








Avaliação do efeito do fortalecimento da coleta seletiva nos custos de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos

Assessment of the effect of strengthening selective collection in the municipal solid waste management costs

Tânia Galavote ^[a] , Larissa Gomes Sena ^[a] , Layara Moreira Calixto ^[a] , Renato Meira de Sousa Dutra ^[b] , Thatiana Carvalho Coimbra ^[a] , Gisele de Lorena Diniz Chaves ^[c] , Renato Ribeiro Siman ^[d] 

^[a] Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória, Espírito Santo, Brasil.

^[b] Instituto Federal Fluminense (IFF), Itaboraí, Rio de Janeiro, Brasil.

^[c] Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Departamento de Engenharia de Produção e Sistemas, Florianópolis, Santa Catarina.

^[d] Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Departamento de Engenharia Ambiental, Vitória, Espírito Santo, Brasil.

Como citar: Galavote, T. *et al.* (2023). Avaliação do efeito do fortalecimento da coleta seletiva nos custos de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 15, e20220108. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.015.e20220108>

Resumo

As atividades de coleta e transporte são as mais onerosas para a administração pública no sistema municipal de gerenciamento de resíduos. Diante disso, este estudo avaliou a implantação de políticas de educação ambiental, ampliação da cobertura da coleta seletiva e redução da taxa de geração *per capita* e suas influências nos custos de coleta e aterramento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados. Para isso, confeccionou-se um modelo de dinâmica de sistemas ao qual foram simulados 27 cenários com diferentes comportamentos de implantação de políticas e um horizonte de simulação entre 2019 e 2040. Os resultados apontam que investimentos em educação ambiental só trazem benefícios quando associados a investimentos na expansão da coleta seletiva municipal. A expansão da cobertura de coleta seletiva aumenta significativamente o custo total do sistema, visto que seu custo é três vezes superior ao da coleta convencional. Entretanto, este custo pode ser reduzido em caso de redução da geração *per capita* atrelada à implementação de

TG é Engenheira Ambiental e Sanitária, mestre em Engenharia Ambiental, e-mail: tania.pinto@edu.ufes.br.

LGS é Engenheira de Produção, mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, e-mail: larissagsena@hotmail.com.

LMC é Engenheira Ambiental, mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, e-mail: layaramoreira@hotmail.com.

RMSD é Engenheiro Ambiental, mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, e-mail: renato.dutra@iff.edu.br.

TCC é Engenheira Ambiental, mestre em Engenharia Ambiental, e-mail: thati_coimbra@hotmail.com.

GLDC é professora Associada, doutora em Engenharia de Produção, e-mail: gisele.chaves@ufsc.br.

RRS é professor Associado, doutor em Hidráulica e Saneamento, e-mail: renato.siman@ufes.br.



programas educativos e coleta seletiva. Cabe salientar que o modelo pode ser utilizado para realizar a estimativa dos custos de gerenciamento dos RSU quando envolvem a influência da implementação de programas de coleta seletiva, educação ambiental e mudanças na geração de RSU.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos. Systems dynamics. Aterro sanitário. Reciclagem.

Abstract

Collection and transportation are the most expensive activities for the public administration in the municipal waste management system. Therefore, this study evaluated the implementation of environmental education policies, expansion of the coverage of selective collection and reduction of the per capita generation rate and its influence on the collection and landfilling of municipal solid waste generated costs. To this purpose, a dynamic systems model was built, and 27 scenarios were simulated with different behaviors of policy implementation and a forecast horizon between 2019 and 2040. The results indicate that investments in environmental education only bring benefits when associated with investments in the expansion of municipal selective collection. The expansion of selective collection coverage significantly increases the total cost of the system since its cost is three times higher than the conventional collection's. However, this cost can be reduced in case of per capita generation decrease pegged of implementation environmental education and selective collection programs. It is noteworthy that the model can be used to determine the costs of managing MSW when it considers the impact of selective collection, environmental education, and variations in MSW creation.

Keywords: Municipal solid waste. Systems dynamics. Landfill. Recycling.

Introdução

A gestão sustentável de resíduos atualmente é uma das questões mais desafiadoras enfrentadas principalmente por países em desenvolvimento devido ao aumento dos RSU gerados (Halkos & Petrou, 2019). Este aumento foi desencadeado nos últimos anos pelo crescimento populacional e urbano, bem como por mudanças nos padrões de consumo (Alzamora & Barros, 2020). Entre 2013 e 2016, por exemplo, a geração de resíduos cresceu cerca de 50%, alcançando 2,01 bilhões de toneladas, e a estimativa é que alcance cerca de 2,59 bilhões ainda em 2030 (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012; Kaza et al., 2018). Entretanto, este aumento não foi acompanhado de infraestrutura adequada para gerenciar o grande volume adicional de resíduos gerados (Chaves et al., 2014), o que contribui para o aumento da complexidade e custos da gestão de resíduos (Conke, 2018).

Os custos com a gestão de RSU, por sua vez, comprometem cada vez mais os orçamentos municipais. Kaza et al. (2018), por exemplo, mencionam que cerca de 20% dos orçamentos municipais são destinados a despesas com a gestão de RSU em países de baixa renda, mais de 10% em países de renda média e 4% em países de alta renda. No Brasil, a situação não é diferente, dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) indicaram que as despesas com manejo de RSU representaram cerca de 4,1% da despesa corrente total dos municípios (SNIS, 2022), podendo ultrapassar 8% em alguns casos como indicado por Leal e Sampaio (2019). Deste percentual, entre 60% e 70% são decorrentes do custo de coleta e transporte (Colvero et al., 2020; D'Onza et al., 2016). Além disso, o alto custo para o correto descarte de resíduos em aterros sanitários também contribui significativamente nas despesas dos municípios (Dutra et al., 2018). Kaza et al. (2018) menciona que o custo das etapas de coleta e transporte variam entre 20 e 200 US\$ por tonelada, enquanto a disposição final em aterro sanitário varia entre 10 e 100 US\$ por tonelada.

Neste contexto, uma alternativa sustentável a disposição em aterros sanitários é a reciclagem, pois ela permite a reintrodução dos resíduos no ciclo produtivo e promove a redução da demanda por recursos naturais (Campos, 2014). Além disso, marcos legais na Europa (Halkos & Petrou, 2019; Pires &

Martinho, 2019), assim como a Política Nacional de Resíduos Sólidos Brasileira (PNRS) (Brasil, 2010) consideram essa atividade como prioritária, sendo a disposição final dos RSU em aterros sanitários uma etapa a ser considerada apenas em último caso. A PNRS também imputa aos municípios a necessidade de implementação de programas de coleta seletiva com inserção de organizações de catadores de materiais recicláveis (Brasil, 2010). Contudo, sua implementação ainda não foi realizada de forma universal (quanto a sua abrangência) nos municípios devido principalmente aos altos custos (em comparação a coleta convencional) e ausência de mercado para sua valorização (Bringhenti et al., 2019).

Diante dessa problemática, o gerenciamento do RSU se torna complexo para os municípios, uma vez que, envolve múltiplos atores (administração pública, prestadores de serviços, organizações de catadores etc.) e dimensões que se afetam dinamicamente (dimensões política, financeira, social, ambiental etc.), não podendo ser descrito por uma perspectiva isolada e estática (Di Nola et al., 2018). Além disso, cada elemento político (políticas educativas, incentivos as organizações de catadores etc.) é implementado com distintas dinâmicas temporais (Chaves et al., 2021). Isso requer ferramentas de análise adequadas que incorporem a variação temporal das variáveis do sistema como crescimento populacional, investimentos e infraestrutura, implementação de políticas dentre outras.

Nesse sentido, a abordagem de Dinâmica de Sistemas tem sido muito utilizada para dar suporte aos gestores em suas decisões, como nos trabalhos de Chaves et al. (2021), Muñoz et al. (2021) e Ghisolfi et al., (2017) com intuito de entender essa dinâmica para direcionar a implementação de políticas e evitar efeitos indesejados (Kollikkathara et al., 2010). Um modelo de DS projeta compensações adequadas entre os processos dinâmicos do sistema, envolvendo mecanismos cíclicos (feedback). A DS é uma ferramenta útil para o auxílio aos tomadores de decisão pois auxilia na previsão de mudanças complexas no sistema sob diferentes cenários (Fontoura & Ribeiro, 2021; Sterman, 2000). Di Nola et al. (2018) e Xiao et al. (2020) mencionam que a DS é um método adequado para simular o sistema de gerenciamento de RSU e avaliar impactos de diferentes políticas implementadas.

Portanto, considerando que os objetivos da PNRS ainda não foram alcançados em nível nacional ou estadual (Cetrulo et al., 2018; Chaves et al., 2021; Dutra et al., 2018), o objetivo deste artigo é verificar os elementos que influenciam a geração dos RSU, a universalização da coleta convencional e a cobertura da coleta seletiva, bem como os efeitos da educação ambiental na qualidade dos resíduos recicláveis secos coletados seletivamente e seu impacto nos custos do sistema. A principal contribuição do modelo está relacionada a sugestão de cenários para as cidades que pretendem implementar políticas públicas que visem otimizar o sistema municipal de gerenciamento de RSU.

Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos

A hierarquia nos processos de gestão dos resíduos prioriza primeiramente a redução na fonte, seguida da reutilização, reciclagem, tratamento, e pôr fim à disposição final dos rejeitos em aterros sanitários (Calabrò & Satira, 2020; Costa & Dias, 2020). Estas estratégias são vantajosas do ponto de vista ambiental e social, uma vez que, aumentam a vida útil dos aterros e reduzem o volume de resíduos gerados, o consumo de água e energia, os custos de produção e dinamização da economia local, além disso, são ações prioritárias da PNRS (Brasil, 2010).

Diante disso, os municípios responsáveis pelos serviços de manejo de resíduos devem priorizar a reciclagem e encaminhar para os aterros sanitários somente os rejeitos (Dutra et al., 2018). Nesse sentido, a coleta seletiva é um importante instrumento de incentivo a reciclagem, embora sua implementação seja considerada um desafio para os municípios devido aos seus altos custos. Franca et al. (2019) mencionam que os custos da coleta seletiva podem representar 4,5 vezes o custo da convencional. Ainda, segundo os autores, aspectos como a falta de recursos, planejamento, eficiência e conscientização da população dificultam ainda mais sua implementação.

No Brasil, por exemplo, em 2020 apenas 1.664 municípios (30%) apresentavam algum serviço de coleta seletiva de resíduo domiciliar em qualquer modalidade, além disso, apenas 31% da população era atendida por programas de coleta seletiva (SNIS, 2022). Isso implica que a coleta convencional e a disposição final são as principais formas de gerenciamento dos RSU (Leal Filho et al., 2016; Lima et al., 2018). Além disso, com a falta de separação na fonte e coleta específica os materiais misturados, os RSU são compactados, dificultando e até mesmo impossibilitando a reciclagem e ocasionando perdas econômicas.

A separação na fonte é a etapa mais importante da cadeia de reciclagem uma vez que reduz a contaminação dos materiais recicláveis e, por consequência, a quantidade de rejeitos, aumentando a eficiência da coleta e reduzindo os custos (Freitas & Fonseca, 2012). Sukholthaman e Sharp (2016), por exemplo, afirmam que a eficiência de triagem é inversamente proporcional ao gasto mensal com disposição final e diretamente proporcional ao tempo de vida útil dos aterros sanitários. Neste contexto, é necessário implementar políticas de divulgação e conscientização ambiental a fim de aumentar a quantidade de resíduos desviados para reciclagem e, conseqüentemente, reduzir a quantidade encaminhada para os aterros sanitários (Guadagnin et al., 2014; Xue et al., 2019).

Nesse sentido, o fornecimento de informações por meio de programas de intervenções educativas melhora a compreensão, a consciência e conseqüentemente a disposição da população em segregar na fonte (Cui et al., 2021; Liu et al., 2019). Nesses casos, as intervenções podem ocorrer por meio de campanhas de conscientização, treinamentos práticos (Heydari et al., 2021), publicidade de informações, concursos de conhecimento e palestras para a comunidade (Wang et al., 2019). Canais como Internet, televisão, rádio, jornais e slogans publicitários, micro blogs e WeChat também podem ser utilizados (Liu et al., 2019; Meng et al., 2019; Wang et al., 2019).

Diversos estudos apontam a relação entre separação na fonte e educação ambiental. Na Tailândia, por exemplo, Sukholthaman e Sharp (2016) indicam que o aumento da população exposta a políticas de educação ambiental aumenta também a qualidade e quantidade dos resíduos enviados para a coleta seletiva, bem como reduz a quantidade enviada para aterro sanitário. Conclusões semelhantes também foram obtidas em outros países em desenvolvimento como China (Xue et al., 2019), Trindade e Tobago (Lawrence et al., 2020), Vietnã (Tran & Matsui, 2021), Irã (Sadeghi et al., 2020) e Brasil (Forés et al., 2018).

Na União Europeia, por exemplo, as taxas de reciclagem são elevadíssimas, países como Alemanha (56,1%), Áustria (53,8%), País de Gales (52,2%), Suíça (49,7%), Itália (49,7%), Bélgica 49,4%, Holanda (46,3%) e Eslovênia (45,8%) reciclam mais de 45% dos RSU gerados (Eurostat, 2022). Isso se deve principalmente ao comprometimento tanto do governo quanto da população com programas de coleta seletiva, em suas mais variadas formas (Berg et al., 2018; Struk, 2017). Em contrapartida, as taxas de reciclagem de países em desenvolvimento ainda são muito baixas. Municípios brasileiros como João Pessoa (PB) e Vitória (ES), por exemplo, possuem taxa de reciclagem menor que 2% (Espírito Santo, 2019; Forés et al., 2018).

Para esses municípios, o gerenciamento dos resíduos sólidos é um processo complexo, dinâmico e multifacetado que envolve diversos atores e dimensões que afetam dinamicamente uns aos outros (Kollikkathara et al., 2010). Di Nola et al. (2018) ressaltam que as abordagens sistêmicas são ferramentas úteis para os tomadores de decisão, pois fornecem uma representação abrangente dos sistemas, considerando as relações entre os elementos e sua evolução ao longo do tempo. A DS ajuda a conceituar e analisar racionalmente a estrutura, interações e modo de comportamento de sistemas e subsistemas complexos para explorar, avaliar e prognosticar seus impactos de maneira holística e integrada (Kollikkathara et al., 2010).

Muitos estudos utilizaram a modelagem de dinâmica de sistemas para tratar de questões relacionadas ao gerenciamento de resíduos sólidos avaliando a previsão de geração (Ossandon et al., 2018; Ossandon & Nieto, 2018), a complexidade da geração e gerenciamento de resíduos (Giannis et al.,

2017; Kollikkathara et al., 2010), a influência da separação de resíduos sólidos urbanos na fonte no serviço de coleta e transporte (Sukholthaman & Sharp, 2016), o índice de rejeitos de processo de separação de coleta seletiva (Moura et al., 2018), a interação entre elementos do sistema de gerenciamento de resíduos (Di Nola et al., 2018), a mensuração do impacto de incentivos legais na efetiva formalização de catadores (Ghisolfi et al., 2017), dentre outros.

Materiais e métodos

A metodologia desse artigo é composta de duas etapas: (1) coleta de dados feita mediante revisão bibliográfica e pesquisa documental; (2) formulação matemática do modelo proposto, descrição dos cenários utilizando os dados coletados na etapa anterior e a verificação do modelo. Todas as etapas serão descritas com mais detalhes a seguir.

Etapa1: Coleta de dados e estrutura do modelo

Nesta etapa, a partir de revisão e coleta de dados da literatura foi possível identificar as variáveis que influenciam nos custos dos sistemas de gerenciamento de RSU, bem como as interrelações entre essas variáveis. A partir disso, desenvolveu-se um modelo de gerenciamento de RSU envolvendo as etapas de geração, coleta, transporte, tratamento e disposição final. Para isso utilizou-se o software Vensim® PLE da empresa Ventana Systems (Ventana Systems, 2021), muito utilizado em diversas pesquisas envolvendo o gerenciamento de resíduos sólidos (Chaves et al., 2021; Di Nola et al., 2018; Ghisolfi et al., 2017; Ossandon et al., 2018; Ossandon & Nieto, 2018).

Como observado na representação do modelo na Figura 1, a geração de RSU está condicionada a população local e a taxa de geração per capita (Chaves et al., 2021). Os RSU podem ser coletados nas modalidades seletiva e convencional pelo sistema municipal de gerenciamento de resíduos. Na modalidade seletiva os resíduos são segregados na fonte, enquanto na convencional os resíduos não são previamente segregados e seguirão para disposição final em aterros (Dutra et al., 2018). Além disso, existem outras formas de destinação como compostagem, alimentação de animais, queima e disposição inadequada no solo (Simonetto & Löbler, 2014).

