**, vol. 29, no. 2, p. 915–923, Feb. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>.

TURCOTT CERVANTES, D. E.; LÓPEZ MARTÍNEZ, A.; CUARTAS HERNÁNDEZ, M.; LOBO GARCÍA DE CORTÁZAR, A. Using indicators as a tool to evaluate municipal solid waste management: A critical review. **Waste Management**, vol. 80, p. 51–63, 2018. DOI 10.1016/j.wasman.2018.08.046. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.046>.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Global Waste Management Outlook**. [S. l.]: United Nations, 2016. DOI 10.18356/765baec0-en. Available at: http://www.un-ilibrary.org/environment-and-climate-change/global-waste-management-outlook_765baec0-en.

VERGARA, S. E.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Municipal solid waste and the environment: A global perspective**. [S. l.: s. n.], 2012. vol. 37, . <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-050511-122532>.

WARD, N. D.; KEIL, R. G.; MEDEIROS, P. M.; BRITO, D. C.; CUNHA, A. C.; DITTMAR, T.; YAGER, P. L.; KRUSCHE, A. V.; RICHEY, J. E. Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. **Nature Geoscience**, vol. 6, no. 7, p. 530–533, 2013. <https://doi.org/10.1038/ngeo1817>.

WICKHAM, H.; AVERICK, M.; BRYAN, J.; CHANG, W.; MCGOWAN, L.; FRANÇOIS, R.; GROLEMUND, G.; HAYES, A.; HENRY, L.; HESTER, J.; KUHN, M.; PEDERSEN, T.; MILLER, E.; BACHE, S.; MÜLLER, K.; OOMS, J.; ROBINSON, D.; SEIDEL, D.; SPINU, V.; ... YUTANI, H. Welcome to the Tidyverse. **Journal of Open Source Software**, vol. 4, no. 43, p. 1686, 21 Nov. 2019. DOI 10.21105/joss.01686. Available at: <https://joss.theoj.org/papers/10.21105/joss.01686>.

WILKE, C. O. cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for “ggplot2.” 2020. Available at: <https://cran.r-project.org/package=cowplot>.

WILSON, D. C.; RODIC, L.; COWING, M. J.; VELIS, C. A.; WHITEMAN, A. D.; SCHEINBERG, A.; VILCHES, R.; MASTERSON, D.; STRETZ, J.; OELZ, B. “Wasteaware” benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. **Waste Management**, vol. 35, p. 329–342, 1 Jan. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.006>.

YANG, N.; DAMGAARD, A.; KJELDSSEN, P.; SHAO, L. M.; HE, P. J. Quantification

of regional leachate variance from municipal solid waste landfills in China. **Waste Management**, vol. 46, p. 362–372, 2015. DOI 10.1016/j.wasman.2015.09.016. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.016>.

ZORNOZA, R.; MORENO-BARRIGA, F.; ACOSTA, J. A.; MUÑOZ, M. A.; FAZ, A. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. **Chemosphere**, vol. 144, p. 122–130, 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.046>. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515300552>.

4 ARTIGO CIENTÍFICO II

Caracterização hidrometeorológica para estimar a geração de lixiviados do aterro sanitário em uma bacia hidrográfica da Amazônia oriental/Brasil

Artigo a ser submetido ao periódico “Journal of Water Process Engineering”

Caracterização hidrometeorológica para estimar a geração de lixiviados do aterro sanitário em uma bacia hidrográfica da amazônia oriental/Brasil

Carlos Armando Reyes Flores¹, Alan Cavalcanti da Cunha², Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha³

¹Eng. Forest and Environment, Student of master's degree Post Grade in Environmental Sciences (PPGCA) – Federal University of Amapá. Macapá/Brazil. e-mail: reyesflcarlos@gmail.com

²Dr. Hydraulic and Sanitation. Department of Civil Engineering, Federal University of Amapá, Rodovia JK.km 02. S/N, Jardim Marco Zero, Amapá 66.900-000, Brazil. e-mail: alancunha12@gmail.com

³Dr. Science of Environmental Engineering. Department of Environment and Development, Federal University of Amapá, Rodovia JK.km 02. S/N, Jardim Marco Zero, Amapá 66.900-000, Brazil. e-mail: helenilzacunha@gmail.com

RESUMO

A complexa composição dos lixiviados condiciona o tratamento adequado dos efluentes antes do lançamento no corpo receptor. É imprescindível estudos e aplicação de técnicas de previsão quantitativa desses lixiviados nos aterros sanitários, visando seu tratamento de acordo com parâmetros legais. Assim, o objetivo desta pesquisa foi utilizar modelos hidrológicos para estimar a geração de vazões mensais de lixiviados para o Aterro Sanitário de Macapá (ASMM). Foram estimadas vazão média ($0.45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), mínima ($0.07 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) e máxima ($0.72 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Dentre os modelos hidrológicos estudados, o melhor coeficiente de correlação resultou em $R^2=99\%$, sem diferenças significativas ou viés de tendência temporal. Deste modo, dependendo do local e das áreas correspondentes para obtenção da descarga final, houve diferenças espaciais representativas da geração de vazões entre pontos hidrologicamente monitorados. Os resultados mostram que as estimativas de vazões podem, ocasionalmente, ser úteis para estimar cargas de nutrientes ou DQO (DBO) concernentes às operações do ASMM, onde há escassez de informações. Além disso, a estimativa da intensidade de chuva permitiu presumir que a variabilidade da precipitação afeta o fluxo hídrico e de lixiviados durante eventos de picos. Concluímos que, em caso de eventos extremos de máxima precipitação, é possível ocorrer uma proporcional elevação das vazões de lixiviados. Portanto, as vazões variantes entre média até máximas precipitações geradas pelos modelos provocariam alagamentos e alterariam os limites de vazões previstas em projeto. Isso porque a ausência de controle hídrico impactaria na gestão operacional do ASMM, ameaçando um transbordamento de lixiviado, impactando também o entorno. Finalmente, no longo prazo seriam necessários avaliar qual o nível de impacto da precipitação na infraestrutura do ASMM, o que poderia influenciar na sua vida útil.

Palavras-chave: balance hídrico, precipitação, lixiviado, evaporação, processos hidrológicos.

ABSTRACT

The complex composition of leachate conditions the proper treatment of effluents before discharge into the receiving body. It is essential to study and apply quantitative forecasting techniques for these leachates in landfills, aiming at their treatment in accordance with legal parameters. Thus, the objective of this research was to use hydrological models to estimate the generation of monthly leachate flows for the Macapá Landfill. Average flow ($0.45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), minimum ($0.07 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) and maximum ($0.72 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) were estimated. Among the hydrological models studied, the best correlation coefficient resulted in $R^2=99\%$, without significant differences or time trend bias. Depending on the location and corresponding areas to obtain the final discharge, were spatial differences representative of the flow generation between hydrologically monitored points. The results show that flow estimates can occasionally be useful to estimate nutrient loads or COD (BOD) concerning Macapá Landfill operations where information is scarce. Furthermore, the estimate of rainfall intensity allowed us to assume that rainfall variability affects water and leachate flows during peak events. We conclude that, in case of extreme events of maximum precipitation, a proportional increase in leachate flows is possible. Therefore, variable flows between average and maximum rainfall generated by the models would cause flooding and change the flow limits provided for in the project. This is because the absence of water control would impact Macapá Landfill's operational management, threatening a leachate overflow, also impacting the surroundings. Finally, in the long term, it would be necessary to assess the level of impact of precipitation on the Macapá Landfill infrastructure, which could influence its useful life.

Keywords: Hydric balance, rainfall, leachate, evaporation, hydrological processes.

INTRODUÇÃO

No Brasil, os estados localizados na Amazônia apresentam uma variabilidade na geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) per capita (RPC) em relação aos demais estados. O RPC do Estado do Amapá, Norte do Brasil foi o menor ($0,73 \text{ kg hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) (FLORES; CUNHA; CUNHA, 2021b). Em 2019 o Amapá coletou 239.075 (t ano^{-1}), representando 93,3% do índice de cobertura de coleta (ABRELPE, 2020). Todavia, a inexistência de um sistema de coleta seletiva no município de Macapá implica que todos os tipos de resíduos são dispostos, simultaneamente, nas mesmas células. Além disso, o ASMM está atualmente atendendo três dos dezesseis municípios do Estado (Macapá, Santana e Mazagão), sendo os dois primeiros os mais populosos. Este atendimento tem sido realizado mediante precário acordo de cooperação (consórcio) entre os referidos municípios (NERY *et al.*, 2016; SANTOS, *et al.*, 2019), evitando-se que os dois últimos (Santana e Mazagão) fossem legalmente enquadrados em descumprimento das normas técnicas e manutenção de seus lixões a céu aberto. Essa iniciativa parece ter impactado, significativamente, na taxa de uso do volume das células do ASMM, provavelmente reduzindo sua vida útil (FRANÇA; RUARO, 2009; HUANG *et al.*, 2001).

Historicamente o ASMM era um “lixão a céu aberto”. A promulgação da Lei Federal 12.305/2010 tornou-se a norma vigente para os municípios construírem e operarem seus aterros sanitários como uma alternativa de disposição final. O “lixão a céu aberto” foi remediado a partir de então, tornando-se um aterro controlado. Logo depois foi redimensionado para o atual ASMM, instalado na capital Macapá. Anos depois os municípios de Santana e Mazagão solicitaram autorização para dispor seus RSU no mesmo local. Este novo aporte apresentou um impacto severo no projeto inicial, provavelmente, acelerando a construção de novas células e reduzindo sua vida útil original (RUMUS ENGENHARIA, 2018).

O ASMM (RUMUS ENGENHARIA, 2018; SANTOS, *et al.*, 2019) é a principal infraestrutura para destinação final de RSU do Estado do Amapá/Brasil, construído exclusivamente para a disposição final ambientalmente adequada de RSU. Porém, a geração de efluentes líquidos (lixiviados) no ASMM nunca foi estudada com o objetivo de compreender seu papel frente aos desafios operacionais, principalmente para dar suporte ao gerenciamento de seus efeitos nas próprias células de armazenamento, bem como para compreender suas potenciais externalidades ambientais (vizinhanças) (LI, *et al.*, 2021; NAVEEN; MALIK, 2019; SHARMA; GANGULY; KUMAR GUPTA, 2020; WATZINGER *et al.*, 2006). Todavia, pouco se conhece sobre quais são os potenciais efeitos dessa nova taxa de geração de RSU sobre a formação dos lixiviados e seus potenciais impactos.

A segregação dos diferentes tipos de resíduos nas células alinhadas e a decomposição de resíduos sólidos no ASMM são, predominantes, da fase anaeróbia, gerando, além do biogás, o chorume. Isto é, quando ocorre a precipitação sobre as células de armazenamento, parte é infiltrada na massa do aterro sanitário e parte escoia superficialmente, independentemente de todos os cuidados tomados durante a fase operacional de execução do aterro (BARROS, R.M., 2013).

A decomposição microbiológica da massa de resíduos aterrada no ASMM produz gases, além do referido líquido de cor escura e alto poder poluidor denominado lixiviado. Em comparação aos gases produzidos no processo de decomposição da matéria orgânica, o lixiviado pode ser considerado um problema mais complexo (ALÉM SOBRINHO; POVINELLI; GOMES, 2009). Contudo, o perigo mais significativo do ASMM seria o risco de poluição das águas subterrâneas e superficiais dentro e no seu entorno. Parte ou fração de qualquer resíduo aterrado pode entrar em contato com a água que se infiltra abaixo da superfície ou com águas subterrâneas, que se movimentam através do “lixo”, onde há produção de lixiviado. Este é considerado um líquido nocivo, mineralizado, capaz de transportar poluentes bacterianos (BOTKIN; KELLER, 2011). Além disso, o fluxo de água nos aterros sanitários de RSU é reconhecidamente não uniforme, sendo influenciado pelas vias preferenciais dentro da massa de RSU depositada (OBLADEN; OBLADEN; BARROS, 2009), cujo objetivo é extrair gases e líquidos provenientes da decomposição dos resíduos (CARDOSO, 2021; PORTELLA; RIBEIRO, 2014).

No ASMM vem sendo aplicado um sistema de recirculação de lixiviados (RUMUS ENGENHARIA, 2018). Assim, o comportamento hidráulico de aterros sanitários dos lixiviados pode ser considerado em duas tipologias de regime heterogêneo, úteis para modelos preditivos de fluxo de água através da massa de RSU depositada: **a)** domínio de canal de alta condutividade hidráulica e **b)** matriz de movimento lento da água, com alta capacidade de retenção hídrica (BARROS, 2013).

Portanto, utilizando-se este conceito, as estimativas de fluxos de lixiviados têm sido aplicadas em países como a Dinamarca, onde Poulsen e Møldrup (2005) aplicaram um modelo baseado no balanço hídrico global (durante um período de 13 anos de geração de lixiviado em um aterro sanitário) (TOZETTO, 2008). No Brasil e na América Latina, com frequência, o volume de lixiviado tem sido determinado com base no método do balanço hídrico (PADILLA, 2007). Mas estes estudos têm se mostrado escassos na Amazônia, principalmente, devido à precariedade de séries de dados hidrometeorológicos de longo prazo (FLORES; CUNHA; CUNHA, 2021b).

Assim, diversos modelos matemáticos têm sido desenvolvidos, visando a previsão da produção de lixiviados com base em parâmetros hidrológicos básicos (FELDHAUS, 2019;

PADILLA, 2007; TOZETTO, 2008). Estas previsões quantitativas de lixiviados têm sido realizadas por meio de balanço de massa, de acordo com os seguintes métodos (BARROS, 2013): suíço, racional e geral. O método suíço estima que uma porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização de base e, conseqüentemente, deve ser drenada. Para aterros sanitários altamente compactados (peso específico $\rho_e > 0,7 \text{ t m}^{-3}$) estima-se a produção de lixiviado entre 15–25% ($K = 0,15\text{--}0,25$) de precipitação média anual correspondente à área do aterro. No método racional, o cálculo da vazão superficial do percolado é realizado com base em três parâmetros: área da bacia de contribuição; intensidade e duração das chuvas e o coeficiente de escoamento. O método geral, balanço hídrico, permite quantificar os líquidos percolados em um aterro considerando o balanço das entradas e saídas de água no maciço de resíduos, em um determinado período (FELDHAUS, 2019)

$$Q = \frac{1}{t} P \cdot A \cdot K \quad (1)$$

Onde, Q = vazão média do chorume ou lixiviado (L s^{-1}); P = precipitação média anual (mm); A = área superficial do terreno (m^2); t = tempo em segundos durante um ano ($31.536.000 \text{ s ano}^{-1}$); K = coeficiente em função do grau de compactação de resíduos (onde aterros fracamente compactados, com peso específico de $0,4\text{--}0,7 \text{ t m}^{-3}$), estima-se a produção de lixiviado entre 25–50% ($K = 0,25\text{--}0,50$) concernente à precipitação média anual e correspondente à área do aterro (método suíço).

$$Q_m = \frac{P_m - ES - EP}{t} A \quad (2)$$

Onde, Q_m = vazão média de chorume gerado ($\text{m}^3 \text{ mês}^{-1}$), P_m = precipitação média anual (mm), EP = evaporação potencial (mm); A = área de contribuição em (m^2); t = tempo em segundos durante um ano ($31.536.000 \text{ s ano}^{-1}$); $ES = (P_m \times C) =$ Escoamento superficial (mm); C = coeficiente de escoamento superficial ("*runoff*", adimensional) (método racional).

$$Per = P - ES - EV - \Delta\theta \quad (3)$$

Onde, Per = percolação ou produção de lixiviado ($\text{m}^3 \text{ mês}^{-1}$); P = precipitação média anual (mm); ES = escoamento superficial; EV = evapotranspiração; $\Delta\theta$ = armazenamento de água (método geral).

Como uma primeira aproximação da estimativa de lixiviados em aterros sanitários contendo RSU, a quantidade de chorume produzida pode ser considerada proporcional ao volume de água de percolação através do aterro RSU (BARROS, 2013). Neste caso, a entrada de vazão é estimada a partir da precipitação, descrita a seguir.

A precipitação é a principal componente do ciclo hidrológico, como entrada no sistema das bacias hidrográficas, e a saída é a descarga com certa qualidade da água superficial e subterrânea (FATTORELLI; FERNANDEZ, 2011). As descargas de lixiviados em aterros sanitários são caracterizadas por variáveis aleatórias e estocásticas assim como a drenagem é um fenômeno determinístico (FINKLER, 2012; JAYANTI, 2020).

Como a precipitação média também é variável, podendo ser alterada por eventos extremos que causam impactos em suas séries históricas (DEMIRDJIAN; ZHOU; HUFFMAN, 2018; LI, *et al.*, 2020), pode exceder a capacidade de transporte das redes de drenagem dentro das bacias (PAGLIARA *et al.*, 1998), especialmente em relação às precipitações médias. Entretanto, o inverso ocorre quando há redução anual extrema de precipitação

(BALISTROCCHI; GROSSI, 2020), produzindo redução significativa do pico das descargas e elevando a taxa de evaporação.

Para se estimar quantitativos de lixiviado produzido em um aterro sanitário, é possível utilizar modelagem da precipitação local, focada em diferentes períodos de retorno ($TR = 25$ anos é o mais utilizado na literatura brasileira), sendo importante prever possíveis eventos extremos e, assim, tomar decisões para prevenir os impactos. Esses impactos podem constituir aumentos na frequência e na gravidade de alagamentos, deslizamentos e descarte de cargas de poluentes não tratados nos corpos hídricos do entorno ou subterrâneos (e.g. REVI *et al.*, 2014; SALERNO *et al.*, 2018; BALISTROCCHI; GROSSI, 2020), pois muitas vezes excedem o volume natural ou projetado do aterro (BARROS, 2013; PAGLIARA *et al.*, 1998). Então, é relevante avaliar os riscos associados com eventos climáticos e hidrológicos característicos de zonas tropicais úmidas, principalmente em países em desenvolvimento ou com baixa cobertura ou capacidade de monitoramento (e.g. LUCENA *et al.*, 2016; ZHOU *et al.*, 2017; LYU *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2020), típicos da Região Norte do Brasil.

Para abordar o tema e as estimativas de produção de lixiviados, os diferentes métodos de interpolação obtidos em modelos espaciais de precipitação consideram as chuvas distribuídas espacialmente numa região designada, onde dados de séries históricas podem ser derivados do registro de diferentes estações pluviométricas (SHI, *et al.*, 2019).

Por isso, é necessária a análise da precipitação e das variáveis climáticas, temperatura mínima ($T_{\min}$) e máxima ($T_{\max}$), umidade relativa (U_r), velocidade do vento (W_v), radiação solar (R_s) e evapotranspiração potencial (ETo) (e.g. KOUTSOYIANNIS, 2003; EL-SADEK *et al.*, 2011; LÓPEZ *et al.*, 2018). Estes fatores, integrados à análise morfométrica da área de estudo, permitem gerar uma vazão média que, por sua vez, permite a estimativa da vazão máxima em períodos chuvosos (e.g. BOYLE *et al.*, 2001; PAIK *et al.*, 2005; JAYANTI, 2020). Este procedimento permite a representação detalhada da variabilidade espacial dos processos de captação (DAL MOLIN *et al.*, 2020).

Na bacia de drenagem há interações entre variáveis de precipitação e características do terreno (aterro sanitário) que convergem entre si para produzir lixiviado como produto final (ALADEJANA; FAGBOHUN, 2019). Portanto, em alguns estudos a velocidade de transporte de solutos aumenta com a descarga do fluxo (BERGSTROM *et al.*, 2016; COVINO; MCGLYNN; MALLARD, 2011; WONDZELL; GOOSEFF; MCGLYNN, 2007).

Com base na descrição anterior, foi elaborado um cenário ambiental de produção de lixiviado, incluindo-se sua estimativa (geração de efluentes líquidos ou lixiviados no ASMM) além das estimativas teóricas hidrológicas dos fluxos de água (precipitação média mensal). Este cenário pode ser replicado em qualquer sistema similar da Amazônia Oriental, onde não se disponham de séries longas temporais.

Na pesquisa se testou as seguintes hipóteses: a) a intensidade de precipitação permite presumir o excedente de lixiviados em períodos chuvosos, produzindo picos nas descargas; b) a previsão de potencial transbordamento de lixiviados permite prever possíveis impactos ambientais e de saúde (uso de água da rede de drenagem do entorno do ASMM).

Assim, esta pesquisa analisou potenciais efeitos da precipitação na geração de lixiviado, em especial os relacionados com eventos de média e máxima precipitações, as quais são proporcionais e dependentes dos tempos de retorno (TR), variando respectivamente em até 100%, quando relativamente comparados com períodos de 2 e 50 anos ($TR=2$ anos, $TR=50$

anos). Os objetivos específicos foram: **a)** gerar a vazão hídrica teórica para um ano médio típico, **b)** estimar a vazão hídrica teórica de período chuvoso, incluindo-se a sub-bacia de drenagem na qual o ASMM está inserido; e **c)** estimar as vazões de lixiviados, representando uma fração da vazão hídrica, com base em modelos empíricos da literatura em climas tropicais (PADILLA, 2007; SOUZA, 2011). Neste caso, considerou-se que os coeficientes de correlação são indicadores potenciais ou de significativas diferenças de mudança de tendência temporal da série histórica da precipitação, as quais influenciam os processos hidrológicos, a geração e o escoamento da fração de lixiviado dentro do ASMM. Um aspecto inédito desta pesquisa é considerar os picos máximos sazonais na produção de chorume como parâmetro hidrológico mais relevante na quantificação de lixiviado estimado (BARROS, 2012).

MATERIAL MÉTODOS

Área de estudo

A bacia do rio Matapi localizada no setor litorâneo-estuarino do estado do Amapá (Brasil), abrange os municípios de Macapá, Santana e Porto Grande (Fig.1A e B). A bacia é afluente do rio Amazonas, no trecho mais baixo. É influenciada por mesomares semidiurnas, que geralmente influenciam a hidrodinâmica e dispersão de poluentes neste sistema de drenagem e dos ambientes florestais da planície em áreas inundadas (CUNHA, *et al.*, 2011). Há pouca influência humana nesta bacia, embora várias atividades antropogênicas sejam evidentes em trechos próximos à foz: urbanização, agropecuários, agricultura, distrito industrial (ABREU, *et al.*, 2020; CUNHA, *et al.*, 2011; CUNHA, *et al.*, 2021; FELIX *et al.*, 2020; NEVES; TAVARES-DIAS, 2019; SILVA; LIMA; TAVARES-DIAS, 2016; SOUZA, *et al.*, 2021) e ASMM em expansão. A área de estudo está contida na bacia do rio Matapi ($0^{\circ}10'19,63''N$; $51^{\circ}8'37,53''W$). A sub-bacia de drenagem (SBD) apresenta uma área de 11,08 km². Geograficamente, na cabeceira desta sub-bacia se localiza o ASMM (Fig.1C), próximo à margem esquerda da rodovia BR-156, distante 13 km do aeroporto Internacional de Macapá e 3,5 km do canal principal do rio Matapi (LEAL, 2012).

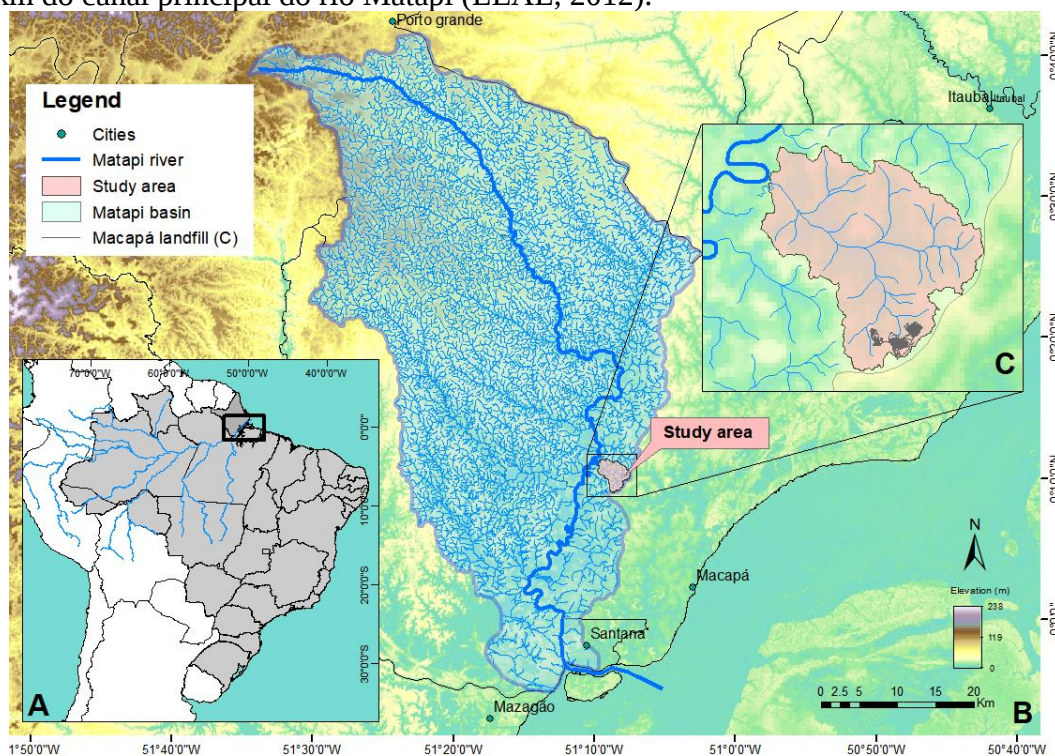


Figura 1. a) localização geográfica na América do Sul e Brasil, b) Bacia do Matapi no Estado do Amapá, sob influência de marés; c) área específica de estudo e sub-bacia de drenagem.

A topografia da região apresenta capacidade de drenagem natural limitada da precipitação, característica de rios muito planos e sinuosos, com uma velocidade de fluxo relativamente baixa (CUNHA *et al.*, 2011; CUNHA; STERNBERG, 2018; FELIX *et al.*, 2020). Em períodos relativamente curtos, apresenta velocidades de até $\approx 1 \text{ m s}^{-1}$, durante 2/5 do ciclo completo de marés (12,9h). Em outros períodos, a velocidade é, aproximadamente, $0,5 \text{ m s}^{-1}$. Por estar próximo à linha do equador, ocorrem duas estações climáticas, a estação chuvosa (Jan-Jul), com precipitação média ($P_m = 2100 \text{ mm}$) e a estação seca (Ago-Dez) ($P_m = 178 \text{ mm}$) (GALARDO *et al.*, 2009; KUHN *et al.*, 2010).

A metodologia de estudo seguiu as etapas representadas no fluxograma (Fig.2).

