

A VERDADE CIENTÍFICA SOBRE A RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS



Marcos J. Castaldi, PH.D.
Departamento de Engenharia Química do
City College of New York City, University of
New York.

PREFÁCIO

O crescente foco na interrelação entre energia e meio ambiente da nossa sociedade, incluindo em particular a gestão sustentável de resíduos, levou à necessidade de uma revisão abrangente da geração de energia a partir de resíduos. Embora haja interesse crescente em uma economia circular que facilite a reutilização produtiva de resíduos sólidos urbanos (RSU), também há uma confusão significativa e desinformação sobre o gerenciamento sustentável de RSU usando a recuperação energética de resíduos – ou “Waste-to-Energy” (WTE). Mas justapostos a essa confusão e desinformação estão os fatos, que mostram que o WTE desempenha um papel fundamental como parte de um sistema ecologicamente correto que inclui proteção total da saúde humana e onde RSU pós-reciclado fornece energia para atender às necessidades residenciais, comerciais e industriais.

Esse é o contexto para este estudo, que fornece as informações mais atualizadas sobre WTE e meio ambiente e pode servir como um recurso abrangente para formuladores de políticas e outros interessados em aprender mais sobre os benefícios quantificáveis do WTE. O estudo foi revisado pelos seguintes especialistas que possuem conhecimento e experiência em primeira mão com WTE e são reconhecidos internacionalmente por suas pesquisas e outras contribuições científicas e de engenharia. Sua revisão garante que as informações e os dados apresentados sejam precisos e atualizados. Quaisquer opiniões ou interpretações são apenas do autor.

Prof. Nickolas Themelis – Universidade de Columbia

Prof. Ashwani Gupta - Universidade de Maryland

Prof. Frank Roethel - Universidade Estadual da Cidade de Nova York, Stony Brook

Sr. Anthony Licata – ASME Fellow, Licata Energy & Environmental Consultants, Inc. (anteriormente Babcock Engineering)

Susan A. Thorneloe - US EPA - Escritório de Pesquisa e Desenvolvimento
Professor Morton A Barlaz – Universidade Estadual da Carolina do Norte

Institute of Energy and Resource Management (IERM)

Dr. Helmut Schnurer – Ex-Diretor Geral Adjunto do Ministério do Meio Ambiente, Alemanha – mais de 40 anos em Gestão de Resíduos, Políticas Alemãs e da UE).

Dr. Michael Weltzin – Conselheiro Científico Sênior do Partido Verde Alemão em Políticas de Resíduos e Climática – mais de 20 anos em Gestão de Resíduos e Clima.

Rene Moeller Rosendal – Soluções de Resíduos Dinamarqueses, ISWA Vice Chair Landfilling – mais de 20 anos no foco em Gerenciamento de Resíduos em Aterros.

Dr. Richard Honour – Diretor Executivo do Precautionary Group, especialista em toxicologia ambiental, doenças infecciosas e Câncer – mais de 50 anos.

Philipp Schmidt-Pathmann – MBA, MIS - Fundador e Diretor Executivo, IERM – mais de 20 anos em WTE e Gestão de Resíduos nos EUA e Europa.

Tradução e revisão:

Msc. Yuri Schmitke Almeida Belchior Tisi, Presidente da ABREN, Presidente do WtERT Brasil e Professor Convidado da Fundação Getúlio Vargas (FGV).

Eng. Rubens Herbet Aebi, Vice-Presidente da ABREN e Secretário do WtERT Brasil

Alexandre Keiiti Moriya, Estudante de Engenharia de Energia na Universidade de Brasília (UnB)

Foto da Capa: Solid Waste Authority of Palm Beach County (FL) Renewable Energy Facility 2, the newest waste-to-energy facility built in the U.S. which started commercial operations in 2015. <https://swa.org/Facilities/Facility/Details/Renewable-Energy-Facility-2-1>

RESUMO



O mundo tem mais resíduos sólidos urbanos agora do que em qualquer ponto da história. Só nos E.U.A, geram-se cerca de 300 milhões de toneladas por ano, um número que aumenta a cada ano à medida que a população cresce, de acordo com os dados federais mais recentes. Esses resíduos são gerenciados nos EUA de três maneiras: reciclagem e compostagem (34,7%), transformação de resíduos em energia (12,8%) e tratamento e descarte, principalmente por aterros (52,5%).

A conversão de resíduos em energia é a melhor alternativa ao aterro sanitário para a gestão de RSU que não é reciclável, uma realidade explicitamente reconhecida pela hierarquia de gestão de resíduos recomendada tanto pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA quanto pela União Europeia. Com 76 instalações WTE nos EUA e 410 na Europa (e muitas mais em operação e em construção ou planejadas na Ásia e em outros lugares), a WTE é uma tecnologia comprovada para aquecimento, resfriamento, processos industriais e produção de energia elétrica que substitui combustíveis fósseis e, ao mesmo tempo, tem uma pegada de carbono (gás de efeito estufa) significativamente menor em comparação com o aterro. O WTE também tem o benefício adicional de destruir materiais contaminados que contêm patógenos e vírus.

Embora haja grande interesse em aumentar a reciclagem e a recuperação de materiais, com muitas comunidades trabalhando em direção a metas louváveis de desperdício zero, vários fatores limitam nossa capacidade de aumentar significativamente a reciclagem, incluindo: a economia da reciclagem se deteriorou devido à redução da demanda por recicláveis, o custo de produção de produtos vendáveis a partir de materiais recicláveis aumentou devido a uma mudança no fluxo de resíduos e requisitos de processamento mais sofisticados e caros. Como consequência, os volumes de aterros e o metano que eles geram continuam aumentando.

Como o leitor verá, as páginas a seguir descrevem uma oportunidade muito importante para os Estados Unidos, ou seja, o papel fundamental que o WTE pode desempenhar em um futuro de gestão sustentável de resíduos que seja totalmente protetor da saúde humana e do meio ambiente.

Neste relatório, os leitores irão construir uma melhor compreensão das realidades científicas do Waste-to-Energy no que se refere à gestão de resíduos, reciclagem, saúde pública e meio ambiente, incluindo:

- Embora os aterros sejam a principal alternativa para Waste-to-Energy, o metano emitido pelos aterros é o segundo maior contribuinte para a mudança climática global. Novos dados mostram que o metano é ainda mais prejudicial que se pensava anteriormente.
- Cada tonelada de resíduos processados em uma instalação de WTE evita uma tonelada de emissão de CO2 equivalente quando a economia de Gases de Efeito Estufa com a reciclagem de metais recuperados está incluída.
- Os condados e municípios dos EUA que usam WTE mostram um aumento consistente na taxa de reciclagem.
- Estudos independentes mostram que a saúde humana não é afetada negativamente pelo Waste-to-Energy. Além disso, as instalações de WTE nos Estados Unidos e globalmente operam dentro dos padrões ambientais. Dados mostram que suas emissões são 70% inferiores aos limites regulatórios, exceto pelo NOX, que opera em 35% abaixo dos limites de emissões.
- A tendência dominante em todo o mundo é o crescimento de instalações de WTE para gerenciar a quantidade crescente de resíduo enquanto extrai energia e materiais valiosos para reciclagem.
- Avaliar o WTE isoladamente é enganoso, pois deixa de fora o efeito líquido do ambiente e impactos energéticos da disposição dos resíduos em aterros, muitas vezes a grandes distâncias da fonte de geração.
- Reduzir, reutilizar e reciclar são geralmente reconhecidos pelo público; no entanto, há menos consciência e conhecimento da recuperação e da tecnologia de suporte. Além do mais, há um mal-entendido significativo sobre o processo de recuperação energética de resíduos.
- Existem 76 instalações de Waste-to-Energy nos EUA que processam cerca de 94.000 toneladas de resíduos sólidos por dia, produzindo energia suficiente para abastecer o equivalente de 2,3 milhões de casas.
- WTE é uma indústria de US\$ 10 bilhões que emprega aproximadamente 6.000 trabalhadores americanos e está crescendo em todo o mundo e deveria estar nos EUA.



SUMÁRIO

PREFÁCIO.....	2
RESUMO.....	3
INTRODUÇÃO.....	6
I. HIERARQUIA DE GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS.....	7
II. ECONOMIA DE GÁS DE EFEITO ESTUFA (GEE) DE WTE.....	11
III. A SAÚDE HUMANA NÃO É PREJUDICADA POR WASTE-TO-ENERGY.....	16
IV. DESTRUIÇÃO QUÍMICA PATOGÊNICA, FARMACÊUTICA E PROBLMÁTICA.....	19
V. DADOS DE EMISSÕES DE POLUENTES DE PRIORIDADE ATUALIZADOS PARA INSTALAÇÕES WTE.....	20
VI. VALORES E PROCEDIMENTOS DE JUSTIÇA AMBIENTAL.....	24
VI. WTE COMPLEMENTA ESFORÇOS DA RECICLAGEM.....	26
LEITURA ADICIONAL.....	29
AGRADECIMENTOS.....	30
REFERÊNCIAS.....	31

INTRODUÇÃO



Waste-to-Energy é um componente crítico da hierarquia aceita para a gestão dos resíduos sólidos e pode ser uma ferramenta importante para evitar resíduos de aterros após a redução, reutilização e reciclagem. Este relatório resume como WTE é uma parte fundamental de uma solução sustentável de gestão de resíduos e uma alternativa responsável quando os impactos ambientais e na saúde humana são considerados. São fornecidos detalhes sobre o desempenho das instalações WTE, com foco nos EUA, e a relação complementar entre reciclagem e WTE. Publicações representativas são apresentadas e resumidas com citações para permitir que os leitores interessados explorem completamente o extenso corpo de literatura referente ao desempenho e operação do WTE.

I. HIERARQUIA DE GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS

Os Estados Unidos geraram quase 300 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos em apenas um ano, um número que aumenta à medida que a população cresce, de acordo com os últimos números da Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos EUA. A melhor prática aceita pela EPA para gerenciar resíduos sólidos de forma sustentável é mostrada na Figura 1, desenvolvida pela EPA dos EUA (USEPA, 2019). Essa hierarquia foi estabelecida com base na minimização dos impactos ambientais dos procedimentos de gerenciamento de resíduos e foi aceita por organizações ambientais e científicas em todo o mundo (por exemplo, International Solid Waste Association (<https://www.iswa.org/>), Solid Waste Association of North America (<https://swana.org>), e o Departamento de Assuntos Ambientais e Rurais do Reino Unido (DEFRA) (<https://www.gov.uk>). É importante ressaltar que esta hierarquia não é nova; ela é reconhecida há três décadas desde que o Resource Conversation and Recovery Act (RCRA) foi aprovado pela primeira vez em 1976 e adotado por mais de 30 estados. A Hierarquia de Gestão de Resíduos foi reconfirmada muitas vezes como a melhor forma de gerenciar RSU com o menor impacto ambiental e à saúde humana. Na medida que a Comissão Europeia embarca no seu caminho para uma economia mais circular, reafirma o lugar que a recuperação energética eficiente pode desempenhar numa estratégia global de gestão de resíduos sustentável (Comissão Europeia, 2017).

A Figura 1 demonstra que, uma vez implementados a redução, reutilização e reciclagem, os resíduos restantes devem ser processados para recuperação energética. A recuperação de energia a partir de resíduos

é consistente com a hierarquia e oferece uma oportunidade para recuperação adicional de materiais como alumínio, ferro, cobre e outros metais não ferrosos. A recuperação de energia e material é consistente com a conclusão do Conselho Nacional de Pesquisa de que o paradigma atual de processos de geração de resíduos deve se mover para um paradigma futuro de economia de átomos (por exemplo, todos os átomos de um fluxo de resíduos são incorporados produtivamente em um produto - material ou energia) que inclui a recuperação de energia e materiais de RSU (National Research Council, 2005). A opção menos preferida da hierarquia é rotulada como “tratamento e descarte”, o que significa aterro. A hierarquia apresentada fornece uma orientação clara de que tanto a recuperação de materiais via reutilização, reciclagem e compostagem, seguidas de recuperação de energia, devem preceder qualquer resíduo enviado para aterros sanitários.