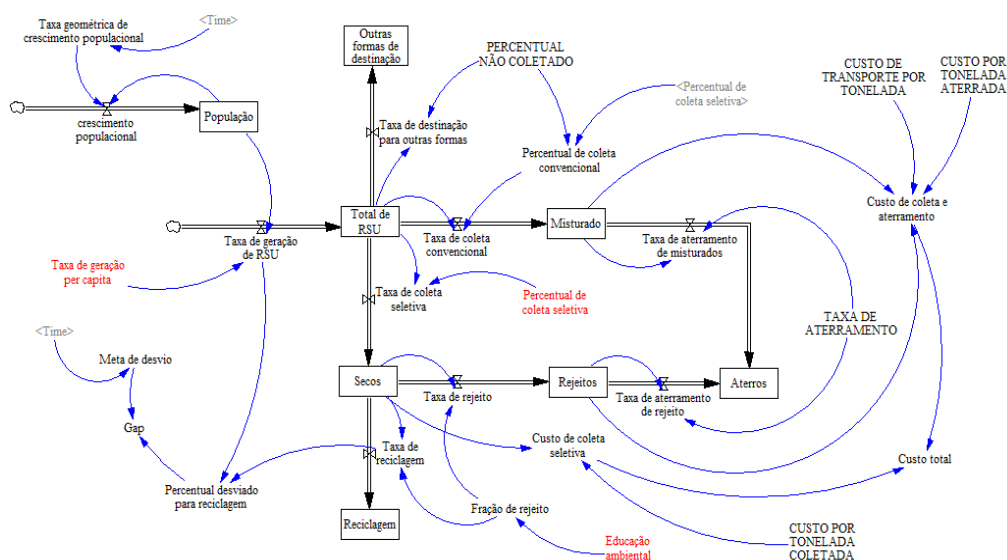


Figura 1 - Modelo de simulação desenvolvido. Na imagem os retângulos: estoques; setas: fluxos; palavras em maiúsculo: constantes; palavras em minúsculo: variáveis auxiliares; setas: fluxos e as palavras em vermelho são as variáveis sob avaliação nos cenários. Fonte: Autores (2022).

Os resíduos recicláveis que são coletados por meio da coleta seletiva seguem para triagem e posterior reciclagem. Entretanto, nem todos os resíduos que chegam nos galpões são triados, seja devido à contaminação, inviabilidade técnica ou financeira, ou ainda falta de mercado (Dutra et al., 2018). Com isso, os resíduos não aproveitados tornam-se rejeitos de processo, os quais geralmente são encaminhados para aterros sanitários.

Todas essas etapas geram custos para a administração pública, principalmente com relação à coleta seletiva, que possui um custo médio unitário superior ao da convencional (D’Onza et al., 2016; Greco et al., 2015). Além disso, a administração pública deve atender às metas de reciclagem propostas pela legislação. Neste contexto, a educação ambiental é considerada uma alternativa para alcançar essas metas, visto que incentiva a segregação na fonte e reduz o percentual de rejeitos enviados para reciclagem de resíduos secos (Berg et al., 2018; Cui et al., 2021; Struk, 2017).

Etapa 2: Formulação matemática do modelo e descrição dos cenários

Após a etapa de estruturação do modelo, as estratégias de revisão documental e da literatura também possibilitaram a definição das equações matemáticas (as equações matemáticas do modelo são descritas detalhadamente no Material Suplementar) e dos parâmetros de entrada do modelo.

O modelo proposto pode ser facilmente aplicado em cidades brasileiras ou em outras localidades quando a municipalidade é titular pelo manejo de resíduos, ajustando-se devidamente aquelas variáveis locais, identificadas na metodologia. Entretanto, para validação do modelo desenvolvido neste trabalho, foram utilizados dados da cidade de Vitória, capital do estado do Espírito Santo (Brasil). A cidade de Vitória foi escolhida devido à facilidade na coleta de dados oficiais de qualidade, periodicamente atualizados, disponíveis e acessíveis, descrevendo a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos no município. Destaque deve ser dado ao Plano Municipal de Coleta Seletiva (PMCS) (Vitória, 2016), aprovado pela Câmara Municipal de Vitória, pela Lei Municipal nº 9.145, de junho de 2017, que propõe diretrizes para a ampliação da coleta seletiva no município nos próximos 20 anos (Vitória, 2017). A Tabela 1 apresenta os parâmetros de entrada para o estudo de caso da cidade de Vitória/ES.

Tabela 1 – Parâmetros de entrada do modelo para a cidade de Vitória.

| Variável | Parâmetro | Unidade | Referência |
|-----------------------------------|------------------|---------------------------|---------------------------------------|
| População* | 367.664 | habitantes | IBGE (2017) |
| Taxa de geração per capita de RSU | 0,33 | t.[hab.ano] ⁻¹ | Espírito Santo (2019) |
| Custo de transporte por tonelada | 139,39 | R\$.t ⁻¹ | Vitória (2016); Espírito Santo (2022) |
| Custo por tonelada aterrada | 57,19 | R\$.t ⁻¹ | Vitória (2016) |
| Custo por tonelada coletada | 652,93 | R\$.t ⁻¹ | Vitória (2016); Espírito Santo (2022) |
| Percentual do RSU não coletado | 0 | % | Vitória (2016) |
| Taxa de aterramento | 100 | % | Vitória (2016) |

*Valor inicial em 2019, as taxas de crescimento populacional ao longo do tempo podem ser acompanhadas na Equação A.25 no Material Suplementar. Fonte: Autores (2022).

Os parâmetros assumidos para a população inicial, geração per capita, taxa geométrica de crescimento populacional e metas de reciclagem foram obtidos no Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Espírito Santo (Espírito Santo, 2019). As variáveis Custo por tonelada coletada e Custo de transporte por tonelada foram calculadas pela média dos dados disponibilizados pela Prefeitura de Vitória (Vitória, 2016) e pelo Geobras (Espírito Santo, 2022). Ademais, as variáveis relacionadas ao Custo de tonelada aterrada e percentual não coletado foram obtidas diretamente no Plano municipal de Coleta seletiva de Vitória (Vitória, 2016).

Para a variável fração de rejeitos foi atribuída uma função sigmoide (Equação 1) para determinar a curva de aprendizagem dos efeitos da política na educação ambiental na correta separação na fonte por parte da população. Na equação, as variáveis “a”, “b”, “c” e “d” são parâmetros de escala e “x” representa

o grau de implementação da política de educação ambiental, em que 0% se refere a não implementação de programas de educação ambiental e 100% representam a implementação total (todas as diretrizes previamente estabelecidas) dos programas de educação ambiental (Georgiadis & Vlachos, 2004).

$$f(x) = 1 - [a \cdot \tanh(b \cdot x + c) + d] \tag{1}$$

Nesse contexto, considerou-se que a implementação de 100% das políticas de educação ambiental reduziria o percentual de rejeitos para 7% (Tabela 2), indicando alto grau de sustentabilidade (Jacobi & Besen, 2006). Já a implementação de 50% de políticas implicaria o alcance de 20% de rejeitos, neste caso classificado pelos autores como um indicador de médio grau de sustentabilidade. O valor atual de 30% de rejeitos (Vitória, 2016) representa baixo grau de sustentabilidade.

Tabela 2 - Geração de rejeitos para diferentes curvas e níveis de implementação das políticas.

| Políticas de educação ambiental | Rejeitos (%) | | | Resíduos recicláveis secos (%) | | |
|---------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------------------------|-----------------|-----------------|
| | Regular B=10 | Contínua B=5 | Abrupta B=30 | Regular B=10 | Contínua B=5 | Abrupta B=30 |
| 0,00% | 30,00 | 29,88 | 30,00 | 70,00 | 70,12 | 70,00 |
| 10,00% | 29,99 | 29,68 | 30,00 | 70,01 | 70,32 | 70,00 |
| 37,00% | 28,75 | 26,00 | 29,99 | 71,25 | 74,00 | 70,01 |
| 50,00% | 19,98 | 19,98 | 19,98 | 80,02 | 80,02 | 80,02 |
| 65,00% | 8,39 | 12,16 | 7,00 | 91,61 | 87,84 | 93,00 |
| 94,00% | 7,00 | 7,36 | 7,00 | 93,00 | 92,64 | 93,00 |
| 100,00% | 7,00 | 7,20 | 7,00 | 93,00 | 92,80 | 93,00 |

Fonte: Autores (2022).

Além disso, a implementação de políticas possui três comportamentos distintos (Tabela 2), com comportamento contínuo (b = 5), regular (b = 10) e abrupto (b = 30), determinados através do coeficiente b que indicam a resistência à política de educação ambiental (Ghisolfi et al., 2017). No comportamento Abrupto, por exemplo, a implementação de políticas sofre uma pequena resistência no início, entretanto rapidamente observa-se sua efetividade. No Comportamento Contínuo os processos não são muito efetivos nos períodos iniciais e observa-se uma evolução lenta da efetividade da política. No Comportamento Regular observa-se uma implementação lenta no início devido a resistência política, mas que se intensifica gradualmente. Segundo Ghisolfi et al. (2017), este é o comportamento que mais se assemelha à implementação de políticas no Brasil, em função disso utilizou-se o comportamento regular neste trabalho. Os comportamentos Abrupto, Regular e Contínuo também são exemplificados no Material Suplementar.