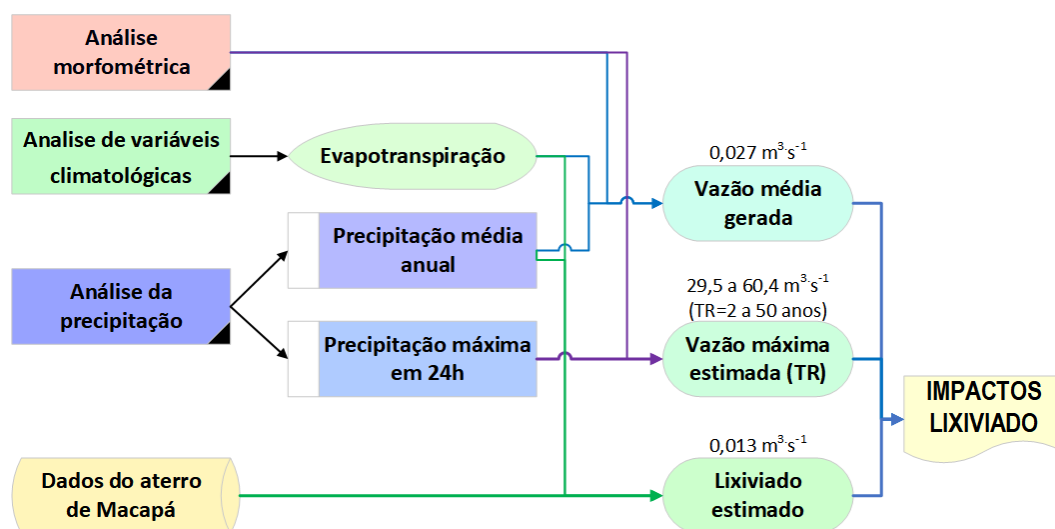


Figura 2. Fluxograma com as etapas principais para a estimativa de lixiviados no ASMM

Análise morfométrica

A SBD, representando o domínio computacional das estimativas dos fluxos, foi desenhada utilizando o Modelo Global de Elevação Digital (GDEM) ASTER 30x30. Sua caracterização morfométrica foi resumida com base em: a) área (A) e perímetro (P), b) parâmetros de forma, coeficiente compactação (Cc), fator de forma (Ff), razão de alongamento (Re), comprimento e índice de drenagem; c) parâmetros de relevo associados às variações topográficas do terreno, inclinação média (J), elevação média (Hm); e d) medidas lineares (Cl, El) densidade de drenagem (Dd) (Tab.1).

Tabela 1. Morphometric parameters to characteristic.

Morphometric parameters	Formula	References
Basin Relief	$R = \max H - \min H$, H (m)	Hadley and Schumm (1961); Strahler (1964)
Compactness coefficient	$Cc = 0.282 * \frac{P}{A}$ where A is area (km ²)	Gravelius (1914); Campos Aranda (1998)
Form factor	$F = \frac{A}{L^2}$ where A is area of the basin (km ²) and Lb is basin length (km)	Horton (1932, 1945)
Elongation ratio	$Re = 1.128 A^{\frac{1}{2}} / Lb$ where Lb is the basin length (km)	Schumm (1956)
Average basin elevation	Hm = Interpolation for each Partial area (a/A) with partial altitude (km ²)	Curve hypsometric
Curve hypsometric	Partial area (a/A) with partial altitude (km)	Kouli <i>et al.</i> (2007)

Average basin slope	$J = 100 \sum L_i E / A$ where L_i = Sum of lengths for each contour (m), E = distance of contours (m)	Ibañez Asensio <i>et al.</i> (2011)
Drainage density	$Dd = \sum L / A$ where L = total length of the stream (km)	Horton (1932)

Análise das variáveis climatológicas

A temperatura média (Tx) e a umidade relativa (Ur) foram calculadas por teste de regressão a partir de séries de dados das estações Fazendinha - Fz (0°3'S, 51°6'36"W, altitude 14,46m), Macapá - Mp (0°2'6" N, 51°5'20" W, altitude 17 m) e Porto Grande - PG (0°41'40"N, 51°24'15"W, altitude 84m) (dados de 1967-2018) (INMET, 2000) (Fig.3B). Wv e Rs foram obtidas do Atlas Mundial de Água e Clima do International Water Management Institute (IWMI), com as coordenadas geográficas 0°10'15"N, 51°8'37"W (centroide ASMM).

Os dados hidrometeorológicos foram analisados utilizando-se o método Penman Monteith modificado pela FAO (ALLEN *et al.*, 2006), para gerar a ETo (Eq.4) com o suporte do software livre CROPWAT v8.0 e informações processadas das variáveis meteorológicas.

$$ET_o = c \left[w * R_n + (1 - w) * \left(f(u) * \left(e_a \left(1 - \frac{U_r \%}{100} \right) \right) \right) \right] \quad (4)$$

Onde, ETo = Evapotranspiração Potencial diária (mm dia⁻¹); c = fator de ajuste de Penman; w = fator de ponderação de Penman; Rn = radiação neta total (mm dia⁻¹); ea = pressão vapor da água a saturação (mbar); Ur = Umidade relativa; $f(u) = (0.25 * (1 + \frac{W_v}{100}))$ = função do vento; Wv = velocidade do vento média medida a 2.0 m do solo (km dia⁻¹).

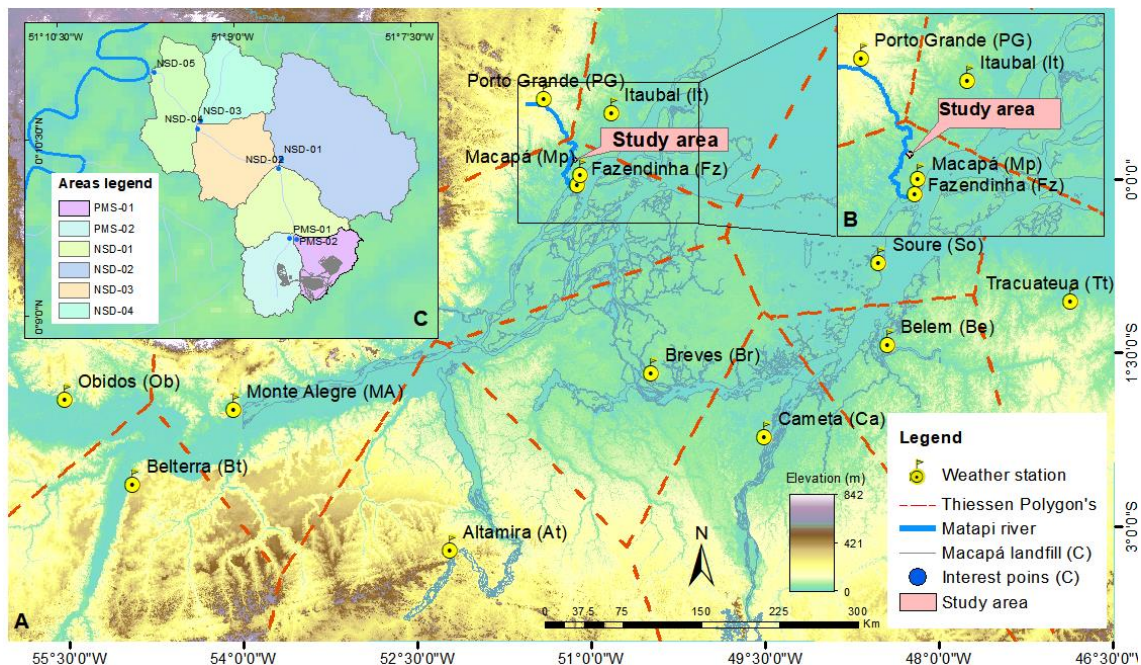


Figura 3. a) Estações hidrometeorológicas utilizadas para determinar eventos extremos de precipitação, b) estações meteorológicas utilizadas para gerar a evapotranspiração potencial, e c) pontos de interesse da presente pesquisa (PMS-01, PMS-02, NSD-01, NSD-02, NSD-03 e NSD-04) para estimar as vazões.

Análises da informação pluviométrica

As estações utilizadas foram: Fz, Mp, PG, registros de 1967-2018 (INMET) e estação do ASMM. Neste tipo de análise, a inconsistência de informações pode gerar erros significativos, quando há ausência de identificação ou eliminação de dados faltantes (TARAZONA, 2005).

O método gráfico foi utilizado para gerar hidrogramas que se constituem visualmente em uma forma simples de apresentar resultados (LIU; WANG; LIU, 2017; MOREIRA *et al.*, 2020; WMO, 2011), a fim de detectar e identificar possíveis mudanças bruscas nas séries históricas e/ou suas tendências. Deste modo, foi possível indicar períodos cujos intervalos são escassos (ANA, 2019; LEMA; PLAZA, 2019) ou confiáveis (SERRANO *et al.*, 2012; SHI, *et al.*, 2019).

Os períodos escassos podem também refletir picos muito elevados, valores muito baixos, ou até mudanças bruscas nas tendências, os quais podem ser confrontados por eventos ou fenômenos naturais que, efetivamente, ocorreram ou originados por erros sistemáticos (CALLATA, 2014). Algumas destas séries, que nem sequer contemplam um único período interdecenal (>8 anos), podem reforçar a hipótese da fragilidade do sistema de previsão na Amazônia, pela baixa densidade de estações de observação, uma das principais dificuldades em prever precipitação na área e suas respectivas consequências no ciclo hidrológico (CUNHA *et al.*, 2014).

Ao determinar as possíveis mudanças bruscas, o teste de t-student avalia se as diferentes médias de precipitação nos períodos selecionados são significativas (p-valor<0.05). O teste F-Fisher avalia se os períodos selecionados apresentam desvios padrão, significativamente, iguais ou diferentes (p-valor<0.05) (Eq. 5). Quando os resultados têm diferenças significativas as séries foram ajustadas por meio da equação 6 (VILLÓN, 2016), para corrigir a informação, de acordo com as seguintes imposições estatísticas:

$$\begin{aligned} |Tc| \leq |Tt| \text{ (95\%)} &\Rightarrow \bar{x}_1 = \bar{x}_2 \text{ (médias são iguais)} \\ |Tc| > |Tt| \text{ (95\%)} &\Rightarrow \bar{x}_1 \neq \bar{x}_2 \text{ (médias diferentes, ou há mudanças)} \\ Fc \leq Ft \text{ (95\%)} &\Rightarrow S_1(x) = S_2(x) \text{ (desvios padrão são estatisticamente iguais)} \\ Fc > Ft \text{ (95\%)} &\Rightarrow S_1(x) \neq S_2(x) \text{ (desvios padrão são estatisticamente diferentes)} \end{aligned} \quad (5)$$

A ausência ou escassez de dados no registro da precipitação estimada pelos modelos foi complementada pela extensão de dados de séries pré-existent. Análise similar foi realizada utilizando-se vários métodos (regressão linear, regressão múltipla, médias de vizinhança, razões médias, correlação com estações vizinhas) (SENAMHI, 2013). O método de regressão linear consiste em estabelecer uma regressão e correlação linear entre uma estação consistente e uma carente de informação (VARELA, 2007).

$$x_{(t)} = \frac{x_t - \bar{x}_1}{S_1} \cdot S_2 + \bar{x}_2 \quad (6)$$

Onde, $x_{(t)}$ é o valor corrigido, x_t é valor a ser corrigido, $\bar{x}_1$ é média dos dados de período duvidoso, S_1 o desvio padrão dos dados do período duvidoso, $\bar{x}_2$ média dos dados de período confiável, e S_2 o desvio padrão dos dados do período confiável.

Para efeito de preenchimento e extensão das estações, estas foram agrupadas de acordo com a proximidade e similaridade de altitude e clima, caso seja confirmada a existência de estações mais representativas e confiáveis. Neste caso, as séries foram avaliadas,

estatisticamente, utilizando-se o t-student e F-Fisher, com ênfase no método de análise denominado de “dupla massa” (SEARCLUY *et al.*, 1960). Neste método a correlação é obtida plotando-se no eixo das abscissas o valor da precipitação anual média acumulada por estação, e nas ordenadas o valor da precipitação anual acumulada. A seleção do modelo mais confiável foi feita com base no menor número de descontinuidades da série, para gerar a precipitação por estação (SENAMHI, 2013; VARELA 2007).

Geração de vazões médias

Para a caracterização da precipitação foram considerados os valores registrados na estação do ASMM, devido à sua proximidade efetiva e representatividade para a aplicação do método de Thiessen. As razões foram a similaridade de altitude, cobertura e relevo. A partir desta estação foi utilizado o modelo hidrológico de Lutz Scholz (1980), definido como determinístico (balanço hídrico) que calcula as vazões mensais para um ano médio. O modelo de Lutz Scholz foi escolhido porque é baseado no balanço hídrico e em parâmetros parciais de tipo determinístico. Além disso, este método permite combinar fatores que produzem e influem as vazões médias geradas (Qg) (SARAZÚ, 2018).

Os principais parâmetros utilizados no modelo são: precipitação (Q_p), evaporação (Q_{ev}), armazenamento (Q_{ar}) e a função de esgotamento natural (Eq. 7). Para o cálculo das Qg utilizamos um modelo matemático estocástico (processo Markoviano) (Eq. 8). Posteriormente, realizou-se as análises estatísticas e correção de dados utilizando a Equação 6.

$$a = 0.00252 * \ln(A) + 0.026 \quad (7)$$

Onde: a é o coeficiente de esgotamento por dia, A é a área da bacia (km^2).

Esta equação permite estimar o esgotamento, considerado como mediano, porque apresenta uma retenção próxima de 80 mm ano^{-1} e apresenta uma vegetação mista (gramas, bosques e terrenos cultivados) (AGUIRRE, 2006).

$$Q_{gt} = b_1 + b_2 Q_{t-1} + b_3 PE_t + Z.E.\sqrt{1-r^2} \quad (8)$$

Onde: Q_{gt} é vazão no mês t , b_1, b_2, b_3 são coeficientes de regressão linear múltipla, Q_{t-1} vazão no mês anterior, PE_t é a precipitação efetiva no mês t , Z é o número aleatório normalmente distribuído (0,1) no mês t , E é o erro padrão da regressão múltipla, e r é o coeficiente de correlação múltipla.

Além de gerar a Qg da área de estudo, foram também geradas as Qg adicionais por ponto de interesse (PMS-01, PMS-02, NSD-01, NSD-02, NSD-03, NSD-04, NSD-05) (Fig.3C), as quais apresentam uma ramificação de 3a. ordem.

Estimativa de vazões máximas

Foi realizado um processo de correção da informação, multiplicando-se o valor de precipitação histórica máxima em 24 horas (Pmx24h) de cada estação identificada pelo $F_c=1.13$ (fator de correção de leitura, recomendado pela WMO).

Os registros de Pmx24h foram analisados com uso do software livre Hydrognomon v.4.01 que permite determinar até 24 distribuições por estação. Neste processo, avaliou-se o ajuste ($D_{\text{máx}}$) do teste de Kolmogorov-Smirnov para cada distribuição (Normal, Log-Normal, Exponencial, Gamma, Pearson III, Log-Pearson III, Gumbel Máx, EV2-Max, Gumbel Min,

Weibull, GEV Max, GEV Min, Pareto, Normal L-Moments, Exponential L-Moments, EV1-Max L-Moments, EV2-Max L-Moments, EV1-Min L-Moments, EV3-Min L-Moments, GEV Max L-Moments, GEV Min L-Moments, Pareto L-Moments L-Moments).

O objetivo é escolher a melhor distribuição com a menor significância ($D_{m\acute{a}x}$) com $p < 0.05$ (GÜÇLÜ; ŞİŞMAN; YELEĞEN, 2018; KOZANIS *et al.*, 2010) e calcular a Pmx24h, nos períodos de retorno (TR) curtos de: 2, 5, 10, 25, 50 (MARAZUELA *et al.*, 2019). Os TR foram gerados com o software Hydrognomon. Os valores calculados foram interpolados pelo método Kriging (GHOSH; PAL; SANTRA, 2020), com ajuda de ArcGIS, originando as isoietas.

As isoietas produzidas são curvas que unem pontos de igual precipitação (HERRMANN, H., BUCKSCH, 2014; SEARCLUY *et al.*, 1960). Foi utilizado um método indireto, que consiste em estimar a Pmx24h provável na área do evento de precipitação máxima provável na bacia (WMO, 2011). As isoietas foram geradas por TR de Pmx24h (2, 5, 10, 25 e 50 anos), considerando todas as estações (MARAZUELA *et al.*, 2019).

A Pmx24h é estimada conforme a Equação 9 para cada TR. Assim, a Pmx24h foi obtida a partir da relação da média ponderada da área entre curvas isoietas e o valor das isoietas (CHOW; MAIDMENT; MAYS, 1994). Para estimar as vazões máximas ($Q_{m\acute{a}x}$) utilizou-se o método racional (Eq. 10) (COLORADO DEPARTMENT OF TRANSPORTATION, 2019; VILLÓN, 2016).

$$P = \frac{P_1 * A_1 + P_2 * A_2 + \dots + P_n * A_n}{A_{total}} \quad P = \sum \frac{A_i \times P_i}{A_{total}} \quad (9)$$

Onde: P é a Pmx24h do componente (mm), A_i é a área entre cada curva isoietas (km^2), A_{total} é área total da bacia (km^2) e P_i é a precipitação média entre as isoietas (mm)

$$Q_{gm\acute{a}x} = \frac{CIA}{3.6} \quad (10)$$

Onde $Q_{gm\acute{a}x}$ é a vazão máxima estimada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), C é o coeficiente de escoamento e depende da cobertura vegetal (AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS, 2008; WMO, 2011), da inclinação e do tipo de solo (adimensional), I é a intensidade máxima da chuva, para uma duração igual ao tempo de concentração, e período de retorno dado (mm h^{-1}) (MTC, 2011; WMO, 2011). A é a área da bacia (km^2).

Estimativa de fluxos de lixiviados

A previsão de possíveis impactos que possam originar o escoamento do lixiviado no aterro controlado projetado ocorreu de dois modos. Para estimar a produção de lixiviados foram aplicados o método suíço e o método racional, fundamentado nos parâmetros hidrológicos básicos analisados (P_m e evaporação potencial, dados resultantes da aplicação do modelo matemático de Lutz Scholz). Após essa etapa, foram somadas as estimativas dos aterros para cada método a fim de determinar a vazão do lixiviado, que representaria o quantitativo das três Lagoas de Acumulação (LA do ASMM). Os drenos dos aterros são direcionados à estas LAs.

As previsões serviram para analisar comparativamente as vazões medias calculadas nas diferentes áreas de interesse (PMS-01, PMS-02, NSD-01, NSD-02, NSD-03, NSD-04, NSD-05) (Fig.3C) e as máximas de períodos chuvosos projetadas nos diferentes TR.

RESULTADOS

Análises morfométricas

A SBD é pequena e classificada como Classe III (Oval-oblonga a retangular-oblonga) a partir do cálculo de $C_c=1.60$ (VIRAMONTES OLIVAS *et al.*, 2018). A SBD é ligeiramente longa ($F_f=0.32$) (DELGADILLO; MORENO, 2012). Apresenta um relevo baixo ($Re=0.83$). A elevação média (H_m) da bacia foi de 11.63 m e a curva isométrica (Fig.4) são estimadas em relação aos processos de depósito e erosão (ASFAW; WORKINEH, 2019; HURTREZ; SOL; LUCAZEAU, 1999). Neste caso, $C_l=5.92$ km, define como a maior extensão medida ao longo de uma linha reta entre a saída e o divisor de água. A extensão longitudinal do canal principal ($E_l=4.54$ km) foi definida como a maior distância efetiva percorrida, naturalmente, pelo fluxo da água na bacia (Tab.S1). A $D_d=0.53$ da SBD (Tab.S1) foi classificada como densidade baixa (DELGADILLO; MORENO, 2012) e indica estratos altamente resistentes, vegetação densa e baixo relevo. Altos valores de D_d indicariam rochas fracas ou impermeáveis sob vegetação esparsa e relevo montanhoso (ALADEJANA; FAGBOHUN, 2019; STRAHLER, 1964).

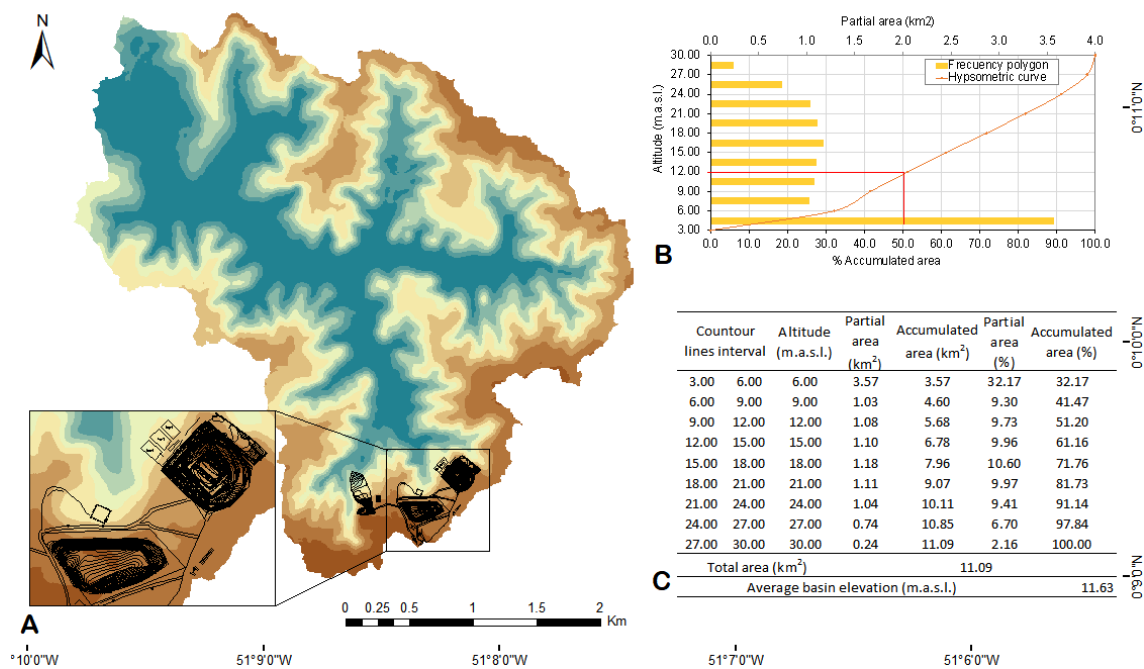


Figura 4. a) Curvas hipsométricas da SBD, em destaque ASMM; b) Frequência das altitudes em relação às áreas; c) Valores de nível da curva hipsométrica - cálculo da elevação média.

Variáveis climáticas

A temperatura média mensal (T_{xm}) varia de 26.1 a 28.9°C e variação anual de 27.5°C. A U_r varia em torno de 70 a 86 %, com valores mais elevados entre janeiro e maio e média anual de 79%. A W_v varia entre 1,4 a 2,7m s⁻¹, com média anual próxima de 1,9 m s⁻¹. Os meses (agosto a dezembro) com maior T_{xm} apresentaram elevados W_v e E_{To} . A E_{To} média foi de 1493,76 mm mês⁻¹ (Tab.S2 e Fig.S1). E_{To} representa nestes casos $\approx 65\%$ do total precipitado.

Informação pluviométrica

Os hidrogramas indicados na figura S2 apresentam as informações pluviométricas totais mensais da Estação Fz (1968–2018), Mp (2014–018), ASMM - ATS (2010 – 2018) e PG

(2008–2015). Os períodos foram analisados por meio dos testes estatísticos (T-student e F-Fisher), por comparação do período confiável com os escassos e identificação de quais períodos extrapolam o intervalo de confiança (95%) ou quando ocorrem potenciais mudanças significativas de tendências. Observam-se mudanças significativas nos períodos 1983, 1984-1986 (Fz); 2013, 2015 (Mp); 2010-2011 (ATS); e 2014-2018 (PG). Nestes casos, implicaria uma inconsistência de dados que precisaram de correção na informação (Tab.S3).

A estação Fz tem a maior série temporal de dados de precipitação do Estado do Amapá (50 anos) (MOREIRA *et al.*, 2020) e foi utilizada como referência para as demais estações, preenchendo-se a sequência não informada nas estações no mesmo período, desde que elas não apresentem variações significativas (Tab.S4). Além disso, apresenta a menor distorção e a melhor parametrização de regressão. Em relação às demais estações, segundo o gráfico de dupla massa (USGS, 1960), mostra a confiabilidade das séries, porque a relação entre os valores anuais médios e acumulados anuais de precipitação apresentam coeficientes de correlação próximos de 1,00 em cada estação (Fig.5).

A Fz foi a mais confiável para caracterizar a precipitação da área de estudo, $R^2=0.999$ e sem significância na variação da série histórica (consistência e continuidade por 50 anos). Este fato permite que a série histórica de precipitação possa ser utilizada como referência regional para outras estações admissíveis para este propósito. Esta vantagem tornou-se mais clara ao se estimar a ETo ou como referência na estimativa de P_m ou uso de modelos hidrológicos em diferentes áreas próximas em estudos futuros.

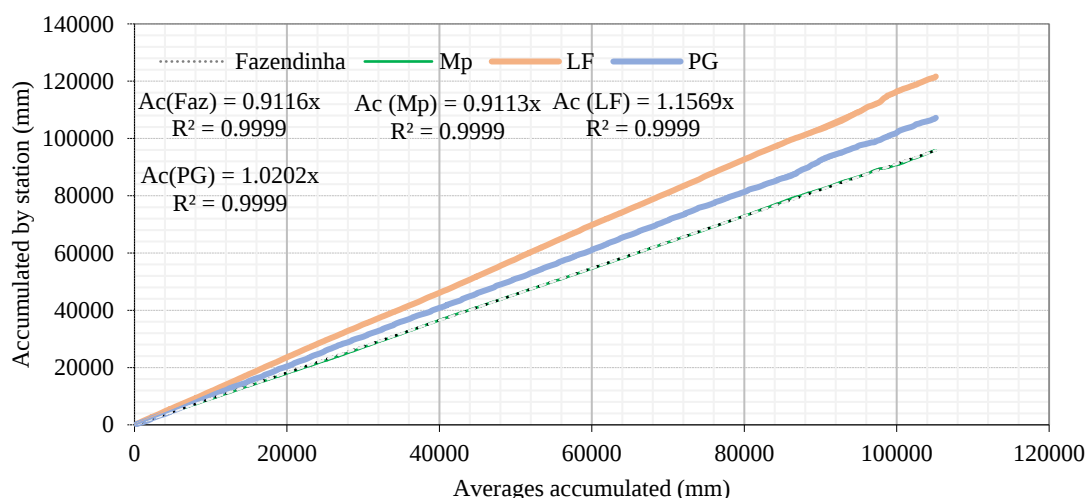


Figura 5. Curva de dupla-massa da precipitação completa e extensiva (mm)

Uma vez aplicado o método de regressão e correlação para extrapolação dos dados históricos de precipitação, foram obtidas consistências nos registros para as quatro estações nas análises e tratamento da informação pluviométrica (VARELA, 2007) (Tab.S5). O resultado mais relevante foi a maior diferença entre a variabilidade da Fz e Mp. A menor diferença ocorreu entre a Fz e ATS (Fig.6).

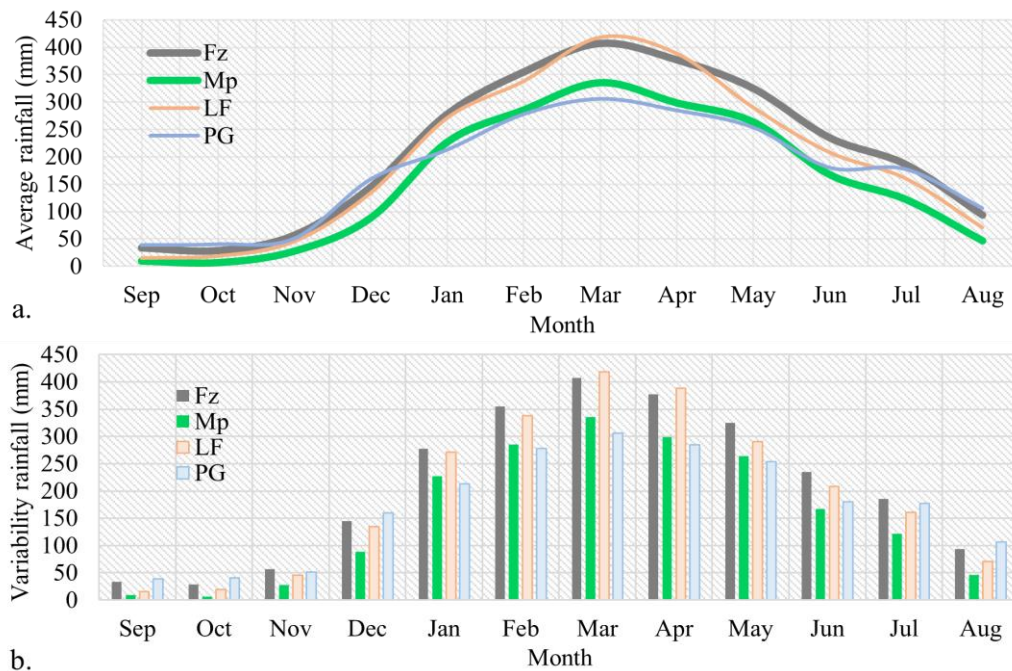


Figura 6. a) Precipitação média mensal e b) Variabilidade da precipitação completa e extensiva (mm) das estações consideradas. Período 1958 – 2018.