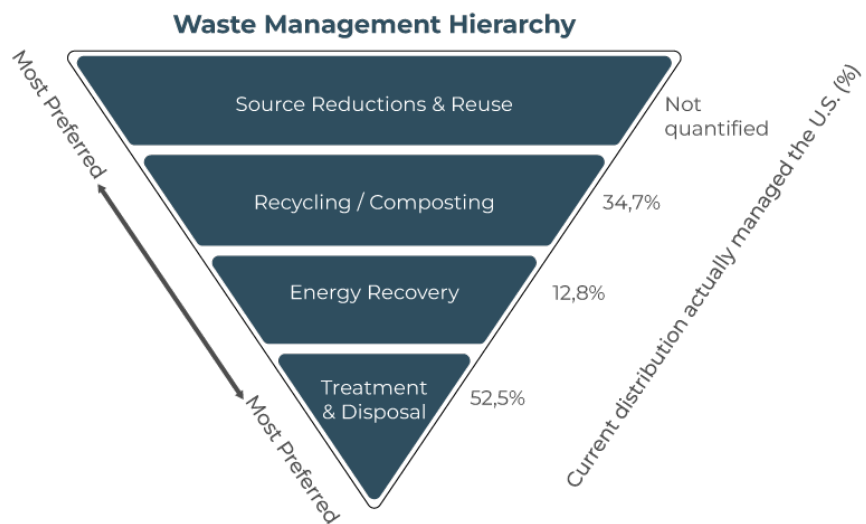


Figura 1: Hierarquia de Gestão Sustentável de Resíduos. (fonte USEPA)

Reduzir, reutilizar e reciclar são geralmente reconhecidos pelo público, no entanto, há menos consciência e conhecimento da recuperação e da tecnologia de suporte. Além disso, há uma incompreensão significativa

do processo de recuperação energética para a gestão de RSU. Várias pesquisas revelaram que a conscientização do público sobre o WTE é baixa (Leung e Heacock, 2015), mas uma vez que o papel do WTE na gestão integrada de resíduos é explicado, o público desenvolve uma opinião positiva. Especificamente, a pesquisa conduzida pelo Earth Engineering Center (EEC) no The City College of New York (CCNY) e os resultados de outras pesquisas publicadas revelam os entrevistados públicos que são alcançados. Essas tecnologias abrangem a faixa de uso do ar com pirólise operando sem ar, gaseificação usando quantidades estequiométricas de ar e combustão usando excesso de ar ou uma quantidade de ar maior do que o requisito estequiométrico. O uso do excesso de ar tem vantagens que fazem com que os sistemas de combustão se tornem a tecnologia predominante de tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos.

O WTE difere dos combustores que são classificados como incineradores devido à componente de recuperação de energia. Nas instalações WTE, o calor gerado pela combustão de resíduos é transferido para vapor, que flui através de uma turbina para gerar eletricidade. Em algumas instalações existe também uma venda direta do vapor a clientes comerciais para aquecimento, arrefecimento ou outros fins.

Além disso, o projeto de uma instalação WTE permite a recuperação de metais e minerais para fins de reciclagem. As instalações WTE diferem de outras instalações de combustão de resíduos que processam apenas resíduos perigosos ou médicos. As instalações que processam resíduos perigosos ou resíduos médicos são verdadeiros incineradores de resíduos porque são projetadas para destruir termicamente os resíduos recebidos sem provisões para recuperação de energia ou material. As instalações e incineradores WTE usam um processo de combustão de alta temperatura seguido por sistemas de controle de poluição do ar (APC), mas apenas WTE captura a energia liberada da combustão para produzir energia e vapor enquanto recupera materiais adicionais para reciclagem. Por outro lado, a energia liberada de incineradores de resíduos médicos e perigosos não é recuperada e nenhum material adicional é recuperado para

reciclagem, indo diretamente para aterros sanitários.

Existem 76 instalações WTE nos EUA que processam cerca de 94.000 toneladas de RSU por dia, produzindo 2,5GW de eletricidade e 2,7GW de calor e energia combinados (www.erc.org). Isso equivale a aproximadamente 13% de todos os RSU gerados nos EUA e é suficiente para abastecer o equivalente a 2,3 milhões de residências.

Existem 22 incineradores (<http://www.ehso.com/tsdfincin.php>) que processam uma quantidade insignificante de resíduos médicos e perigosos de acordo com a EPA dos EUA. Embora internacionalmente os termos WTE e incineração sejam frequentemente usados como sinônimos, nos EUA a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos refere-se a WTE como Combustão de RSU.

A tendência predominante em todo o mundo é o crescimento das instalações WTE para gerenciar a quantidade crescente de RSU enquanto extrai energia e materiais valiosos para reciclagem. Há uma enorme taxa de crescimento na China e nos países em desenvolvimento, enquanto a Europa, que é um mercado muito maduro, tem 410 instalações em 23 países. Os países em desenvolvimento que se esforçam para gerenciar seus resíduos de forma sustentável estão começando a empregar WTE. Addis Abba concluiu recentemente o comissionamento de uma unidade WTE, enquanto a Lituânia e Minsk estão se preparando para a construção. Nos EUA, uma nova instalação foi construída em Palm Beach County, FL, em 2015, e houve várias expansões de plantas existentes, como em Lee County e Hillsborough County, FL.

Existem várias configurações que podem ser utilizadas em instalações WTE; no entanto, o projeto dominante aceita RSU não processado, conforme recebido, de caminhões ou contêineres de coleta e queima o RSU em grelhas móveis especialmente projetadas. Dependendo do projeto da caldeira de recuperação de calor e das condições de vapor do projeto, a geração líquida de energia elétrica das instalações WTE está na faixa de 550-700 quilowatts-hora (kWh) por tonelada

de RSU queimado. Comparado com o aterro, este processo é um uso eficiente dos resíduos remanescentes após o esgotamento dos esforços de reciclagem. As instalações WTE são 6 a 11 vezes mais eficazes na captura da energia contida nos RSU do que no aterro (Kaplan, Decarolis e Thorneloe, 2009). Quando construídas perto de um consumidor de energia térmica, as instalações WTE podem ser montadas com uma configuração combinada de calor e energia, aumentando ainda mais a eficiência geral do processo. Isso é mais comum na Europa, onde as instalações WTE tendem a estar em centros urbanos para fornecer vapor para aquecimento e resfriamento da cidade junto com a energia, mas exemplos nos EUA incluem instalações WTE construídas como parte integrante de circuitos de vapor industriais e municipais. Além disso, existem possibilidades de cogeração (calor e eletricidade). A instalação de Baltimore gera eletricidade suficiente para abastecer cerca de 40.000 casas, ao mesmo tempo em que fornece vapor para o circuito de aquecimento do distrito de Baltimore, que atende 255 empresas.

Para incentivar a eficiência, as políticas na Europa estabelecem um limite mínimo para ser considerado recuperação energética. Normalmente, a eficiência elétrica líquida das instalações WTE está na faixa de 25%. Assim, para uma usina de 100 MW (correspondendo a 32 t/h de resíduos a cerca de 11 GJ/t), cerca de 25 MW de eletricidade podem ser vendidos à rede (isso porque a temperatura dos trocadores de calor precisa ser limitada para evitar corrosão excessiva) e cerca de 55 MW é rejeitado. Nesse sentido, se não houver demanda pelo vapor gerado, grande quantidade de energia não será reaproveitada de forma eficiente. Se houver demanda de aquecimento nas proximidades da instalação WTE, como aquecimento residencial ou um processo industrial similar, uma grande parte desses 55 MW seria colocada em uso produtivo. As instalações nos EUA e no exterior operam como unidades de carga base contínuas, muitas vezes localizadas próximas a centros de carga com disponibilidade de 92% ou mais.



Normalmente, o RSU contém cerca de 20% de material não combustível em base seca que se converte em cinzas e é descarregado na saída do combustor. Há uma pequena porção, aproximadamente 3%, que se transforma em cinzas volantes. As cinzas volantes e os resíduos do purificador APC são capturados no baghouse ou na seção de controle de partículas ESP do sistema APC. Nos EUA, as cinzas volantes são frequentemente misturadas com as cinzas de fundo, tornando-as menos adequadas para fins de utilização na construção. No entanto, essa prática está começando a mudar. Globalmente, quantidades consideráveis de cinzas residuais são usadas produtivamente em projetos de construção como agregados em leitos de estradas e concreto. No entanto, nos EUA há uso mínimo de cinzas residuais para construção e seu uso benéfico é principalmente confinado como uma cobertura diária alternativa em aterros sanitários ou transportada para aterros exclusivos de cinzas. Porém, à medida que as operações das empresas WTE evoluem, mais cinzas de fundo começam a ser usadas para agregados de construção (Klinghoffer e Castaldi, 2013; Leckner, 2015; Reddy, 2016; Makarichi, Jutidamrongphan e Techato, 2018).

Na hierarquia de gestão sustentável de resíduos, a implantação do WTE como parte de uma solução holística levará a um cenário de desperdício zero.

Na hierarquia de gestão sustentável de resíduos, a implantação do WTE como parte de uma solução holística levará a um cenário de desperdício zero; especialmente quando toda a cinza de fundo for usada em construção ou projetos de construção. Esse conceito foi reconhecido pela Agência de Projetos de Pesquisa Avançada do Departamento de Energia dos EUA (US DOE), afirmando que os RSU podem ser “uma fonte abundante e sustentável de energia e elementos valiosos” (ARPA-E, 2020). A utilização de cinzas WTE e a estratégia de geração de energia são muito mais eficientes do que os projetos de gás de aterro para energia (LFGTE). O LFGTE extrai cerca de 10% da energia do RSU e não permite nenhuma recuperação de material. Atualmente, é produzido um bolo de filtro (“filter cake”) contendo metal pesado, proveniente da baghouse, que é retirada do sistema separadamente. São quantidades relativamente pequenas e não devem ser reutilizadas.

II. ECONOMIA DE GÁS DE EFEITO ESTUFA (GEE) DE WTE

“Cada tonelada de lixo processada em uma instalação WTE evita uma tonelada de emissões equivalentes de CO₂.” – Brunner and Rechberger

Existem inúmeros estudos que quantificam a redução nas emissões de GEE quando WTE é usado para gerenciar RSU. Uma grande quantidade de literatura emprega avaliações de ciclo de vida (LCA) para calcular a economia potencial de GEE ao usar WTE versus outras opções de gerenciamento de RSU. Isso também é amplamente reconhecido pelas comunidades científica e de engenharia, bem como por vários órgãos estaduais e organizações sem fins lucrativos. Alguns exemplos incluem o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (“IPCC”), o Fórum Econômico Mundial (Liebreich et al., 2009) e o Centro para o Progresso Americano, bem como os vários estados, incluindo a Pensilvânia (Departamento de Proteção Ambiental da Pensilvânia, 2019), Nova York (Grupo Consultivo de Resíduos Sólidos, 2010), Maryland, Maine (Departamento de Proteção Ambiental do Maine; Comitê Permanente Conjunto de Recursos Naturais da Legislatura do Maine, 2004) e Flórida (Equipe de Ação

Climática da Flórida, 2008). As emissões típicas de uma usina WTE atendem rotineiramente aos padrões da Tecnologia de Máximo Controle Attingível (MACT) da EPA dos EUA e contêm, em média, 63% de CO₂ biogênico, derivado de carbono não fóssil ou biomassa que já faz parte da biosfera. Além disso, se forem incluídas as economias de GEE provenientes da reciclagem dos 22,68 kg de metal recuperados de cada tonelada de RSU processado em uma instalação WTE, fica evidente que cada tonelada de RSU processada em uma instalação WTE evita uma tonelada de emissões equivalentes de CO₂ (Brunner e Rechberger, 2015). É importante ressaltar que um relatório recente do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) – “Energia distrital nas cidades: desbloqueando o potencial de eficiência energética e energia renovável” – afirma que Paris atualmente atende a 50% de suas necessidades de aquecimento usando três usinas WTE que evitam 800.000 toneladas de emissões de CO₂ cada ano. Essas prevenções acontecem porque a eletricidade de baixo carbono produzida a partir de WTE compensa a produção de eletricidade de instalações que dependem de combustíveis fósseis (UNEP, 2015).