A partir das informações levantadas na revisão bibliográfica e documental foram propostos cenários futuros com o intuito de avaliar o comportamento das variáveis que afetam os custos de coleta e aterramento. Portanto, considerando 3 valores possíveis para cada uma das 3 variáveis de interesse (Educação ambiental, Percentual de coleta seletiva e Taxa de geração per capita) foram simulados 27 cenários. Para cada cenário, as variáveis assumiram valores diferentes entre si. Os cenários de implementação de políticas de Educação ambiental assumiram valores de alcance 0%, 50% e 100% (Ghisolfi et al., 2017). Para a coleta seletiva considerou-se 2,3% (atual da cidade de Vitória) com crescimento de até 14% e 36% no melhor cenário (Jurczak et al., 2006). Para a geração per capita considerou-se o valor inicial de 0,33 t.(hab,ano⁻¹), um cenário considerando a meta indicada no PERS-ES (Espírito Santo, 2019) e outro cenário considerando as perspectivas de países desenvolvidos (OECD, 2016). Além disso, considerou-se que os valores em 2040 foram alcançados mediante crescimento linear, para tanto foi utilizada a função RAMP. Cabe mencionar ainda que os valores atribuídos aos cenários podem ser encontrados no Material Suplementar.

Após análise de todos os cenários simulados foram selecionados 6 (Tabela 3), que apresentaram as diferenças mais significativas para fins de comparação.

Tabela 3 - Cenários selecionados para fins de comparação.

| Cenários | Educação ambiental (%) | Geração per capita [t.(hab.ano ⁻¹)] | Coleta seletiva (%) |
|-----------------------|------------------------|---|---------------------|
| EA50% GPC 0,33 CS14% | 50 | 0,330 | 14,0 |
| EA50% GPC 0,33 CS36% | 50 | 0,330 | 36,0 |
| EA100% GPC 0,26 CS2% | 100 | 0,264 | 2,3 |
| EA100% GPC 0,26 CS36% | 100 | 0,264 | 36,0 |
| EA0% GPC 0,52 CS2% | 0 | 0,518 | 2,3 |
| EA0% GPC 0,52 CS36% | 0 | 0,518 | 36,0 |

EA: Educação ambiental; GPC: Geração per capita; CS: Coleta seletiva. Fonte: Autores (2022).

Para avaliar a confiabilidade do modelo foram realizados testes de consistência dimensional, condição extrema e erro de integração, uma vez que, são os testes mais empregados na avaliação de modelos de DS (Sterman, 2000). Em todos os testes (disponíveis no Material Suplementar) o modelo se comportou conforme o esperado. O teste de erro de integração proporcionou ainda a definição do time step de 0,25 anos. Além disso adotou-se horizonte de simulação de 20 anos (2019-2040) e método de integração Euler.

Posteriormente, realizou-se também uma análise de sensibilidade (disponível no Material Suplementar) para os parâmetros “Custo por tonelada coletada”, “Custo por tonelada aterrada” e “Custo de transporte por tonelada” de forma a verificar a sensibilidade numérica do modelo para mudanças em cada um dos parâmetros. A partir disso, pode-se perceber que em todos os casos as variáveis afetam de forma proporcional o custo de aterramento, o custo total do sistema, bem como os custos de coleta seletiva e convencional. Portanto, o modelo proposto é sensível às variáveis de custos de transporte e aterramento, mas principalmente para o custo unitário de coleta, o que determina que para o uso do modelo proposto deve-se ter cuidado para que os valores a serem utilizados sejam os mais próximos da realidade da área a ser estudada.

Resultados e discussão

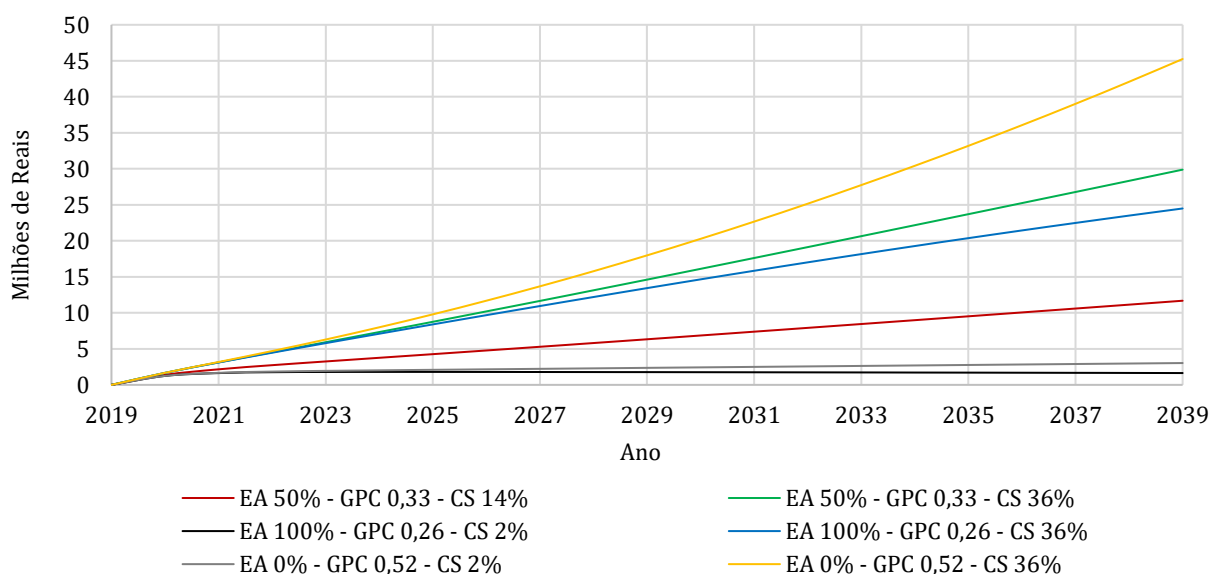


Figura 2 - Avaliação do custo de coleta seletiva para os cenários selecionados. EA: Educação ambiental; GPC: Geração per capita; CS: Coleta seletiva. Fonte: Autores (2022).

A Figura 2 apresenta a avaliação dos cenários de custos da coleta seletiva. O Cenário com redução da geração per capita, implementação de educação ambiental e baixa taxa de coleta seletiva (EA100%-GPC0,26-CS2%) apresentou o menor custo de coleta seletiva, enquanto o cenário sem educação ambiental, com aumento da geração e da coleta seletiva (EA0%-GPC0,52-CS36%) apresentou o pior resultado. Tal aspecto está relacionado ao aumento da geração de resíduos, atrelado aos custos com coleta e transporte que representam entre 59% e 64% dos custos operacionais da gestão de RSU no Brasil (Colvero et al., 2020).

Além disso, outro aspecto é o alto custo da coleta seletiva em comparação ao custo da coleta convencional. D’Onza et al. (2016), por exemplo, mencionam que o custo da coleta seletiva (185,80 €.t⁻¹) equivale a cerca de 2,7 vezes os custos da coleta convencional (67,60 €.t⁻¹), quando a coleta seletiva representa menos de 25% da coleta total. Entretanto, os autores ainda salientam que o aumento da coleta seletiva para percentuais superiores a 50% poderia reduzir seu valor em 30%.

A avaliação dos cenários também indicou vantagem do aterramento em detrimento a coleta seletiva. Esse aspecto pode encorajar as administrações públicas que geralmente priorizam políticas públicas de baixo custo a não incentivar a reciclagem (Fuss et al., 2018). Contudo, essa opção torna-se inviável por não atender a legislação vigente (Brasil, 2010) quando se diz respeito a hierarquização da gestão de resíduos, que prioriza a reciclagem à disposição final dos rejeitos em aterros sanitário (Cetrulo et al., 2018; Mannarino et al., 2016). Neste contexto, taxas de aterro poderiam ser uma opção para tornar o aterro sanitário a opção mais onerosa e conseqüentemente incentivar a reciclagem, como observado no Reino Unido (Panzone et al., 2021) e Dinamarca (Kørnø et al., 2016).

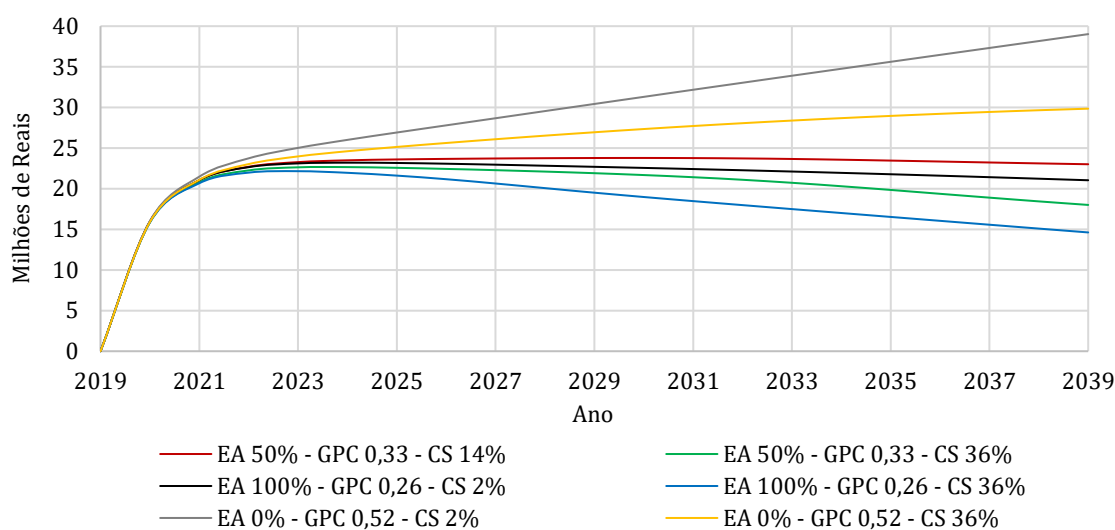


Figura 3 - Avaliação do custo de coleta e aterramento para os cenários selecionados. EA: Educação ambiental; GPC: Geração per capita; CS: Coleta seletiva. Fonte: Autores (2022).