Os diagramas box-plot da P_m mostram o mesmo regime monomodal (Fig.7). O período chuvoso se inicia em dezembro, incrementando P_m , lentamente, até atingir valores máximos entre março e abril. A partir destes últimos P_m declina até alcançar os níveis mínimos entre setembro e novembro. Para caracterização da P_m foram considerados valores próximos ou na própria estação ATS. Estações próximas garantem a representatividade pelo método de Thiessen, por similaridade na altitude, cobertura vegetal e relevo (BELITZ *et al.*, 2019; GHOSH; PAL; SANTRA, 2020; SOO *et al.*, 2019; THIESSEN A. H., 1911).

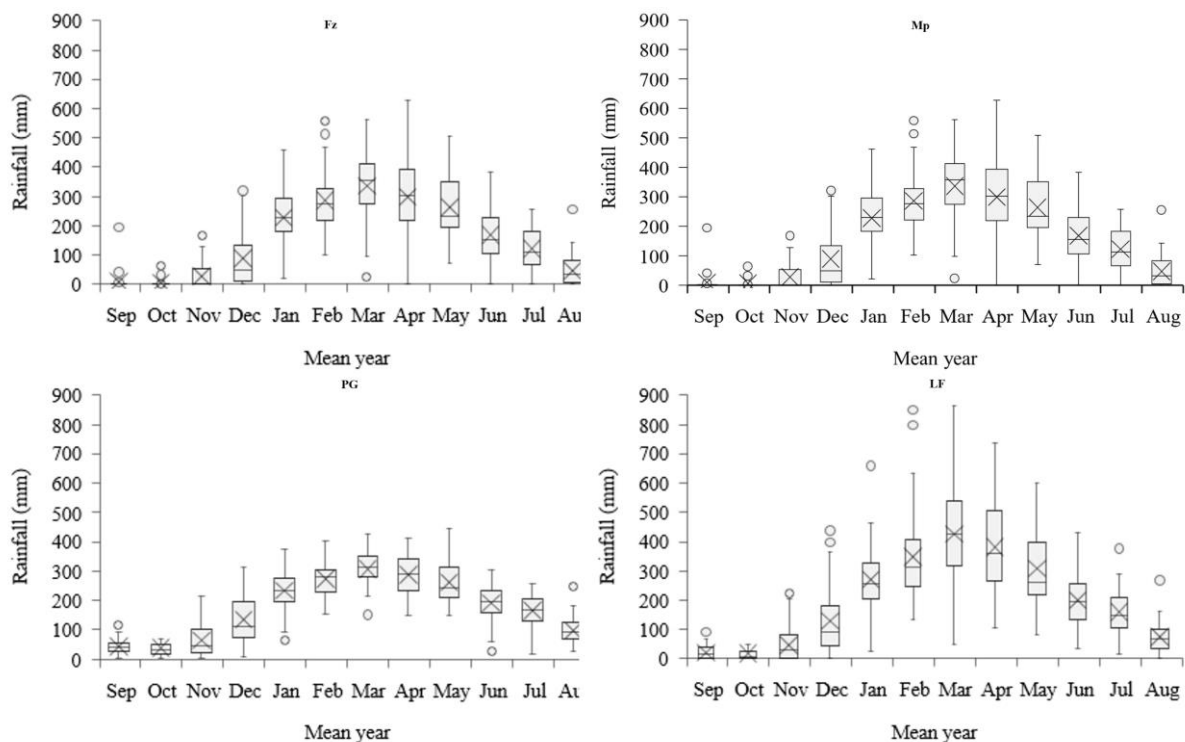


Figura 7. Hidrogramas em boxplot das precipitações total mensais (mm) por estação

Vazões médias superficiais geradas

Com a Q_g foi observado uma variação significativa entre as médias mensais para um ano médio ($p < 0,05$) (Tab.S6). Os valores de $0,071$ e $0,723 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, respectivamente, representam a vazão de escoamento em outubro (mínima) e abril (máxima). Do mesmo modo ocorreu para os pontos de interesse, PMS-01, PMS-02, NSD-01, NSD-02, NSD-03, NSD-04, NSD-05 (Tab.S6). Estes pontos permitem estimar uma representação detalhada da variabilidade espacial (DAL MOLIN *et al.*, 2020) na área de estudo. A estimativa das Q_g permite calcular as concentrações (carga) dos elementos químicos que interagem no meio, originado de diferentes fontes (solo, vegetação, atividade industrial, como ocorre no aterro sanitário) (BARROS, R.M., 2013).

Vazões máximas estimadas

A tabela S7 apresenta os melhores modelos de distribuição e os dados de ajuste ($D_{\text{máx}}$) por estação (Fig.3A). Estes modelos permitiram o cálculo da $P_{\text{mx}24\text{h}}$, condicionados por TR (2, 5, 10, 25 e 50 anos). As curvas isoietas produzidas (Fig.8) para cada TR foram os produtos finais simulados da distribuição preditiva posterior (VILLALTA; BRAVO; SAJO-CASTELLI, 2020).

A Figura 8 representa isoietas comparativas da precipitação projetada pelo método Kriging em diferentes TR. Os resultados simulados da ocorrência das chuvas com valores mais próximos seguem a direção nordeste-sudoeste (TR=2 anos), contrastando com os demais períodos de noroeste a sudeste. Há variações de precipitação do mapa de $94,2 \text{ mm}$ (TR=2 anos) a $192,8 \text{ mm}$ (TR=50 anos) (Tab.S8). A variação da direção das isoietas ocorre devido a mudança de direção do vento e aumento da precipitação (distribuição Pearson III, Tab.S8, estação Mp).

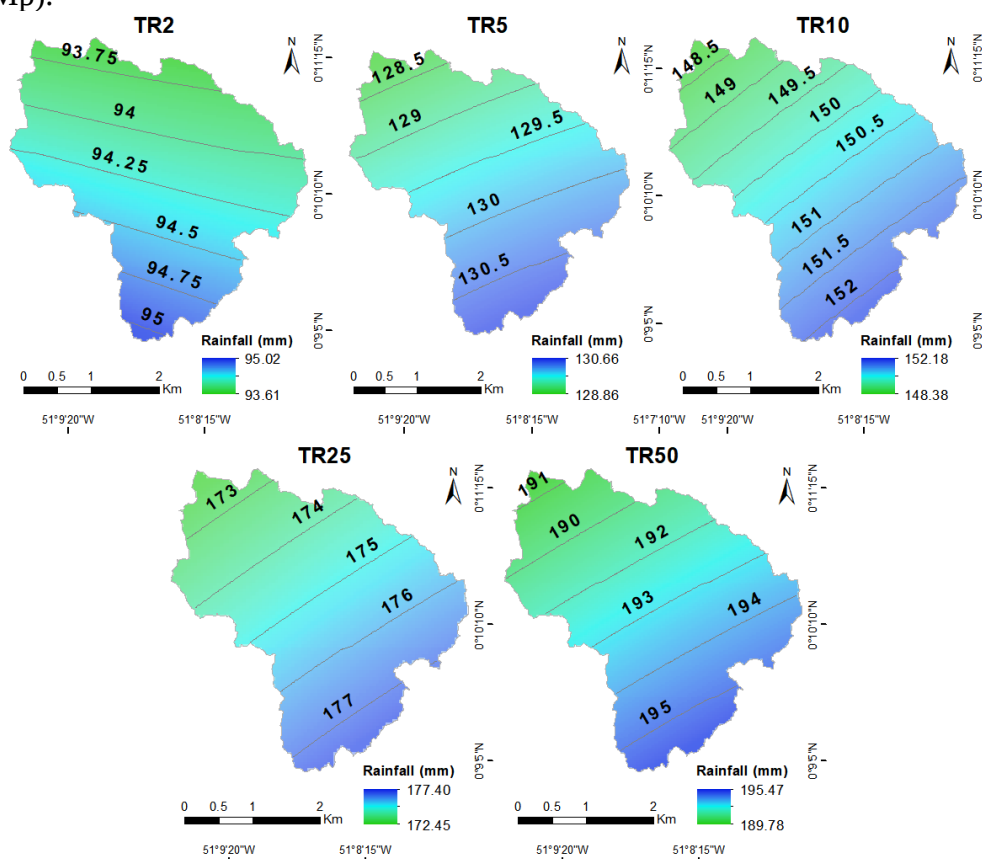


Figura 8. Comparação da distribuição da chuva máxima estimada em diferentes TR.

As $Q_{g\text{máx}}$ tiveram como coeficiente de escoamento o valor de 0.30 e coeficiente de retardo de 0.60, considerados compatíveis com bacias com matas decíduas (CHIN, 2013; LMNO ENGENHARIA, PESQUISA E SOFTWARE, 2014) e folhagem caducifolia (COLORADO DEPARTMENT OF TRANSPORTATION, 2019). A precipitação total em uma hora (P_d), aumenta de 46,8 a 95,9 mm, ocasionando um aumento no $Q_{g\text{máx}}$ de 29,5 a 60,4 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, para os diferentes TR (Tab.S8).

Vazão de lixiviados

Com a geração da vazão do lixiviado a partir do método suíço e método racional, foi observado uma variação significativa entre as médias mensais geradas para um ano médio típico ($p < 0,05$). Assim, os valores segundo o método suíço (0.0003 e 0.0040 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) e método racional (-0,0055 e 0,0072 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) representam bem a vazão do lixiviado gerado, principalmente, nos meses com extremos de precipitação, em março (máximo) e outubro (mínimo), indicando os menores valores nos meses de agosto a dezembro. Por outro lado, os valores se concentraram abaixo da vazão gerada para a área de interesse (PMS-01), destacado em cinza (Fig.9 e Tab.S9).

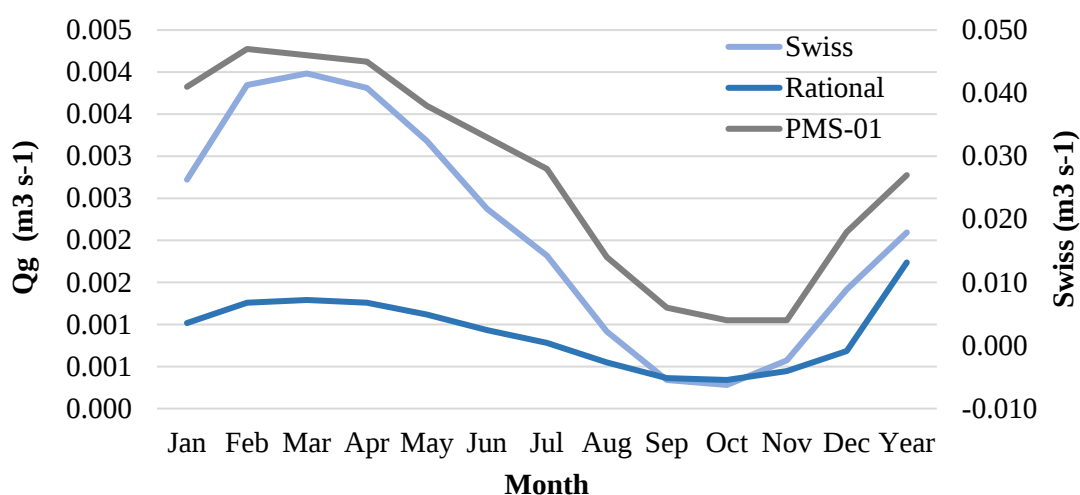


Figura 9. Comparação da vazão gerada com os de lixiviado em um ano médio.

DISCUSSÃO

A investigação de parâmetros morfométricos foi útil para identificar cenários de vazões com o auxílio das ferramentas de SIG. Os fluxos estimados de lixiviados representam uma região com relativa escassez de dados pluviométricos após a síntese analítica. A descrição detalhada permitiu identificar uma baixa densidade de drenagem (0.53 km^{-2}) com um relevo de topografia média, permitindo determinar a correlação da latitude (6%) com susceptibilidade a deslizamentos. Assim, o estudo fornece informações úteis das características hidrológicas para futuras pesquisas que necessitem destas características. Para estudos mais robustos, os parâmetros descritos anteriormente teriam de ser combinados com variáveis geológicas e químicas, ainda escassas na região.

Silva (2018) mostrou que a sub-região leste da Amazônia, que inclui o Amapá, tem apresentado mudanças significativas de temperatura. Macapá apresenta temperaturas elevadas durante todo o ano, variando entre 26 e 38 °C. A temperatura média anual (T_{xmy}) de Macapá não possui amplitude térmica significativa (NEVES *et al.*, 2011; MOREIRA *et al.* 2020), oscilando em torno de 27 °C (TAVARES, 2014), confirmando que neste estudo a T_{xmy} é de 27.5°C na SBD, localizada próximo à zona urbana de Macapá (Tab.S2).

Os meses que apresentaram maior T_{xm} foram agosto a dezembro. Deste modo é possível considerar como o fim da estação seca, pois se acentuam as maiores diferenças entre temperatura e umidade relativa do ar, em comparação à estação chuvosa ou úmida (Fig.4). Em Macapá esta variação foi de 83% (INMET, 2000; Tavares, 2014), e na pesquisa foi calculado 79%. Essa diminuição pode ser causada pela influência da vegetação na SBD (MOREIRA *et al.*, 2020) e em Macapá, pela intensidade dos ventos, variando durante o ano (Cunha *et al.*, 2021). A cidade também é ventilada pela brisa fluvial, com vento fraco a moderado de 0 a 2,5 m s⁻¹. Para a SBD a W_v varia entre 1.4 e 2.7 m s⁻¹. Nos meses mais quentes há uma tendência de aumento da velocidade (Fig.4) devido o maior contraste de temperatura e pressão entre a área continental e a coberta pelo rio Amazonas (CUNHA *et al.*, 2021; KUHN *et al.*, 2010).

Os valores da Tabela S2 e Figura S1 mostram que a influência de cada parâmetro na ETo mensal e anual é próxima da tendência linear, variando de 91,6 a 170,2 mm mês⁻¹. Além disso, a T_x , W_v , insolação e R_s influem na ETo sendo maior durante os meses secos, e menor nos chuvosos onde a influência única é da U_r (MOREIRA *et al.*, 2020; CUNHA; STERNBERG, 2018). Este comportamento, comparado com o estudo de Mamassis *et al.* (2014), mostra que a maior influência dos meses chuvosos é por conta dos parâmetros U_r e W_v . Isso pode ocorrer devido à variação de latitudes e topografia da área. Assim como outros estudos (e.g. PANAGOULIA, 1991, 1992a, 1992b; AMBAS; BALTAS, 2012; BORGES; FRANÇA, 2020), que analisaram a sensibilidade dos parâmetros meteorológicos na ETo.

Na presente análise, não houve influência no regime monomodal em relação as saídas oriundas das estações, sendo que a maior variabilidade ocorre no período chuvoso de janeiro-junho (Fig.8). Este período chuvoso se inicia em dezembro, incrementando-se lentamente até atingir as máximas precipitações durante os meses de março-abril (COSTA *et al.* 2013). Lucas *et al.* (2010) mencionam que na Amazônia Oriental há dois períodos climáticos característicos, em um ano climático típico, onde a precipitação do período chuvoso inicia em dezembro e se estende até maio. A estiagem ocorre entre setembro-novembro e os demais meses são considerados como de transição (OLIVEIRA; CUNHA, 2014).

Todavia, como a resposta hidrometeorológica foi obtida em uma escala reduzida (nível de SBD do Rio Matapi), a elevação da temperatura (0,5 a 1,9 °C no verão e 0,3 a 1,2 °C no inverno), ao longo do período avaliado, parece divergir das previsões do PBMC (2012) para toda a Amazônia (1 a 5 °C, no verão e 1,5 a 6 °C, no inverno), ao longo deste século (CUNHA *et al.*, 2014). Os máximos de precipitação encontrados foram acima de 400 mm no verão e acima de 600 mm no inverno. Oliveira e Cunha (2014) encontraram para o estado do Amapá, ao longo da faixa litorânea, valores acima de 1000 mm no verão. Nesse período há influência da ZCIT (Zona de Convergência Intertropical), cuja posição central da banda de nebulosidade tropical posiciona-se em latitudes equatoriais nestes meses. Portanto, a precipitação apresentou mudanças na tendência comparado com o estudo de Moreira *et al.* (2020) que não apresentaram significância estatística. A análise foi resultante do total de dados e na presente pesquisa foi utilizado por períodos.

A Q_g obtidas por meio do modelo de Lutz Scholz (Tab.S6) foi realizada porque a SBD é de fácil acesso e tamanho reduzido. O coeficiente de correlação do modelo obtido foi 99%, sendo comparativamente igual ou superior a de outros estudos similares, onde se obteve valores de até 98% (TARAZONA, 2015), 92% (GAMARRA, 2018), 96% (PINEDA, 2015), 99% (TITO, 2018). Mas o modelo Lutz Scholz apresentou algumas limitações, como no uso único para o cálculo de vazões mensais. Assim, há muitas lacunas e desafios a respeito da aplicação deste modelo na atualidade. Isto é, não foram encontrados estudos específicos em florestas tropicais da América do Sul. Assim, sua aplicação foi utilizada em regiões de serra e costa até

o momento (TARAZONA, 2005; PINEDA, 2015; GAMARRA, 2018; TITO, 2018). Assim, pode-se dizer que esta pesquisa é o primeiro estudo aplicado na Amazônia.

Além disso, o estudo mostrou que a intensidade de chuva permite presumir que parte da variabilidade da precipitação poderia afetar significativamente o fluxo no aterro sanitário durante os picos de fluxos máximos locais. Porque os valores mais elevados de P_{mx24h} nos diferentes TR tendem a ocorrer justamente próximos ao ASMM (Fig.8). Em caso da ocorrência de um evento extremo de precipitação, haveria consequentemente maior probabilidade ou proporcionalidade de elevação das vazões, variando de $29,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (TR = 2 anos) até $60.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (TR = 50 anos). Isso poderia impactar significativamente a área de estudo, pois as velocidades de transporte de compostos químicos (lixiviados ou chorume) aumentariam proporcionalmente com a descarga do fluxo (BERGSTROM *et al.*, 2016) e podem produzir picos capazes de exceder facilmente a capacidade de transporte nas redes de drenagem planejadas e projetadas para qualquer aterro sanitário (BARROS, R.M., 2013; PAGLIARA *et al.*, 1998).

As $Q_{g\text{máx}}$ elevadas podem de fato ser causadas por eventos extremos na precipitação ($>209.97 \text{ mm}$, TR ≥ 100 anos) (DEMIRDJIAN; ZHOU; HUFFMAN, 2018; LI, YING *et al.*, 2020). Por isso é importante considerar as simulações apresentadas na Figura 8 e as vazões máximas derivadas (Tab.S8). Estas vazões máximas, frequentemente, estão ligadas com impactos ambientais e de saúde pública (deslizamentos, inundações, enfermidades patológicas e outros), afetando o entorno e os habitantes da área. Por isso, é importante monitorar os parâmetros físico-químicos e suas concentrações de descargas das principais atividades do aterro sanitário que interagem com a água. Atualmente, estas informações não estão disponíveis (NAVEEN; MALIK, 2019; SHARMA; GANGULY; KUMAR GUPTA, 2020) e o presente estudo representa uma base de análise para estudos mais profundos acerca de balanços químicos, para subsidiar e monitorar as condições naturais do entorno em condições de encerramento (FERRONATO; TORRETTA, 2019; VAVERKOVÁ, 2019).

O aumento da P_d fornece em sequência um aumento na vazão após a abordagem da intensidade-duração-frequência da chuva (IDF). Com o aumento de P_d , o aumento da vazão é controlado pela obtenção da duração crítica da precipitação. Portanto, a $Q_{g\text{máx}}$ pode diminuir com a intensidade da chuva. (BAIAMONTE; SINGH, 2017). A vantagem é que as $Q_{g\text{máx}}$ também são extremamente úteis para estimar potenciais inundações na área de estudo ou fundamentar outros problemas motivados por fatores climáticos similares (SOUSA; CUNHA; CUNHA, 2021).

Nas águas pluviais do sul do Amapá foram encontradas parâmetros bioquímicos que apresentaram menores valores de concentração no período de estiagem e maiores no período chuvoso (OLIVEIRA; CUNHA, 2014). Portanto, na ocorrência de eventos extremos de precipitação na parte sul da área de estudo, riscos epidemiológicos seriam maiores devido ao maior número de alagamentos na bacia ou se existir um transbordamento das lagoas de acumulação (SOUSA; CUNHA; CUNHA, 2021). E, durante períodos relativamente curtos, poderiam ocorrer aumento da velocidade da água, atingindo aproximadamente 1 m s^{-1} , que eventualmente poderiam ainda coincidir com os picos máximos de marés de sizígia durante $\approx 2/5$ do seu ciclo semidiurno completo ($\approx 12,9\text{h}$) (CUNHA *et al.*, 2011).

Não há um entendimento consensual na literatura sobre quais são os impactos quantitativos dos principais fatores climáticos e antropogênicos sobre os padrões de fluxo de lixiviado sazonal em Aterros Sanitários (CHAI *et al.*, 2020), embora já ocorram impactos locais associados a eventos hidroclimáticos extremos de curto prazo que podem ser considerados como indicadores de avaliação da qualidade ambiental sobre o padrão hidrodinâmico do rio

Matapi, como desequilíbrios nas comunidades biológicas e alterações na qualidade da água (FÉLIX *et al.*, 2021). Assim, os mesmos lixiviados produzidos no ASMM podem efetivamente atingir volumes consideráveis (cargas) sobre os corpos de água, devido às interações destes lixiviados com o solo da bacia que afeta significativamente a hidroquímica do meio aquático (JAFFÉ *et al.*, 2008; PISANI *et al.*, 2020). Se ocorrer picos de descargas do lixiviado, há uma probabilidade de ocorrer também o transbordamento das células do ASMM, podendo impactar severamente a SBD do rio Matapi e, conseqüentemente, a fauna, flora e principalmente os habitantes que vivem na área do entorno de drenagem (CUNHA *et al.*, 2021).

A vazão do lixiviado estimada para o aterro sanitário, seguindo o método suíço e racional, indica alto poder poluidor (ALÉM SOBRINHO; POVINELLI; GOMES, 2009) que pode afetar às águas subterrâneas e superficiais devido ao transporte de poluentes bacterianos e químicos (BOTKIN; KELLER, 2011; PISANI *et al.*, 2020), mesmo considerando que os referidos métodos não consideram a presença de vegetação nas células.

Foi observado que o lixiviado estimado na LA ficou abaixo da vazão gerada para área de interesse (PMS-01, área onde se localiza o ASMM). Neste caso, representaram $\approx 7,76\%$ (método Suíço) e $48,74\%$ (método racional) na média para um ano e meio, com relação à vazão de PMS-01. Caso ocorram eventos extremos, não se pode descartar a probabilidade de ocorrer um transbordamento de lixiviados no ASMM. Esta probabilidade representa risco hidrológico-sanitário considerável, uma vez que atualmente não existem mecanismos de proteção para esses casos, embora o ASMM disponha de um sistema de recirculação do lixiviado, há diversas lacunas de conhecimento a respeito de eventuais vazamentos. Isto é, tais eventos podem estar ocorrendo nas células aterradas. Então, recomenda-se em futuras pesquisas considerar o efetivo monitoramento físico-químico e microbiológico das águas superficiais, subterrâneas e do solo.

É importante ainda assinalar que o método racional permitiu estimar uma única “reversão” do fluxo para os meses de agosto a dezembro. Nesses meses a evaporação e temperaturas são maiores, com menos precipitação. Vale ressaltar que a vegetação no ASMM talvez seja um fator que altere a produção de lixiviados. Por exemplo, algumas espécies vegetais, em combinação com a profundidade das raízes, podem representar um efeito de contenção de água precipitada considerável sobre a geração de lixiviado. O plantio de árvores tende a diminuir a taxa média de geração anual de lixiviado em até $\approx 15\%$ (TOZETTO, 2008).

Caso ocorram mudanças recentes, como as que ocorreram na configuração das células e da sua cobertura, e se estas forem ignoradas, pode haver erros de até $\approx 100\%$ nas taxas previstas em projeto de geração anual de lixiviado, em relação aos valores medidos observados em campo. Por isso é importante a realização de novos estudos para propor modelos que incluam a influência da vegetação na produção de lixiviados.

CONCLUSÃO

Utilizando-se o modelo hidrológico de Lutz Scholz foi obtida uma vazão média de $0.452 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ na SBD, com um valor mínimo médio de $0.071 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (outubro) e um valor máximo médio de $0.723 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (fevereiro), onde o coeficiente de correlação foi de $R = 99\%$, sem diferenças significativas na mudança de tendência. Dependendo do local e de suas áreas correspondentes para obtenção da descarga final, as localidades mais representativas de geração de vazão foram o PMS-02 e PMS-01, com vazões de $0.0374 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $0.0371 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ por km^2 , respectivamente.

Com base nas estimativas, a principal área de vazão que contribui com descarga para o rio Matapi encontra-se próxima ao ASMM, mostrando ser este local de risco muito relevante

em relação aos eventos hidrossanitários. Portanto, é imperioso alertar que a desconconsideração dos balanços de lixiviados e fluxos, durante a implantação do projeto de ATS, podem ser questionados. Por exemplo, para estimar cargas e ou parâmetros legais da qualidade da água superficial, ou estimar vazões geradas como estimativas de fluxos de cargas de nutrientes ou DBO concernentes às principais atividades sazonais no aterro sanitário.

Nosso estudo mostrou também que a intensidade da chuva permite presumir que parte da sua variabilidade afeta significativamente o fluxo hídrico e de lixiviados dentro das células do aterro sanitário, principalmente durante eventos de picos (fluxos máximos). Assim, no caso de um evento extremo de precipitação, ocorrerá conseqüentemente uma proporcional elevação das vazões, variando de $29,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (TR=2 anos) a $60,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (TR=50 anos). Neste caso, os modelos foram de grande utilidade por permitir gerar as vazões típicas e máximas esperadas, proporcionando uma percepção da dinâmica do sistema de drenagem na área relevante da bacia do rio Matapi (SBD~ASMM). Além, o lixiviado estimado do ASMM foi menor (48.15%) em relação à vazão gerada para um ano médio na área de PMS-01.

Os modelos utilizados no presente estudo podem ser integrados com estudos geoquímicos e geológicos objetivando avaliar potenciais impactos dos aterros sanitários no entorno. Nestes termos, a gestão inadequada resultaria em potenciais ameaças de vazamento de lixiviados sobre o entorno. Um estudo técnico de sustentabilidade do aterro sanitário permitiria avaliar a influência da precipitação, até mesmo na deterioração da infraestrutura do aterro e sua vida útil, sobre os quais não foram encontradas pesquisas.