É fundamental que as suposições e condições de contorno usadas para as análises de ACV sejam bem compreendidas e representativas dos parâmetros da vida real. Uma excelente revisão recente de 250 cenários de estudo de caso WTE, em 136 artigos de periódicos, identifica deficiências e fornece recomendações para as melhores práticas de ACV para WTE (Astrup et al., 2015). A comparação de emissões WTE e de aterro requer o uso de uma metodologia de ciclo de vida que considera as emissões totais, ao longo do tempo, para uma tonelada de RSU, queimado via WTE ou enterrado em um aterro. A US EPA, em colaboração com o US DOE, desenvolveu a RSU Decision Support Tool (DST) para uso pelas comunidades no desenvolvimento de planos de gestão de resíduos sólidos mais sustentáveis para otimizar a recuperação de recursos e energia. A EPA dos EUA realizou um estudo usando o RSU DST para comparar as emissões do ciclo de vida da queima ou aterramento de RSU. As emissões totais do inventário do ciclo de vida (LCI) de aterros são a soma das emissões resultantes de (1) preparação do local, operação e operação pós-fechamento de um aterro, (2) a decomposição dos resíduos em condições anaeróbicas, (3) o equipamento utilizado durante as operações de aterro e operações de gestão de gás de aterro, (4) a produção de diesel necessária para operar os veículos no local e (5) o tratamento de lixiviados. A produção de gás de aterro (LFG) foi calculada usando uma equação de decaimento de primeira ordem para um horizonte de tempo de 100 anos e o rendimento empírico de metano de cada componente individual do resíduo. As emissões totais de LCI de WTE são a soma das emissões associadas com (1) a combustão de resíduos, ou seja, o gás de chaminé (contabilizando controles de poluição do ar), (2) a produção e uso de calcário nas tecnologias de controle de poluição do ar (ou seja, depuradores), e (3) a disposição de cinzas em um aterro. Os resultados indicaram que as emissões de gases de efeito estufa para WTE variam de 0,4 a 1,5 MtCO₂e/MWh, enquanto o cenário mais agressivo de LFGTE resulta em 2,3 MtCO₂e/MWh, mas pode chegar a 5,5 MtCO₂e/MWh.

Um relatório das Nações Unidas destaca como
Paris evita 800.000 toneladas de CO₂
com suas três instalações WTE.

Os fatores de emissão do aterro incluem o decaimento de RSU ao longo de 100 anos, enquanto as emissões de WTE e tecnologias convencionais de geração de eletricidade são instantâneas. A operação e decomposição de resíduos em aterros continuam mesmo além das fases de monitoramento por tempo indeterminado. A quantificação confiável da eficiência da coleta de gás de aterro sanitário é difícil devido às constantes mudanças inerentes à natureza dos aterros sanitários, ao número de décadas em que as emissões são geradas e às mudanças ao longo do tempo no projeto e operação do aterro, incluindo a quantidade e composição dos resíduos. Os aterros sanitários são uma fonte de área, o que torna as emissões mais difíceis de monitorar. Em um recente lançamento de fatores de emissão atualizados para as emissões de gases de aterro, os dados estavam disponíveis para menos de 5% dos aterros municipais ativos. Nos Estados Unidos, existem grandes diferenças em como os aterros são projetados e operados, o que complica ainda mais o desenvolvimento de fatores de emissão confiáveis. Portanto, uma série de cenários alternativos são avaliados com suposições plausíveis, porém otimistas, para o controle do LFG. Para instalações WTE, há menos variabilidade no projeto e operação. Além disso, a EPA dos EUA possui dados para todas as instalações WTE em operação, como resultado dos requisitos da CAA para testes anuais de poluentes preocupantes, incluindo dioxina/furano, Cd, Pb, Hg, PM e HCl. Além disso, os dados estão disponíveis para SO₂, NO_x e CO a partir do monitoramento contínuo de emissões. Como resultado, a qualidade e disponibilidade de dados para WTE versus LFGTE produz um maior grau de certeza para estimar fatores de emissão para instalações WTE.

Aumento da Reciclagem: As plantas WTE atualmente recuperam cerca de 700.000 toneladas de metal ferroso para reciclagem anualmente, o que evita emissões de CO₂ e economiza energia em comparação com a mineração de materiais virgens para a fabricação de novos metais.

Uma diferença notável entre LFGTE e WTE é que o último pode produzir uma ordem de magnitude maior de eletricidade a partir da mesma massa de resíduos. Além disso, existem diferenças significativas nas emissões em uma base de massa por unidade de energia de LFGTE e WTE. Enquanto a produção de metano em aterros é resultado da decomposição anaeróbica de materiais biogênicos, uma fração significativa da energia derivada de WTE resulta da combustão de materiais derivados de combustíveis fósseis, como plásticos. Contrariando esse efeito, no entanto, há um vazamento significativo de metano que varia de aterros sanitários com requisitos da CAA exigindo controle da poluição do ar nos resíduos enterrados, até 5 anos após o enterro dos resíduos. Os resíduos de alimentos se decompõem dentro de 3 a 5 anos após o enterramento, resultando na emissão de metano antes dos controles em vigor. Além disso, as instalações WTE são obrigadas a realizar testes de desempenho e os dados são acessíveis à US EPA e ao público. Os aterros sanitários exigem o uso de um modelo (ou seja, LandGEM) que se baseia em uma equação de taxa de decomposição de 1ª ordem que foi encontrada pela EPA dos EUA para variar em várias ordens de magnitude. As emissões do aterramento de resíduos continuam por várias décadas, exigindo que as gerações futuras assumam o custo de controlar as emissões dos aterros sanitários. Os aterros são tipicamente centenas de acres, enquanto WTE ocupa uma área muito menor, facilmente localizada nas principais áreas populacionais, como é feito na Europa. O público tem acesso aos dados de emissões da WTE por meio de relatórios 24 horas por dia, 7 dias por semana, usando monitoramento contínuo de emissões. Há uma tremenda incerteza na quantificação das emissões de aterros e dados recentes da NASA usando aeronaves sugerem que as estimativas atuais da EPA dos EUA, para metano de aterros,

estão duas vezes subestimadas (Duren et al., 2019).

A validação dos estudos de ACV é muito importante (Kaplan, DeCarolis e Barlaz, 2012). Um problema anterior, que já foi corrigido, com a Ferramenta de Suporte à Decisão de RSU da EPA dos EUA, usou um fator de armazenamento de carbono que assumiu que mais carbono biogênico é armazenado do que existia no lixo, que geralmente é de 0,27 a 0,30 gramas de carbono por grama de RSU, e alguns estudos chegaram a um fator de armazenamento de carbono de 0,417 gramas de carbono por grama de RSU (Morris, 2010), o que levaria apenas a papel de jornal velho e folhas (Barlaz, 2008). Portanto, os resultados dos estudos de ACV devem ser usados para complementar análises detalhadas com base em medições e dados reais de um determinado local.

Uma análise que é feita com frequência é a pegada de GEE de uma instalação de gás de aterro sanitário para energia (LFGTE) em comparação com o WTE. No entanto, estudos da EPA dos EUA determinaram que o WTE pode produzir uma ordem de magnitude mais eletricidade a partir da mesma massa de resíduos, resultando em maiores reduções de GEE por kWh de eletricidade em comparação ao LFGTE. Assim, a mitigação de GEE resulta da eletricidade produzida a partir de WTE que compensa a produção de eletricidade de instalações que dependem de combustíveis fósseis.

Novamente, atenção considerável precisa ser dada aos dados e suposições para obter um resultado relevante para o caso que está sendo desenvolvido. Por exemplo, as taxas de emissão de metano de aterros sanitários variam em quase uma ordem de magnitude, porque as taxas determinadas experimentalmente variaram de 35 a 167 m³ de CH₄/Mg RSU, e os valores usados na modelagem variam de 20 a 223 m³ de CH₄/Mg RSU (Krause et al., 2016). Além disso, sabe-se que a taxa de decomposição de cada componente do resíduo também é resultado do ambiente específico do local, o que gera mais incerteza na modelagem (Krause, 2018). Além disso, o uso real de calor das operações LFGTE e WTE precisa ser identificado com mais precisão, porque o impacto relativo de GEE (WTE versus aterros/LFGTE) não pode ser

medido sem conhecer o fornecimento de energia que será compensado. Assim, avaliar o WTE isoladamente é muito enganoso, pois deixa de fora o efeito líquido dos impactos ambientais e energéticos do aterramento dos resíduos, muitas vezes situado em grandes distâncias da fonte de geração desses resíduos.

(MT CO2E/Short Ton Waste)

Facility	Waste (TDP)	Non-biogenic MT CO2E Emissions	Energy Credit MT CO2E ¹	Metal Recycled (Tons)	Metal Recycling Credit MT CO2E ²	Avoided Landfill Methane Emissions MT CO2E ³	Net MT CO2E ² per Ton Waste
Covanta Stanislaus	800	79,590	-49,740	5,690	-10,240	-70,080 to -154 -,760	-0,17 to -0,46
Commerce Refuse to Energy	360	53,760	-26,000	920	-1,660	-31,540 to -69,840	-0,04 to -0,33
Long Beach SERRF	1380	115,790	-81,390	6,500	-11,700	-120,890 to -266,980	-0,19 to -0,48
Total	2,540	249,150	-153,740	13,110	-23,600	-222,500 to -491,360	-0,16 to -0,45

1 · Uses 2009-2010 average CA grid emission factor of 668 lb. CO2E per MWh, and assumes facilities produce 85% of rated power capacity per Table 1.
 2 · Uses a metal recycling credit of 1,8 MT CO2E per short ton of ferrous metal.
 3 · Estimated avoided landfill methane emission 0,24 to 0,53 MT CO2E/MT

Figura 2: A análise da CARB mostrando a capacidade de instalações WTE específicas de reduzir as emissões de GEE (California Air Resources Board, 2013) N.B. Comércio fechado recentemente.

A quantidade de economia de CO2 da análise CARB varia de 122.080 a 343.350 toneladas métricas de CO2 por tonelada de RSU processada em um ano.

O uso de WTE em conjunto com sistemas de reciclagem/compostagem de separação na fonte pode atingir praticamente o patamar de zero resíduos em aterros sanitários. Além disso, até 90% em peso da massa enviada para uma instalação WTE pode ser reduzida se os minerais nas cinzas forem recuperados para a construção de estradas. Além disso, as instalações WTE também permitem a recuperação pós-combustão (assim como pré-combustão) de metais para reciclagem. As plantas WTE atualmente recuperam cerca de 700.000 toneladas de metal ferroso para reciclagem anualmente, o que evita emissões de CO2 e economiza energia em comparação com a mineração de materiais virgens para a fabricação de novos metais.

Um aspecto subestimado da cinza residual produzida pela WTE é a grande quantidade de metais concentrados que podem ser recuperados e reutilizados. Esses metais variam de ferro comum, alumínio e cobre e estão em grandes quantidades. Por exemplo, de uma instalação WTE de RSU de 600 toneladas por dia, o processamento anual de cinzas demonstrou extrair aproximadamente 6.300 toneladas de ferro, 3.400 toneladas de alumínio e 440 toneladas de cobre. Multiplique isso pelas 76 plantas que operam nos EUA e é óbvio que há um fator significativo para a indústria de reciclagem. Além disso, a cinza contém uma quantidade significativa de materiais raros e críticos, como prata (0,98 t/ano), rubídio (1,5 t/ano), ítrio (1,4 t/ano), neodímio (1,3 t/ano) e gálio (0,40 toneladas/ano) (Morf et al., 2013), que potencialmente poderiam ser extraídas para uso. Mas a importância deste ponto é mais claramente demonstrada pelas vastas quantidades de metais valiosos sepultados ano após ano devido ao aterramento de RSU (ARPA-E, 2020).

Conforme mencionado acima, há mais de 30 anos que mais da metade dos estados dos EUA reconhecem que o WTE reduz as emissões de GEE e muitos incorporaram esse importante fator em seus planos climáticos (USEPA, 2015). De fato, os condados da Flórida se beneficiaram com a venda de créditos de carbono no mercado voluntário por vários anos. O Plano de Ação Climática de 2009, da Pensilvânia, exige a expansão do WTE para ajudar a reduzir as emissões de GEE, reduzindo o aterro e aumentando a geração de eletricidade. Especificamente, a Pensilvânia recomenda aumentar a capacidade de WTE do estado em 40%, até 2030, nas

instalações existentes, com uma economia de US\$ 34/tonelada de GEE reduzida, e o plano de 2019 destaca esse objetivo (Departamento de Proteção Ambiental da Pensilvânia, 2019). Maryland considera o WTE como uma fonte de energia renovável de Nível 1 e foi relatado que sem as instalações WTE será mais difícil atingir seus objetivos de Nível 1 (Peterson et al., 2019).

WTE Incorporada em Planos Estaduais de Combate às Mudanças Climáticas

- [PA] Os reguladores ambientais recomendam aumentar o WTE em 40% até 2030
- [MD] Reconhecida como fonte de energia renovável de nível 1
- [ME] Economia de custos de 40% a menos por tonelada para redução de carbono

Maine também confia na WTE como parte de seu esforço de redução de GEE e estima que custará aproximadamente 40% menos por tonelada de carbono em comparação com as reduções por meio de seu programa de aquecimento solar de água. As usinas de geração elétrica acionadas por RSU estão incluídas como fontes renováveis elegíveis sob o requisito do Portfólio de Recursos Renováveis de Maine (Departamento de Proteção Ambiental do Maine; Comitê Permanente Conjunto de Recursos Naturais da Legislatura de Maine, 2004). St. Paul, MN, desloca 275.000 toneladas de carvão anualmente usando resíduos de pátio processados como combustível para aquecimento urbano em sua usina no centro (UNEP, 2015). Isso é semelhante para as instalações WTE em Baltimore, Indianápolis e Minneapolis, que co-geram vapor e vendem para sistemas de energia do distrito central, além de produzir eletricidade para venda à rede. Finalmente, um exemplo particularmente notável são os dados mostrados na Figura 2 do Air Resource Board (CARB) da Califórnia, que reconhece que o uso de WTE reduz as emissões de GEE, que variam entre 0,16 e 0,45 MT CO₂e por tonelada de resíduos descartados.