A Figura 3 apresenta a avaliação dos cenários de custo de coleta convencional e aterramento. O cenário com redução da geração per capita, implementação de coleta seletiva e de políticas de educação ambiental (EA100%-GPC0,26-CS36%) apresentou o menor custo em comparação ao cenário com aumento da geração, sem política educativa e coleta seletiva (EA0%-GPC 0,52-CS2%). Isto demonstra que embora os custos da coleta seletiva sejam maiores que os custos para coleta convencional e aterramento, o sistema municipal de gerenciamento de resíduos sólidos pode apresentar melhor performance para valores máximos de coleta seletiva desde que haja um trabalho de redução da geração aliado à implementação da educação ambiental.

A cidade de Nottingham na Inglaterra, por exemplo, reduziu a geração de resíduos em 20% em menos de 10 anos devido a implementação de programas de educação ambiental voltados para a

prevenção de resíduos (Wang et al., 2020). Tais programas devem informar sobre estratégias de prevenção de resíduos (Minelgaitė & Liobikienė, 2019), especificações sobre o produto como rotulagem ecológica e incentivar os cidadãos a reutilizar, doar, consertar, bem como comprar produtos com a menor quantidade de embalagem (Zorpas & Lasaridi, 2013).

A Figura 4 apresenta o custo total do sistema de gerenciamento de RSU, considerando os custos da coleta seletiva e convencional, além dos custos de aterramento. O cenário com redução da geração, implementação de políticas educativas e menor cobertura de coleta seletiva (EA100%-GPC0,26-CS2%) apresenta o melhor desempenho. Isso se justifica pelo custo unitário da coleta seletiva ser cerca de 3 vezes maior que o custo para coleta e aterramento dos resíduos (D’Onza et al., 2016).

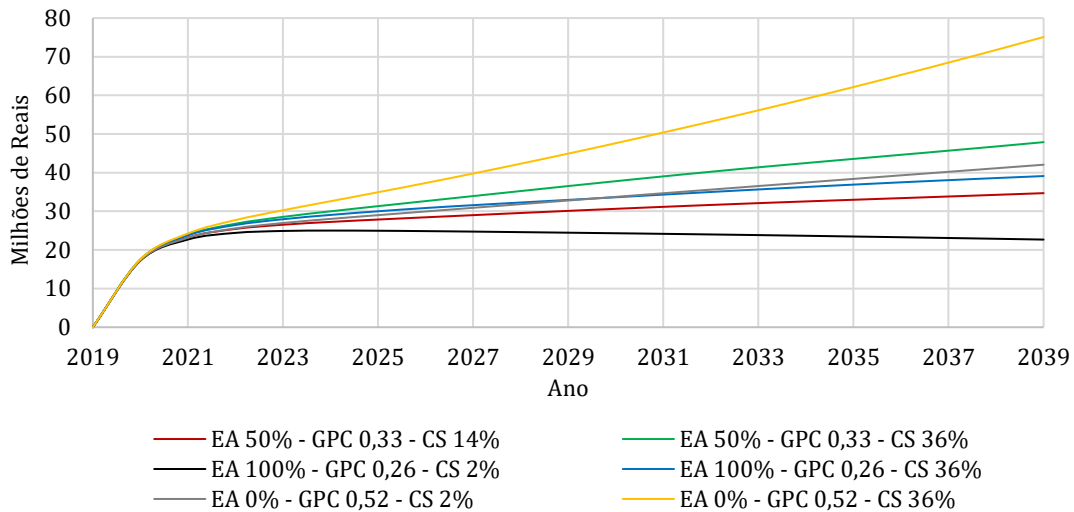


Figura 4 - Avaliação do custo total para os cenários selecionados. EA: Educação ambiental; GPC: Geração per capita; CS: Coleta seletiva. Fonte: Autores (2022).

Contudo, os custos da coleta seletiva podem ser reduzidos através da adoção da modalidade mista entre porta-a-porta e pontos de entrega voluntária, a fim de reduzir o tempo e a distância percorrida pelos veículos de coleta (Struk, 2017). Na modalidade porta-a-porta os custos também podem ser reduzidos com o dimensionamento correto dos containers além da otimização da rota de coleta (Slavík et al., 2021). Franca et al. (2019), por exemplo, mencionam reduções de custo da ordem de 45% por meio de otimização de rota de coleta seletiva combinada com a separação na fonte.

Ademais, a Tabela 4 apresenta uma comparação dos custos de aterramento, coleta seletiva, coleta convencional e do custo total do sistema em cada cenário e ao longo do horizonte de simulação, assim como o percentual de reciclagem dos resíduos recicláveis secos atingido em 2040. Pode-se perceber que é possível atingir altos percentuais de reciclagem e reduzir os custos de gerenciamento do RSU por meio da implementação da coleta seletiva atrelada à implementação de políticas de educação ambiental e redução da geração per capita.

Tabela 4 - Comparação dos custos entre as variáveis de interesse em cada cenário.

| EA (%) | Cenários | | Custo (Milhões de Reais) | | | Reciclagem de resíduos secos (%) * |
|--------|--------------------------------|--------|--------------------------|---------------------------------|--------------------------|------------------------------------|
| | GPC t.(hab.ano ⁻¹) | CS (%) | Coleta seletiva | Coleta convencional Aterramento | Gerenciamento do sistema | |
| 50 | 0,330 | 14,0 | 132,4 | 459,6 | 592,0 | 12,2 |
| 50 | 0,330 | 36,0 | 310,6 | 415,3 | 725,8 | 31,3 |
| 100 | 0,264 | 2,3 | 34,2 | 439,1 | 473,3 | 2,2 |
| 100 | 0,264 | 36,0 | 274,0 | 373,4 | 647,4 | 32,5 |
| 0 | 0,518 | 2,3 | 47,2 | 607,4 | 654,6 | 1,5 |
| 0 | 0,518 | 36,0 | 414,6 | 526,2 | 940,8 | 23,0 |

EA: Educação ambiental; GPC: Geração per capita; CS: Coleta seletiva. * Percentual em 2040. Fonte: Autores (2022).

Ao analisarmos o percentual desviado entre os cenários selecionados (Figura 5) destacam-se apenas os cenários sem aumento da geração, implementação de educação ambiental e coleta seletiva (EA50%-GPC0,33-CS36% e EA100%-GPC0,26-CS36%). Os desvios de resíduos do aterro sanitário para a reciclagem são essenciais para prolongar a capacidade dos aterros sanitários, principalmente em regiões onde as terras são escassas e onerosas (Giannis et al., 2017). A título de exemplo, Ossandon e Nieto (2018) mencionam que a implementação da coleta seletiva nas ilhas turísticas de Baleares (Espanha) poderia reduzir 40% dos resíduos enviados para aterro sanitário, cerca de 22.000 toneladas anualmente. Outro estudo realizado nas Ilhas Canárias (Espanha) por Ossandon et al. (2018) indicou que a vida útil do aterro localizado na ilha aumentaria cerca de 13 anos com a implementação da coleta seletiva. Outras vantagens também podem ser observadas como a redução das emissões de CO₂ e metano (D’Onza et al., 2016) e a redução da contaminação do solo e água (Ossandon et al., 2018). Já Dutra et al. (2018) mencionam que a economia decorrente dos desvios de resíduos de aterros sanitários poderia ser aplicada na ampliação da capacidade de triagem das organizações de catadores, acarretando diversos benefícios sociais.