AGRADECIMIENTOS

Os autores agradecem à CAPES por apoiar o Processo nº 88882.441452/2019-01 – UNIFAP. Agradecemos aos programas de pós-graduação do PPGCA, ao Laboratório de Modelagem de Química, Saneamento e Sistemas Ambientais (LQMSA), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, # bolsa: 309684/2018-8) e ao Laboratório de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto LGEOSEN da UNIFAP. Agradecemos também à equipe de pesquisa pela assistência no campo e no laboratório (Paulo Gibson) no LQMSA/UNIFAP, e coordenador (Eduardo Queiroz) do Laboratório de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto LGEOSEN/UNIFAP pela disponibilidade do banco de dados para geração de mapas. Obrigado a Antônio Nascimento, da Secretaria de Estado do Meio Ambiente (LabGeo/SEMA), por disponibilizar os documentos do aterro sanitário de Macapá.

REFERENCIAS

- ABREU, C.H.M.; CUNHA, A. C. Variações espaço-sazonais da qualidade da água e da hidrodinâmica em ecossistemas aquáticos sob impactos ambientais no baixo rio Jari-AP. **Fundação Universidade Federal do Amapá, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical**, , p. 97, 30 Jun. 2020. Available at: http://repositorio.unifap.br/bitstream/123456789/550/1/Dissertacao_VariacoesEspacoSazonais.pdf.
- ABREU, Carlos Henrique M. de; BARROS, M. de L. C.; BRITO, D. C.; TEIXEIRA, M. R.; CUNHA, A. C. da. Hydrodynamic modeling and simulation of water residence time in the estuary of the lower Amazon river. **Water (Switzerland)**, vol. 12, no. 3, 1 Mar. 2020. <https://doi.org/10.3390/w12030660>.
- AGUIRRE, M. Modelos matemáticos en hidrología. 2006. **Apuntes del I Congreso Nacional de Hidrología** [...]. Lima, Perú: Universidad Nacional Agraria La Molina, 2006.
- ALADEJANA, O. O.; FAGBOHUN, B. J. Geomorphic, morphometric and structural analysis of North West Benin Owena River Basin, Nigeria: implications for groundwater development. **Sustainable Water Resources Management**, vol. 5, no. 2, p. 715–735, 1 Jun. 2019. <https://doi.org/10.1007/s40899-018-0252-6>.
- ALÉM SOBRINHO, P.; POVINELLI, J.; GOMES, L. P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 19–25. Available at: http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_3.pdf.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Evapotranspiración del cultivo Guías para la**

- determinación de los requerimientos de agua de los cultivos.** Rome: Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, 2006. Available at: <http://www.fao.org/docrep/pdf/009/x0490s/x0490s.pdf>.
- AMBAS, V. T.; BALTAS, E. **Sensitivity analysis of different evapotranspiration methods using a new sensitivity coefficient.** [S. l.: s. n.], 2012.
- AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS. **Design and Construction of Urban Stormwater Management Systems.** Washington, D.C.: [s. n.], 2008. Available at: www.nap.edu.
- ASFAW, D.; WORKINEH, G. Quantitative analysis of morphometry on Ribb and Gumara watersheds: Implications for soil and water conservation. **International Soil and Water Conservation Research**, vol. 7, no. 2, p. 150–157, 1 Jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.02.003>.
- AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA (ANA). **Estudio hidrológico de la unidad hidrográfica Lurín.** Lima, Peru: [s. n.], 2019. Available at: <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4707>.
- BAIAMONTE, G.; SINGH, V. P. Modeling the probability distribution of peak discharge for infiltrating hillslopes. **Water Resources Research**, vol. 53, no. 7, p. 6018–6032, 1 Jul. 2017. <https://doi.org/10.1002/2016WR020109>.
- BALISTROCCHI, M.; GROSSI, G. Predicting the impact of climate change on urban drainage systems in northwestern Italy by a copula-based approach. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, vol. 28, 1 Apr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100670>.
- BARROS, R. M. **Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade.** Rio de Janeiro: Interciência, 2013.
- BARROS, R. T. de V. **Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos.** Belo Horizonte/MG: Tessitura, 2012.
- BELITZ, K.; MOORE, R. B.; ARNOLD, T. L.; SHARPE, J. B.; STARN, J. J. Multiorder Hydrologic Position in the Conterminous United States: A Set of Metrics in Support of Groundwater Mapping at Regional and National Scales. **Water Resources Research**, vol. 55, no. 12, p. 11188–11207, 1 Dec. 2019. <https://doi.org/10.1029/2019WR025908>.
- BERGSTROM, A.; MCGLYNN, B.; MALLARD, J.; COVINO, T. Watershed structural influences on the distributions of stream network water and solute travel times under baseflow conditions. **Hydrological Processes**, vol. 30, no. 15, p. 2671–2685, 15 Jul. 2016. <https://doi.org/10.1002/hyp.10792>.
- BORGES FERREIRA, L.; FRANÇA DA CUNHA, F. New approach to estimate daily reference evapotranspiration based on hourly temperature and relative humidity using machine learning and deep learning. **Agricultural Water Management**, vol. 234, 1 May 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106113>.
- BOTKIN, D. B.; KELLER, E. **Ciência Ambiental: Terra, um Planeta Vivo. (Tradução Francisco Vecchia et al.).** Rio de Janeiro, LTC: [s. n.], 2011.
- BOYLE, D. P.; GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; KOREN, V.; ZHANG, Z.; SMITH, M. Toward improved streamflow forecasts: Value of semidistributed modeling. **Water Resources Research**, vol. 37, no. 11, p. 2749–2759, 2001. <https://doi.org/10.1029/2000WR000207>.
- CALLATA, P. **Estudio de aprovechamiento hídrico en la cuenca coata con fines de planeamiento agrícola (Tese pregrado).** Puno, Perú: [s. n.], 2014. Available at: <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/4542>.
- CAMPOS ARANDA, D. F. **Procesos del Ciclo Hidrológico.** 3rd ed. San Luis de Potosí, México: Universidad Nacional de San Luis de Potosí, 1998.
- CARDOSO, E. C. **Seleção de áreas para construção de aterros sanitários na Região de Integração Tocantins-PA: Estudo de caso no município de Abaetetuba.** Belém: [s. n.], 2021.
- CHAI, Y.; YUE, Y.; ZHANG, L.; MIAO, C.; BORTHWICK, A. G. L.; ZHU, B.; LI, Y.; DOLMAN, A. J. Homogenization and polarization of the seasonal water discharge of global rivers in response to climatic and anthropogenic effects. **Science of the Total Environment**, vol. 709, 20 Mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136062>.
- CHIN, D. A. **Water-Resources Engineering.** 3rd ed. Prentice Hall: [s. n.], 2013.
- CHOW, V. Te; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied hydrology.** Colombia: McGraw-Hill Interamericana, S.A., 1994.
- COLORADO DEPARTMENT OF TRANSPORTATION. hydrology. **Drainage Design Manual.** Colorado, USA.: Colorado Department of Transportation, 2019. p. 7.1-7.27.
- COSTA, A. C. L.; SILVA, J. A. J.; CUNHA, A. C.; FEITOSA, J. R. P.; PORTELA, B. T. T.; SILVA, G. G. C.; COSTA, R. F. Thermal comfort indices and their seasonal variations in cities of different sizes in the Amazon Region. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol. 6, no. 3, p. 478–487, 2013. DOI 10.26848/rbgf.v6.3.p478-487. Available at: www.ufpe.br/rbgf.
- COVINO, T.; MCGLYNN, B.; MALLARD, J. Stream-groundwater exchange and hydrologic turnover at the network scale. **Water Resources Research**, vol. 47, no. 12, 2011. <https://doi.org/10.1029/2011WR010942>.
- CUNHA, Alan C.; PINHEIRO, L. A. R.; CUNHA, H. F. A.; SCHULZ, H. E.; BRASIL, A. C. P.; SOUZA, E. B. Simulação da hidrodinâmica, dispersão de poluentes e análise de respostas de estações virtuais de monitoramento no rio Matapi-AP. **Revista de Estudos Ambientais**, vol. 13, no. 2, p. 18–32, 2011.
- CUNHA, Alan Cavalcanti; STERNBERG, L. da S. L. Using stable isotopes ^{18}O and ^2H of lake water and

- biogeochemical analysis to identify factors affecting water quality in four estuarine Amazonian shallow lakes. **Hydrological Processes**, vol. 32, no. 9, p. 1188–1201, 30 Apr. 2018. <https://doi.org/10.1002/hyp.11462>.
- CUNHA, Alan Cavalcanti; VILHENA, J. E. de S.; SANTOS, E. S.; SARAIVA, J. M. B.; KUHN, P. A. F.; BRITO, D. C.; DE SOUZA, E. B.; DA ROCHA, E. P.; CUNHA, H. F. A.; BRITO, A. U.; JÚNIOR, A. C. P. B.; PACA, V. H. da M.; SANTOS, P. V. C. J. Evento extremo de chuva-vazão na bacia hidrográfica do rio araguari, amapá, brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, vol. 29, p. 95–110, 1 Dec. 2014. <https://doi.org/10.1590/0102-778620130051>.
- CUNHA, Alan Cavalcanti Da; ABREU, C. H. D. M.; CRIZANTO, J. L. P.; CUNHA, H. F. A.; BRITO, A. U.; PEREIRA, N. N. Modeling pollutant dispersion scenarios in high vessel-traffic areas of the Lower Amazon River. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 168, p. 112404, Jul. 2021. DOI 10.1016/j.marpolbul.2021.112404. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X21004380>.
- DAL MOLIN, M.; SCHIRMER, M.; ZAPPA, M.; FENICIA, F. Understanding dominant controls on streamflow spatial variability to set up a semi-distributed hydrological model: The case study of the Thur catchment. **Hydrology and Earth System Sciences**, vol. 24, no. 3, p. 1319–1345, 20 Mar. 2020. <https://doi.org/10.5194/hess-24-1319-2020>.
- DELGADILLO, A.; MORENO, A. **Morfometría de cuencas**. Merida, Venezuela: [s. n.], 2012. Available at: <http://webdelpofesor.ula.ve/ingenieria/adamoren/HIDRO/MORFOMETR%CDA DE CUENCAS.pdf>.
- DEMIRDJIAN, L.; ZHOU, Y.; HUFFMAN, G. J. Statistical modeling of extreme precipitation with TRMM data. **Journal of Applied Meteorology and Climatology**, vol. 57, no. 1, p. 15–30, 1 Jan. 2018. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-17-0023.1>.
- EL-SADEK, A.; BLEIWEISS, M.; SHUKLA, M.; GULDAN, S.; FERNALD, A. Alternative climate data sources for distributed hydrological modelling on a daily time step. **Hydrological Processes**, vol. 25, no. 10, p. 1542–1557, 15 May 2011. <https://doi.org/10.1002/hyp.7917>.
- FATTORELLI, S.; FERNANDEZ, P. C. **Diseño Hidrológico**. Segunda. Paris: WASA-GN, 2011. Available at: https://www.ina.gov.ar/pdf/Libro_diseno_hidrologico_edicion_digital.pdf.
- FELDHAUS, C. R. **Influência de parâmetros de entrada em modelos de simulação de aterros de resíduos**. 2019. 2019.
- FELIX, J. D. C. N.; SOUZA, L. J. de A.; ABREU, C. H. M. de; BÁRBARA, V. F.; CUNHA, H. F. A.; DIAS, M. T.; CUNHA, A. C. da. Impactos hidroclimáticos de curto prazo no padrão hidrodinâmico de Rio de Estuário Amazônico, Amapá (AP), Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, vol. 12, no. 1, p. 161–179, 15 Sep. 2020. DOI 10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0014. Available at: <http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2021.001.0014>.
- FERRONATO, N.; TORRETTA, V. Waste mismanagement in developing countries: A review of global issues. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, vol. 16, no. 6, 2 Mar. 2019. <https://doi.org/10.3390/ijerph16061060>.
- FINKLER, R. A bacia hidrográfica. **ANA. Planejamento, manejo e gestão de bacias**. . Brasil: Agencia Nacional da Água., 2012. p. 1–55. Available at: <https://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/handle/ana/2560>.
- FLORES, C. A. R.; CUNHA, A. C. da; CUNHA, H. F. A. Indicators of solid waste generation per capita in international amazon countries. , p. 19, 2021. .
- FRANÇA, R. G.; RUARO, É. C. R. Diagnóstico da disposição final dos resíduos sólidos urbanos na região da Associação dos Municípios do Alto Irani (AMAI), Santa Catarina. **Ciência & Saúde Coletiva**, vol. 14, no. 6, p. 2191–2197, Dec. 2009. DOI 10.1590/S1413-81232009000600026. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232009000600026&lng=pt&tlng=pt.
- GALARDO, A. K. R.; ZIMMERMAN, R. H.; LOUNIBOS, L. P.; YOUNG, L. J. ; GALARDO, C. D.; ARRUDA, M.; D'ALMEIDA COUTO, A. A. R. **Seasonal abundance of anopheline mosquitoes and their association with rainfall and malaria along the Matapí River, Amapá, Brazil**. [S. l.: s. n.], 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2915.2009.00839.x>.
- GAMARRA, H. **Aplicación del modelo hidrológico lutz scholz para determinar caudales medios mensuales en la sub cuenca del rio Quiroz (Tesis pregrado)**. Piura, Perú: [s. n.], 2018. Available at: <http://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/1278>.
- GHOSH, M.; PAL, D. K.; SANTRA, S. C. Spatial mapping and modeling of arsenic contamination of groundwater and risk assessment through geospatial interpolation technique. **Environment, Development and Sustainability**, vol. 22, no. 4, p. 2861–2880, 1 Apr. 2020. <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00322-7>.
- GRAVELIUS, H. Grundrifi der gesamten Gewcisserkunde. **Compendium of Hydrology**. Goschen, Berlin: [s. n.], 1914. vol. Vol. I. Ri, .
- GÜÇLÜ, Y. S.; ŞİŞMAN, E.; YELEĞEN, M. Climate change and frequency–intensity–duration (FID) curves for Florya station, Istanbul. **Journal of Flood Risk Management**, vol. 11, p. S403–S418, 1 Jan. 2018. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12229>.
- HADLEY, R. F.; SCHUMM, S. A. **Sediment sources and drainage basin characteristics in upper Cheyenne River basin** (U.S. Geological Survey, ed.). [S. l.]: USGS Publications Warehouse, 1961. DOI 10.3133/wsp1531.

Available at: <http://pubs.er.usgs.gov/publication/wsp1531>.

HERRMANN, H., BUCKSCH, H. isohyet(al line). In: HEIDELBERG (ed.). **Dictionary Geotechnical Engineering/Wörterbuch GeoTechnik**. Segunda. Berlin, Alemania: Springer, 2014.

HORTON, R. E. Drainage-basin characteristics. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, vol. 13, no. 1, p. 350–361, 1 Jun. 1932. DOI <https://doi.org/10.1029/TR013i001p00350>. Available at: <https://doi.org/10.1029/TR013i001p00350>.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. **GSA Bulletin**, vol. 56, no. 3, p. 275–370, 1 Mar. 1945. DOI 10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2. Available at: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2).

HUANG, G. H.; SAE-LIM, N.; CHEN, Z.; LIU, L. **Long-term planning of waste management system in the City of Regina-An integrated inexact optimization approach**. [S. l.]: Kluwer Academic Publishers, 2001.

HURTREZ, J.-E.; SOL, C.; LUCAZEAU, F. Effect of drainage area on hypsometry from an analysis of small-scale drainage basins in the Siwalik Hills (Central Nepal). **Earth Surface Processes and Landforms**, vol. 24, no. 9, p. 799–808, 1999. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199908\)24:9<799::AID-ESP12>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199908)24:9<799::AID-ESP12>3.0.CO;2-4).

IBAÑEZ, S. A.; MORENO, H. R.; GISBERT, J. M. B. Morfología de las cuencas hidrológicas. 20 Apr. 2011. Available at: <https://riunet.upv.es:443/handle/10251/10782>.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Normas Climatológicas do Brasil: 1961-1990. 2000. **Brasília: MAPA**. Available at: https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/1961-1990/precipitacao_acumulada_mensal_anual.

JAFFÉ, R.; MCKNIGHT, D.; MAIE, N.; CORY, R.; MCDOWELL, W. H.; CAMPBELL, J. L. Spatial and temporal variations in DOM composition in ecosystems: The importance of long-term monitoring of optical properties. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, vol. 113, no. 4, 28 Dec. 2008. <https://doi.org/10.1029/2008JG000683>.

JAYANTI, M. Climate change impacts on hydrology regime and water resources sustainability in cimanuk watershed, West Java, Indonesia. **International Journal of GEOMATE**, vol. 19, no. 71, 1 Jul. 2020. <https://doi.org/10.21660/2020.71.9215>.

KOULI, M.; VALLIANATOS, F.; SOUPIO, P.; ALEXAKIS, D. **GIS-based morphometric analysis of two major watersheds, western Crete, Greece**. [S. l.: s. n.], 2007. Available at: <http://www.hydroweb.com>.

KOUTSOYIANNIS, D. Rainfall disaggregation methods: Theory and applications. In: D. PICCOLO; L. UBERTINI (eds.). **Proceedings, Workshop on Statistical and Mathematical Methods for Hydrological Analysis**. [S. l.: s. n.], 2003. p. 1–23. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2840.8564>.

KOZANIS, S.; CHRISTOFIDES, A.; MAMASSIS, N.; EFSTRATIADIS, A.; KOUTSOYIANNIS, D. **Hydrognomon - open source software for the analysis of hydrological data**. Vienna: Assembleia Geral da União Europeia de Geociências 2010, Geophysical Research Abstracts, 2010. vol. 12, . <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21350.83527>.

KUHN, P. A. F.; CUNHA, A. C.; PEREIRA, M. J.; SARAIVA J. B.. Previsão Numérica Operacional no Estado do Amapá Utilizando o BRAMS. In: CUNHA, A.C.; SOUZA, E. B.; CUNHA, H. F. A. (eds.). **Tempo, Clima e Recursos Hídricos: Resultados do Projeto REMETAP no Estado do Amapá**. [S. l.]: Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá - IEPA, 2010. vol. 1, p. 61–82.

LEAL, C. C. L. V. **Análise da viabilidade técnico-econômica, jurídica e ambiental de geração de energia elétrica pela unidade de disposição final de RSU de Macapá, Dissertação (mestrado)**. Macapá-AP: [s. n.], 2012.

LEMA, M. A. C.; PLAZA, V. C. Q. **Modelación hidrológica de la cuenca (alta y media) del río Pastaza aplicando el modelo de simulación WEAP (Water Evaluation and Plannig System) (Tesis Pregrado)**. Quito, Ecuador: [s. n.], 2019. Available at: <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/1780>.

LI, W.; GU, K.; YU, Q.; SUN, Y.; WANG, Y.; XIN, M.; BIAN, R.; WANG, H.; WANG, Y. nan; ZHANG, D. Leaching behavior and environmental risk assessment of toxic metals in municipal solid waste incineration fly ash exposed to mature landfill leachate environment. **Waste Management**, vol. 120, p. 68–75, 1 Feb. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.11.020>.

LI, Y.; ZHANG, Z.; GONG, S.; LIU, M.; ZHAO, Y. Risk assessment of rainstorm disasters under different return periods: A case study of Bohai Rim, China. **Ocean and Coastal Management**, vol. 187, 1 Apr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105107>.

LIU, D.; WANG, W.; LIU, J. Sensitivity Analysis of Meteorological Parameters on Building Energy Consumption. 132., 2017. **Energy Procedia** [...]. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2017. vol. 132, p. 634–639. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.700>.

LMNO ENGENHARIA, PESQUISA E SOFTWARE, L. Time of Concentration Calculator. 2014. **LMNO Engineering, Research, and Software, Ltd**. Available at: <https://www.lmnoeng.com/Hydrology/TimeConc.php>.

LÓPEZ, J. J.; DELGADO, O.; CAMPO, M. Á. Determinación de las curvas IDF en Igueldo-San Sebastián. Comparación de diferentes métodos. **Ingeniería del agua**, vol. 22, no. 4, p. 209, 30 Oct. 2018.

<https://doi.org/10.4995/ia.2018.9480>.

LUCENA, J.; WANDERLEY, L.; RANULPHO, R.; ROCHA, J.; NÓBREGA, J. C. **Eventos extremos de lluvia y riesgo hidroclimático en zona de la mata-Pernambuco / Brasil**. [S. l.: s. n.], 2016.

LUTZ SCHOLZ. **Generacion de Caudales Medios Mensuales en la Sierra Peruana Plan Meris II**. Cusco, Perú.: [s. n.], 1980.

LYU, H. M.; SUN, W. J.; SHEN, S. L.; ARULRAJAH, A. Flood risk assessment in metro systems of mega-cities using a GIS-based modeling approach. **Science of the Total Environment**, vol. 626, p. 1012–1025, 1 Jun. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.138>.

MAMASSIS N; PANAGOULIA D; NOVKOVIC A. **Sensitivity analysis of Penman evaporation method**. [S. l.: s. n.], 2014.

MARAZUELA, M. A.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E.; AYORA, C.; GARCÍA-GIL, A.; PALMA, T. Hydrodynamics of salt flat basins: The Salar de Atacama example. **Science of the Total Environment**, vol. 651, p. 668–683, 15 Feb. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.190>.

MASSERAN, N.; SAFARI, M. A. M. Risk assessment of extreme air pollution based on partial duration series: IDF approach. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, vol. 34, no. 3–4, p. 545–559, 1 Apr. 2020. <https://doi.org/10.1007/s00477-020-01784-2>.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Brasil: [s. n.], 2020.

MOREIRA, P. H. O.; CUNHA, A. C. da; JÚNIOR, J. de A. S.; COSTA, A. C. L. da. Microclimatic variation in urban sites with different levels of vegetable cover as a subsidy to the formation of heat island. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol. 13, no. 07, p. 3254–3274, 2020. DOI 10.26848/rbgf.v13.07.p3254-3274. Available at: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>.

MTC. **Manual de Hidrología, Hidraulica y Drenaje**. Lima, Perú: [s. n.], 2011. Available at: http://transparencia.mtc.gob.pe/idm_docs/normas_legales/1_0_2950.pdf.

NAVEEN, B. P.; MALIK, R. K. Assessment of contamination potential of leachate from municipal solid waste landfill sites for metropolitan cities in India. **Pollution**, vol. 5, no. 2, p. 313–322, 2019. <https://doi.org/10.22059/poll.2018.266991.527>.

NERY, I. C.; OLIVEIRA, T. A. A. De; RODRIGUES, G. D. C.; MONTEIRO, A. C. C. Um panorama do estado do Amapá no que tange a disposição de resíduos sólidos. 2016. **V SINGEP [...]**. São Paulo/SP: Simpósio Internacional de Gestão, Projetos, Inovação e Sustentabilidade, 2016. p. 8. Available at: <http://www.singep.org.br/5singep/resultado/675.pdf>.

NEVES, D. G.; CUNHA, A. C.; SOUZA, E. S.; BARRETO, A. C. L. MODELAGEM CLIMÁTICA REGIONAL DURANTE DOIS ANOS DE EXTREMOS DE PRECIPITAÇÃO SOBRE O ESTADO DO AMAPÁ: TESTE DE SENSIBILIDADE AOS ESQUEMAS CONVECTIVOS. **Revista Brasileira de Meteorologia**, vol. 4, p. 569–578, 2011. .

NEVES, L. R.; TAVARES-DIAS, M. Low levels of crustacean parasite infestation in fish species from the matapi river in the state of Amapá, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinaria**, vol. 28, no. 3, p. 493–498, 1 Jul. 2019. <https://doi.org/10.1590/s1984-29612019006>.

OBLADEN, N. L.; OBLADEN, N. T. R.; BARROS, K. R. de. **Guia para elaboração de Projetos de Aterros Sanitários para Resíduos Sólidos Urbanos**. Paraná, Brasil: Publicações temáticas do CREA-PR, 2009. vol. II, . OLIVEIRA, B. S. S. de; CUNHA, A. C. da. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. **Revista Ambiente e Água**, vol. 9, no. 2, p. 261–275, 2014. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>.

PADILLA, R. S. **Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários**. 2007. 125 f. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

PAGLIARA, S.; VITI, C.; GOZZINI, B.; MENEGUZZO, F.; CRISCI, A. Uncertainties and trends in extreme rainfall series in Tuscany, Italy: effects on urban drainage networks design. **Water Sci. Technol.**, vol. 37, no. 11, p. 195–202, 1998. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0468>.

PAIK, K.; KIM, J. H.; KIM, H. S.; LEE, D. R. A conceptual rainfall-runoff model considering seasonal variation. **Hydrological Processes**, vol. 19, no. 19, p. 3837–3850, 15 Dec. 2005. <https://doi.org/10.1002/hyp.5984>.

PANAGOULIA, D. **Hydrological modelling of a medium-size mountainous catchment from incomplete meteorological data**. [S. l.: s. n.], 1992a.

PANAGOULIA, D. Hydrological response of a medium-sized mountainous catchment to climate changes. **Hydrological Sciences Journal**, vol. 36, no. 6, p. 525–547, 1991. <https://doi.org/10.1080/02626669109492542>.

PANAGOULIA, D. Impacts of GISS-modelled climate changes on catchment hydrology. **Hydrological Sciences Journal**, vol. 37, no. 2, p. 141–163, 1992b. <https://doi.org/10.1080/02626669209492574>.

PINEDA, J. R. **Generación de caudales mensuales mediante el método de Lutz Scholz en la microcuenca del río Pira, Huaraz 1999-2013 (Tesis pregrado)**. Huaraz, Perú: [s. n.], 2015. Available at: <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/874>.

PISANI, O.; BOSCH, D. D.; COFFIN, A. W.; ENDALE, D. M.; LIEBERT, D.; STRICKLAND, T. C. Riparian land cover and hydrology influence stream dissolved organic matter composition in an agricultural watershed.