Os dados na Figura 2 (retirados do relatório do CARB) são da Califórnia e são particularmente significativos devido à atenção especial e, muitas vezes, à posição de liderança que a Califórnia assumiu em relação à sustentabilidade ambiental. O ambiente regulatório atualmente desencoraja o WTE e, em 2018, as instalações de Commerce City foram fechadas. Portanto, a CA perdeu parte de sua capacidade de redução de GEE reconhecida pelo CARB. Ao mesmo tempo, as taxas de reciclagem diminuíram drasticamente no estado e os aterros sanitários aumentaram.

Os benefícios climáticos da WTE são ainda mais impressionantes considerando o papel do metano como um poluente climático de curta duração ("SLCP"). Novos dados mostram que o metano emitido por aterros e outras fontes é ainda mais prejudicial do que se pensava anteriormente. O metano é o segundo maior contribuinte para as mudanças climáticas globais (Stocker et al., 2014). O metano tem um impacto climático muito maior do que o relatado anteriormente e suas concentrações atmosféricas continuam a aumentar (Organização Meteorológica Mundial, 2013). De acordo com o 5º Relatório de Avaliação do IPCC, o metano é 34 vezes mais forte que o CO₂ em 100 anos, quando todos os seus efeitos na atmosfera são incluídos, e 84 vezes mais potente em 20 anos (Myhre, Shindell e Pongratz, 2014).

III. A SAÚDE HUMANA NÃO É PREJUDICADA POR WASTE-TO-ENERGY



O consenso científico de longa data e bem documentado é que a saúde humana não é afetada negativamente pelo WTE. Um relatório do Conselho Nacional de Pesquisa, do ano 2000, afirmou que poluentes como material particulado, chumbo, mercúrio e dioxinas e furanos de instalações WTE bem administradas devem contribuir pouco para as concentrações ambientais ou para os riscos à saúde (National Research Council, 2000). O relatório pediu que estudos mais sistemáticos fossem feitos, e uma atualização de 2007 afirma que estudos epidemiológicos sugerem que não há associação entre os efeitos na saúde humana e a operação de instalações WTE (Chrostowski, 2007). Uma revisão de 2019 afirmou que as avaliações dos impactos do WTE devem considerar as emissões diretas de poluentes, bem como os benefícios potenciais de diferentes estratégias de gerenciamento de resíduos na comunidade, sugerindo que os benefícios para a saúde, de instalações WTE modernas e gerenciadas adequadamente, podem superar os riscos à saúde (Morgan e outros, 2019). Esta seção destaca vários estudos científicos, revisados por pares, que apresentam resultados mostrando que as instalações WTE não afetam negativamente a saúde humana.

Um extenso estudo do WTE de 7 anos (2003-10), na Grã-Bretanha, concentrou-se nos impactos durante a gravidez e a infância. O estudo modelou PM10 ao nível do solo a partir de emissões WTE, dentro de 7,24 km de cada instalação, e descobriu que não havia risco excessivo para pessoas que moram perto de instalações WTE (Ghosh et al., 2019). Os autores afirmam especificamente:

“Não encontramos evidências de que a exposição ao PM10 de uma usina WTE – ou morar perto de uma WTE – operando de acordo com os padrões atuais da UE, estivesse associada a danos para qualquer um dos resultados investigados. Os resultados devem ser generalizáveis para outros incineradores de RSU [isto é, instalações WTE] operando com padrões semelhantes.”

Um segundo estudo do mesmo grupo de pesquisa, para o período 1996-2012, utilizou a metodologia Interrupted Time Series (ITS) e não encontrou evidências de que o WTE tenha causado um aumento na mortalidade infantil quando comparado às áreas de controle (Freni-Sterrantino et al., 2019). Um estudo de 2011, destinado a tentar quantificar a carga atribuível da doença de quatro (4)

instalações WTE, perto de Seul, usou uma combinação de modelagem de ar e a fração associada às emissões. Esse estudo estimou que, em uma operação projetada de 30 anos, aproximadamente 446 (\pm 59%) das mortes podem ocorrer nas quatro (4) instalações combinadas e podem ser tão baixas quanto 126 (\pm 59%). No entanto, os cálculos foram concluídos assumindo que as emissões das instalações WTE eram iguais aos valores-limite regulamentares. No entanto, as emissões reais produzidas pelas quatro (4) instalações WTE mostraram ser, em média, cerca de uma ordem de magnitude menor e o estudo não levou em conta os fatores de risco residuais (Kim, Kim e Lee, 2011). Portanto, os números são baseados em níveis permitidos, mas as emissões reais são significativamente menores e o risco residual não foi incorporado, portanto, as mortes estimadas serão muito menores do que as relatadas nesse estudo.

Embora as estimativas possam fornecer alguma orientação ao considerar o WTE, não há substituto para análises específicas do local, dada a grande variabilidade nas condições ambientais, como microclimas, elevação, ventos predominantes, indústria existente etc.

Essas variações devem ser incorporadas com precisão em análises direcionadas e precisas focadas no local escolhido para uma instalação WTE. Além disso, deve-se considerar a proximidade da geração de resíduos, transferência e uso de vapor para aquecimento e resfriamento. Vários estudos recentes para locais específicos são destacados aqui para fornecer contexto sobre os resultados das avaliações de risco à saúde relacionadas à operação WTE.

Relatórios dos EUA e internacionais mostram que o efeito na saúde humana não pode ser conectado diretamente a instalações WTE em operação adequada.

Uma avaliação foi feita em 2004 para a instalação WTE localizada no condado de Montgomery, Maryland, perto da cidade de Dickerson, usando estudos de risco à saúde e programas de monitoramento ambiental antes e depois da instalação se tornar operacional. O estudo foi abrangente para

testes de meios aéreos e não aéreos (culturas, água de superfície de tanques agrícolas e tecidos de peixes e leite de vaca) para várias emissões, incluindo dioxinas e furanos policlorados e metais tóxicos selecionados (arsênio, berílio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e níquel). As áreas testadas variaram de Beallsville, que ficava a cerca de 4 km de distância, até Burtonsville, que ficava a 40 km da instalação. Os resultados dos testes, após a instalação estar operacional, não demonstraram diferença mensurável em comparação com os níveis ambientais pré-operacionais e nenhuma expectativa de efeitos não cancerígenos na saúde como resultado das emissões da instalação (Rao et al., 2004). O resultado específico da avaliação de risco à saúde realizada encontrou $1,0 \times 10^{-6}$ (1/1.000.000) para ocorrência de potenciais efeitos cancerígenos à saúde, que é 99% abaixo do limite superior de risco aceitável da EPA dos EUA.

Recentemente, uma nova instalação WTE foi construída em Durham, Canadá. A instalação opera atualmente a 140.000 toneladas por ano e pode ser expandida para 400.000 toneladas por ano. Dois artigos revisados por pares foram produzidos com foco no risco para a saúde humana e descobriram que é improvável que a instalação represente risco indevido na capacidade operacional aprovada (Ollson, Aslund, et al., 2014; Ollson, Knopper, et al., 2014). Uma descoberta semelhante foi obtida para instalações WTE em Spokane, WA, e Lee County, FL. Especificamente, a probabilidade de um indivíduo contrair câncer por exposição a emissões através de todas as vias de exposição variou de 0,02 a 4 em 1 milhão. Para contextualizar esse resultado, a taxa de base típica de câncer nos Estados Unidos é de 1 em 3. É importante ressaltar que os resultados foram baseados nas emissões reais das instalações e incluíram a exposição através de múltiplas vias (Chrostowski, 2007).

Um estudo de 2017 avaliou possíveis associações entre a taxa de hospitalizações relacionadas à asma de Baltimore e indicadores econômicos e de qualidade do ar ambiente. O estudo encontrou “uma correlação espacial muito forte entre hospitalização por asma e atendimentos de emergência em endereços de Baltimore e medidas demográficas de pobreza, particularmente a renda familiar média”.

Embora o estudo tenha encontrado uma associação potencial entre algumas medidas de poluição do ar local e hospitalizações relacionadas à asma, as associações foram mais limitadas e relacionadas a tóxicos do ar, principalmente de veículos rodoviários. Os pesquisadores não encontraram nenhuma associação significativa com os endereços que continham as maiores emissões de poluentes de instalações fixas, incluindo Baltimore, e descobriram que a poluição do ar de veículos rodoviários estava afetando desproporcionalmente as taxas de asma em algumas áreas da cidade. (Kelly e Burkhart, 2017).

Outro estudo mais recente, usando o modelo de dispersão de ar, mais atualizado e aprovado pela US EPA, focou especificamente nas possíveis conexões entre os impactos na qualidade do ar das emissões de NO₂, SO₂ e PM_{2,5} da instalação WTE e as taxas de asma. O estudo concluiu que não houve associações estatisticamente significativas entre as taxas anuais de emergência ajustadas por idade, ou taxas de alta hospitalar por asma, em relação às concentrações atmosféricas médias anuais de NO₂, SO₂ e PM_{2,5}, devido às emissões da instalação WTE. O estudo, no entanto, identificou associações estatisticamente significativas consistentes entre taxas de alta por asma e renda familiar média para os três anos de dados disponíveis e casos em que as taxas de alta também foram significativamente associadas a outros parâmetros sociodemográficos, como taxa de propriedade e taxa de vacância de moradia. (Foster e Hoffman 2019).

As descobertas específicas discutidas acima são consistentes com vários outros relatórios internacionais que mostram que os efeitos na saúde humana não podem ser diretamente associados a instalações WTE que operam adequadamente. Por exemplo, uma revisão de 21 artigos, revisados por pares e preparados para o Metro Vancouver, concluiu que uma instalação WTE moderna não representaria riscos inaceitáveis para a saúde dos moradores (Intrinsic Environmental Sciences, 2014). Da mesma forma, estudos de biomonitoramento também não mostraram riscos potenciais para humanos ou culturas nas proximidades de três (3) instalações WTE na Holanda (Van Dijk, van Doorn e van Alfen, 2015) e nenhuma correlação com os níveis de dioxina no sangue para residentes próximos a um Instalação

WTE em Portugal (Reis et al., 2007). Uma conclusão semelhante relacionada a metais pesados foi obtida para uma instalação WTE construída em 2005 em Bilbao, Espanha. O estudo analisou amostras de sangue e urina durante um período de dois anos de moradores que moravam de 2 a 20 km da unidade e não encontrou níveis elevados de metais pesados para os moradores que residuem perto da usina (Zubero et al., 2010). Um estudo feito especificamente para uma instalação WTE na Itália descobriu que o risco excessivo de câncer de pulmão para pessoas que vivem ou trabalham nas proximidades da planta está abaixo da meta da OMS (1×10^{-5}) (Scungio et al., 2016). Por fim, o Ministério da Saúde Pública da Inglaterra determinou que não é capaz de conectar nenhum impacto negativo na saúde associado a instalações WTE bem regulamentadas (Freni-Sterrantino et al., 2019; Parkes et al., 2020).

IV. DESTRUIÇÃO QUÍMICA PATOGENICA, FARMACÊUTICA E PROBLMÁTICA

As instalações WTE estão ganhando atenção relacionada à destruição garantida de patógenos, resíduos farmacêuticos e outros produtos químicos problemáticos. Como patógenos e produtos farmacêuticos não podem sustentar temperaturas elevadas, porque não são capazes de suportar temperaturas muito acima do regime biológico, eles são destruídos no ambiente de combustão de uma instalação WTE. A única semelhança entre incineração e WTE é que ambos queimam os resíduos com ar e se esforçam para atingir uma métrica de desempenho bem estabelecida composta de temperatura, tempo e turbulência, normalmente referida como “os 3T da combustão”. Esta métrica demonstrou ser eficaz no estabelecimento de um desempenho de combustão robusto, cobrindo uma grande variedade de materiais. Isso ocorre porque o RSU pode conter patógenos ou produtos farmacêuticos, e os sistemas WTE são projetados para a destruição completa de qualquer organismo vivo, e normalmente operam com uma temperatura do gás de combustão superior a 850 ° C, um tempo de residência superior a 2 segundos, com uma quantidade significativa de turbulência (isto é, mistura) dos gases de combustão e do ar de entrada. O gás final é tratado em um sistema de controle de poluição do ar antes de ser liberado para a atmosfera.