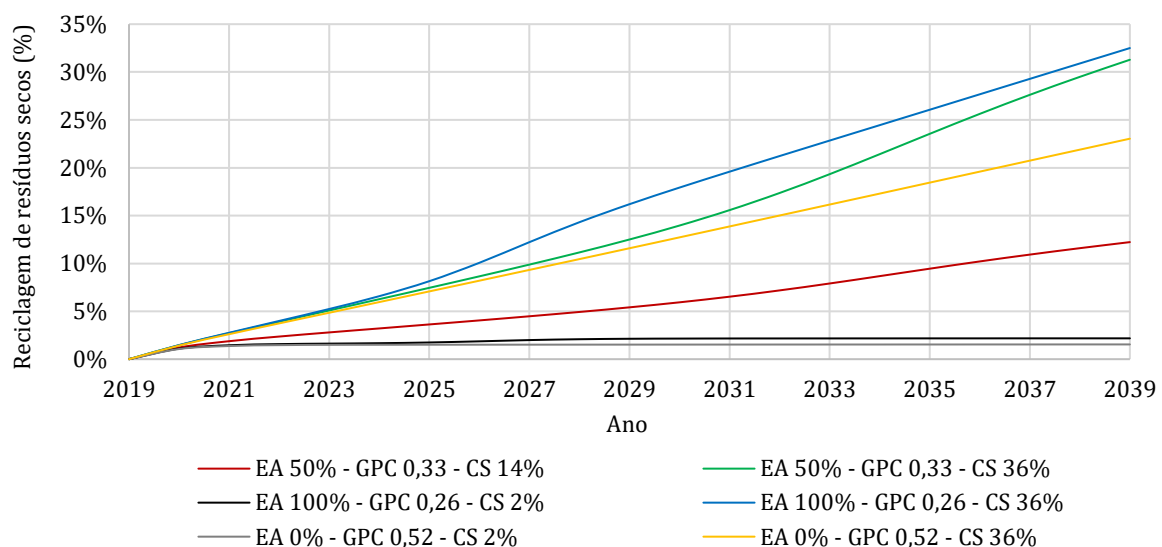


Figura 5 - Avaliação do percentual desviado para reciclagem para os cenários selecionados. EA: Educação ambiental; GPC: Geração per capita; CS: Coleta seletiva. Fonte: Autores (2022).

O percentual de reciclagem de resíduos secos alcançado nos principais cenários é relativamente alto (30%), entretanto está aquém da meta sugerida pelo PERS-ES (Espírito Santo, 2019). A União Europeia, por exemplo, reduziu a quantidade de RSU enviada para aterro sanitário ao longo dos anos e aumentou as taxas de reciclagem e aproveitamento energético (Psomopoulos et al., 2021). No bloco, os desvios de resíduos do aterro sanitário ultrapassaram os 30% entre os anos de 2000 e 2020, enquanto a reciclagem aumentou 20% neste mesmo período (Eurostat, 2022). Isso foi possível graças a uma série de políticas implementadas como o estabelecimento de metas e taxas de aterro, bem como a introdução de subsídios, incentivos fiscais e desoneração de impostos (Galavote et al., 2022).

Além disso, verificou-se que a implementação de políticas de educação ambiental apresentou baixo custo total, pois reduziu o percentual de rejeitos da coleta seletiva. Um estudo realizado por Tran e Matsui (2021) e Sidique et al. (2010), por exemplo, indicou que a educação ambiental aumentou a quantidade total de recicláveis separados em cerca de 10%. Ainda segundo Sidique et al. (2010), cada dólar gasto por pessoa em um ano com educação ambiental, pode aumentar a reciclagem em aproximadamente 2%. No Brasil, por exemplo, os municípios com os melhores desempenhos na reciclagem possuem programas de educação ambiental (Deus et al., 2020).

Os programas de educação devem enfatizar obrigações morais dos indivíduos em praticar a reciclagem e outros comportamentos de redução e podem ser realizados por meio de workshops, eventos

de sensibilização (Tran & Matsui, 2021), televisão, mídia de transmissão, internet entre outros (Chen et al., 2017), bem como devem ser oferecidos frequentemente de forma acessível e de baixo custo (Seacat & Boileau, 2018). Salienta-se ainda, que para o sucesso desses programas, deve-se considerar variáveis socioeconômicas. Forés et al. (2018) constataram que pessoas com maior escolaridade e orientações contribuem com maiores taxas de coleta seletiva no Brasil. Ainda segundo os autores, o fator idade é preponderante no programa, uma vez que idosos tendem a participar mais que jovens, o que direciona as campanhas de conscientização para a população mais jovem.

Contudo, cabe ressaltar que a relação entre o investimento em políticas de educação ambiental e a redução física dos rejeitos presentes nos resíduos coletados não ocorre de forma instantânea. Esses processos trazem consigo atrasos consideráveis para que os efeitos das políticas de educação ambiental sejam verificados em resultados de gestão (Xu et al., 2018). Neste contexto, incentivos econômicos como recompensas (dinheiro, cupons etc.) são considerados atrativos a curto prazo e facilitam a mudança de comportamento dos não recicladores (Xu et al., 2018). Entretanto, seu efeito é de curta duração e quando a recompensa é encerrada a reciclagem retorna aos níveis anteriores (Struk, 2017).

Considerando essa perspectiva é necessário aplicar outros incentivos econômicos (Pay-As-You-Throw) e até mesmo programas de educação ambiental à longo prazo para obter o resultado esperado. O Pay-As-You-Throw (PAYT) é um dos principais incentivos econômicos utilizadas por países com baixo desempenho na gestão de RSU para reduzir a geração e aumentar a reciclagem (Kling et al., 2016). A título de exemplo, a implementação de PAYT reduziu a geração per capita em mais de 50% (em apenas 1 ano) em algumas cidades Italianas (Bonelli et al., 2016) e aumentou a reciclagem em mais de 30% em Taiwan (Chen, 2019). Entretanto, considera-se pouco provável a sua adesão no Brasil, uma vez que, possui alto custo financeiro em função dos requisitos de controle e fiscalização (Seacat & Boileau, 2018). Nesse contexto, as taxas de manejo de resíduos, calculada a partir de características do domicílio (materializados no cadastro imobiliário), ou indiretamente pelo consumo de água (Cetrulo et al., 2018) seriam uma alternativa aos esquemas de PAYT, bem como contribuiriam para a sustentabilidade financeira dos municípios.

Conclusões

Neste estudo foi proposto um modelo de dinâmica de sistemas capaz de fazer a estimativa das mudanças nos custos de aterramento, coleta seletiva e convencional dos RSU a partir de dados de entrada como taxa de geração per capita, a cobertura de coleta seletiva e educação ambiental.

O modelo se comportou como o esperado e os resultados da análise de sensibilidade indicaram que ele é sensível aos valores de custo unitário de coleta, transporte e aterramento, dessa forma os valores devem ser mais próximos possível da realidade investigada. Já a avaliação dos cenários apontou que uma maior cobertura de coleta seletiva atrelada aos menores índices de educação ambiental e maiores taxas geração per capita apresentam os maiores custos. Isso ocorre principalmente devido ao alto custo da coleta seletiva em comparação a modalidade convencional e ao grande percentual de rejeitos dispostos em aterro sanitário. Nesse contexto, é necessário aplicar legislações ambientais que obriguem os municípios a ampliarem seus sistemas de coleta seletiva.

Contudo, esses custos podem ser reduzidos se a ampliação da cobertura de coleta seletiva for implementada juntamente com políticas de educação ambiental que visam reduzir os rejeitos, bem como incentivar a redução da taxa de geração per capita. Nesse sentido, podem ser utilizadas outras estratégias a fim de reduzir ainda mais os custos da coleta seletiva como: a otimização das rotas de coleta; adotar como agente executor as organizações de catadores de materiais recicláveis e realizar o serviço por meio de modalidade mista. Estes entre outros fatores acarretam ganhos econômicos com a redução de custos e aumento das receitas com a venda do material reciclável. Além de ganhos ambientais e sociais com redução das emissões de poluentes e a inserção das organizações de catadores.

Esses achados demonstram que o modelo pode contribuir realizando a estimativa dos custos de gerenciamento dos RSU quando envolvem a influência da implementação de programas de redução na geração de RSU, de educação ambiental e de ampliação da coleta seletiva. Tal aspecto pode auxiliar os gestores municipais na melhor tomada de decisão, proporcionando uma visão das alternativas disponíveis e contribuindo com um planejamento a longo prazo.

Por fim, recomenda-se para estudos futuros avaliar os impactos dos desvios de resíduos orgânicos dos aterros sanitários (compostagem e digestão anaeróbia) nos custos de gerenciamento do RSU. Além de avaliar os benefícios ambientais relacionados a reciclagem e a avaliação de benefícios sociais proporcionados pelo aumento da oferta de resíduos recicláveis secos para as organizações de catadores. Para mais, recomenda-se a avaliação de instrumentos econômicos (recompensas, cobranças, taxas de aterros etc.) no custo total do sistema de gerenciamento de RSU, a inserção dos custos atrelados a aplicação desses instrumentos.