- Science of the Total Environment**, vol. 717, 15 May 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137165>.
- PORTELLA, M. O.; RIBEIRO, J. C. J. Landfills: general and final destination of waste. **Revista Direito Ambiental e sociedade**, vol. 4, no. 1, p. 115–134, 2014. .
- REVI, A.; SATTERTHWAITE, D. E.; ARAGÓN-DURAND, F.; CORFEE-MORLOT USA, J.; KIUNSI, R. B.; DA SILVA, J.; DODMAN, D.; MASKREY, A.; PAHWA GAJJAR, S.; BALBUS, J.; CARDONA, O.-D.; SVERDLIK, A.; BARROS, V.; DOKKEN, D.; MACH, K.; BILIR, T.; CHATTERJEE, M.; EBI, K.; ESTRADA, Y.; ... MACCRACKEN, S. Urban areas. In: FIELD; C.B.; V.R. BARROS; D.J. DOKKEN; K.J. MACH; M.D. MASTRANDREA; T.E. BILIR; M. CHATTERJEE; K.L. EBI; Y.O. ESTRADA; R.C. GENOVA; B. GIRMA; E.S. KISSEL; A.N. LEVY; S. MACCRACKEN; P.R. MASTRANDREA; L.L.WHITE (eds.). : **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Chang**. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2014. p. 535–612. Available at: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-Chap8_FINAL.pdf.
- RUMUS ENGENHARIA. **Estudo Hidogeológico - Aterro Sanitário de Macapá**. Macapá-AP: [s. n.], 2018.
- SALERNO, F.; VIVIANO, G.; TARTARI, G. Urbanization and climate change impacts on surface water quality: Enhancing the resilience by reducing impervious surfaces. **Water Research**, vol. 144, p. 491–502, 1 Nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.058>.
- SANTOS, I. da S.; FIGUEIRA, R. M. S.; COROA, B. C. L.; NUNES, R. B. Mazação: um município doente. 2019. **2º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade** [...]. Foz do Iguaçu/PR: IBAS - Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2019. p. 8. Available at: <http://www.ibas.org.br/conresol/conresol2019/X-015.pdf>.
- SARAZÚ COTRINA, J. J. **Modelamiento hidrológico para el cálculo de caudales medios mensuales, aplicando el modelo determinístico – estocástico de Lutz Sholz en la cuenca Mashcon, Cajamarca, Perú**. [S. l.]: Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 2018. Available at: https://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/20.500.12672/9453#.YDWDpIg_-dQ.mendeley.
- SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **GSA Bulletin**, vol. 67, no. 5, p. 597–646, 1 May 1956. DOI 10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO;2. Available at: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1956\)67\[597:EODSAS\]2.0.CO](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO).
- SEARCLUY, J. K.; HARDISON, C. H.; LANGBEIN, W. B.; U S GOVERNMENT PRINTING OFFICE. **Double-mass curves, with a section fitting curves to cyclic data**. [S. l.: s. n.], 1960. DOI 10.3133/wsp1541B. Available at: <http://pubs.er.usgs.gov/publication/wsp1541B>.
- SENAMHI. **Estudio de Caracterización Hidroclimática de la Cuenca del Río Chicama**. Cajamarca: [s. n.], 2013. Available at: <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/806>.
- SERRANO, S. V.; ZULETA, D.; MOSCOSO, V.; JÁCOME, P.; PALACIOS, E.; VILLACÍS, M. Análisis estadístico de datos meteorológicos mensuales y diarios para la determinación de variabilidad climática y cambio climático en el Distrito Metropolitano de Quito. **La Granja. Revista de Ciencias de la Vida**, vol. 16, no. 2, p. 23–47, 2012. DOI 10.17163/lgr.n16.2012.03. Available at: <https://lagranja.ups.edu.ec/index.php/granja/article/view/16.2012.03>.
- SHARMA, A.; GANGULY, R.; KUMAR GUPTA, A. Impact Assessment of Leachate Pollution Potential on Groundwater: An Indexing Method. **Journal of Environmental Engineering**, vol. 146, no. 3, p. 05019007, Mar. 2020. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001647](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001647).
- SHI, T.; MIN, M.; YE, P.; WANG, Y.; QU, G.; ZHANG, Y.; LIANG, M.; SUN, Y.; DUAN, L.; BI, P. Meteorological variables and the risk of fractures: A systematic review and meta-analysis. **Science of the Total Environment**, vol. 685, p. 1030–1041, 1 Oct. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.281>.
- SILVA, L.; LIMA, J.; TAVARES-DIAS, M. Ictiofauna como indicadora da qualidade ambiental do Rio Matapi, Afluente do Rio Amazonas no estado do Amapá (Brasil). **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, no. 92, 2016. Available at: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1046412>.
- SILVA, P. **Indicador epidemiológico de vulnerabilidade a extremos climáticos para região Amazônica e Nordeste brasileiro (Tese Doutorado)**. [S. l.: s. n.], 2018. Available at: <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/26656>.
- SOO, E. Z. X.; JAAFAR, W. Z. W.; LAI, S. H.; ISLAM, T.; SRIVASTAVA, P. Evaluation of satellite precipitation products for extreme flood events: Case study in Peninsular Malaysia. **Journal of Water and Climate Change**, vol. 10, no. 4, p. 871–892, 1 Dec. 2019. <https://doi.org/10.2166/wcc.2018.159>.
- SOUSA, T. S.; CUNHA, H. F. A.; CUNHA, A. C. da. Risco de alagamentos influenciados por fatores ambientais em zonas urbanas de Macapá e Santana – AP. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, vol. 12, no. 4, p. 18, 2021. Available at: f.
- SOUZA, V. O. A. de. **Simulação De Fluxo Vertical Em Aterro De Resíduos Sólidos Urbanos**. 2011. 196 f. 2011.
- SOUZA, L. J. de A.; NETO, J. da C. F.; FURTADO, R. N.; CUNHA, H. F. A.; TAVARES-DIAS, M.; CUNHA, A. C. da. Qualidade da água e hidrodinâmica como parâmetros ambientais na piscicultura de tanques-rede no

- estuário do Rio Amazonas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 2021. .
- STRAHLER, A. Quantitative Geomorphology of Drainage Basins and Channel Networks. In: CHOW, V. T. (ed.). **Handbook of Applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1964. p. 39–76.
- TARAZONA, N. E. **Generación de descargas mensuales en subcuencas de la cuenca del río Santa utilizando el método de Lutz Scholz. (Trabajo Pregrado)**. Lima, Peru: [s. n.], 2005.
- TAVARES, J. P. . Características da climatologia de Macapá-AP. **Caminhos de Geografia (on-line)**, vol. 15, no. 50, 2014. Available at: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/>.
- THIESSEN A. H. Precipitation averages for large areas. **Monthly Weather Review**, vol. 39, no. 7, p. 1082–1089, 1911. [https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1911\)39<1082b:PAFLA>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0493(1911)39<1082b:PAFLA>2.0.CO;2).
- TITO BETANCUR, D. S. **Generación de caudales medios mensuales de la cuenca del río Coata utilizando el modelo hidrológico de Lutz Scholz (Tesis Pregrado)**. Juliaca: [s. n.], 2018. Available at: <https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/UPEU/1566>.
- TOZETTO, C. M. **Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: Estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba**. 2008. 2008.
- VARELA, J. J. **Chuvvas Intensas no Aquipélago de Cabo Verde (TCC-II)**. Florianópolis: [s. n.], 2007. Available at: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/124401>.
- VAVERKOVÁ, M. D. Landfill impacts on the environment—review. **Geosciences (Switzerland)**, vol. 9, no. 10, 1 Oct. 2019. <https://doi.org/10.3390/geosciences9100431>.
- VILLALTA, D. E.; BRAVO DE GUENNI, L.; SAJO-CASTELLI, A. M. Spatio-temporal modelling of hydro-meteorological derived risk using a Bayesian approach: a case study in Venezuela. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, vol. 34, no. 3–4, p. 513–529, 1 Apr. 2020. <https://doi.org/10.1007/s00477-020-01783-3>.
- VILLÓN, M. **Hidrología estadística**. 5th ed. Costa Rica: Editorial Villon, 2016.
- VIRAMONTES OLIVAS, O. A.; ESCOBOZA GARCÍA, L. F.; PINEDO ÁLVAREZ, C.; PINEDO ÁLVAREZ, A.; REYES GÓMEZ, V. M.; ROMÁN CALLEROS, J. A.; PÉREZ MÁRQUEZ, A. Morphometric of San Pedro Basin, Conchos, Chihuahua. **TECNOCENCIA**, Chihuahua, vol. 1, no. 3, p. 21–31, 2018. Available at: <https://vocero.uach.mx/index.php/tecnociencia/article/view/56>.
- WATZINGER, A.; REICHENAUER, T. G.; GERZABEK, M. H.; BLUM, W. E. H. Treatment of landfill leachate by irrigation and interaction with landfill gas. **Environmental Technology**, vol. 27, no. 4, p. 447–457, 2006. <https://doi.org/10.1080/09593332708618655>.
- WMO. **Guide to Hydrological Practices. Volume I Hydrology-From Measurement to Hydrological Information**. 6th ed. Chairperson, Publications Board: World Meteorological Organization, 2011. vol. 168, . Available at: www.wmo.int.
- WONDZELL, S. M.; GOOSEFF, M. N.; MCGLYNN, B. L. Flow velocity and the hydrologic behavior of streams during baseflow. **Geophysical Research Letters**, vol. 34, no. 24, 28 Dec. 2007. <https://doi.org/10.1029/2007GL031256>.
- ZHOU, L.; WU, X.; JI, Z.; GAO, G. Characteristic analysis of rainstorm-induced catastrophe and the countermeasures of flood hazard mitigation about Shenzhen city. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, vol. 8, no. 2, p. 1886–1897, 15 Dec. 2017. <https://doi.org/10.1080/19475705.2017.1392368>.

MATERIAL SUPPLEMENTAR

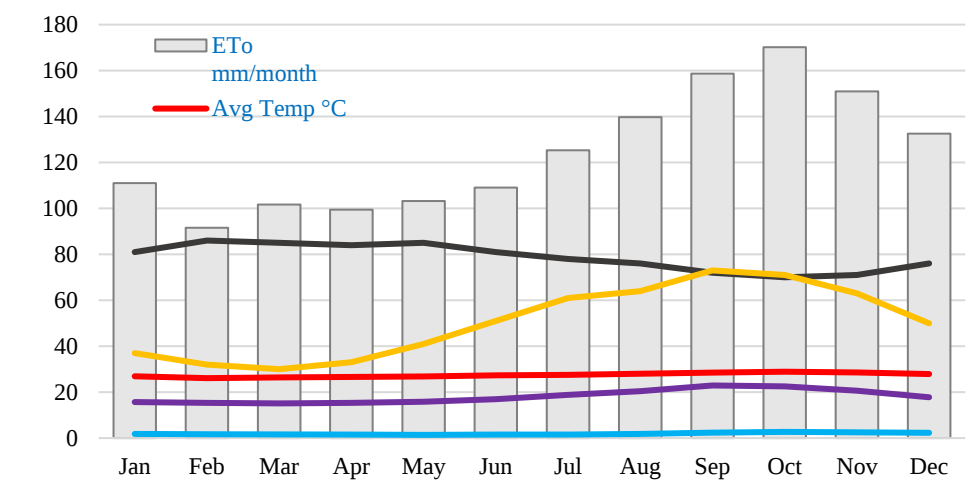
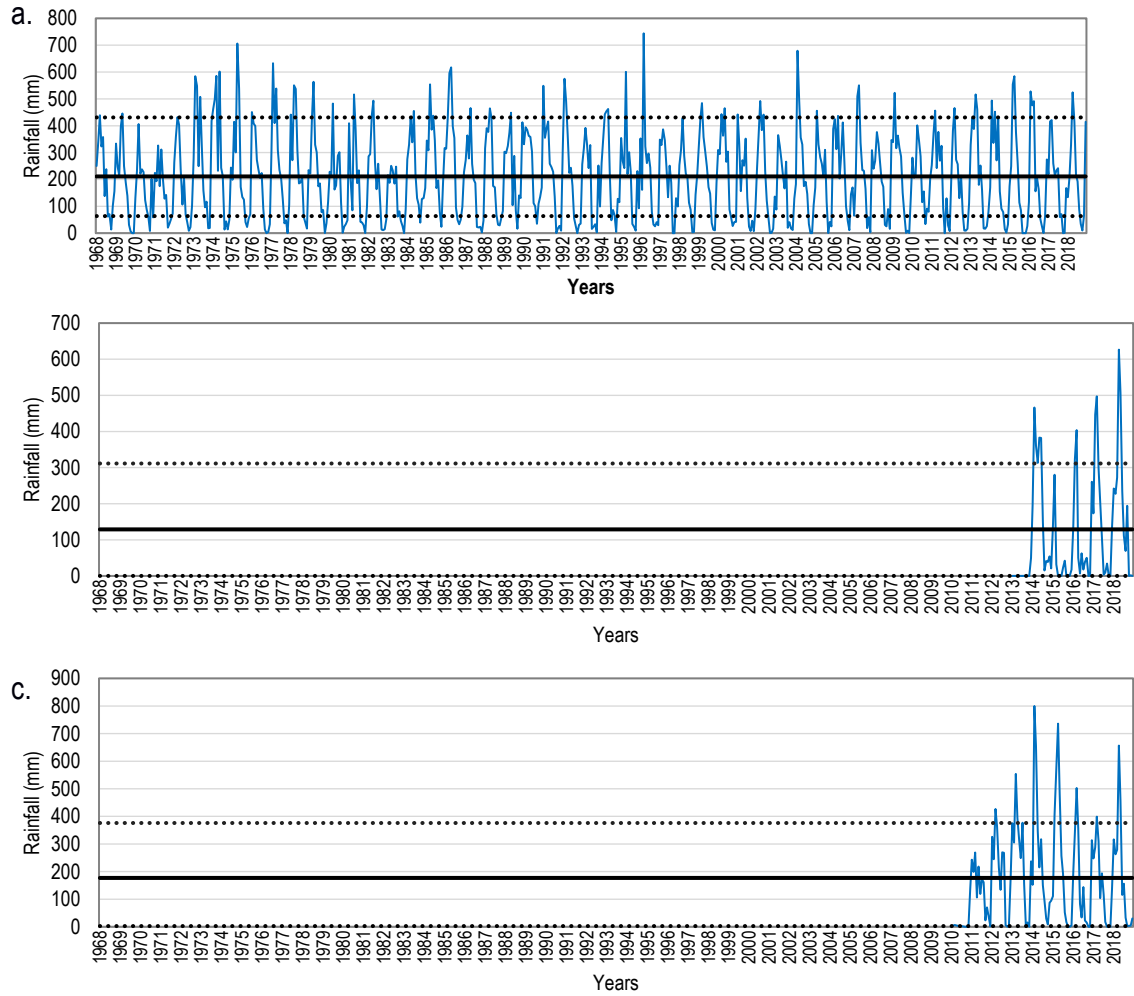


Figure S1. Variation of potential evapotranspiration (ETo)



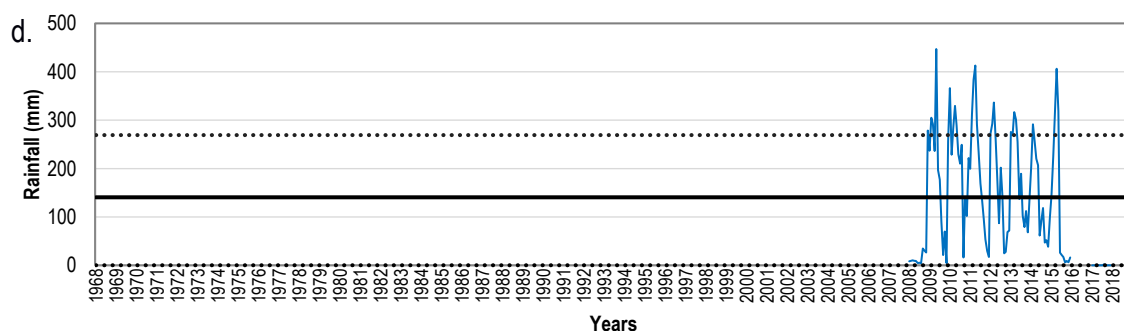


Figure S2. Historical Total Monthly Rainfall Hydrograms (mm), a) Fazendinha (Fz), b) Macapá (Mp), c) Aterro Sanitário (ATS), d) Porto Grande (PG). Linhas pontilhadas (···) = minimum and maximum values. Continuous line (—) = average of the historical precipitation series.

Table S1. Matapi Watershed characteristics and morphometric parameters.

Characteristic and morphometric parameters	Unity	Value	Observations
Area	km ²	11.09	Small: 25 – 250
Basin perimeter	Km	18.85	-
Stream length	Km	5.92	-
Maximum height	m.a.s.l.*	29.82	-
Minim height	m.a.s.l.*	0.97	-
Maximum gradient	m	28.85	-
Basin longest width	km	3.50	-
Basin longest length	km	4.54	-
Compactness coefficient	Dimensionless	1.60	Type III: 1.51 - >2
Form factor	Dimensionless	0.32	Slightly elongated: 0.30-0.37
Elongation ratio	Dimensionless	0.83	Low relief: >8
Average basin elevation	m	11.63	-
Average basin slope	m/m	0.06	-
Drainage density	km/km ²	0.53	Low: <1; High: >2

*m.a.s.l. is meters above sea level.

Table S2. Climatic variables to estimate potential evapotranspiration.

Month	T _{xm}	U _r	W _v	Sun	R _s	E _{To}
	°C	%	m s ⁻¹	%	MJ m ⁻² day ⁻¹	mm Month ⁻¹
Jan	26.9	81	1.8	37	15.7	111.04
Feb	26.1	86	1.7	32	15.3	91.59
Mar	26.4	85	1.6	30	15.1	101.69
Apr	26.6	84	1.5	33	15.3	99.42
May	26.8	85	1.4	41	15.8	103.23
Jun	27.3	81	1.5	51	16.9	109.06
Jul	27.5	78	1.5	61	18.8	125.28
Aug	28.0	76	1.8	64	20.4	139.72
Sep	28.5	72	2.4	73	22.9	158.70
Oct	28.9	70	2.7	71	22.5	170.18
Nov	28.6	71	2.5	63	20.6	150.95
Dec	27.9	76	2.3	50	17.8	132.52
Average	27.5	79	1.9	51	18.1	1493.76

Source: Author. Data obtained from climate information analyses.

Table S3. Summary of results from statistical analysis of historical monthly total rainfall record (mm) using the three stations (data sampling)

Meteorological Station	Analysis Periods	N	$\bar{X}$	S	Statist test 95%	Fc	Ft	Change
------------------------	------------------	---	-----------	---	------------------	----	----	--------

					Tc	Tt					$\bar{X}$	S
Fazendinha	1968-1970	36.00	187.31	132.95	0.563	1.656	1.317	1.639	NO	NO		
	1971-1975	60.00	223.99	183.94	0.780	1.654	0.688	1.516	NO	NO		
	1976-1982	84.00	209.38	167.39	0.260	1.653	0.831	1.417	NO	NO		
	1983	12.00	135.55	93.41	1.505	1.658	2.669	2.467	NO	YES		
	1984-1986	36.00	259.98	166.30	1.885	1.656	0.639	1.639	YES	NO		
	1987-1992	72.00	217.00	159.76	0.577	1.654	0.912	1.444	NO	NO		
	1993-1996	48.00	211.16	168.80	0.285	1.655	0.817	1.541	NO	NO		
	1997-2005	108.00	108.00	152.59	-	-	-	-	-	-		
	2006-2014	108.00	211.89	153.31	0.410	1.641	0.991	1.383	NO	NO		
	2015-2018	48.00	206.50	1976.00	0.114	1.655	0.777	1.541	NO	NO		
Macapá	2013	12.00	4.28	14.34	4.017	1.717	140.287	2.820	YES	YES		
	2014	12.00	201.87	169.80	-	-	-	-	-	-		
	2015	12.00	44.80	83.75	2.874	1.717	4.111	2.820	YES	YES		
	2016-2017	24.00	136.01	156.06	1.160	1.691	1.184	2.240	NO	NO		
	2018	12.00	207.33	197.48	0.073	1.717	0.739	2.820	NO	NO		
Landfill	2010-2011	24.00	74.23	91.49	2.833	1.666	5.124	1.894	YES	YES		
	2012-2014	24.00	225.66	158.61	0.532	1.666	1.705	1.894	NO	NO		
	2015-2016	48.00	200.03	207.11	-	-	-	-	-	-		
	2017-2018	12.00	193.02	208.69	0.105	1.672	0.985	1.894	NO	NO		
Porto Grande	2008-2009	36.00	150.86	130.72	1.090	1.667	0.718	1.768	NO	NO		
	2010-2013	36.00	182.00	110.79	-	-	-	-	-	-		
	2014-2018	36.00	89.00	117.09	3.462	1.667	0.895	1.768	YES	NO		

Table S4. Summary of results of the statistical analysis of the completed and extended monthly total rainfall record

Meterologic Station	Analysis Periods	N	$\bar{X}$	S	Statist test 95%		Fc	Ft	Change	
					Tc	Tt			$\bar{X}$	s
Fazendinha	1968-1996	348.00	211.91	160.35	0.347	1.647	0.949	1.227	NO	NO
	1997-2018	264.00	207.42	156.21						
Macapá	1968-1981	348.00	156.78	144.84	0.038	1.647	0.967	1.227	NO	NO
	2001-2018	264.00	156.33	142.43						
Landfill	1968-1996	348.00	200.68	175.60	0.317	1.647	0.947	1.227	NO	NO
	1997-2018	264.00	196.19	170.90						
Porto Grande	1965-1989	348.00	175.83	110.64	0.169	1.647	0.974	1.227	NO	NO
	1990-2017	264.00	174.31	109.18						

Table S5. Multi-year average monthly rainfall completed and extended (mm) of the rainfall stations considered (Serie 1968–2018)

Station	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
Fz	278.0	354.9	407.0	377.0	324.9	234.8	185.8	93.6	33.5	28.7	56.7	144.7	2519.7
Mp	227.1	285.7	335.5	298.6	263.7	167.5	122.0	46.5	9.5	6.6	27.6	88.6	1879.0
ATS	271.4	338.5	418.5	388.9	290.5	208.3	160.4	71.1	15.4	19.1	45.8	134.8	2362.7
PG	213.2	278.1	306.1	284.9	254.0	180.6	177.5	106.4	39.2	40.7	51.3	159.7	2091.7

Table S6. Average monthly average flows generated ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) (Qg)

Description	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
	Qg ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)											
Study area	0.599	0.704	0.722	0.723	0.660	0.583	0.486	0.276	0.115	0.071	0.119	0.327
PMS-01	0.041	0.047	0.046	0.045	0.038	0.033	0.028	0.014	0.006	0.004	0.004	0.018
PMS-02	0.055	0.064	0.061	0.060	0.052	0.044	0.037	0.019	0.008	0.006	0.007	0.025
NSD-01	0.171	0.197	0.200	0.199	0.152	0.138	0.119	0.060	0.026	0.017	0.018	0.071
NSD-02	0.212	0.244	0.252	0.252	0.187	0.173	0.149	0.081	0.034	0.021	0.022	0.088
NSD-03	0.460	0.528	0.545	0.546	0.416	0.374	0.321	0.182	0.083	0.054	0.059	0.194

NSD-04	0.061	0.070	0.073	0.075	0.052	0.050	0.044	0.027	0.013	0.007	0.008	0.025
NSD-05	0.599	0.687	0.723	0.721	0.536	0.489	0.424	0.249	0.112	0.056	0.074	0.242

Table S7. Maximum rainfall in 24 hours for different return times

Station	Distribution model	$D_{\max}$	Return period max (year) (TR)				
			2	5	10	25	50
Fz	EV2-Max	0.0706	114.8	140.7	161.0	190.9	216.6
Mp	Pearson III	0.0791	94.1	142.7	169.9	200.5	221.0
PG	Normal *	0.0936	76.0	91.7	99.9	108.6	114.2
Br	Pareto *	0.0679	82.6	106.9	118.5	128.3	133.1
Ca	EV2-Max	0.0414	120.6	149.9	173.2	207.8	237.9
Be	EV1-Max **	0.0721	106.5	133.3	151.1	173.5	190.1
So	GEV-Min	0.0354	157.5	196.8	219.5	245.0	262.0
Tr	GEV-Min *	0.0819	114.4	151.1	174.1	174.1	201.2
Al	GEV-Max *	0.0654	112.9	148.9	175.0	210.9	239.6
Bl	Pareto *	0.0810	113.9	148.6	161.7	170.6	173.9
Ob	EV1-Max **	0.0696	102.0	127.8	145.0	166.6	182.7
MA	Pearson III	0.0393	103.9	155.4	142.7	159.2	170.6

* L-Moments, ** Gumbel

Table S8. Maximum flows estimated

TR (years)	$P_{\max}$ design (mm)	P_d (mm)	I (mm h ⁻¹)	$Q_{\max}$ (m ³ s ⁻¹)
2	94.2	46.8	31.9	29.5
5	129.6	64.4	43.9	40.6
10	150.5	74.8	51.0	47.1
25	175.2	87.1	59.4	54.9
50	192.8	95.9	65.4	60.4

Note: rainfall-duration ratio (P_d), Rainfall intensity (I), $P_{\max}$ design considered for 24h.**Table S9.** Comparison of area flow (PMS-01) with the generation of leachate flow by the swiss and rational method

Method	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Year
PMS-01 (m ³ .s ⁻¹)	0.041	0.047	0.046	0.045	0.038	0.033	0.028	0.014	0.006	0.004	0.004	0.018	0,027
Swiss (m ³ .s ⁻¹)	0.003	0.004	0.004	0.004	0.003	0.002	0.002	0.001	0.000	0.000	0.001	0.001	0.002
Rational (m ³ .s ⁻¹)	0.004	0.007	0.007	0.007	0.005	0.002	0.000	-0.003	-0.005	-0.005	-0.004	-0.001	0.013

5 ARTIGO CIENTÍFICO III

Modelagem e simulação de produção de lixiviados e compostos gerados em sistema de drenagem do ATC: estudo de caso em Macapá/Brasil

Artigo aceito na “Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais”

MODELAGEM DE LIXIVIADOS E COMPOSTOS GERADOS EM SISTEMA DE DRENAGEM DE ATERRO CONTROLADO DE MACAPÁ/BRASIL

Carlos Armando Reyes Flores¹, Alan Cavalcanti da Cunha², Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha³

¹Eng. Forest and Environment, Student of master's degree Post Grade in Environmental Sciences (PPGCA) – Federal University of Amapá. Macapá/Brazil. e-mail: reyesflcarlos@gmail.com

²Dr. Hydraulic and Sanitation. Department of Civil Engineering, Federal University of Amapá, Rodovia JK.km 02. S/N, Jardim Marco Zero, Amapá 66.900-000, Brazil. e-mail: alancunha12@gmail.com

³Dr. Science of Environmental Engineering. Department of Environment and Development, Federal University of Amapá, Rodovia JK.km 02. S/N, Jardim Marco Zero, Amapá 66.900-000, Brazil. e-mail: helenilzacunha@gmail.com

RESUMO

No Brasil os aterros sanitários apresentam um significativo e histórico déficit de implementação. Recentemente, por imposição legal, os projetos de aterros sanitários têm sido exigidos para superar o grave cenário da disposição inadequada de resíduos sólidos nos municípios. Na Amazônia brasileira são, ainda, raros os estudos de concepção e operação com base em análise de variáveis físicas, químicas e biológicas relevantes. Contudo, apesar da escassez de dados sobre ATS na Amazônia, os recentes avanços científicos em modelagem e simulação computacional podem ser úteis para abordar o problema sob novas perspectivas, a partir da análise e otimização de processos aplicáveis em projetos e operação de aterro. No presente estudo foram analisados os lixiviados do ATS no Município de Macapá/Brasil, usando múltiplos modelos e análise de sistemas (MODUELO). Foram realizadas análises sistemáticas dos parâmetros relevantes de projeto e operação do Aterro Controlado por meio de balanços de massa e energia usando dados locais e parâmetros comuns aplicados em casos similares da literatura. Na segunda etapa, testamos, estatisticamente, três cenários simulados sobre o complexo sistema de fluxos de lixiviados e seus potenciais impactos no ATS e no seu entorno. Assim, três diferentes arranjos de tubulações de referência foram utilizados em variáveis de projeto para avaliar repostas dos seus respectivos volumes de lixiviados e concentrações de compostos físico-químicos e biológicos ($p < 0.05$). Os resultados comparativos não foram significativos para os diferentes arranjos geométricos de tubos propostos sob influência hidrológica de um ano climático típico ($p > 0.05$), sugerindo elevada similaridade de lixiviado nos referidos cenários. Assim, confirmou-se a hipótese de independência do arranjo geométrico das tubulações sobre volume de lixiviado e concentração de compostos produzidos. Concluímos que o método de simulação proposto pode ser recomendado para análises similares, sugerindo que múltiplos cenários são extremamente replicáveis em concepção de projetos atuais e futuros na Amazônia.

Palavras-chave: Lixiviado, arranjos, modelagem, compostos físico-químicos.

ABSTRACT

In Brazil, sanitary landfills present a significant and historical implementation deficit. Recently, by legal imposition, landfill projects have been required to overcome the serious scenario of inadequate solid waste disposal in municipalities. In the Brazilian Amazon, conception and operation studies based on the analysis of relevant physical, chemical, and biological variables are still rare. However, despite the scarcity of data on LF in the Amazon, recent scientific advances in computer modeling and simulation can be useful to approach the problem from new perspectives, for instance, from the analysis and optimization of processes applicable in landfill projects and operation. In the present research, landfill leachates were analyzed in the city of Macapá/Brazil, using multiple models and systems analysis (MODUELO). Systematic analyzes of the relevant Controlled Landfill design and operation parameters were carried out through mass and energy balances using local data and common parameters applied in similar cases in the literature. In the second stage, we statistically tested three simulated scenarios about the complex system of leachate flows and its potential impacts on the landfill and its surroundings. Besides, three different reference piping arrangements were used in variable projects to evaluate responses of their respective leachate volumes and concentrations of physicochemical and biological compounds ($p < 0.05$). But the comparative results were not significant for the different geometric arrangements of pipes proposed under the hydrological influence of a typical climatic year ($p > 0.05$), suggesting a high similarity of in these scenarios. We conclude that the hypothesis of independence of the geometric arrangement of the pipes on leachate volume and concentration of produced compounds was confirmed. Therefore, the proposed simulation method can be recommended for similar analyses, suggesting that multiple scenarios are potentially replicable in actual and future designing projects in the Amazon.