Dadas essas características de projeto, cientistas e engenheiros experientes em processos de conversão térmica reconhecem que instalações WTE bem projetadas e bem operadas resultarão na destruição e remoção de vírus, bactérias entéricas, fungos, parasitas humanos e animais com uma eficiência entre 99,99 e 99,9999% (Ware, 1980). Vários outros estudos foram feitos para avaliar a eficácia das instalações WTE para tratar adequadamente os materiais que podem conter patógenos. Isso inclui um estudo da EPA dos EUA de substitutos do Bacillus anthracis enriquecidos em materiais de construção (Wood et al., 2008), e outro estudo sobre o uso de incineração para a destruição do Ebola (Barbeito, Taylor e Seiders, 1968). É reconhecido que um sistema de gestão de resíduos sustentável

deve incluir vetores de doenças e destruição química problemática, o que é efetivamente feito pela WTE (Brunner e Rechberger, 2015). Finalmente, a recente atenção dada aos retardadores de chama halogenados levou um workshop conduzido pelo Green Science Policy Institute a se concentrar nos melhores métodos para manter esses produtos químicos problemáticos fora do meio ambiente. O workshop identificou o WTE como um método viável com base em uma análise exaustiva de todos os métodos possíveis (Lucas et al., 2017).

V. DADOS DE EMISSÕES DE POLUENTES DE PRIORIDADE ATUALIZADOS PARA INSTALAÇÕES WTE

Uma análise dos dados sobre o desempenho atual das instalações WTE mostra que as emissões estão muito abaixo dos limites regulamentados. A literatura publicada sobre dados de emissões de instalações WTE precisa ser revisada periodicamente devido a novas descobertas e melhorias contínuas, resultando em atualizações frequentes dos dados. Há duas razões para isso, a primeira é que os padrões MACT (Maximum Achievable Control Technology) estão sujeitos a um ciclo de revisão de 5 anos pela EPA dos EUA e a segunda é que as instalações WTE estão constantemente sob escrutínio público. Como resultado, as emissões das instalações WTE são amplamente estudadas e bem documentadas no domínio público e portais de informações regulatórias.

O desempenho atual das instalações WTE nos EUA e globalmente mostra que suas emissões estão mais de 70% abaixo dos padrões MACT, exceto para NOx que opera aproximadamente 35% abaixo dos padrões de emissão.

O desempenho atual das instalações WTE nos EUA e globalmente mostra que suas emissões estão mais de 70% abaixo dos padrões MACT, exceto para NOx que opera aproximadamente 35% abaixo dos padrões de emissão. A Figura 3 mostra os resultados anuais de 2018 de 70 instalações operando nos EUA (Castaldi, 2020) e os resultados do teste de pilha ("stack test") de 2019 em comparação com o desempenho de 25 anos da instalação no condado de Onondaga, Nova York (Agência de Recuperação de Recursos do Condado de Onondaga, 2020). Os dados mostram que, em todas as categorias, as emissões reais estão muito abaixo dos limites federais e estaduais.

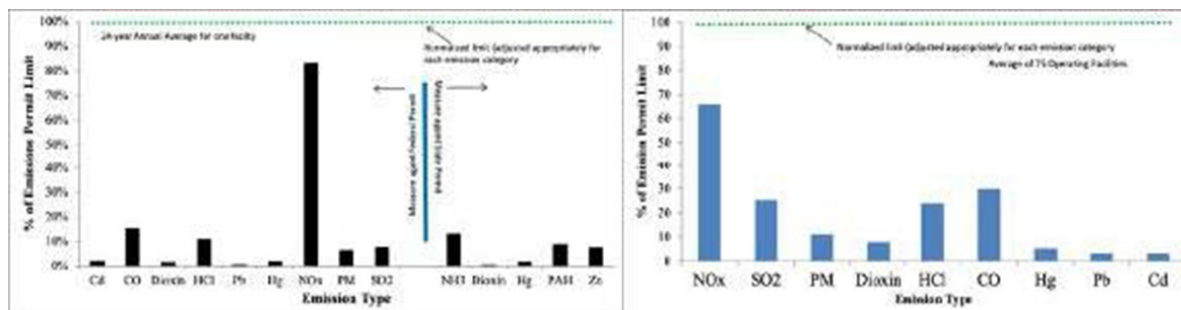


Figura 3: Emissões em relação aos limites federais e estaduais. À esquerda; resultados de uma média de 70 instalações operacionais nos EUA. À direita; Emissões médias de chaminés para 2019 e 25 anos de operação para uma instalação

O desempenho da frota WTE nos EUA é semelhante ao desempenho das melhores instalações WTE do mundo (Lu et al., 2017). Em 2016, os últimos dados, totalmente compilados, destaca que havia um total de 1.618 fábricas em todo o mundo, com a maioria na Europa (512) e na China (166) (Scarlat, Fahl e Dallemand, 2019).

Um número significativo de estudos foi feito para isolar as emissões WTE de outras instalações de produção de energia e atividades de transporte. No entanto, estudos de emissões WTE, em comparação com atividades de transporte, são normalmente feitos como estudos de caso e, portanto, é difícil criar médias amplas ou comparações entre as instalações. Os estudos de caso são valiosos porque levam em conta as condições ambientais locais, padrões de tráfego e variações temporais, devendo ser os mais precisos possíveis para obter um resultado robusto e útil. Conseqüentemente, é difícil encontrar publicações que forneçam médias amplas como as comparações acima. Além disso, a maioria dessas investigações são feitas para instalações

WTE europeias, porque estão próximas a centros urbanos densos, justamente onde são produzidos os maiores volumes de lixo.

Um estudo de vários anos e várias estações em Bolzano, Itália, examinou as fontes de poluentes atmosféricos usando 6 estações de coleta de amostras para medir NO_x, material particulado ultrafino (10-300 nm), PCDD/F e PAHs, bem como para contabilizar a direção e elevação do vento (Bolzano possui uma instalação WTE de 400 t/dia) localizada próximo ao centro da cidade. As tendências temporais para variações de concentração no ambiente local



de material particulado, PCDD/F, PAH e NO_x foram exatamente correlacionadas com os picos relacionados às atividades de tráfego (Ragazzi et al., 2013) e a contribuição desta instalação WTE demonstrou ser bem abaixo de qualquer limite regulatório, portanto insignificante.

O estudo de Bolzano, na Itália, não é único; campanhas de medição adicionais para outras localidades obtiveram resultados semelhantes. Uma revisão recente de 70 estudos publicados concluiu que a contribuição de uma instalação WTE para a dose diária total de poluentes do ar para as populações urbanas afetadas era insignificante. Explicitamente, o estudo revelou que os valores médios anuais de fundo eram iguais a 19.000 partes cm⁻³, (ou seja, 19.000 moléculas poluentes por centímetro cúbico de volume de ar), enquanto as concentrações de partículas ultrafinas na pilha das instalações WTE eram de 5.500 partes cm⁻³. Em outras palavras, eles foram inferiores aos valores de concentração de fundo (Buonanno e Morawska, 2015) e inferiores aos medidos a jusante de uma rodovia principal (Buonanno et al., 2010). Outro extenso artigo de revisão, que avaliou criticamente várias publicações, relatando 11 fontes de emissão não veiculares, encontrou um valor médio de emissão de instalações WTE de 1.300 partes cm⁻³ para partículas ultrafinas. Essa quantidade de emissão é como a queima de biomassa doméstica (2.000 partes cm⁻³) e um pouco maior do que o ambiente de fundo encontrado em Barcelona, Espanha (600 partes cm⁻³), mas menor do que a cozinha de restaurante/residencial (> 18.000 parte cm⁻³) (Kumar et al., 2013).

As fontes primárias de emissões de dioxinas vêm de processos de alta temperatura (ou seja, combustão, gaseificação, fundição etc.) e as dioxinas podem ser geradas por meio de fabricação química e biotransformação microbiana de compostos clorados (Medicine, 2003). Devido à potência dessas espécies químicas, há uma preocupação válida em reduzir sua liberação ao mínimo possível. As investigações sobre a formação, remoção, destino no meio ambiente, impactos na saúde e estratégias de mitigação forneceram à comunidade científica uma compreensão considerável das dioxinas e levaram quase todas as indústrias a implementar estratégias para evitar sua liberação no meio ambiente. Especificamente relacionado à indústria WTE, esforços exaustivos resultaram em uma redução de mais de 99,5% de 1985 a 2012 (Vehlow, 2012) levando ao reconhecimento de que desde 2005 WTE não

tem sido um contribuinte significativo de emissões de dioxinas, poeira ou metais (Ministério Federal Alemão para o Meio Ambiente, 2005). Um inventário de fontes de emissão de dioxinas nos EUA mostrou quantitativamente que a contribuição das emissões de todas as instalações WTE (ou seja, em comparação com as emissões industriais controladas de dioxinas) é de 0,54% ou 3,4 g TEQ (Dwyer e Themelis, 2015) e é consistente com outras instalações em todo o mundo (Tsai, 2010; Nzihou et al., 2012; Lu et al., 2017; Bourtsalas et al., 2019). Para colocar esses valores em contexto, a concentração atmosférica de dioxinas, após uma exibição de fogos de artifício, foi medida por uma hora em 0,064 TEQ ng m⁻³ (Dyke, Coleman e James, 1997) a 0,061x10⁻³ TEQ ng m⁻³ (Schmid et al., 2014); para comparação, as emissões horárias médias de dioxinas de uma instalação WTE são 0,030 TEQ ng m⁻³ (Dwyer e Themelis, 2015).

As emissões de mercúrio (Hg) das instalações WTE são frequentemente citadas como uma preocupação. É útil que o uso de mercúrio nos Estados Unidos tenha diminuído significativamente nos últimos 40 anos e esteja continuamente sendo reduzido. Muitos estados e outras agências governamentais desenvolveram programas muito bem-sucedidos para prevenir o descarte de itens contendo mercúrio no RSU. As principais fontes de mercúrio nos RSU foram as baterias (mercúrio-zinco e alcalinas) e as lâmpadas fluorescentes. O mercúrio restante é capturado nos sistemas de controle de emissões WTE que usam carvão ativado para esse esquema de redução. Durante 40 anos, as emissões atmosféricas anuais de Hg em todo o país diminuíram de 246 toneladas por ano para 52 toneladas por ano, com usinas a carvão representando 44% em 2014 (USEPA, 2014). Durante um período semelhante, as instalações WTE reduziram suas emissões de mercúrio em mais de 96%, representando apenas 0,8% das fontes artificiais em 2014 (Bourtsalas e Themelis, 2019).

As diferentes formas de emissão de Hg requerem uma compreensão das possíveis rotas de deposição e exposição ambiental. Verificou-se que os níveis de Hg nas amostras de sangue e urina de residentes próximos a uma instalação WTE espanhola não estavam elevados em comparação com aqueles a 20 km de distância (Zubero et al., 2010). Da mesma forma, um estudo indireto, focado em metais residuais (por exemplo, Cd, Pb, Zn, etc), bem como vários elementos de terras raras, não mostrou concentrações elevadas em florestas urbanas próximas a instalações WTE. As cidades escolhidas foram Hartford, CT, Poughkeepsie, NY, e Springfield, MA (cada uma tem uma instalação WTE operando nas imediações desde 1989 (Richardson, 2020). Finalmente, parte do Hg permanece nas cinzas WTE, que são dispostos em aterros específicos, usados como cobertura diária alternativa em aterros de RSU ou podem ser usados como aditivo em cimento de construção. Se usado como matéria-prima durante a produção de cimento, a quantidade de cinzas deve ser limitada a cerca de 10% (Clavier et al., 2020). Portanto, uma parte do Hg que entra na instalação WTE é capturada como um sólido que reduz sua liberação no meio ambiente.