Declaração de disponibilidade de dados

O conjunto de dados que dá suporte aos resultados deste artigo está disponível no SciELO DATA e pode ser acessado em <https://doi.org/10.48331/scielodata.IRQIQF>

Referências

- Alzamora, B. R., & Barros, R. T. de V. (2020). Review of municipal waste management charging methods in different countries. *Waste Management*, 115, 47–55. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.020>
- Berg, A. B., Radziemska, M., Adamcová, D., Zloch, J., & Vaverková, M. D. (2018). Assessment Strategies for Municipal Selective Waste Collection - Regional Waste Management. *Journal of Ecological Engineering*, 19(1), 33–41. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.12911/22998993/79405>
- Bonelli, M., Bosio, L., Cavallo, R., Gianolio, U., & Marengo, P. (2016). Waste prevention impacts on small municipalities: Three experiences from northern Italy. *Waste Management and Research*, 34(10), 1014–1025. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1177/0734242X16661054>
- Brasil. (2010). *LEI Nº 12.305, de 2 agos. 2010: Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fev. de 1998; e dá outras providências*. Brasil. Recuperado em 09 de março, 2021 de <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>
- Bringhenti, J. R., Bassani, P. D., Rabello Laignier, I. T., Dos Santos Braga, F., & Risso Günther, W. M. (2019). Selective collection in residential condominiums in the municipality of Vitória: Operational and social characteristics. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 11, 1–13. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20170223>
- Calabrò, P. S., & Satira, A. (2020). Recent advancements toward resilient and sustainable municipal solid waste collection systems. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 26, 100375. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.COGSC.2020.100375>
- Campos, H. K. T. (2014). Recycling in Brazil: Challenges and prospects. *Resources, Conservation and Recycling*, 85, 130–138. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.017>
- Cetrulo, T. B., Marques, R. C., Cetrulo, N. M., Pinto, F. S., Moreira, R. M., Mendizábal-Cortés, A. D., & Malheiros, T. F. (2018). Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 205, 179–187. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.094>
- Chaves, G. L. D., Santos, J. L. dos, & Rocha, S. M. S. (2014). The challenges for solid waste management in accordance with Agenda 21: A Brazilian case review. *Waste Management and Research*, 32, 19–31. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1177/0734242X14541987>

- Chaves, G. L. D., Siman, R. R., & Chang, N. Bin. (2021). Policy analysis for sustainable refuse-derived fuel production in Espírito Santo, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 294, 2–14. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126344>
- Chen, H., Yang, Y., Jiang, W., Song, M., Wang, Y., & Xiang, T. (2017). Source separation of municipal solid waste: The effects of different separation methods and citizens' inclination—case study of Changsha, China. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 67(2), 182–195. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1222317>
- Chen, Y.-C. (2019). Estimation of willingness-to-pay for the MSW disposal system by choice experiment approach: A case study of Taiwan. *Waste Management and Research*, 37(4), 365–373. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1177/0734242X19826327>
- Colvero, D. A., Ramalho, J., Gomes, A. P. D., Matos, M. A. A. de, & Tarelho, L. A. da C. (2020). Economic analysis of a shared municipal solid waste management facility in a metropolitan region. *Waste Management*, 102(August 2014), 823–837. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.033>
- Conke, L. S. (2018). Barriers to waste recycling development: Evidence from Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, 134(October 2017), 129–135. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.007>
- Costa, I. M., & Dias, M. F. (2020). Evolution on the solid urban waste management in Brazil: A portrait of the Northeast Region. *Energy Reports*, 6, 878–884. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2019.11.033>
- Cui, T., Su, X., & Zhang, Y. (2021). Study on compulsory classification management and behavior synergy of municipal solid waste. *Sustainability (Switzerland)*, 13(11). Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.3390/su13116265>
- D'Onza, G., Greco, G., & Allegrini, M. (2016). Full cost accounting in the analysis of separated waste collection efficiency: A methodological proposal. *Journal of Environmental Management*, 167, 59–65. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.002>
- Deus, R. M., Mele, F. D., Bezerra, B. S., & Battistelle, R. A. G. (2020). A municipal solid waste indicator for environmental impact: Assessment and identification of best management practices. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118433. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118433>
- Di Nola, M. F., Escapa, M., & Ansah, J. P. (2018). Modelling solid waste management solutions: The case of Campania, Italy. *Waste Management*, 78, 717–729. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.006>
- Dutra, R. M. S., Yamane, L. H., & Siman, R. R. (2018). Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers' organizations: A case study of 16 Brazilian cities. *Waste Management*, 77(2018), 50–58. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.009>
- Espírito Santo. (2019). *Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Espírito Santo*. Espírito Santo. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://seama.es.gov.br/plano-estadual-de-residuos-solidos>
- Espírito Santo. (2022, March 26). *Consulta de obras públicas*. Tribunal de Contas Do Estado Do Espírito Santo. Recuperado em 26 de março, 2022 de <https://geoobras.tce.es.gov.br/cidadao/>
- Eurostat. (2022). *Data Explorer: Municipal waste by waste management operation*. Recuperado em 02 de março, 2022 de https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wasmun&lang=em
- Fontoura, W. B., & Ribeiro, G. M. (2021). System dynamics for sustainable transportation policies: A systematic literature review. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 13, 1–15. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1590/2175-3369.013.E20200259>
- Forés, V. I., Coutinho-Nóbrega, C., Bovea, M. D., de Mello-Silva, C., & Lessa-Feitosa-Virgolino, J. (2018). Influence of implementing selective collection on municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian

- case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 134(September 2017), 100–111. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.027>
- Franca, L. S., Ribeiro, G. M., & Chaves, G. de L. D. (2019). The planning of selective collection in a real-life vehicle routing problem: A case in Rio de Janeiro. *Sustainable Cities and Society*, 47, 101488. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101488>
- Freitas, L. F. da S., & Fonseca, I. F. (2012). Diagnóstico sobre catadores de resíduos sólidos. In *Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA* (1st ed.). Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA. Recuperado em 09 de março, 2021 de http://www.silvaporto.com.br/admin/downloads/CATADORES_BRASIL_IPEA_2012.pdf
- Fuss, M., Vasconcelos Barros, R. T., & Poganietz, W. R. (2018). Designing a framework for municipal solid waste management towards sustainability in emerging economy countries - An application to a case study in Belo Horizonte (Brazil). *Journal of Cleaner Production*, 178, 655–664. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.051>
- Galavote, T., Cerqueira, A. F., Alves, R. B., Ramalho, J. C. M., Yamane, L. H., & Siman, R. R. (2022). Energy recovery technologies from municipal solid waste: enhancing Solid Waste Brazilian Policy. *Revista Brasileira de Energia*, 28(1), 84–124. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.47168/rbe.v28i1.652>
- Georgiadis, P., & Vlachos, D. (2004). The effect of environmental parameters on product recovery. *European Journal of Operational Research*, 157(2), 449–464. Recuperado em 09 de março, 2021 de [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(03\)00203-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(03)00203-0)
- Ghisolfi, V., Chaves, G. de L. D., Ribeiro Siman, R., & Xavier, L. H. (2017). System dynamics applied to closed loop supply chains of desktops and laptops in Brazil: A perspective for social inclusion of waste pickers. *Waste Management*, 60, 14–31. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.018>
- Giannis, A., Chen, M., Yin, K., Tong, H., & Veksha, A. (2017). Application of system dynamics modeling for evaluation of different recycling scenarios in Singapore. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(3), 1177–1185. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1007/s10163-016-0503-2>
- Greco, G., Allegrini, M., Del Lungo, C., Gori Savellini, P., & Gabellini, L. (2015). Drivers of solid waste collection costs. Empirical evidence from Italy. *Journal of Cleaner Production*, 106, 364–371. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.011>
- Guadagnin, M. R., Pont, C. B., Valvassori, M. L., & Wessler, L. P. (2014). Inclusão De Catadores Em Programas De Gerenciamento Integrado De Resíduos Sólidos No Sul Catarinense: Acafor Um Caminho E Exemplo Possível. *Tecnologia e Ambiente*, 20, 107–131. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.18616/ta.v20i0.1564>
- Halkos, G., & Petrou, K. N. (2019). Assessing 28 EU member states' environmental efficiency in national waste generation with DEA. *Journal of Cleaner Production*, 208, 509–521. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.145>
- Heydari, E., Solhi, M., Janani, L., & Farzadkia, M. (2021). Determinants of sustainability in recycling of municipal solid waste: Application of community-based social marketing (CBSM). *Challenges in Sustainability*, 9(1), 16–27. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.12924/CIS2021.09010016>
- Hoorweg, D., & Bhada-Tata, P. (2012). *What a waste: A global review of solid waste management*. World Bank; World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317#:~:text=What a Waste 2.0: A Global Snapshot of,provides information on waste management costs, revenues>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2017). *População (Vitória, Espírito Santo)*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Recuperado em 13 de março, 2022 de <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/vitoria/panorama>
- Jacobi, P. R., & Besen, G. R. (2006). Gestão de resíduos sólidos na região metropolitana de São Paulo. *Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)*, 20(2), 90–104. Recuperado em 09 de março, 2021 de <http://revbea.emnuvens.com.br/revbea/article/view/4976%0Ahttps://periodicos.unifesp.br/index.php/revbea/article/view/9672%0Awww.revistaes.org/pf.php?idartigo=3811%0Ahttps://www.researchgate.net/publicatio>