Keywords: Leachate, drainage arrangements, modeling, compounds generation.

INTRODUÇÃO

Globalmente uma quantidade significativa e crescente de RSU é descartada em aterros sanitários, por ser a alternativa tecnológica mais recomendada de destinação final, ambientalmente, adequada, configurando-se atualmente como a última e inevitável etapa na gestão de resíduos sólidos (DAJIC *et al.*, 2016). Assim, a adoção dessa tecnologia se tornou uma meta importante a ser alcançada pelos países, como os EUA, Europa, entre outros (MELO, 2020), inclusive o Brasil.

Os aterros sanitários para resíduos sólidos são obras de construção de engenharia em desenvolvimento contínuo. São instalações, por natureza, consideradas como áreas de risco, produzindo diversos impactos negativos no ambiente, como poluição do solo, atmosfera e dos recursos hídricos, com elevada capacidade de gerar contaminantes líquidos e gasosos (SLACK; GRONOW; VOULVOULIS, 2005). Contudo, se corretamente concebidos e operados, também podem ter efeitos positivos, como a contenção de poluentes e a geração de energia a partir do gás metano neles produzidos (BARROS, 2013).

Neste cenário, mesmo com a necessidade de implantação de aterros sanitários de rejeitos por força de lei, a sua adoção traz uma série de preocupações (MELO, 2020). A produção de um líquido de

cor escura e de alto poder poluidor, denominado lixiviado, é um exemplo de coproduto resultante da decomposição microbológica da massa de RSU aterrada.

Mas o impacto ambiental negativo dos aterros sanitários pode ser reduzido pela aplicação de tecnologias de proteção no projeto do aterro, se forem utilizados materiais impermeáveis adequados para cobertura inferior e superior. Neste caso, os elementos técnicos mais importantes no projeto de um aterro sanitário são os detalhes sobre os requisitos e recomendações para a proteção da água e do solo (DAJIC *et al.*, 2016).

O projeto ideal de aterros sanitários é, portanto, uma questão complexa e ainda sem solução. Durante a elaboração do projeto e operação de um aterro, diferentes variáveis devem ser definidas, incluindo a altura da camada do aterro, a espessura da cobertura intermediária entre as camadas (se houver) e o material utilizado, além do nível de compactação do resíduo ou tipologias de sistemas de extração de lixiviado (CUARTAS *et al.*, 2018). Este último, também, conhecido como sistema de drenagem, foco do presente estudo.

Os principais processos que ocorrem em aterros (percolação, escoamento e degradação do chorume e compressão dos sólidos) estão, intimamente, interligados. Cada variável de projeto influencia todas as demais. Portanto, é difícil levar em consideração, simultaneamente, todas essas interações para otimizar o projeto geral do aterro. Por exemplo, se a intenção é explorar o comportamento das variáveis envolvidas é possível estudar o potencial aumento das camadas de resíduos para determinar se o volume do lixiviado gerado (Q_g) é reduzido no espaço ocupado pelas coberturas intermediárias. As consequências dessa mudança na geração de energia ou na quantidade de poluentes, representada pelos compostos químicos gerados no processo de decomposição microbológico, devem ser também investigadas (ALÉM; POVINELLI; GOMES, 2009; PADILLA, 2007; TOZETTO, 2008).

Além disso, as condições geográficas e hidroclimáticas presentes em um local específico afetam, significativamente, essas interações, influenciando os critérios e parâmetros de projeto para diferentes localidades (CUARTAS *et al.*, 2018). Tanto que, na literatura, há vários estudos que analisam variáveis de projeto, principalmente do ponto de vista empírico, utilizando-se de testes de laboratório e de modelos de escala real e piloto.

Embora alguns resultados interessantes tenham sido obtidos na literatura, por exemplo, a dificuldade envolvida em tentar extrapolar os resultados laboratoriais diretamente para a realidade (DAJIC *et al.*, 2016). Além disso, células piloto em escala real têm sido construídas e monitoradas para obter dados que permitem a análise da influência das variáveis de projeto (MIJARES; KHIRE, 2012; SARAVANATHIIBAN *et al.*, 2014). Embora hoje em dia seja possível partilhar, comparar e integrar essas experiências no mundo globalizado da informação, estas iniciativas continuam sendo um método de trabalho de alto custo e de difícil replicação devido ao elevado número de variáveis físicas, químicas

e biológicas envolvidas nos processos de produção de lixiviado (ALÉM; POVINELLI; GOMES, 2009; CUARTAS *et al.*, 2018).

Um agravante destas limitações são os incipientes e raros estudos sobre o tema, principalmente sobre a relação dos processos hidrológicos e produção de lixiviados em aterros sanitários na Amazônia. Mas é relevante frisar que muitos dos parâmetros de análise utilizados nas regiões sul e sudeste do Brasil, geralmente aplicados sem muito critério comparativo, podem não ser adequados aos do clima da Amazônia, pois este, evidentemente, é muito diferenciado do restante do Brasil em termos de precipitação e balanço hídrico (FELDHAUS, 2019; FLORES; CUNHA; CUNHA, 2021b; PADILLA, 2007; TOZETTO, 2008).

No entanto, a computação científica permite analisar um grande número de cenários de forma mais rápida, barata e segura do que com os métodos tradicionais de prototipagem e experimentação (DENNING; RALSTON; HEMMENDINGER, 2000). Recentemente, têm proposto modelos matemáticos que permitem obter descrições aproximadas dos processos envolvidos nos aterros, como é o caso do MODUELO (LOBO; TEJERO, 2007a, b).

O presente estudo analisa os processos mais prováveis de produção de lixiviado potencialmente evidentes no ATC de Macapá/Brasil. Com este propósito foi utilizado o software MODUELO, aplicado ao presente estudo de caso do ATC de Macapá. O ATC de Macapá encerrou, operacionalmente, suas atividades em 2011, momento em que consideramos a máxima produção teórica de lixiviado Q_g . Neste caso, o objetivo principal deste estudo foi simular o lixiviado produzido e quantificar sua influência nos diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos (DQO, DBO, H_2 , CH_4 , CO_2 , NH_3) previstos em projeto (Tabela S1 de parâmetros de controle resultantes da simulação). Neste caso, foram testados, estatisticamente, três cenários de simulação usando diferentes desenhos geométricos dos sistemas de drenagem, nas quais foram avaliadas as significâncias da variação de Q_g e das concentrações de compostos físico-químicos gerados pelo processo de sua produção.

Nossa principal hipótese de estudo é que, independentemente do desenho do seu sistema de drenagem, a produção de lixiviado e a composição físico-química dos produtos resultantes dos processos físicos, químicos e biológicos envolvidos, não apresentam diferenças significativas de Q_g ($p > 0,05$). Sua relevância está relacionada com o fato das informações básicas de projetos sobre esses arranjos na Amazônia serem geralmente desconhecidas.

O presente estudo é o primeiro realizado no Estado do Amapá com ênfase nesta abordagem computacional aplicada em aterro controlado. Portanto, sua importância está relacionada com o desenvolvimento de estudos ambientais e de engenharia similares no restante da Amazônia (FLORES *et al.*, 2021a). Além disso, consiste em que parte do quantitativo de RSU no Brasil, ainda, está sendo destinada às unidades de tratamento ou disposição final inadequadas (lixões e aterros controlados)

(ABRELPE, 2020), sendo por imposição legal e inevitável a instalação de inúmeras unidades de Aterros Sanitários no país até 2024 (BRASIL, 2020).

As informações quantitativas e qualitativas obtidas para os sistemas de drenagem propostos para a produção de lixiviados e compostos físico-químicos gerados no sistema do ATC de Macapá foram então testados a partir de um sistema inteligente de suporte à tomada de decisões (MODUELO). Esta análise poderá ser utilizada como suporte ao gerenciamento integrado de RSU, enfatizando-se a destinação final dos lixiviados e suas fases de tratamento final, em face da construção de novas células para atender à crescente demanda de RSU, não somente no Estado do Amapá (Macapá), mas nos demais municípios com demandas significativas, como Santana e Mazagão.

O potencial suporte técnico para operadores, gestores e usuários, servirá para otimizar balanços de massa resultantes dos processos biológicos nos sistemas de drenagem instalados, geralmente pouco estudados e compreendidos, independentemente do desenho previsto em projeto de engenharia. Sua importância, também, está relacionada com o aumento ou redução da produção de lixiviados no tempo e seus riscos associados às subestimativas de precipitação em eventos climáticos adversos e cada vez mais frequentes na Amazônia. Deste modo, o conhecimento sobre os fluxos hídricos e a disposição geométrica das tubulações representaria, potencialmente, menores riscos de impactos ambientais nas vizinhanças, dependentes do clima e da produção de Q_g e seus coprodutos resultantes.

METODOLOGIA

Método proposto

O objetivo do método proposto é modelar e simular a produção de lixiviado Q_g para três diferentes cenários com diferentes desenhos geométricos do sistema de drenagem, testados estatisticamente. Após a simulação de cada cenário, uma vez obtida Q_g e a composição do lixiviado, novas informações foram então obtidas para fins de avaliar suas variações, a ordem de grandeza das variáveis (Tabela S1) e o seu potencial de conformidade com a legislação brasileira (ABNT, 2004b).

A metodologia proposta foi estruturada em seis etapas (Figura 1): configuração do modelo base, definição de cenários, geração das variações geométricas do modelo base, simulação dos modelos, geração e análise de resultados (CUARTAS *et al.*, 2018; LOBO; TEJERO, 2007a, b).

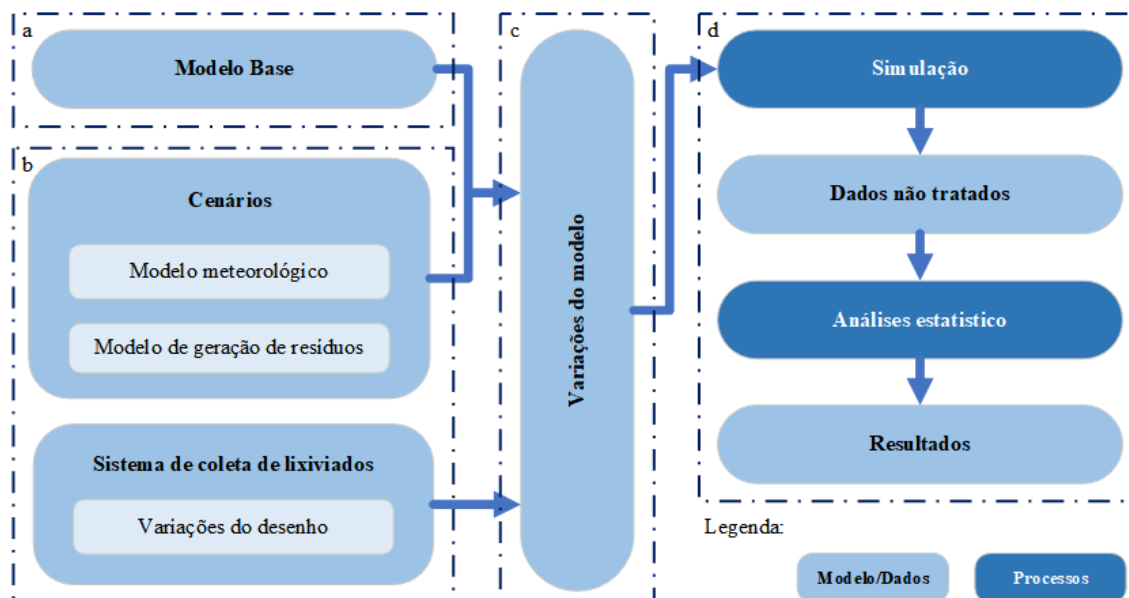


Figura 1: Etapas da metodologia utilizada. Fonte: Adaptado de (CUARTAS *et al.*, 2018)

Legenda: a) parametrização do modelo; b) cenários, desenho de sistema de coleta de lixiviado e coprodutos e c) variações do modelo; d) simulação, análise estatística e resultados.

Na primeira etapa (a) é necessário parametrizar o modelo base. Isto ocorre a partir das informações do terreno do ATC em estudo. As variáveis de projeto são aquelas realizadas por decisões tomadas ao projetar ou operar uma instalação. São eles, no caso dos aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU), a intensidade com que os resíduos são compactados depois de despejados (ABNT, 2004a, c), a altura da camada de resíduos ou os sistemas utilizados para cobrir cada camada até a próxima a ser despejada (CUARTAS *et al.*, 2018). Estas e outras variáveis (como o escoamento, umidade, permeabilidade, densidade etc.) foram consideradas em MODUELO (2018) para criar o modelo base. Isto é, as mesmas sem alteração causada pela falta de disponibilidade de dados. No modelo base é representada a instalação real do ATC de Macapá. Todavia não foram considerados os sistemas de drenagem reais, pois estes não estão disponíveis localmente ou na literatura até o momento da finalização da presente pesquisa.

Na segunda etapa (b), os cenários representativos foram definidos. Incluiu-se aspectos climáticos da estação meteorológica de Fazendinha (0° 3' S, 51° 6' 36" W, altitude 14.46 m) com uma série histórica de 50 anos (FLORES; CUNHA; CUNHA, 2021a; MOREIRA *et al.*, 2020). Além disso, foram considerados as entradas de diversos padrões de geração de resíduos, relacionados com estudos da composição gravimétrica dos resíduos que dependem da população (SEMA 2001), assim como o volume da pilha de RSU.

Na mesma etapa, foram criadas as variações do desenho do sistema de drenagem. Neste caso, foram consideradas condicionantes físicas típicas de projeto (inclinação da drenagem, número de células servidas pelo dreno, inclinação da camada em direção ao dreno, condutância hidráulica equivalente sob o dreno, diâmetro do tubo, e coeficiente de Manning). Portanto, a hipótese é que não ocorram variações ou alterações significativas na produção Q_g devido às suas diferentes distribuições geométricas na pilha

de resíduos. Estas variações combinadas com os cenários utilizados foram geradas sobre o modelo de base. Uma variação do modelo inclui um valor possível para a variável do projeto estudada (variações do sistema de coleção de lixiviados).

O terceiro passo (c) foi definir as variáveis de saída, denominadas de parâmetros de controle que quantificam os impactos produzidos pelo sistema. Estes foram os compostos físico-químicos e a geração Q_g (Tabela S1) que podem ser quantificadas tanto como o volume total durante o período considerado (ano de 2011, data de encerramento do ATC). Isto representa o valor máximo diário ou mensal, potencialmente, alcançado, de modo que se possam estimar capacidades máximas de armazenamento (ABNT, 2004b, c; CUARTAS *et al.*, 2018). Uma vez definido tais parâmetros de controle, foi necessário simular os balanços hídrico e a carga para cada distribuição geométrica do modelo e assim obter valores de saída para cada cenário de arranjos de tubulações de drenagem.

A última etapa (d) foi analisar, estatisticamente, as informações geradas de cada parâmetro de controle. Assim, foi aplicado o método de correlação de Pearson (EDJABOU *et al.*, 2017), que permitiu estimar a influência relativa dos arranjos geométricos dos sistemas de drenagem sobre um determinado conjunto de parâmetros de controle estabelecido quando um ajuste linear fosse possível. Adicionalmente foi realizada uma análise PCA, complementar, objetivando filtrar as principais correlações dos principais parâmetros de controle.

Além disso, foi aplicado o teste de kruskal wallis (FLORES; CUNHA; CUNHA, 2021b) e o teste de Tukey (ARYA *et al.*, 2021) para determinar a dependência da variável do projeto com os parâmetros de controle simulados. Em resumo, representações gráficas dos resultados da simulação auxiliaram a visualização dos resultados estatísticos e posterior análise.

Software de simulação - MODUELO

Para o presente estudo de caso, o software MODUELO versão 4 (CUARTAS, 2012) realiza simulações dinâmicas para aterros de resíduos sólidos urbanos considerando processos hidrológicos, de biodegradação e compactação, integradamente. O software representa tridimensionalmente o aterro, sendo composto por camadas com espessuras similares ou variadas, compostas por células. Nas simulações foram utilizados dados padrão da morfologia de aterro (elevação do aterro) (Figura 2) e modos de operação.

As condições hidrometeorológicas locais foram inseridas com base em dados da Estação Fazendinha considerando a umidade relativa (79%), temperatura máxima (28,9°), mínima (26,9°) e média (27,5°), Insolação (7,0h), velocidade do vento (1,9 m s⁻¹) e precipitação diária [33,6-456,2] (FLORES; CUNHA; CUNHA, 2021a). As características dos resíduos depositados foram obtidas da composição gravimétrica dos resíduos de Macapá (SEMA 2001). Deste modo, o aplicativo simulou a operação do ATC até seu fechamento, ao longo de um ano climático típico (2011) (MOREIRA *et al.*,

2020). As séries temporais foram estimadas a partir de variáveis globais em estudos similares da literatura (produção de lixiviados Q_g e compostos físico-químicos) (CUARTAS *et al.*, 2018). As principais variáveis monitoradas foram o volume de resíduos, teor de umidade global, vazão e qualidade do lixiviado, composição ou nível de compactação médio de resíduos e volume de gás (CH_4 e CO_2 , entre outros) (Tabela S1).

Os valores do estado operacional do aterro em cada célula discretizada (detalhe de camadas do aterro) foram então registrados. Na presente análise não houve necessidade de detalhar os aspectos físicos de cada elemento por não ser o foco de estudo (Figura 2).

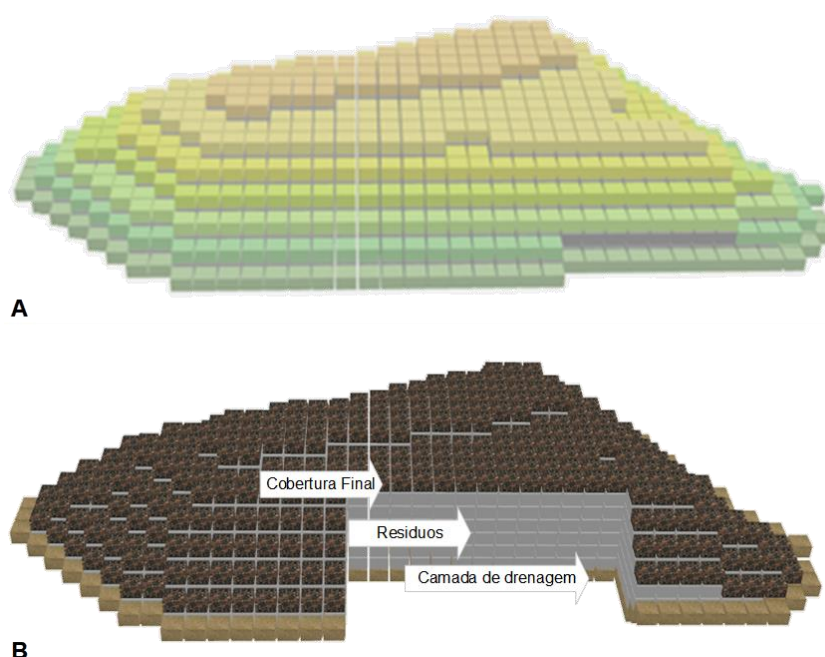


Figura 2: A) Morfologia, B) discretização numérica do modelo base (cobertura final, resíduo e camada drenante).

Estudo de caso- ATC Macapá/Amapá/Brasil

O ATC de Macapá está localizado no Centro de Tratamento de Resíduos (CTR/AP), à margem esquerda da rodovia BR-156, no sentido Macapá-Oiapoque, no km 14, a partir da confluência desta rodovia com a AP-070-AP. Distante 3,5 km do rio Matapi. Seu limite sul está a 13 km da pista do Aeroporto Internacional de Macapá, a 20 km distância da área central urbana da capital e a 4,7 km da foz do Igarapé Jandiá (Figura S1).

A área total destinada ao empreendimento (CTR/AP) é de aproximadamente 103,00 ha. A área afetada pela disposição dos diversos tipos de resíduos (domiciliares, comerciais, entulhos, serviços de saúde, pneus) está estimada em 35,70 ha. A área ocupada pela vegetação nativa é de 58,70 ha e, aproximadamente, 36,0 ha é a área de intervenção. A Célula remediada do ATC para os resíduos sólidos domiciliares e outros apresenta uma área de 50.124,33 m².

Assim, para testar a metodologia descrita, foi analisado um caso hipotético, de modo que os resultados pudessem ser interpretados com facilidade e, assim, comparar impactos dos diferentes desenhos geométricos do sistema de drenagem (Figura 3), especialmente, os parâmetros mais relevantes de controle (Tabela S1).

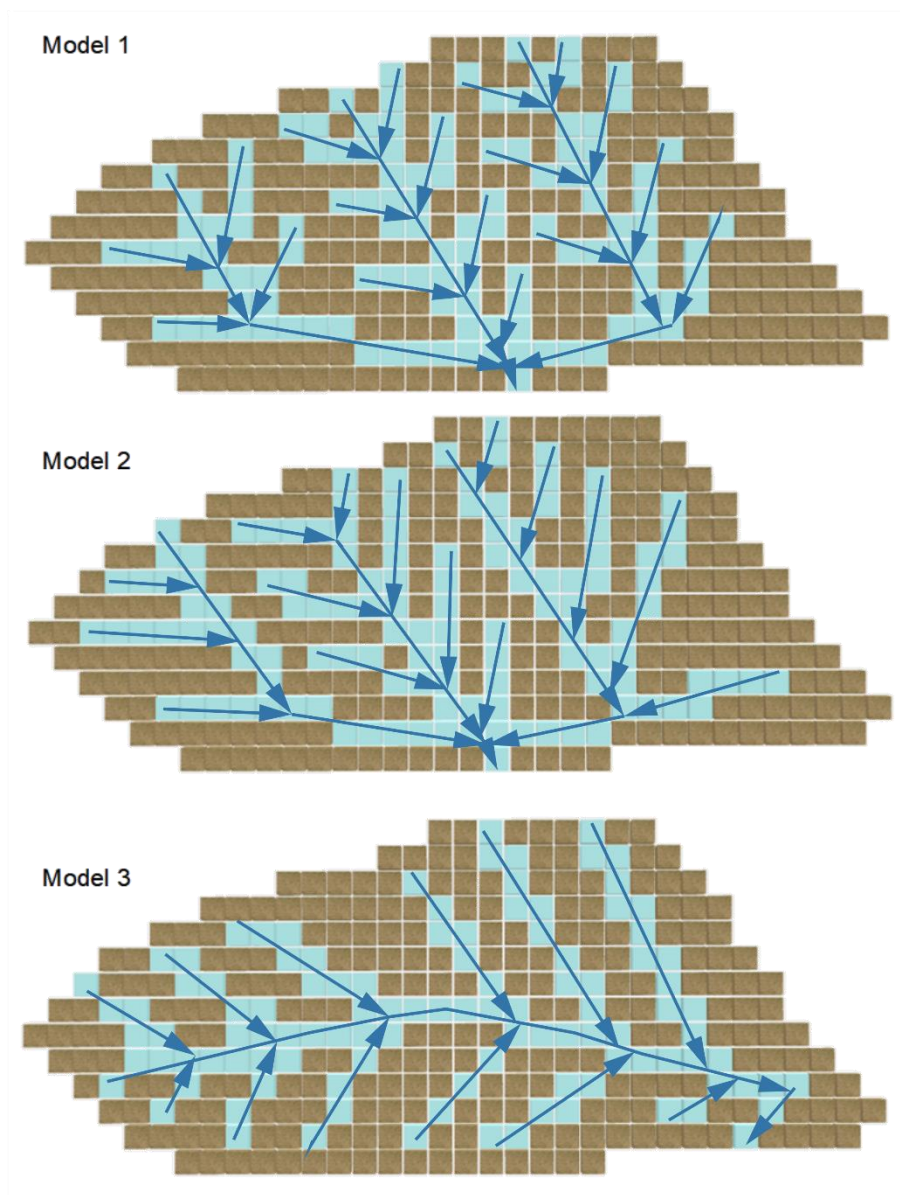


Figura 3: Variações dos desenhos do sistema de drenagem (sem escala): 1) planta com arranjo ramificado **a**; 2) planta com arranjo ramificado **b** e 3) planta com arranjo espinha de peixe.

Além do volume de lixiviado Q_g , os principais compostos físico-químicos e biológicos considerados como parâmetros de controle relevantes influenciados pelas variações geométricas do sistema de drenagem, foram: demanda química de oxigênio (COD), demanda bioquímica de oxigênio (BOD), carbono de compostos intermédios dissolvido (DCcho), hidrogênio de compostos intermediários dissolvido (DHcho), Oxigênio de compostos intermédios dissolvido (DOcho), acetato dissolvido (DAC), nitrogênio amoniacal dissolvido (DNH3), suATSeto de hidrogênio dissolvido

(DSH₂), dióxido de carbono dissolvido (DCO₂), hidrogênio dissolvido (DH₂), metano dissolvido (DCH₄), nitrogênio dissolvido (DN₂), oxigênio dissolvido (DO₂), carbono não biodegradável dissolvido (DCnb), hidrogênio não biodegradável dissolvido (DHnb), oxigênio não biodegradável dissolvido (DONb), nitrogênio não biodegradável dissolvido (DNnb) e enxofre não biodegradável dissolvido (DSnb) (Tabela S1) (LOBO, *et al.*, 2008; LÓPEZ, A. *et al.*, 2012).

RESULTADOS

Para cada parâmetro de controle utilizado nas simulações foram obtidos 365 resultados diários ao longo do ano de 2011, como referência ao cenário operacional mais adverso e crítico possível. Cada desenho corresponde a uma combinação distinta do sistema de drenagem e um diferente cenário (Figura 3), sobre o qual os parâmetros foram ajustados cada modelo de regressão linear múltipla.

O teste estatístico multicomparativo não paramétrico (Kruskal-Wallis) (Tabela 1) sugere que, independentemente do desenho geométrico da drenagem, os cenários de variações de produção de Q_g e produtos dos processos biológicos não foram significativos ($p > 0.05$). Isso sugere uma elevada “homogeneidade” dos processos envolvidos. Neste caso, confirma-se a hipótese de que não há significância entre as saídas dos parâmetros de controle resultante dos balanços ou fluxos, independentemente da variação geométrica dos arranjos no modelo. Isto significa que o desenho das tubulações nos sistemas de drenagem não afeta a produção de lixiviados Q_g, nem a composição ou produção de compostos físico-químicos e biológicos resultantes desses processos no tempo, tais como aqueles contidos na Tabela S1.

Tabela 1: Teste multicomparativo de Kruskal-Wallis e significâncias na produção de lixiviados e coprodutos do ATC de Macapá.