Várias instalações WTE publicam seu desempenho de emissões on-line e a EPA dos EUA mantém um banco de dados integrado de recursos de emissão e geração (eGRID) que foca na geração elétrica líquida, (www.epa.gov/energy/emissions-generation-resource-integrated-database-egrid) que pode ser facilmente acessado para obter emissões exatas de instalações específicas, incluindo:

- Massachusetts DEP:
<https://www.mass.gov/municipal-waste-combustor-emissions-reports>
- Agência de Recuperação de Recursos do Condado de Onondaga:
<https://ocrra.org/about-us/information/reports-and-policies/#wtetesting>
- Centro de Energia Durham-York:
<https://www.durhamyorkwaste.ca/EmissionsData/EmissionsData.aspx>
- Instalação de Recuperação de Recursos do Condado de Montgomery:
<https://www.montgomerycountymd.gov/sws/facilities/rrf/cem.html>

VI. VALORES E PROCEDIMENTOS DE JUSTIÇA AMBIENTAL

A EPA dos EUA define justiça ambiental da seguinte forma: "A justiça ambiental é o tratamento justo e o envolvimento significativo de todas as pessoas, independentemente de raça, cor, nacionalidade ou renda, com respeito ao desenvolvimento, implementação e aplicação de leis, regulamentos e políticas". As melhores práticas de gestão foram estabelecidas por uma assembleia de agências; A Equipe de Ação de Energias Renováveis (REAT), Comissão de Energia da Califórnia, Departamento de Pesca e Caça da Califórnia, Gabinete de Gestão de Terras dos EUA e Serviço de Pesca e Vida Selvagem dos EUA para projetos de energia renovável. A orientação, que é voluntária, identifica o WTE e inclui o seguinte (Anderson et al., 2010):

1. Bloquear o sistema de carregamento de resíduos com o sistema de monitoramento e controle de temperatura para evitar a adição de resíduos se a temperatura operacional cair abaixo dos limites exigidos.
2. Implementar manutenção e outros procedimentos para minimizar paradas planejadas e não planejadas.
3. Evitar condições de operação superiores às exigidas para a destruição eficiente dos resíduos.
4. Usar uma caldeira para converter a energia dos gases de combustão para a produção de vapor/calor e/ou eletricidade.
5. Usar sistemas de tratamento de gases de combustão para controlar gases ácidos, partículas e outros poluentes do ar.
6. Considerar a aplicação de tecnologias WTE ou de digestão anaeróbica para ajudar a compensar as emissões associadas à geração de energia baseada em combustível fóssil.
7. Controlar dioxinas e furanos por segregação extensiva para garantir a remoção completa de plásticos e outros compostos clorados.
8. Para remoção de dioxinas de alto desempenho, usar carvão ativado.

Muitas dessas práticas são implementadas nas instalações em operação. É importante reconhecer que muitas instalações foram construídas décadas atrás e o ambiente próximo ao local pode ser muito diferente hoje. Portanto, para entender completamente as razões pelas quais uma instalação WTE foi instalada, é preciso voltar às informações disponíveis para os desenvolvedores do projeto naquele momento.

Uma pesquisa de 54 estudos, abrangendo mais de quarenta anos de avaliações de preços de moradias, descobriu que os resultados são bastante variáveis em relação às instalações WTE. No geral, eles foram capazes de atribuir uma gama de mudanças no valor da habitação, de -26% a 0%. Isso foi baseado em três estudos: dois em uma instalação em North Andover, MA e um em Hangzhou, China. Excluindo o estudo da China, a faixa de valor diminuiu para entre 0% e -3%. No entanto, o pequeno tamanho da amostra e a cobertura geográfica não permitem que seus achados sejam generalizados (Brinkley e Leach, 2019).

Outro relatório concentrou-se em todos os 130 incineradores localizados entre 1965 e 2006, para determinar a porcentagem localizada em locais que foram identificados e codificados, usando populações nascidas de imigrantes e taxas de desemprego usando dados do censo. A principal hipótese que os autores desenvolveram foi que os incineradores estão localizados em comunidades com menos poder político. Usando essa hipótese, os resultados mostraram que para cada 1% adicional da população de uma cidade nascida no exterior, havia um aumento de 29% nas chances de que a cidade recebesse uma instalação WTE. Eles atribuem parte dessa chance aumentada às potenciais oportunidades de emprego e ao potencial de geração de receita da instalação (Laurian e Funderburg, 2014).

Instalações típicas de WTE (ou seja, capacidade de processamento de aproximadamente 2.500 toneladas por dia) criam, aproximadamente, 600 empregos

de construção, em tempo integral, e quase 50 cargos permanentes, em tempo integral, com um salário médio anual superior a US\$ 100.000. O WTE é uma indústria de US\$ 10 bilhões que emprega aproximadamente 6.000 trabalhadores americanos, com salários anuais de aproximadamente US\$ 400 milhões, e está crescendo em todo o mundo e deve ocorrer também nos EUA. Espera-se que isso continue, porque o mercado global de WTE deve valer US\$ 37,64 bilhões. Existem também diferentes indústrias que apoiam as atividades WTE, desde a manutenção da planta até o fornecimento de recicláveis, que oferecem muitas oportunidades para os moradores (Atkinson, 2019).

Um estudo que tentou desenvolver custos de externalidades para instalações WTE concluiu que, devido à significativa inconsistência e incerteza na literatura pesquisada e análises, não é viável chegar a um único “melhor valor” (Eshet, Ayalon e Shechter, 2005). Portanto, recomenda-se que cada local de instalação seja avaliado, e analisado caso a caso. Assim como outros grandes projetos de infraestrutura, a implantação de uma usina WTE requer amplo envolvimento público.

O principal tema que emerge da literatura revisada por pares, relacionada a instalações WTE e questões de justiça ambiental, é que os resultados variam muito e as análises devem ser feitas para cada instalação específica no local identificado. No entanto, uma pesquisa das localizações atuais das instalações WTE, nos EUA, mostra que elas estão em uma variedade de localidades socioeconômicas e as da Europa estão localizadas predominantemente em centros urbanos (cidades) ou muito próximos a eles. Por exemplo, a instalação WTE operando em Hempstead, NY, está em uma área onde o valor médio das residências é de \$ 506.830.

Esse valor equivale a um preço médio de tabela por metro quadrado de US\$ 326, em comparação com uma média de US\$ 294 para a área metropolitana da cidade de Nova York-Newark-Jersey. Outro exemplo muito visível é a usina WTE localizada no subúrbio parisiense de Issy-les-Moulineaux, na margem do rio Sena, onde fornece aquecimento para 80.000 residências enquanto produz eletricidade de 84 MW. O local é um dos lugares mais densamente povoados da Europa e tem um preço médio por metro quadrado de cerca

de US\$ 1.040. Existem várias instalações WTE localizadas em zonas industriais onde o custo por metro quadrado não é tão alto, mas existem sinergias que tornam atraente a operação por causa do zoneamento, proximidade de interconexões de serviços públicos e mercados de produtos de energia.

Por fim, em relação à preservação do solo, o uso do WTE ocupa um espaço significativamente menor em relação ao aterro. Em média, as instalações WTE requerem, aproximadamente, 0,007 acre/t de RSU processado, resultando em uma planta típica que requer cerca de 15 a 20 acres ao longo de toda a sua vida útil. Por outro lado, se a mesma quantidade de resíduos processados em uma WTE fosse enviada para aterros sanitários, por 30 anos, seria necessária uma massa de terra de quase 34% do Central Park (ou seja, 280 acres) com uma altura de cerca de 25 pés.

VI. WTE COMPLEMENTA ESFORÇOS DA RECICLAGEM

A EPA dos EUA começou a rastrear as mudanças na composição dos RSU desde 1960 e publica os dados em seus relatórios "Advancing Sustainable Materials Management: Facts and Figures". A Figura 4 mostra as mudanças de composição nos últimos 60 anos.

A composição de RSU é uma composição relativamente estável, de 1960 a cerca de 1985, exceto para plástico e as categorias "outras". Perto de 1985, a maior atenção à reciclagem levou à remoção de metal, vidro e plástico, seguida pela remoção de papel em resíduos de pátio. Outra grande tendência observada, de 1960 até o presente, é o aumento contínuo de resíduos plásticos no fluxo de RSU. Ao longo dos anos, houve um esforço significativo para aumentar as taxas de reciclagem e muitos deles melhoraram muito o quadro geral de reciclagem. No entanto, é evidente que uma parcela significativa de material reciclável permanece no fluxo de resíduos. Além disso, o aumento contínuo de plástico no fluxo de resíduos coincide com um aumento no poder calorífico. Portanto, houve melhorias que resultaram na captura de material reciclável valioso, mas o restante possui um conteúdo energético significativo compatível com WTE.

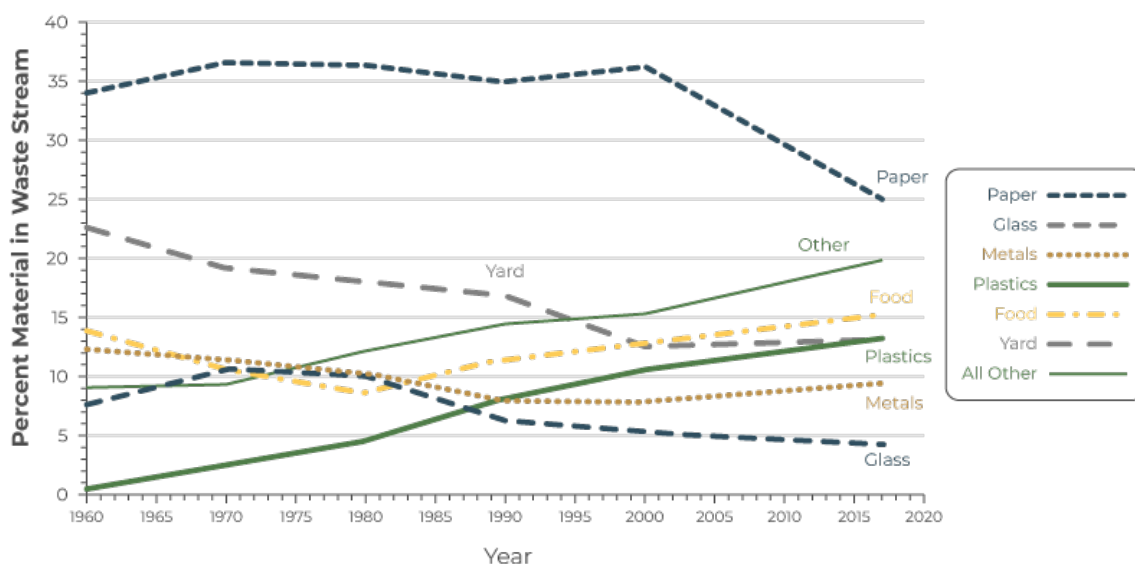


Figura 4: Mudanças na composição do RSU desde 1960 (Advanced Sustainable Materials Management: Facts and Figures)

Os esforços para extrair o máximo de material reciclável que seja viável para processar e vender devem continuar, reconhecendo que há um limite superior. Dependendo da comunidade, pode ser 40-50-60% do RSU e mudará constantemente com base nos requisitos de embalagem e mercados. O WTE é uma alternativa para lidar com o que resta e que, portanto, não tira a sustentabilidade e o aumento dos esforços de reciclagem. O WTE também possui uma capacidade única de reciclagem pós-combustão (ou seja, pós-descarte) com cerca de 700.000 toneladas de metal ferroso, 6.300 toneladas de alumínio, 3.400 toneladas de ferro e 440 toneladas de cobre sendo recuperadas e recicladas.

A gestão sustentável de resíduos é uma questão cada vez mais importante que muitos municípios estão enfrentando nos Estados Unidos. Estudos mostram que a quantidade de resíduos está crescendo, mas a reciclagem não está seguindo o mesmo caminho. Ao buscar resultados de reciclagem bem-sucedidos, existem alguns exemplos nos EUA, como Seattle, WA; Portland, OR; e Condado de Montgomery, MD. Há também muitas nações da União Europeia que atingem altos níveis de reciclagem. Menos de um por cento dos resíduos urbanos

em muitos países da UE acaba em aterros sanitários. Impostos financeiros regulatórios foram implementados sobre o aterro de materiais de resíduos orgânicos na UE e no Reino Unido; estes fornecem o incentivo econômico para desviar e processar RSU, deixando pouco resíduo não orgânico não processado enviado para aterro. Isso resultou na capacidade de implementar programas bem-sucedidos de reutilização, reciclagem, compostagem e WTE, com menos dependência de aterros sanitários.