n/334187886_Projeto_Materiais_Reciclaveis_um_relato

- Jurczak, M. G., Tomal, P., Tarabuła-Fiertak, M., Nieszporek, K., & Read, A. D. (2006). Effects of an educational campaign on public environmental attitudes and behaviour in Poland. *Resources, Conservation and Recycling*, 46(2), 182–197. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2005.06.010>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Woerden, F. Van. (2018). *What a waste 2.0: A Global snapshot of solid waste Management to 2050*. World Bank; World Bank. Recuperado em 10 de abril, 2021 de <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/2174>
- Kling, M., Seyring, N., & Tzanova, P. (2016). Assessment of economic instruments for countries with low municipal waste management performance: An approach based on the analytic hierarchy process. *Waste Management and Research*, 34(9), 912–922. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1177/0734242X16644521>
- Kollikkathara, N., Feng, H., & Yu, D. (2010). A system dynamic modeling approach for evaluating municipal solid waste generation, landfill capacity and related cost management issues. *Waste Management*, 30(11), 2194–2203. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.05.012>
- Kørnø, L., Hill, A. L., Busck, O., & Løkke, S. (2016). Liberalization in the Danish waste sector: An institutional perspective. *Waste Management and Research*, 34(12), 1201–1209. <https://doi.org/10.1177/0734242X16671799>
- Lawrence, K., Cooper, V., & Kisson, P. (2020). Sustaining voluntary recycling programmes in a country transitioning to an integrated solid waste management system. *Journal of Environmental Management*, 257(December 2019), 109966. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109966>
- Leal Filho, W., Brandli, L., Moora, H., Kruopiene, J., & Stenmarck, Å. (2016). Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste management. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4377–4386. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.065>
- Leal, T. L. M., & Sampaio, R. J. (2019). Solid waste management: The case of the sustainable development consortium of alto sertão in Bahia. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 13, 1–13. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1590/2175-3369.013.E20180123>
- Lima, P. D. M., Colvero, D. A., Gomes, A. P., Wenzel, H., Schalch, V., & Cimpan, C. (2018). Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil. *Waste Management*, 78, 857–870. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.007>
- Liu, X., Wang, Z., Li, W., Li, G., & Zhang, Y. (2019). Mechanisms of public education influencing waste classification willingness of urban residents. *Resources, Conservation and Recycling*, 149(June), 381–390. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.001>
- Mannarino, C. F., Ferreira, J. A., & Gandolla, M. (2016). Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 21(2), 379–385. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016146475>
- Meng, X., Tan, X., Wang, Y., Wen, Z., Tao, Y., & Qian, Y. (2019). Investigation on decision-making mechanism of residents' household solid waste classification and recycling behaviors. *Resources, Conservation and Recycling*, 140(June 2018), 224–234. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.09.021>
- Minelgaité, A., & Liobikienė, G. (2019). Waste problem in European Union and its influence on waste management behaviours. *Science of the Total Environment*, 667, 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.313>
- Moura, J. M. B. M., Gohr Pinheiro, I., & Carmo, J. L. (2018). Gravimetric composition of the rejects coming from the segregation process of the municipal recyclable wastes. *Waste Management*, 74, 98–109. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2018.01.011>
- Muñoz, M. del P. S., Redondo, J. M., Cruz Cerón, J. G., Ibarra-Vega, D., Rio Cortina, A. Del, & Catumba-Ruiz, J. (2021). Sustainability of the usable solid waste market in Bogota (Colombia). *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 13, 1–18. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1590/2175-3369.013.e20200343>

- OEDC. (2016). *OECD Regions at a Glance 2016*. Recuperado em 13 de abril, 2022 de <https://www.oecd.org/regional/oecd-regions-at-a-glance-19990057.htm>
- Ossandon, C. E., & Nieto, A. M. (2018). Modelling the driving forces of the municipal solid waste generation in touristic islands. A case study of the Balearic Islands (2000–2030). *Waste Management*, 75, 70–81. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.029>
- Ossandon, C. E., Nieto, A. M., & Harsch, N. (2018). Using a fuzzy TOPSIS-based scenario analysis to improve municipal solid waste planning and forecasting: A case study of Canary archipelago (1999–2030). *Journal of Cleaner Production*, 176, 1198–1212. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.324>
- Panzone, L., Ulph, A., Areal, F., & Grippo, V. (2021). A ridge regression approach to estimate the relationship between landfill taxation and waste collection and disposal in England. *Waste Management*, 129, 95–110. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2021.04.054>
- Pires, A., & Martinho, G. (2019). Waste hierarchy index for circular economy in waste management. *Waste Management*, 95, 298–305. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.014>
- Psomopoulos, C. S., Kiskira, K., Kalkanis, K., Leligou, H. C., & Themelis, N. J. (2021). The role of energy recovery from wastes in the decarbonization efforts of the EU power sector. *IET Renewable Power Generation*, September, 1–17. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1049/rpg2.12315>
- Sadeghi, S., Asadi, Z. S., Rakhshani, T., Mohammadi, M. J., & Azadi, N. A. (2020). The effect of an educational intervention based on the Integrated Behavior Model (IBM) on the waste separation: A community based study. *Clinical Epidemiology and Global Health*, 8(2), 576–580. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.cegh.2019.12.006>
- Seacat, J. D., & Boileau, N. (2018). Demographic and community-level predictors of recycling behavior: A statewide, assessment. *Journal of Environmental Psychology*, 56, 12–19. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2018.02.004>
- Sidique, S. F., Joshi, S. V., & Lupi, F. (2010). Factors influencing the rate of recycling: An analysis of Minnesota counties. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(4), 242–249. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.006>
- Simonetto, E. de O., & Löbler, M. L. (2014). Systems dynamics simulations for evaluating scenarios of urban solid waste generation and disposal. *Producao*, 24(1), 212–224. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1590/S0103-65132013005000034>
- Slavík, J., Dolejš, M., & Rybová, K. (2021). Mixed-method approach incorporating Geographic information system (GIS) tools for optimizing collection costs and convenience of the biowaste separate collection. *Waste Management*, 134, 177–186. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2021.07.018>
- SNIS. (2022). *SNIS - Série Histórica*. Recuperado em 09 de janeiro, 2021 de Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>
- Sterman, J. D. (2000). *Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World*. McGRAW-HILL.
- Struk, M. (2017). Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 122, 155–162. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.023>
- Sukholthaman, P., & Sharp, A. (2016). A system dynamics model to evaluate effects of source separation of municipal solid waste management: A case of Bangkok, Thailand. *Waste Management*, 52, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.026>
- Tran, V. C. M., & Matsui, Y. (2021). Predicting the effect of promotion measures on waste separation behavior: a case study in Da Nang City, Vietnam. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 0123456789. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01300-w>
- Ventana Systems. (2021). *Vensim*. Ventana Systems UK. Recuperado em 06 de agosto, 2021 de

<http://www.ventanasystems.co.uk/services/software/vensim/>

Vitória. (2016). *PLANO MUNICIPAL DE COLETA SELETIVA PRODUTO 2: METAS, PROJETOS, AÇÕES E PROGRAMAS*. Recuperado em 13 de março, 2022 de www.vitoria.es.gov.br

Vitória. (2017). *LEI Nº 9.145, 20 DE JUNHO DE 2017 - APROVA O PLANO MUNICIPAL DE COLETA SELETIVA*. Vitória. Recuperado em 13 de março, 2022 de <https://camarasempapel.cmv.es.gov.br/Arquivo/Documents/legislacao/html/L91452017.html>

Wang, D., Tang, Y. T., Long, G., Higgitt, D., He, J., & Robinson, D. (2020). Future improvements on performance of an EU landfill directive driven municipal solid waste management for a city in England. *Waste Management*, 102, 452–463. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.009>

Wang, S., Wang, J., Zhao, S., & Yang, S. (2019). Information publicity and resident's waste separation behavior: An empirical study based on the norm activation model. *Waste Management*, 87, 33–42. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.038>

Xiao, S., Dong, H., Geng, Y., Tian, X., Liu, C., & Li, H. (2020). Policy impacts on Municipal Solid Waste management in Shanghai: A system dynamics model analysis. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121366. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121366>

Xu, L., Ling, M., & Wu, Y. (2018). Economic incentive and social influence to overcome household waste separation dilemma: A field intervention study. *Waste Management*, 77, 522–531. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.048>

Xue, Y., Wen, Z., Bressers, H., & Ai, N. (2019). Can intelligent collection integrate informal sector for urban resource recycling in China? *Journal of Cleaner Production*, 208, 307–315. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.155>

Zorpas, A. A., & Lasaridi, K. (2013). Measuring waste prevention. *Waste Management*, 33(5), 1047–1056. Recuperado em 09 de março, 2021 de <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.017>

Editor responsável: Rodrigo Firmino

Recebido: 04 maio 2022

Aprovado: 01 jan. 2023