Variável dependente	Model	Parâmetros estatísticos						
		Tukey			Coeff. variation	Kruskal-Wallis		
		Model 1	Model 2	Model 3		x ² (chi-squared)	DF	p-value (<0.05)
Variáveis independentes	Volume	453.13 ^a	454.19 ^a	453.7 ^a	103.12%	0.008	2	NS
	COD	2072.58 ^a	2075.27 ^a	2060.75 ^a	64.64%	0.561	2	NS
	BOD	1736.19 ^a	1738.15 ^a	1726.53 ^a	63.34%	1.208	2	NS
	DCcho	136.02 ^a	135.96 ^a	135.3 ^a	130.97%	0.037	2	NS
	DHcho	16.41 ^a	16.4 ^a	16.32 ^a	130.97%	0.037	2	NS
	DAC	48.42 ^a	48.42 ^a	48.12 ^a	144.06%	0.042	2	NS
	DNH ₃	11.14 ^a	11.13 ^a	11.07 ^a	136.90%	0.037	2	NS
	DSH ₂	1.95 ^a	1.95 ^a	1.94 ^a	136.91%	0.037	2	NS
	DCO ₂	5.69 ^a	5.7 ^a	5.68 ^a	119.96%	0.021	2	NS
	DH ₂	0 ^a	0.01 ^a	0 ^a	149.89%	0.031	2	NS
	DCH ₄	0.04 ^a	0.04 ^a	0.04 ^a	128.17%	0.006	2	NS
	DN ₂	0.03 ^a	0.03 ^a	0.03 ^a	148.28%	0.095	2	NS
	DO ₂	11.14 ^a	11.13 ^a	11.07 ^a	136.90%	0.105	2	NS

DCnb	26.41 ^a	26.41 ^a	26.26 ^a	136.90%	0.037	2	NS
DHnb	3.55 ^a	3.55 ^a	3.53 ^a	136.90%	0.037	2	NS
DOnb	22.22 ^a	22.22 ^a	22.09 ^a	136.90%	0.037	2	NS
DNnb	1.11 ^a	1.11 ^a	1.11 ^a	136.90%	0.037	2	NS

[(*) significante, (NS) = não-significante],

A matriz de coeficientes de correlação entre os parâmetros de controle envolvidos (Figura 4) indica que o COD e BOD apresenta correlação negativa e moderada com o Volume de lixiviado Q_g , nitrogênio (DN_2) e oxigênio (DO_2) presentes no ATC. Se houver aumento de COD ou BOD ocorrerá uma provável redução do volume de lixiviado Q_g . O Gráfico complementar de PCA (Figura S2) mostra essa mesma correlação onde $\cos^2$ de COD e BOD (representados pelos eixos horizontal e vertical) é maior em relação aos demais parâmetros. A PCA sugere que dois eixos explicam 94,1% da variação global de Q_g .

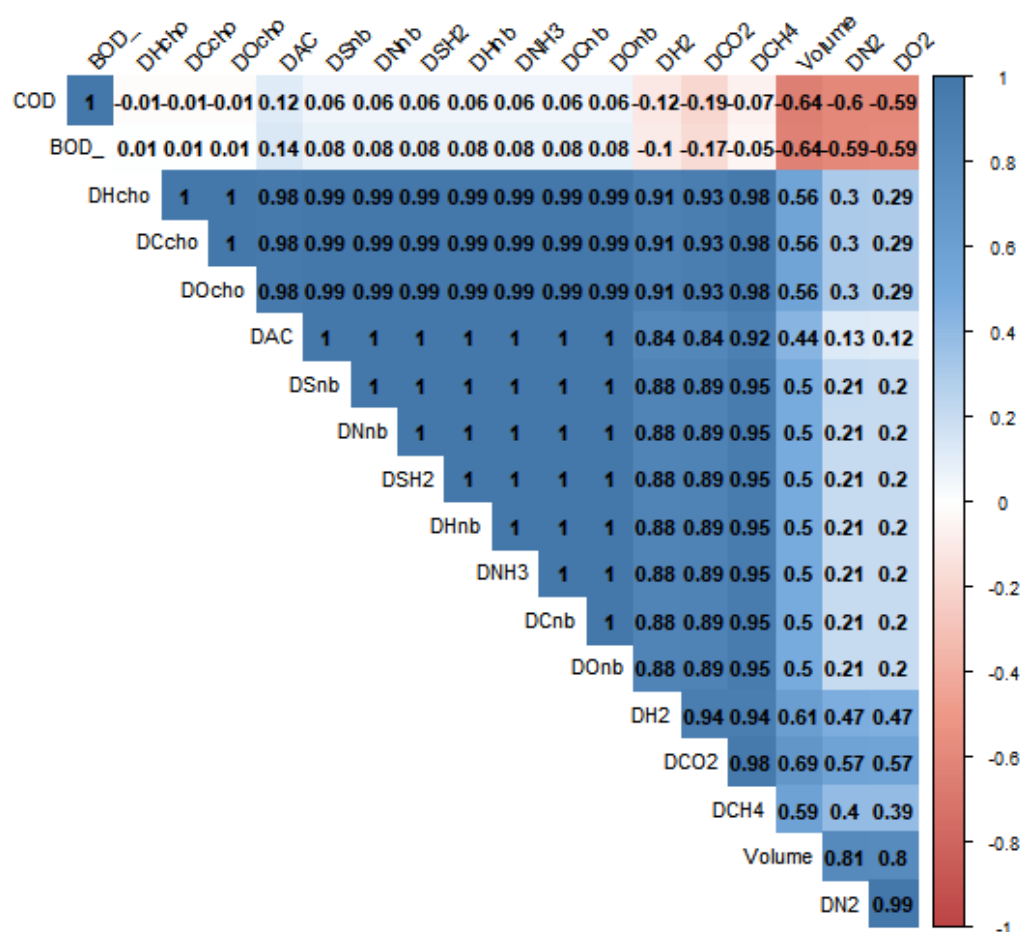


Figura 4: Correlação dos parâmetros de controle para Q_g

Legenda: Cores azuis (+) e vermelhas (-).

O gráfico complementar PCA mostrou que BOD e COD ($\cos^2 \approx 0,80$), DO_2 e DN_2 ($\cos^2 \approx 0,83$), estão relacionados. Por outro lado, o $\cos^2$ para volume e DH_2 foi próximo a 0,86. Para DCH_4 e DCO_2 o $\cos^2$ ficou próximo a 0,91 e para os demais compostos $\cos^2 \geq 0,95$. Além disso, BOD e COD se encontraram no 3º quadrante da PCA, com maior projeção no eixo vertical, diferenciando-se das demais

variáveis (quadrantes 1º e 4º). O Volume, DO₂, DN₂, DCH₄, DCO₂ estão concentrados no 4º quadrante e os demais compostos no 1º quadrante. Por outro lado, os compostos (COD, BOD, DCH₂, DCO₂, DSH₂, DNH₃) apresentaram-se com correlações muito próximas para cada modelo.

É possível observar nos gráficos da Figura 5 que os referidos parâmetros são estimados pelo MODUELO com valores muito próximos entre si e quase sem diferenças na visualização gráfica. Esta observação foi também corroborada estatisticamente, com a não significância quando comparados (Kruskal-Wallis, Tabela 1).

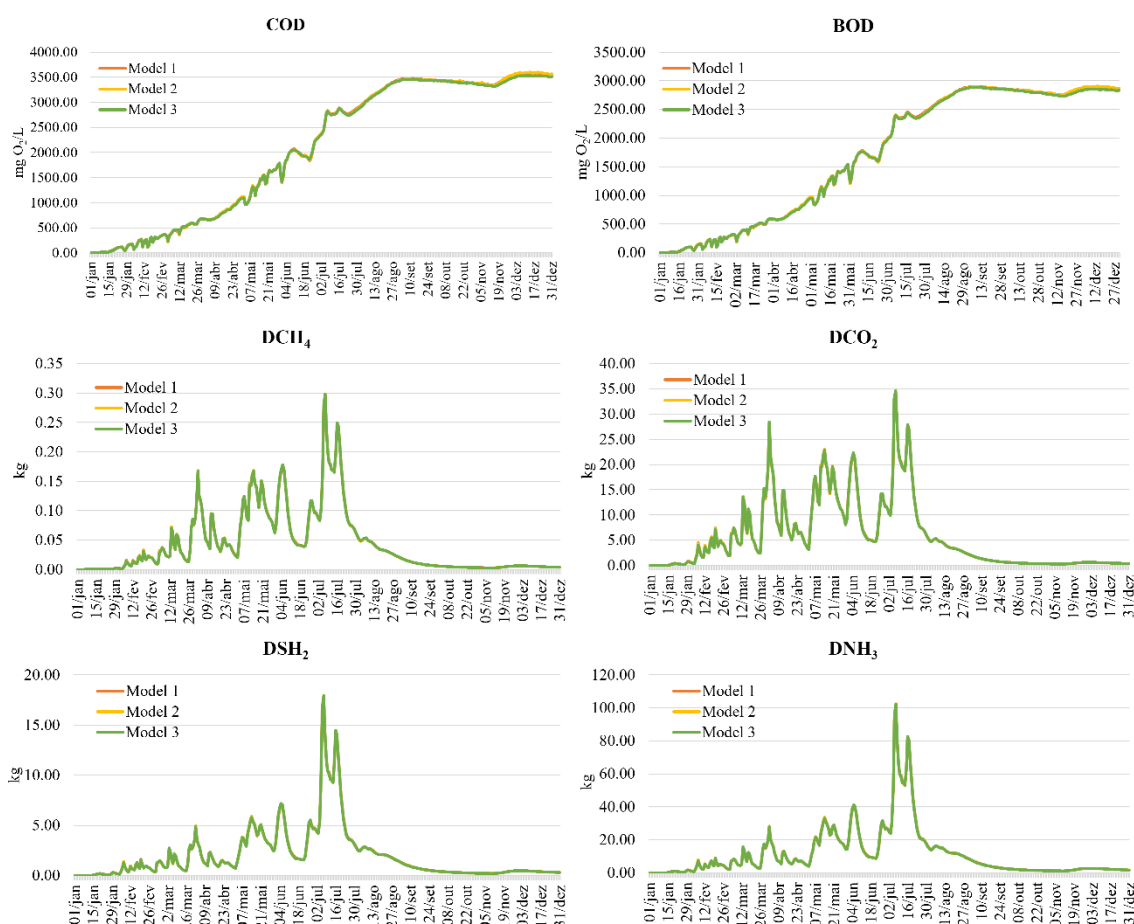


Figura 5: Saídas numéricas com variação temporal dos parâmetros DCH₄, DCO₂, DSH₂ e DNH₃ segundo diferentes cenários condicionados à três diferentes arranjos geométricos do sistema de drenagem (ATC – Macapá, 2011).

DISCUSSÕES

As variações geométricas de sistemas de drenagem não apresentaram um impacto significativo nos parâmetros de controle ($p > 0.05$) (Q_g e compostos físico-químicos principais) (Tabela 1 e Figura 4). Em detalhes, a correlação entre os parâmetros de controle foi em grande maioria positiva [$0,01 \leq R \leq 1,0$], com exceção dos parâmetros: DHcho, DCcho, DOcho relacionados a COD ($R = -0,01$) e DH₂, DCO₂, DC₄, Volume, DN₂ e DO₂ relacionados a COD e BOD [$-0,05 \leq R \leq -0,64$]. Onde as correlações entre os compostos: DHcho, DCcho, DAC, DSnb, DNnb, DSH₂, DHnb, DNH₃, DCnb, DONb, DH₂,

DCO₂, DCH₄, apresentaram as melhores correlações positivas [$0,84 \leq R \leq 1,0$]. Assim como também a correlação COD~BOD ($R=1,0$) e DN₂~DO₂ ($R=0,99$) e o volume de lixiviado Q_g relacionado com DN₂ ($R=0,81$) e DO₂ ($R=0,80$) apresentaram valores no mesmo intervalo. Além disso, o volume de lixiviado Q_g apresentou correlações negativas medianas ($R = -0,64$) com COD e BOD.

É possível observar que o volume de lixiviado apresenta dependência significativa de DN₂, DO₂ (positivamente), COD e BOD (negativamente), além de influenciar DH₂ (positivamente), e DCO₂ e DCH₄ (negativamente) (PCA) (Figura S2). Embora os dados utilizados para o cálculo destes parâmetros sejam consequência de estimativas do MODUELO, e de acordo com o alcance atual da presente análise, este não permite ainda uma visão geral das possíveis interações dos compostos e seus potenciais impactos à população ou ao ambiente. A média em DCH₄ foi 0.04kg para os 3 modelos. Em resumo, para DCO₂ (Model₁=5.69kg, Model₂=5.70kg, Model₃=5.68kg), DSH₂ (Model₁ e Model₂=1.95kg, Model₃=1.94kg) e DNH₃(Model₁=11.14kg, Model₂=11.13kg, Model₃=11.07kg), mostrando que não apresentam significância com as variações dos arranjos utilizados na análise. Este cenário corrobora o fato de que os três diferentes cenários de arranjos do sistema de drenagem não impactam significativamente nenhuma variável avaliada (Tabela 1).

Os compostos DCH₄, DCO₂, DSH₂, e DNH₃ resultantes da simulação tendem a apresentar elevação de massa à medida que o período chuvoso se inicia, alcançando massas mais elevadas durante a transição chuvosa para seca (FLORES; CUNHA; CUNHA, 2021a). Analisar estes compostos com maior profundidade é necessário porque quando as concentrações de poluentes e a taxa de vazamento do aterro são incertas, é mais difícil prever qual seria a influência efetiva que o sistema de drenagem do aterro teria, por exemplo, nas águas subterrâneas (ZHANG *et al.*, 2021). É possível que ocorra um aumento significativo de metais atenuados nos sedimentos circundantes quando os aterros forem eventualmente inundados (BRAND; SPENCER, 2020), principalmente quando ocorrem eventos extremos de precipitação.

Por outro lado, como os dados utilizados no MODUELO deveriam ser gerados com dados do próprio local do aterro controlado, atualmente indisponíveis. A presente análise foi fundamentada essencialmente no estudo de Cuartas et al. (2018). Os referidos autores utilizaram dados da literatura usando o lixiviado produzido como parâmetro de controle frente às variáveis de projeto (altura da camada de resíduos, densidade de compactação do resíduo, espessura da cobertura, revestimento de superfície, e cobertura final), aplicado em um clima cantábrico, aqui adaptado do clima de uma região de Espanha. Naquele caso, a variável com maior influência foi o revestimento superficial durante o período de operação, o que reduz o volume total de lixiviado gerado (com fator de compactação $C = 0,57$). A cobertura intermediária e a cobertura final são secundárias (0,17 e 0,18), com a quantidade de lixiviado reduzida em uma ordem de magnitude inferior. E a proporção de geração de lixiviado Q_g entre

cenários climáticos da Cantábria e clima mediterrâneo é de cerca de 2–1 e correspondem aos seus respectivos valores de precipitação (2.87–1.33 mm.dia⁻¹).

MODUELO se baseia em uma discretização numérica tridimensional (3D) sendo inicialmente calibrado e aplicado em um ATS na região de Cantabria-Espanha, usando simulação de produção de lixiviados como variável principal, o qual foi comparado com o modelo HELP (LOBO, A. *et al.*, 2003). Os referidos autores consideraram também variáveis hidrológicas (ALIBARDI; COSSU, 2018), sobre as quais foi apresentado uma defasagem média de aproximadamente sete meses nos valores máximos anuais do fluxo de lixiviado resultantes da simulação HELP em relação aos resultados do MODUELO (LOBO; TEJERO, 2007b).

Por outro lado, considerar diferentes cenários é importante para determinar o impacto de múltiplas variáveis presentes no projeto. Por exemplo, em um clima Cantábrico houve influência da cobertura intermediária temporária na variabilidade do lixiviado gerado. Sendo que essa variabilidade diminui em resíduos europeus, e para os não europeus a variabilidade aumenta (CUARTAS *et al.*, 2018). Mas, no estudo de caso, ficou claro que as variações geométricas do sistema de drenagem não influenciam na variabilidade do lixiviado gerado, como mostrado na Figura 5. Além disso, as simulações indicam que não há impacto diferenciado sequer na composição dos compostos físico-químicos e biológicos que podem impactar o ecossistema Amazônico (Tabela 1).

Esses resultados revelam também a necessidade de se analisar diferentes cenários para generalizar algumas conclusões. Por exemplo, no bioma amazônico, onde foram despejados no 2018 cerca de 1.700.000 t ano⁻¹ de resíduos nos rios e afluentes (ACTO, 2018), contaminando corpos da água e florestas (RAMÍREZ, 2016), é possível replicar o método usado na presente pesquisa adicionando novas variáveis em ATC e ATS para verificar se o clima amazônico não influi na geração de lixiviados ($p < 0.05$). A produção de Q_g pode ser muito relevante em nível mundial nestes casos, porque o bioma amazônico sequestra entre 150-200 Gt C ano⁻¹, aproximadamente metade de todo o carbono presente em florestas tropicais (ACTO, 2020; PEREIRA; VIOLA, 2020; TIGRE, 2016).

Assim, este método permite avaliar os principais processos hidrológicos que contribuem com os fluxos de lixiviado coletado pelo sistema de drenagem e suas condições de biodegradação (LOBO; TEJERO, 2007a) nos ATC e ATS. E como o modelo analisa fenômenos reais, permite sua aplicação como ferramenta de gestão e fiscalização de ATC e ATS. Assim, fica demonstrado sua potencialidade, uma vez que o método proposto neste e outros estudos (CUARTAS *et al.*, 2018; LOBO *et al.*, 2002; LOBO; TEJERO, 2007a; PADILLA, 2007; TOZETTO, 2008) servem de base em estudo, projeto e operação de aterros sanitários.

O método também se apresenta como suporte à tomada de decisões e identificação de melhores práticas de otimização de processos, como o aproveitamento do gás CH₄ gerado. Sendo lucrativo ou não, os efeitos de diferentes alternativas de operação do aterro sanitário e material de cobertura, o

modelo pode ser utilizado para estimar o impacto causado pelas emissões geradas no longo prazo, tanto na fase de operação quanto na fase de pós-atendimento, análise de reciclagem de chorume e outras estratégias de remediação, para a detecção de falhas no sistema de proteção (LOBO *et al.*, 2002).

CONCLUSÕES

A presente pesquisa é inédita para estudos de simulação de ATC na Amazônia. Na pesquisa foram testados, estatisticamente, os principais resultados de potenciais impactos da variação de arranjos geométricos de sistemas de drenagem sobre o volume de lixiviado produzido e os compostos físico-químicos e biológicos gerados no período de fechamento do ATC em 2011 e, em tese, durante a máxima produção de lixiviados.

Confirmamos a hipótese de que, independentemente do arranjo geométrico do sistema de drenagem proposto em projeto para construção de aterros sanitários, as variações dos fluxos hídricos e de lixiviados ou coprodutos simulados, não foram significativas ($p > 0,05$). A relevância deste fato para outros estudos na Amazônia é que estas informações sirvam de base para outros projetos dos aterros similares onde praticamente inexistentes informações sobre parâmetros de projeto básicos.

A não significância entre os diferentes parâmetros de controle sugere maior liberdade aos projetistas quanto aos arranjos e distribuição dos tubos de drenagem nas células do ATC em situações similares.

O método de modelagem e simulação numérica é uma excelente alternativa para explorar novas linhas de estudo na Amazônia, cujas características hidroclimáticas são espacialmente similares, o que se refletiria também em potenciais resultados similares na estimativa de Q_g (e parâmetros de controle) em nível regional.

O estudo pode ser considerado inédito para estimar variações dos fluxos hídricos e variações de concentrações de compostos presentes no sistema de drenagem na Amazônia. Em especial, com foco na otimização e monitoramento das variáveis de operação (parâmetros de controle), sendo a abordagem numérica muito útil na construção de uma base científica para a tomada de decisões de gestores, com a identificação dos efeitos das variações de parâmetros como subsídio à operação e otimização desses sistemas.

Contudo algumas limitações deverão ainda ser superadas em estudo futuros similares no Estado do Amapá e na Amazônia. No entanto, é necessário dispor de parâmetros monitorados em escala real (ATC de Macapá). E, apesar de inúmeras tentativas, a Prefeitura Municipal de Macapá não disponibilizou as informações necessárias para uma eventual calibração ou validação das saídas numéricas do presente estudo de caso. Por outro lado, um dos objetivos principais do estudo foi obter uma linha de base para avaliar potenciais parâmetros pré-condicionados a serem calibrados futuramente,

visando sua validação com base em série de dados localmente disponíveis. Assim, os detalhes dos balanços de massa dos constituintes resultantes dos processos físicos, químicos e biológicos não foram exaustivamente explorados, nem seus potenciais impactos ambientais nas vizinhanças do ATC. Mas a ferramenta apresenta este potencial se houver disponibilidade de dados.

Portanto, todos esses processos necessitam ainda ser testados com dados locais, pois são fundamentais para o monitoramento e gestão do sistema de ATC não somente de Macapá, mas aplicáveis ao planejamento operacional, gestão e fiscalização em outras localidades da Amazônia.

Agradecimentos

Ao Programa de Alianças para a Educação e a Capacitação (PAEC - OEA – GCUB), com bolsa país - programa CAPES/PPGCA-UNIFAP, processo nº. 88882.441452/2019-01; CNPq: Processo Nº 309684/2018-8), ao Projeto Tedplan (Planos Municipais de Saneamento Básico) FUNASA/UNIFAP, a PROPESPg/UNIFAP, ao Grupo de Ingeniería Ambiental da Universidad de Cantabria por disponibilizar o software MODUELO V.4.0 especialmente a Amaya Lobo. Ao laboratório de Química, Saneamento e Modelagem de Sistemas Ambientais (LQMSA) e ao chefe da Divisão de Monitoramento e Limpeza da Semur, Adrian Castelo, por proporcionar o mapa de curvas de nível do ATC.

Referências

- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>.
- ALÉM SOBRINHO, P.; POVINELLI, J.; GOMES, L. P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. In: Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 19–25.
- ALIBARDI, L.; COSSU, R. Leachate Generation Modeling. In: **Solid Waste Landfilling**. [s.l.] Elsevier, 2018. p. 229–245. DOI: <http://doi.org/10.1016/b978-0-12-407721-8.00013-9>
- AMAZON COOPERATION TREATY ORGANIZATION (ACTO). **Análisis Diagnóstico Transfronterizo Regional de la Cuenca Amazónica – ADTA532**. Brasília: Proyecto GEF Amazonas, 2018. Disponível em: <<http://www.otca-oficial.info/assets/documents/20181022/b36fbdac4773007a4021b7b269b49148.pdf>>.
- AMAZON COOPERATION TREATY ORGANIZATION (ACTO). **Our Amazon**.
- ARYA, S. et al. Urban mining of obsolete computers by manual dismantling and waste printed circuit boards by chemical leaching and toxicity assessment of its waste residues. **Environmental Pollution**, v. 283, 15 ago. 2021. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117033>
- BRAND, J. H.; SPENCER, K. L. Will flooding or erosion of historic landfills result in a significant release of soluble contaminants to the coastal zone? **The Science of the total environment**, v. 724, p. 138150, 1 jul. 2020. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138150>
- CUARTAS HERNÁNDEZ, M. **UNIVERSIDAD DE CANTABRIA DEPARTAMENTO DE MATEMÁTICA APLICADA Y CIENCIAS DE LA COMPUTACIÓN Tesis Doctoral Optimización del diseño de vertederos de residuos sólidos basada en modelización**. [s.l.: s.n.].
- CUARTAS, M. et al. Analysis of landfill design variables based on scientific computing. **Waste Management**, v. 71, p. 287–300, 1 jan. 2018. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.043>
- DAJIC, A. et al. Landfill design: Need for improvement of water and soil protection requirements in EU Landfill Directive. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 3, p. 753–764, 1 mar. 2016. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10098-015-1046-2>

- DENNING, P. J.; RALSTON, A.; HEMMENDINGER, D. **COMPUTER SCIENCE: THE DISCIPLINE**. [s.l: s.n.].
- EDJABOU, M. E. et al. Statistical analysis of solid waste composition data: Arithmetic mean, standard deviation and correlation coefficients. **Waste Management**, v. 69, p. 13–23, 1 nov. 2017. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.036>
- FELDHAUS, C. R. **Influência de parâmetros de entrada em modelos de simulação de aterros de resíduos**. 2019. 2019.
- FLORES, C. A. R.; CUNHA, A. C. da; CUNHA, H. F. A. Indicators of solid waste generation per capita in international amazon countries. p. 19, 2021a.
- FLORES, C. A. R.; CUNHA, A. C. da; CUNHA, H. F. A. Hydrometeorological characterization to estimate the generation of the sanitary landfill leachate into an urban watershed of East Amazon/Brazil. p. 29, 2021b.
- LOBO, A. et al. Comparative analysis of three hydrological landfill models through a practical application (MODUELO, HELP and MODUELO 1). In: Sardinia 2003, 9th International Landfill Symposium, Cagliari, Italia. **Anais...** Cagliari, Italia: CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2003.
- LOBO, A. G. D. C. et al. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part II: Biodegradation). **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 20, n. 6, p. 514–528, 2 dez. 2002. DOI: <http://doi.org/10.1177/0734242X0202000605>
- LOBO, A. G. de C.; TEJERO, I. M. Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: An example. **Waste Management**, v. 27, n. 5, p. 691–703, 2007a. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.04.015>
- LOBO, A. G. de C.; TEJERO, I. M. MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, n. 1, p. 59–72, jan. 2007b. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.11.003>
- LÓPEZ, A. et al. Modelización de una celda vertedero experimental con Moduelo 4.0. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, v. 28, n. 1, p. 89–96, 2012.
- MELO, D. A. de. **Aterros de Resíduos: O Uso de Ferramentas de Avaliação como Apoio Decisório Para a Reabilitação Ambiental – Teoria e Prática**. 1. ed ed. Curitiba: Editora Appris, 2020.
- MIJARES, R. G.; KHIRES, M. V. Field Data and Numerical Modeling of Water Balance of Lysimeter versus Actual Earthen Cap. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 138, n. 8, p. 889–897, ago. 2012. DOI: [http://doi.org/10.1061/\(asce\)gt.1943-5606.0000539](http://doi.org/10.1061/(asce)gt.1943-5606.0000539)
- MOREIRA, P. H. O. et al. Microclimatic variation in urban sites with different levels of vegetable cover as a subsidy to the formation of heat island. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 07, p. 3254–3274, 2020. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>>. DOI: <http://doi.org/10.26848/rbgf.v13.07.p3254-3274>
- PADILLA, R. S. **Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários**. 2007. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.
- PEREIRA, J. C.; VIOLA, E. Close to a Tipping Point? The Amazon and the Challenge of Sustainable Development under Growing Climate Pressures. **Journal of Latin American Studies**, p. 467–494, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1017/S0022216X20000577>
- RAMÍREZ, P. Identificación de las fuentes de contaminación y su relación con la dinámica del río Itaya (zona baja de Belén), distrito de Belén. 2014. **Universidad Nacional de la Amazonía Peruana**, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.unapikitos.edu.pe/handle/UNAP/4368>>.
- SARAVANATHIBAN, D. S. et al. **Controlled Irrigation to Estimate Field-Scale Hydraulic Conductivity of a Landfill Final Cover**. [s.l: s.n.].
- SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE DO AMAPÁ (SEMA). **Estudo de viabilidade econômica, técnica e operacional de sistemas de reaproveitamento de resíduos sólidos urbanos em Macapá e Santana**. [s.l: s.n.].
- SLACK, R. J.; GRONOW, J. R.; VOULVOULIS, N. **Household hazardous waste in municipal landfills: Contaminants in leachate** *Science of the Total Environment* Elsevier B.V., 20 jan. 2005. . DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.002>
- TIGRE, M. A. Cooperation for Climate Mitigation in Amazonia: Brazil's Emerging Role as a Regional Leader. **Transnational Environmental Law**, v. 5, n. 2, p. 401–425, 2016. DOI: <http://doi.org/10.1017/S2047102516000297>

TOZETTO, C. M. **Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: Estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba.** 2008. 2008.