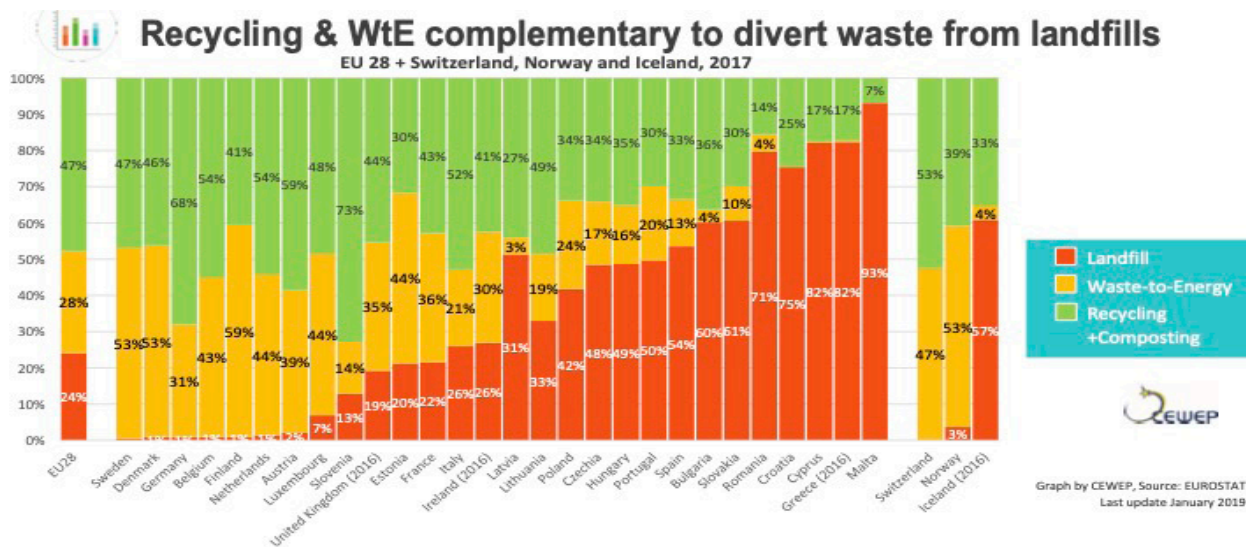


Figura 5: Comparação de opções de gerenciamento de resíduos demonstrando que o WTE desvia os resíduos não recicláveis de aterros sanitários.

Observando mais de perto a União Europeia, fica claro que o WTE é usado apenas para processar resíduos residuais, ou seja, resíduos que não são direcionados para recuperação por meio de reutilização e reciclagem de separação na fonte. Portanto, não compete por materiais que podem ser recuperados e vendidos por meio da reciclagem por separação na fonte. De fato, dados de comunidades WTE nos EUA e no exterior, onde programas de reciclagem foram implementados, demonstraram consistentemente esse ponto. A Figura 5 contém dados de países europeus WTE onde o uso de WTE se correlaciona positivamente com o aumento da reciclagem e reduz a quantidade de resíduos depositados em aterros. Os EUA têm a riqueza necessária, tecnologia e força de trabalho qualificada para alcançar um status sustentável equivalente a países com foco ambiental, como Suécia, Dinamarca, Alemanha e Bélgica. Em vez disso, os EUA atualmente gerenciam seus resíduos como a Eslováquia e pior que a Polônia e a Hungria.

Além disso, os condados e municípios dos EUA, que utilizam WTE, mostram consistentemente um aumento na taxa de reciclagem. A Figura 6 demonstra que as comunidades nos EUA que empregam WTE alcançam melhores taxas de reciclagem do que suas contrapartes que não utilizam WTE. Esses exemplos, bem como de vários outros estudos, demonstram inequivocamente que o WTE é compatível com a reciclagem (Berenyi, 2014; M.J. Castaldi, 2014; Brunner e Rechberger, 2015).

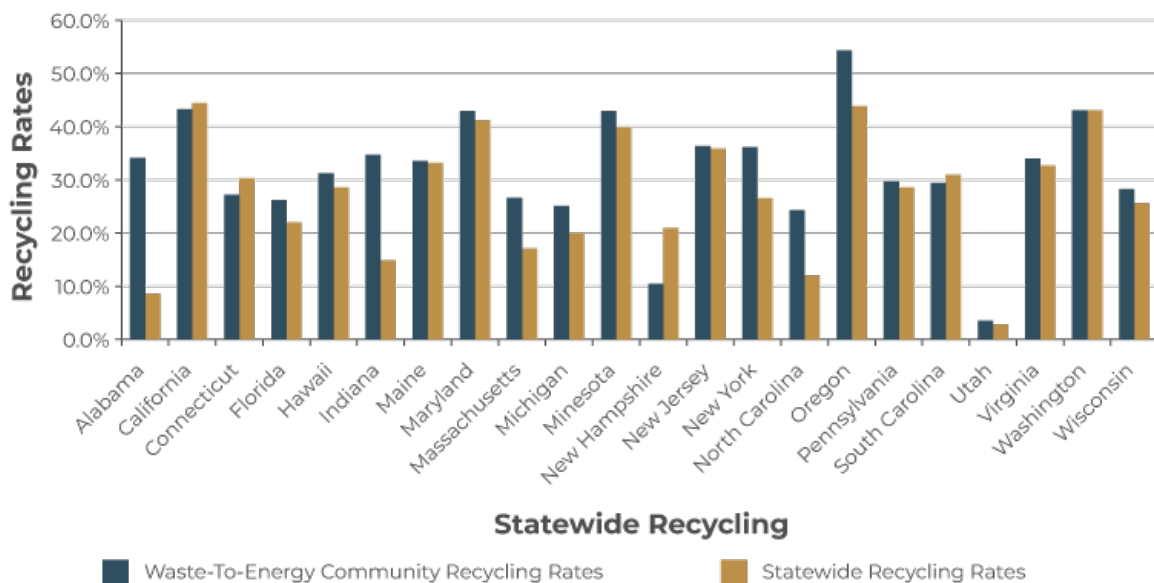


Figura 6: Dados mostrando que as comunidades dos EUA que empregam WTE têm taxas médias de reciclagem semelhantes ou mais altas em comparação com todo o estado (Berenyi, 2009)

Os condados e municípios dos EUA que utilizam WTE mostram consistentemente um aumento na taxa de reciclagem.

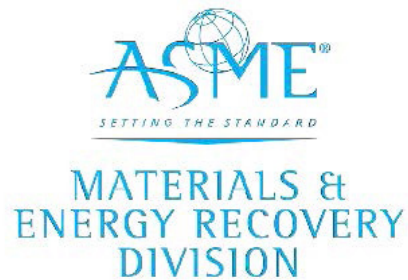
Apesar de algumas afirmações em contrário, os operadores de instalações WTE não são incentivados economicamente a comprar recicláveis como matéria-prima para combustão. O maior teor de energia de recicláveis, como papel e plástico, em relação aos resíduos sólidos urbanos mistos, na verdade, reduz as receitas das instalações. As instalações WTE são geralmente limitadas pela quantidade de vapor que podem produzir e, por sua vez, pela quantidade de energia térmica que pode ser alimentada na caldeira na forma de resíduos. Tomar quantidades adicionais ou a granel de materiais com alto teor de calor, como papel e plásticos, reduz a quantidade de resíduos que uma instalação WTE típica pode processar. Como a maior parte das receitas WTE vem de taxas de descarte de lixo, as receitas diminuiriam com a entrada de grandes quantidades de papel e plástico.

LEITURA ADICIONAL

- New York State Department of Environmental Conservation, Beyond Waste A Sustainable Materials Management Strategy for New York State, December 2010
- Environmental Research of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety, The Climate Change Mitigation Potential of the Waste Sector: Illustration of the potential for mitigation of greenhouse gas emissions from the waste sector in OECD countries and selected emerging economies; Utilisation of the findings in waste technology transfer, ISSN 1862- 4804, 2015
- Waste to Energy Conversion Technology,1st Edition, Editors: Naomi Klinghoffer and Marco J. Castaldi, Elsevier, ISBN: 9780857090119, 2013
- Energy Recovery from Municipal Solid Waste by Thermal Conversion Technologies 1st Edition, by P. Jayarama Reddy, CRC Press, ISBN-13: 978-1138612112, 2016
- Comparative Evaluation of Life Cycle Assessment Models' Measurement of Greenhouse Gas Emissions from Landfills and Waste-to-Energy Facilities, Prepared for: Local Government Coalition for Renewable Energy, Prepared by: University of Florida, November 2019

AGRADECIMENTOS

- Fotos cortesia de Covanta, ecomaine, Solid Waste Authority of Palm Beach County e WIN Waste Innovations, anteriormente Wheelabrator Technologies
- Agradecimentos especiais a Steve Faber, Byrum & Fisk Communications, pelo design final e edição. www.byrumfisk.com



A Divisão de Materiais e Recuperação de Energia (MER) da ASME apoia este documento e está alinhada com as descobertas.

REFERÊNCIAS

- Anderson, R. et al. (2010) 'BEST MANAGEMENT PRACTICES AND GUIDANCE MANUAL'. California Energy Commission.
- PA-E (2020) No Title. Washington, DC. doi: DEFOA-0001953.
- Astrup, T. F. et al. (2015) 'Life cycle assessment of thermal waste-to-energy technologies: review and recommendations', *Waste management*. Elsevier, 37, pp. 104–115.
- Atkinson, J. D. (2019) An Assessment of the Economic Support Provided to Erie and Niagara Counties and New York State by Covanta's Niagara Falls Waste-to-Energy Facility in 2016. Buffalo. Disponível em: <https://www.buffalo.edu/renew/news-and-events/latest-news.host.html/content/shared/university/news/news-center-releases/2018/02/018.detail.html>
- Barbeito, M. S., Taylor, L. A. and Seiders, R. W. (1968) 'Microbiological Evaluation of a Large-Volume Air Incinerator', *Applied Microbiology*, 16(3), pp. 490 LP – 495. Disponível em: <http://aem.asm.org/content/16/3/490.abstract>
- Barlaz, M. A. (2008) 'Corrections to Published Carbon Storage Factors for Mixed Municipal Waste', Memorandum to Parties Interested in Carbon Sequestration from Municipal Solid Waste. Disponível em: https://19january2017snapshot.epa.gov/www3/epawaste/conserves/tools/warm/pdfs/Sequestration_Correction2_102708.pdf (Acessado em: 20 de maio de 2020).
- Baxter, J. et al. (2016) 'Attitudes toward waste to energy facilities and impacts on diversion in Ontario, Canada', *Waste Management*. Elsevier, 50, pp. 75–85
- Berenyi, E. B. (2009) 'Recycling and Waste-to-Energy: Are They Compatible?' Westport, CT: Governmental Advisory Associates, Inc.
- Bourtsalas, A. C. et al. (2019) 'The status of waste management and waste to energy for district heating in South Korea', *Waste management*. Elsevier, 85, pp. 304–316.
- Bourtsalas, A. C. and Themelis, N. J. (2019) 'Major sources of mercury emissions to the atmosphere: The U.S. case', *Waste Management*, 85, pp. 90–94. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.008>.
- Bremby, R. L. (2010) 2010 State Solid Waste Management Plan. Disponível em: <https://www.kdheks.gov/waste/reportspublications/stateplan10.pdf>.
- Brinkley, C. and Leach, A. (2019) 'Energy next door: a meta-analysis of energy infrastructure impact on housing value', *Energy Research & Social Science*, 50, pp. 51–65. doi: <https://doi.org/10.1016/j.erss.2018.11.014>.
- Brunner, P. H. and Rechberger, H. (2015) 'Waste to energy - key element for sustainable waste management', *Waste Management*. Pergamon, 37, pp. 3–12. doi: [10.1016/j.wasman.2014.02.003](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.003)
- Buonanno, G. et al. (2010) 'Ultrafine particle apportionment and exposure assessment in respect of linear and point sources', *Atmospheric Pollution Research*. Elsevier, 1(1), pp. 36–43.
- Buonanno, G. and Morawska, L. (2015) 'Ultrafine particle emission of waste incinerators and comparison to the exposure of urban citizens', *Waste Management*, 37, pp. 75–81. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.008>.

Bureau of Environmental, Epidemiology, E. and Health, M. D. of P. H. (2008) Air Pollution and Pediatric Asthma in the Merrimack Valley. doi: Cooperative Agreement No. U50/ ATU187584-03.

California Air Resources Board (2013) Municipal Solid Waste Thermal Technologies. Disponível em: <https://www.arb.ca.gov/cc/waste/RSUthermaltech.pdf> (Accessed: 25 November 2017).

Casey Cullen, Eric Fell, Ron Russo and David Salmon (2013) An Integrated Waste-to-Energy Plan for New York City. City University of New York, City College. Disponível em: http://ccnyeec.org/wp-content/uploads/2013/12/CC_-DS_RR_EF-FINAL-v24.pdf.