ZHANG, J. et al. Study on the effect of municipal solid landfills on groundwater by combining the models of variable leakage rate, leachate concentration, and contaminant solute transport. **Journal of Environmental Management**, v. 292, 15 ago. 2021. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112815>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Parâmetros de controle resultantes da simulação.

Parâmetro de controle	Unidade
Volume do lixiviado (volume)	m ³
Demanda química de oxigênio (COD)	mg O ₂ /L.
Demanda bioquímica de oxigênio (BOD)	mg O ₂ /L.
Carbono de compostos intermediários dissolvido (DCcho)	kg
Hidrogênio de compostos intermediários dissolvido (DHcho)	kg
Oxigênio de compostos intermediários dissolvido (DOcho)	kg
Acetato dissolvido (DAC)	kg
Nitrogênio amoniacal dissolvido (DNH ₃)	kg
SuATSuro de hidrogênio dissolvido (DSH ₂)	kg
Dióxido de carbono dissolvido (DCO ₂)	kg
Hidrogênio dissolvido (DH ₂)	kg
Metano dissolvido (DCH ₄)	kg
Nitrogênio dissolvido (DN ₂)	kg
Oxigênio dissolvido (DO ₂)	kg
Cinzas dissolvidas (DASH)	kg
Carbono não biodegradável dissolvido (DCnb)	kg
Hidrogênio não biodegradável dissolvido (DHnb)	kg
Oxigênio não biodegradável dissolvido (DONb)	kg
Nitrogênio não biodegradável dissolvido (DNnb)	kg
Enxofre não biodegradável dissolvido (DSnb).	kg
Precipitação total	mm
Volume total de precipitação	m ³
Precipitação evaporada	m ³
Área superficial evaporada	m ³
Infiltração	m ³
Volume absorvido	m ³
Escoamento superficial conectado	m ³
Água superficial total	m ³
Conteúdo de umidade total na camada	m ³
Evapotranspiração potencial	mm

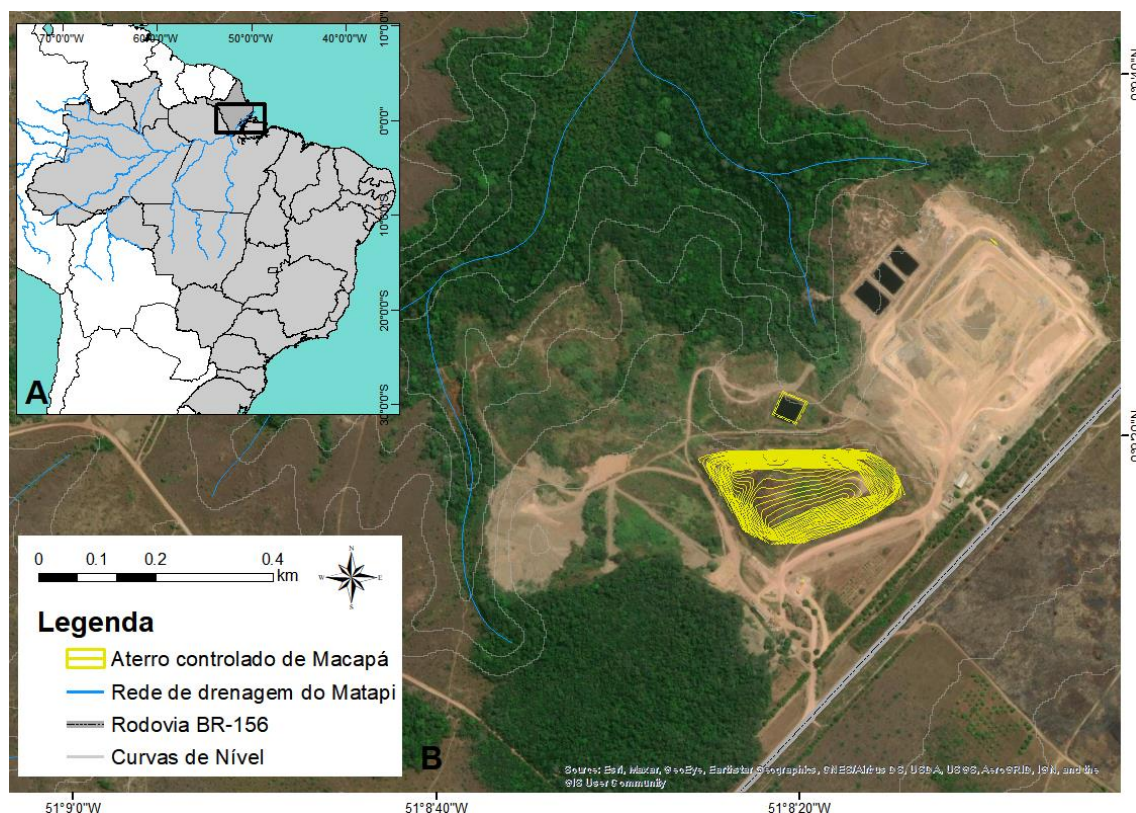


Figura S1: a) Localização geográfica na América do Sul e no Brasil , b) localização do aterro controlado de Macapá (área de estudo)

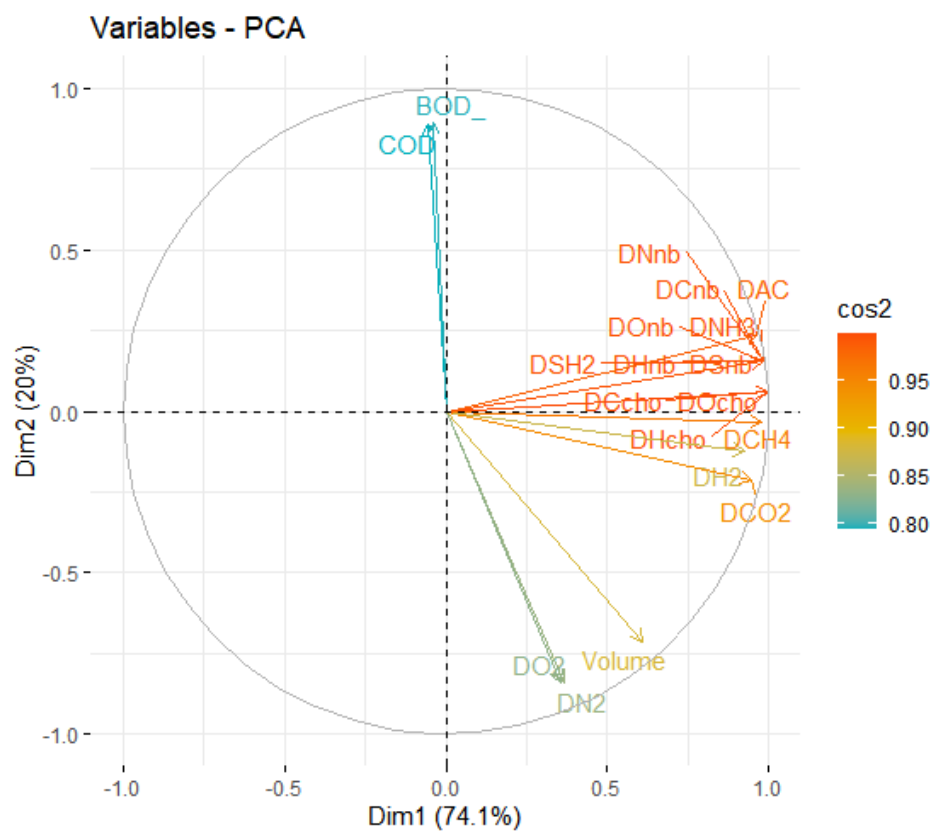


Figura S2: PCA entre os parâmetros de controle.

6 CONCLUSÕES GERAIS

O estudo permitiu dar uma visão clara sobre os impactos que podem originar a má gestão de resíduos sólidos em relação a diversos fatores e impactos dos lixiviados ao ambiente. Estes impactos acompanhados com eventos extremos de precipitação podem ser ainda maiores, onde pode existir, transbordamento, afetando o ecossistema local pela falta de um controle no balanço hídrico e monitoramento físico-químico dos aterros a seu entorno. Além de existir impactos associados pela falta de coleta seletiva, um elevado índice de desigualdade econômica e localização geográfica, pode piorar o aumento das concentrações físico-químicas e o volume de lixiviados em períodos extremos, apesar de não ter diferença significativa com as variações dos arranjos geométricos das tubulações. Pelo que é necessário ter um sistema correto de controle e monitoramento como parte da gestão de resíduos sólidos, a fim de prever futuros impactos e desastres.

Os métodos aplicados indicam que a análise de múltiplos cenários é extremamente relevante para aprimorar e otimizar projetos atuais e futuros para o fechamento de aterros controlados e implantação de aterros sanitários, especialmente em locais onde praticamente inexistem informações técnicas e com má gestão dos resíduos, como ocorre na Amazônia e em países em desenvolvimento onde a desigualdade de oportunidades é alta. Em longo prazo seriam necessários avaliar qual é o nível de impacto da precipitação na infraestrutura do ASMM, o que poderia influenciar na sua vida útil, que metodologias poderiam ser aplicadas para combater estes problemas. Adicionalmente, pode ser realizada uma análise de compostos microbiológicos que permitam purificar os lixiviados, assim também como um estudo hidro geoquímico do ASMM para determinar as interações com o entorno (água subterrânea e solo).

REFERÊNCIAS

- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. São Paulo - SP: [s. n.], 2020. Available at: <https://abrelpe.org.br/panorama/>.
- AGUIRRE, M. Modelos matemáticos en hidrología. 2006. **Apuntes del I Congreso Nacional de Hidrología** [...]. Lima, Perú: Universidad Nacional Agraria La Molina, 2006.
- ALADEJANA, O. O.; FAGBOHUN, B. J. Geomorphic, morphometric and structural analysis of North West Benin Owena River Basin, Nigeria: implications for groundwater development. **Sustainable Water Resources Management**, vol. 5, no. 2, p. 715–735, 1 Jun. 2019. <https://doi.org/10.1007/s40899-018-0252-6>.
- ALÉM SOBRINHO, P.; POVINELLI, J.; GOMES, L. P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 19–25. Available at: http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_3.pdf.
- AMAZON COOPERATION TREATY ORGANIZATION (ACTO). **Análisis Diagnóstico Transfronterizo Regional de la Cuenca Amazónica – ADT**. Brasília: Proyecto GEF Amazonas, 2018. Available at: <http://www.otca-oficial.info/assets/documents/20181022/b36fbdac4773007a4021b7b269b49148.pdf>.
- AMAZON COOPERATION TREATY ORGANIZATION (ACTO). Our Amazon. 2020. .
- AMAZON GEO-REFERENCED SOCIO-ENVIRONMENTAL INFORMATION NETWORK (RAISG). Amazon socio-environmental: Maps and publications. 2019. Available at: <https://www.amazoniasocioambiental.org/en/maps/#download>.
- AMBROISE, B. Variable water-saturated areas and streamflow generation in the small Ringelbach catchment (Vosges Mountains, France): the master recession curve as an equilibrium curve for interactions between atmosphere, surface and ground waters. **Hydrological Processes**, vol. 30, no. 20, p. 3560–3577, 30 Sep. 2016. <https://doi.org/10.1002/hyp.10947>.
- ANTONELLI, M.; GLASER, B.; TEULING, A. J.; KLAUS, J.; PFISTER, L. Saturated areas through the lens: 2. Spatio-temporal variability of streamflow generation and its relationship with surface saturation. **Hydrological Processes**, vol. 34, no. 6, p. 1333–1349, 15 Mar. 2020. <https://doi.org/10.1002/hyp.13607>.
- BALISTROCCHI, M.; GROSSI, G. Predicting the impact of climate change on urban drainage systems in northwestern Italy by a copula-based approach. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, vol. 28, 1 Apr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100670>.
- BARROS, R. **Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade**. Minas Gerais: Acta: Regina Mambeli Barros. – Rio de Janeiro: Interciência, 2012.
- BARROS, R. M. **Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Interciência, 2013.
- BERGSTROM, A.; MCGLYNN, B.; MALLARD, J.; COVINO, T. Watershed structural influences on the distributions of stream network water and solute travel times under baseflow conditions. **Hydrological Processes**, vol. 30, no. 15, p. 2671–2685, 15 Jul. 2016. <https://doi.org/10.1002/hyp.10792>.
- BOTKIN, D. B.; KELLER, E. **Ciência Ambiental: Terra, um Planeta Vivo**.

(Tradução Francisco Vecchia et al.). Rio de Janeiro, LTC: [s. n.], 2011.

BOYLE, D. P.; GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; KOREN, V.; ZHANG, Z.; SMITH, M. Toward improved streamflow forecasts: Value of semidistributed modeling. **Water Resources Research**, vol. 37, no. 11, p. 2749–2759, 2001. <https://doi.org/10.1029/2000WR000207>.

CACERES, W. M. **Generación de descargas medias mensuales de la cuenca del rio Coata mediante el método determinístico - estocástico Lutz Scholz (Tese pregrado)**. Puno: [s. n.], 2015. Available at: <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/4608>. Accessed on: 25 Jun. 2021.

CALDERÓN MÁRQUEZ, A. J.; RUTKOWSKI, E. W. Waste management drivers towards a circular economy in the global south – The Colombian case. **Waste Management**, vol. 110, p. 53–65, 1 Jun. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.016>.

CARDOSO, E. C. **Seleção de áreas para construção de aterros sanitários na Região de Integração Tocantins-PA: Estudo de caso no município de Abaetetuba**. Belém: [s. n.], 2021.

CHARIZOPOULOS, N.; PSILOVIKOS, A.; ZAGANA, E. A lumped conceptual approach for modeling hydrological processes: the case of Scopia catchment area, Central Greece. **Environmental Earth Sciences**, vol. 76, no. 18, 1 Sep. 2017. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6967-0>.

COSTA, A. C. L.; SILVA, J. A. J.; CUNHA, A. C.; FEITOSA, J. R. P.; PORTELA, B. T. T.; SILVA, G. G. C.; COSTA, R. F. Thermal comfort indices and their seasonal variations in cities of different sizes in the Amazon Region. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol. 6, no. 3, p. 478–487, 2013. DOI 10.26848/rbgf.v6.3.p478-487. Available at: www.ufpe.br/rbgfe.

CUARTAS, M.; LÓPEZ, A.; PÉREZ, F.; LOBO, A. Analysis of landfill design variables based on scientific computing. **Waste Management**, vol. 71, p. 287–300, 1 Jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.043>.

DA SILVA, L.; MARQUES PRIETTO, P. D.; PAVAN KORF, E. Sustainability indicators for urban solid waste management in large and medium-sized worldwide cities. **Journal of Cleaner Production**, vol. 237, p. 117802, 2019. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.117802. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117802>.

DAJIĆ, A.; MIHAJLOVIĆ, M.; JOVANOVIĆ, M.; KARANAC, M.; STEVANOVIĆ, D.; JOVANOVIĆ, J. Landfill design: Need for improvement of water and soil protection requirements in EU Landfill Directive. **Clean Technologies and Environmental Policy**, vol. 18, no. 3, p. 753–764, 1 Mar. 2016. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-1046-2>.

DAL MOLIN, M.; SCHIRMER, M.; ZAPPA, M.; FENICIA, F. Understanding dominant controls on streamflow spatial variability to set up a semi-distributed hydrological model: The case study of the Thur catchment. **Hydrology and Earth System Sciences**, vol. 24, no. 3, p. 1319–1345, 20 Mar. 2020. <https://doi.org/10.5194/hess-24-1319-2020>.

DE OLIVEIRA LIMA, M. Amazônia, uma história de impactos e exposição ambiental em paralelo à instalação de grandes empreendimentos na região. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, vol. 2, no. 7, p. 1–2, 2016. <https://doi.org/10.5123/s2176-62232016000200001>.

DEMIRDJIAN, L.; ZHOU, Y.; HUFFMAN, G. J. Statistical modeling of extreme precipitation with TRMM data. **Journal of Applied Meteorology and Climatology**, vol. 57,

no. 1, p. 15–30, 1 Jan. 2018. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-17-0023.1>.

DEUS, R. M.; MELE, F. D.; BEZERRA, B. S.; BATTISTELLE, R. A. G. A municipal solid waste indicator for environmental impact: Assessment and identification of best management practices. **Journal of Cleaner Production**, vol. 242, p. 118433, 2020. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.118433. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118433>.

EL-SADEK, A.; BLEIWEISS, M.; SHUKLA, M.; GULDAN, S.; FERNALD, A. Alternative climate data sources for distributed hydrological modelling on a daily time step. **Hydrological Processes**, vol. 25, no. 10, p. 1542–1557, 15 May 2011. <https://doi.org/10.1002/hyp.7917>.

FATTORELLI, S.; FERNANDEZ, P. C. **Diseño Hidrológico**. Segunda. Paris: WASA-GN, 2011. Available at: https://www.ina.gov.ar/pdf/Libro_diseno_hidrologico_edicion_digital.pdf.

FELDHaus, C. R. **Influência de parâmetros de entrada em modelos de simulação de aterros de resíduos**. 2019. 2019.

FERNÁNDEZ-LLAMAZARES, Á.; GARTEIZGOGÉASCOA, M.; BASU, N.; BRONDIZIO, E. S.; CABEZA, M.; MARTÍNEZ-ALIER, J.; MCELWEE, P.; REYES-GARCÍA, V. A State-of-the-Art Review of Indigenous Peoples and Environmental Pollution. **Integrated Environmental Assessment and Management**, vol. 16, no. 3, p. 324–341, 2020. DOI 10.1002/ieam.4239. Available at: <http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4239>.

FINKLER, R. A bacia hidrográfica. **ANA. Planejamento, manejo e gestão de bacias**. . Brasil: Agencia Nacional da Água., 2012. p. 1–55. Available at: <https://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/handle/ana/2560>.

GOODCHILD, M. F. Geographical information science. **International journal of geographical information systems**, vol. 6, no. 1, p. 31–45, Jan. 1992. DOI 10.1080/02693799208901893. Available at: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02693799208901893>.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a Waste : A Global Review of Solid Waste Management**. World Bank, Washington, DC: [s. n.], 2012.

HOQUE, M. M.; RAHMAN, M. T. U. Landfill area estimation based on solid waste collection prediction using ANN model and final waste disposal options. **Journal of Cleaner Production**, vol. 256, p. 120387, May 2020. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.120387. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620304340>.

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; BOVEA, M. D.; COUTINHO-NÓBREGA, C.; DE MEDEIROS, H. R. Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study. **Ecological Indicators**, vol. 98, p. 164–178, 1 Mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.031>.

JAYANTI, M. Climate change impacts on hydrology regime and water resources sustainability in cimanuk watershed, West Java, Indonesia. **International Journal of GEOMATE**, vol. 19, no. 71, 1 Jul. 2020. <https://doi.org/10.21660/2020.71.9215>.

KAWAI, K.; TASAKI, T. Revisiting estimates of municipal solid waste generation per capita and their reliability. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, vol. 18, no. 1, p. 1–13, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0355-1>.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: World Bank: The

World Bank, 2018. DOI 10.1596/978-1-4648-1329-0. Available at: <http://elibrary.worldbank.org/doi/book/10.1596/978-1-4648-1329-0>.

LI, Y.; ZHANG, Z.; GONG, S.; LIU, M.; ZHAO, Y. Risk assessment of rainstorm disasters under different return periods: A case study of Bohai Rim, China. **Ocean and Coastal Management**, vol. 187, 1 Apr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105107>.

LOBO, A. G. de C.; TEJERO, I. M. Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: An example. **Waste Management**, vol. 27, no. 5, p. 691–703, 2007a. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.04.015>.

LOBO, A. G. de C.; TEJERO, I. M. MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. **Environmental Modelling and Software**, vol. 22, no. 1, p. 59–72, Jan. 2007b. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.11.003>.

LUCENA, J.; WANDERLEY, L.; RANULPHO, R.; ROCHA, J.; NÓBREGA, J. C. **Eventos extremos de lluvia y riesgo hidrológico en zona de la mata-Pernambuco / Brasil**. [S. l.: s. n.], 2016.

LYU, H. M.; SUN, W. J.; SHEN, S. L.; ARULRAJAH, A. Flood risk assessment in metro systems of mega-cities using a GIS-based modeling approach. **Science of the Total Environment**, vol. 626, p. 1012–1025, 1 Jun. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.138>.

MADDEN, B.; FLORIN, N.; MOHR, S.; GIURCO, D. Using the waste Kuznet's curve to explore regional variation in the decoupling of waste generation and socioeconomic indicators. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 149, no. June, p. 674–686, 2019. DOI 10.1016/j.resconrec.2019.06.025. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.025>.

MELO, D. A. de. **Aterros de Resíduos: O Uso de Ferramentas de Avaliação como Apoio Decisório Para a Reabilitação Ambiental – Teoria e Prática**. 1. ed. Curitiba: Editora Appris, 2020.

METZ, B.; MEYER, L.; BOSCH, P. **Climate change 2007 mitigation of climate change**. [S. l.: s. n.], 2007. vol. 9780521880, . <https://doi.org/10.1017/CBO9780521880511546013>.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana: Programa Nacional Lixão Zero**. Brasília, DF: [s. n.], 2019. Available at: http://www.mma.gov.br/images/agenda_ambiental/residuos/SaibaMais.pdf.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Brasil: [s. n.], 2020.

MONTELLO, D. R.; SUTTON, P. C.; MONTELLO, D. R.; SAGE, P. C. S.; LEITNER, H.; PECK, J.; RAMSEY, R.; HACKWORTH, J. Reviews / Comptes rendus. vol. 3, no. 3, p. 402–410, 2007. .

OBLADEN, N. L.; OBLADEN, N. T. R.; BARROS, K. R. de. **Guia para elaboração de Projetos de Aterros Sanitários para Resíduos Sólidos Urbanos**. Paraná, Brasil: Publicações temáticas do CREA-PR, 2009. vol. II, .

PADILLA, R. S. **Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários**. 2007. 125 f. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

PAES, M. X.; DE MEDEIROS, G. A.; MANCINI, S. D.; BORTOLETO, A. P.; PUPPIM DE OLIVEIRA, J. A.; KULAY, L. A. Municipal solid waste management: Integrated

analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, vol. 254, p. 119848, 2020. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.119848. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119848>.

PAGLIARA, S.; VITI, C.; GOZZINI, B.; MENEGUZZO, F.; CRISCI, A. Uncertainties and trends in extreme rainfall series in Tuscany, Italy: effects on urban drainage networks design. **Water Sci. Technol.**, vol. 37, no. 11, p. 195–202, 1998. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0468>.

PAIK, K.; KIM, J. H.; KIM, H. S.; LEE, D. R. A conceptual rainfall-runoff model considering seasonal variation. **Hydrological Processes**, vol. 19, no. 19, p. 3837–3850, 15 Dec. 2005. <https://doi.org/10.1002/hyp.5984>.

PINEDA, J. R. **Generación de caudales mensuales mediante el método de Lutz Scholz en la microcuenca del río Pira, Huaraz 1999-2013 (Tesis pregrado)**. Huaraz, Perú: [s. n.], 2015. Available at: <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/874>.

QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; ALÉM SOBRINHO, P. Physical-chemical processes as an alternative to pre-and post-treatment of landfill leachate. **Eng Sanit Ambient**, vol. 16, no. 4, p. 403–410, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400012>.

RAMÍREZ, P. Identificación de las fuentes de contaminación y su relación con la dinámica del río Itaya (zona baja de Belén), distrito de Belén. 2014. **Universidad Nacional de la Amazonía Peruana**, 2016. Available at: <http://repositorio.unapiquitos.edu.pe/handle/UNAP/4368>.

REVI, A.; SATTERTHWAITE, D. E.; ARAGÓN-DURAND, F.; CORFEE-MORLOT USA, J.; KIUNSI, R. B.; DA SILVA, J.; DODMAN, D.; MASKREY, A.; PAHWA GAJJAR, S.; BALBUS, J.; CARDONA, O.-D.; SVERDLIK, A.; BARROS, V.; DOKKEN, D.; MACH, K.; BILIR, T.; CHATTERJEE, M.; EBI, K.; ESTRADA, Y.; ... MACCRACKEN, S. Urban areas. In: FIELD; C.B.; V.R. BARROS; D.J. DOKKEN; K.J. MACH; M.D. MASTRANDREA; T.E. BILIR; M. CHATTERJEE; K.L. EBI; Y.O. ESTRADA; R.C. GENOVA; B. GIRMA; E.S. KISSEL; A.N. LEVY; S. MACCRACKEN; P.R. MASTRANDREA; L.L.WHITE (eds.). : **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Chang**. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2014. p. 535–612. Available at: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-Chap8_FINAL.pdf.

RUMUS ENGENHARIA. **Estudo Hidogeológico - Aterro Sanitário de Macapá**. Macapá-AP: [s. n.], 2018.

SALERNO, F.; VIVIANO, G.; TARTARI, G. Urbanization and climate change impacts on surface water quality: Enhancing the resilience by reducing impervious surfaces. **Water Research**, vol. 144, p. 491–502, 1 Nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.058>.

SANTOS, R. E. dos; SANTOS, I. F. S. dos; BARROS, R. M.; BERNAL, A. P.; TIAGO FILHO, G. L.; SILVA, F. das G. B. da. Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: An economic and energy comparative analysis. **Journal of Environmental Management**, vol. 231, p. 198–206, 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.015>. Available at:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479718311435>.

SHI, H.; CHEN, J.; LI, T.; WANG, G. A new method for estimation of spatially distributed rainfall through merging satellite observations, raingauge records, and terrain digital elevation model data. **Journal of Hydro-environment Research**, vol. 28, p. 1–14, 1 Jan. 2020. DOI 10.1016/j.jher.2017.10.006. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1570644316301502>.

SINGH, A. Managing the uncertainty problems of municipal solid waste disposal. **Journal of Environmental Management**, vol. 240, p. 259–265, 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.025>. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479719303159>.

SINGH, D.; SATIJA, A. Prediction of municipal solid waste generation for optimum planning and management with artificial neural network—case study: Faridabad City in Haryana State (India). **International Journal of Systems Assurance Engineering and Management**, vol. 9, no. 1, p. 91–97, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13198-016-0484-5>.

SUN, N.; CHUNGPAIBULPATANA, S. Development of an Appropriate Model for Forecasting Municipal Solid Waste Generation in Bangkok. **Energy Procedia**, vol. 138, p. 907–912, 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.134>. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610217350750>.

TITO BETANCUR, D. S. **Generación de caudales medios mensuales de la cuenca del río Coata utilizando el modelo hidrológico de Lutz Scholz (Tesis Pregrado)**. Juliaca: [s. n.], 2018. Available at: <https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/UPEU/1566>.

TOZETTO, C. M. **Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: Estudo de caso do aterros sanitário de Curitiba**. 2008. 2008.

TURCOTT CERVANTES, D. E.; LÓPEZ MARTÍNEZ, A.; CUARTAS HERNÁNDEZ, M.; LOBO GARCÍA DE CORTÁZAR, A. Using indicators as a tool to evaluate municipal solid waste management: A critical review. **Waste Management**, vol. 80, p. 51–63, 2018. DOI 10.1016/j.wasman.2018.08.046. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.046>.

VERGARA, S. E.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Municipal solid waste and the environment: A global perspective**. [S. l.: s. n.], 2012. vol. 37, . <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-050511-122532>.

ZHOU, L.; WU, X.; JI, Z.; GAO, G. Characteristic analysis of rainstorm-induced catastrophe and the countermeasures of flood hazard mitigation about Shenzhen city. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, vol. 8, no. 2, p. 1886–1897, 15 Dec. 2017. <https://doi.org/10.1080/19475705.2017.1392368>.

ZORNOZA, R.; MORENO-BARRIGA, F.; ACOSTA, J. A.; MUÑOZ, M. A.; FAZ, A. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. **Chemosphere**, vol. 144, p. 122–130, 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.046>. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515300552>.