Castaldi, M. J. (2020) 'Personal Communication - Emissions data from WTE operating facilities'. Chrostowski, P. C. (2007) 'Municipal Waste-to-Energy Has Very Little Public Health Impact', *Natural Gas & Electricity*, 24(3), pp. 17–21

Clavier, K. A. et al. (2020) 'Opportunities and challenges associated with using municipal waste incineration ash as a raw ingredient in cement production – a review', *Resources, Conservation and Recycling*, 160, p. 104888. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104888>.

Van Dijk, C., van Doorn, W. and van Alfen, B. (2015) 'Long term plant biomonitoring in the vicinity of waste incinerators in The Netherlands', *Chemosphere*. Elsevier, 122, pp. 45–51.

Duren, R. M. et al. (2019) 'California's methane superemitters', *Nature*, 575(7781), pp. 180–184. doi: 10.1038/s41586-019-1720-3.

Dwyer, H. and Themelis, N. J. (2015) 'Inventory of US 2012 dioxin emissions to atmosphere', *Waste management*. Elsevier, 46, pp. 242–246.

Dyke, P., Coleman, P. and James, R. (1997) 'Dioxins in ambient air, bonfire night 1994', *Chemosphere*. Elsevier, 34(5–7), pp. 1191–1201.

Eshet, T., Ayalon, O. and Shechter, M. (2005) 'A critical review of economic valuation studies of externalities from incineration and landfilling', *Waste management & research*. Sage Publications Sage CA: Thousand Oaks, CA, 23(6), pp. 487–504.

European Commission (2017) The role of waste-to-energy in the circular economy. Brussels. doi: Brussels, 26.1.2017 COM(2017) 34 final.

Florida Climate Action Team (2008) Florida's Energy and Climate Change Action Plan. Disponível em: https://www.cakex.org/sites/default/files/documents/Florida%E2%80%99s%20Action%20Plan%20on%20Energy%20and%20Climate%20Change_0.pdf.

Freni-Sterrantino, A. et al. (2019) 'Bayesian spatial modelling for quasi-experimental designs: An interrupted time series study of the opening of Municipal Waste Incinerators in relation to infant mortality and sex ratio', *Environment international*. Elsevier, 128, pp. 109–115.

Funk, K., Milford, J. and Simpkins, T. (2013) Waste not, want not: Analyzing the economic and environmental viability of waste-to-energy (WTE) technology for site-specific optimization of renewable energy options. National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States). German Federal Ministry for the Environment (2005) Waste Incineration — A Potential Danger? Bidding Farewell to Dioxin Spouting. Disponível em: https://www.cewep.eu/wp-content/uploads/2017/10/muellverbrennung_dioxin_en.pdf.

Ghosh, R. E. et al. (2019) 'Fetal growth, stillbirth, infant mortality and other birth outcomes near UK municipal waste incinerators; retrospective population based cohort and case-control study', *Environment international*. Elsevier, 122, pp. 151–158.

Intrinsik Environmental Sciences (2014) Literature Review of Potential Health Risk Issues Associated with New Waste-to-Energy Facilities. doi: – Project No. 21335.

Kaplan, P. O., DeCarolis, J. F. and Barlaz, M. A. (2012) 'Life Cycle Inventory of Waste-to-Energy and Comparison to Landfill-Gas-to-Energy Options', Encyclopedia of Sustainability of Science and Technology. Springer-Verlag. doi: 238130.

Kaplan, P. O., Decarolis, J. and Thorneloe, S. (2009) 'Is it better to burn or bury waste for clean electricity generation?' ACS Publications.

Kelly, L. and Burkhart, K. (2017) Asthma and Air Pollution in Baltimore City, Environmental Integrity Project, December. Disponível em: <https://environmentalintegrity.org/wp-content/uploads/2017/12/Baltimore-Asthma.pdf>.

Kim, Y.-M., Kim, J.-W. and Lee, H.-J. (2011) 'Burden of disease attributable to air pollutants from municipal solid waste incinerators in Seoul, Korea: a source-specific approach for environmental burden of disease', Science of the Total Environment. Elsevier, 409(11), pp. 2019–2028.

Klinghoffer, N. B. and Castaldi, M. J. (2013) Gasification and pyrolysis of municipal solid waste (RSU), Waste to Energy Conversion Technology. doi: 10.1533/9780857096364.2.146.

Krause, M. J. et al. (2016) 'Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste', Critical Reviews in Environmental Science and Technology. Taylor & Francis, 46(13), pp. 1117–1182.

Krause, M. J. (2018) 'Intergovernmental panel on climate change's landfill methane protocol: Reviewing 20 years of application', Waste Management & Research. SAGE Publications Sage UK: London, England, 36(9), pp. 827–840.

Kumar, P. et al. (2013) 'Nanoparticle emissions from 11 non-vehicle exhaust sources—a review', Atmospheric Environment. Elsevier, 67, pp. 252–277.

Laurian, L. and Funderburg, R. (2014) 'Environmental justice in France? A spatio-temporal analysis of incinerator location', Journal of Environmental Planning and Management. Taylor & Francis, 57(3), pp. 424–446.

Leckner, B. (2015) 'Process aspects in combustion and gasification Waste-to-Energy (WtE) units', Waste management. Elsevier, 37, pp. 13–25.

Leung, C. and Heacock, H. (2015) 'A Study on the Public Perception of Waste-to-Energy Facilities in Metro Vancouver', BCIT Environmental Health Journal. British Columbia Institute of Technology.

Liebreich, M. et al. (2009) Green Investing Towards a Clean Energy Infrastructure. doi: REF: 200109.

Lu, J.-W. et al. (2017) 'Status and perspectives of municipal solid waste incineration in China: A comparison with developed regions', Waste Management, 69, pp. 170–186. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.014>.

Lucas, D. et al. (2017) 'Methods of Responsibly Managing End-of-Life Foams and Plastics Containing Flame Retardants: Part II', Environmental Engineering Science. Mary Ann Liebert, Inc., publishers, 35(6), pp. 588–602. doi: 10.1089/ees.2017.0380

Maine Department of Environmental Protection; Joint Standing Committee on Natural Resources of the Maine Legislature (2004) A CLIMATE ACTION PLAN FOR MAINE 2004. Disponível

em: <https://www.maine.gov/dep/sustainability/climate/MaineClimateActionPlan2004.pdf>.

Makarichi, L., Jutidamrongphan, W. and Techato, K. (2018) 'The evolution of waste-to-energy incineration: A review', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Elsevier, 91, pp. 812–821.

Medicine, I. of (2003) *Dioxins and Dioxin-like Compounds in the Food Supply: Strategies to Decrease Exposure*. Washington, DC: The National Academies Press. doi: 10.17226/10763.

Morf, L. S. et al. (2013) 'Precious metals and rare earth elements in municipal solid waste—sources and fate in a Swiss incineration plant', *Waste Management*. Elsevier, 33(3), pp. 634–644.

Morgan, G. et al. (2019) 'Waste-to-Energy processes: what is the impact on air pollutants and health? A critical review of the literature', *Environmental Epidemiology*, 3, p. 275. doi: 10.1097/01.EE9.0000608940.77808.aa.

Morris, J. (2010) 'Bury or burn North America RSU? LCAs provide answers for climate impacts & carbon neutral power potential', *Environmental science & technology*. ACS Publications, 44(20), pp. 7944–7949.

Myhre, G., Shindell, D. and Pongratz, J. (2014) 'Anthropogenic and natural radiative forcing'. Cambridge University Press.

National Research council (2000) *Waste incineration and public health*. National Academies Press.

National Research Council (2005) *Sustainability in the chemical industry: grand challenges and research needs*. National Academies Press.

Nzihou, A. et al. (2012) 'Dioxin emissions from municipal solid waste incinerators (RSUs) in France', *Waste management*. Elsevier, 32(12), pp. 2273–2277.

Ollson, C. A., Aslund, M. L. W., et al. (2014) 'Site specific risk assessment of an energy-from-waste/thermal treatment facility in Durham Region, Ontario, Canada. Part B: Ecological risk assessment', *Science of the total environment*. Elsevier, 466, pp. 242–252.

Ollson, C. A., Knopper, L. D., et al. (2014) 'Site specific risk assessment of an energy-from-waste thermal treatment facility in Durham Region, Ontario, Canada. Part A: Human health risk assessment', *Science of the total environment*. Elsevier, 466, pp. 345–356.

Onondaga County Resource Recovery Agency (2020) *2019 Annual Stack Test Results, OCRRA WTE Stack Test Summary -2019*. Disponível em: Onondaga County Resource Recovery Agency (Accessed: 10 May 2020).

Parkes, B. et al. (2020) 'Risk of congenital anomalies near municipal waste incinerators in England and Scotland: Retrospective population-based cohort study', *Environment International*, 134, p. 104845. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.039>.

Pennsylvania Environmental Protection Department (2019) *Pennsylvania Climate Action Plan 2018: Strategies and ctions to reduce and adapt to climate change*. Disponível em: <https://www.dep.pa.gov/Citizens/climate/Pages/PA-Climate-Action-Plan.aspx>.

Peterson, E. et al. (2019) 'Baltimore Clean Air Act; the need for a new waste management system in Baltimore', *Journal of Science Policy & Governance*, 14(2), p. 5. Disponível em: www.sciencepolicyjournal.org.

Ragazzi, M. et al. (2013) 'Management of atmospheric pollutants from waste incineration

processes: the case of Bozen', *Waste Management & Research*. SAGE Publications Ltd STM, 31(3), pp. 235–240. doi: 10.1177/0734242X12472707.

Rao, R. K. et al. (2004) 'Multiple Pathway Health Risk Assessment and Multimedia Environmental Monitoring Programs for a Municipal Waste Resource Recovery Facility in Maryland', in 12th Annual North American Waste-to-Energy Conference. American Society of Mechanical Engineers Digital Collection, pp. 23–40.

Reddy, P. J. (2016) *Energy Recovery from Municipal Solid Waste by Thermal Conversion Technologies*. doi: 10.1201/b21307

Reis, M. F. et al. (2007) 'Determinants of dioxins and furans in blood of non-occupationally exposed populations living near Portuguese solid waste incinerators', *Chemosphere*. Elsevier, 67(9), pp. S224–S230

Richardson, J. B. (2020) 'Urban forests near municipal solid waste incinerators do not show elevated trace metal or rare earth element concentrations across three cities in the northeast USA', *Environmental Science and Pollution Research*. Springer, pp. 1–14.

Scarlat, N., Fahl, F. and Dallemand, J.-F. (2019) 'Status and Opportunities for Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Europe', *Waste and Biomass Valorization*, 10(9), pp. 2425–2444. doi: 10.1007/s12649-018-0297-7

Schmid, P. et al. (2014) 'Releases of chlorobenzenes, chlorophenols and dioxins during fireworks', *Chemosphere*, 114, pp. 158–164. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.088>.

Scungio, M. et al. (2016) 'Lung cancer risk assessment at receptor site of a waste-to-energy plant', *Waste Management*, 56, pp. 207–215. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.027>.

Solid Waste Advisory Group (2010) *Beyond Waste: A Sustainable Materials Management Strategy for New York State*. Disponível em: http://www.dec.ny.gov/docs/materials_minerals_pdf/frptbeyondwaste.pdf.

Stocker, T. et al. (2014) 'Summary for policymakers'. Cambridge University Press.

Tsai, W.-T. (2010) 'Analysis of the sustainability of reusing industrial wastes as energy source in the industrial sector of Taiwan', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 18(14), pp. 1440–1445.

UNEP (2015) 'Unlocking the Potential of Energy Efficiency and Renewable Energy', United Nations Environment Programme: Washington, DC, USA.

USEPA (2017) *National Overview: Facts and Figures on Materials, Wastes and Recycling*. Disponível em: <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/national-overview-facts-and-figures-materials#Generation>) (Acessado : 1 May 2020)

USEPA, U. S. E. P. A. (2014) *Report on the environment: Mercury emissions*. Disponível em: <https://www.epa.gov/roe/>.

USEPA, U. S. E. P. A. (2015) 'Carbon Pollution Emission Guidelines for Existing Stationary Sources: Electric Utility Generating Units', *Code of Federal Register*, 80(205). doi: [EPA–HQ–OAR–2013–0602; FRL–9930–65– OAR.

USEPA, U. S. E. P. A. (2019) No Title. Disponível em: <https://www.epa.gov/smm/sustainable-materials-management-non-hazardous-materials-and-waste-management-hierarchy>. (Acessado: 9 de maio de 2020).

Vehlow, J. (2012) 'Reduction of dioxin emissions from thermal waste treatment plants: a brief

survey', *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. Springer, 11(4), pp. 393–405.

Ware, S. A. (1980) *Survey of Pathogen Survival During Municipal Solid Waste and Manure Treatment Processes*.

Wood, J. P. et al. (2008) 'Pilot-scale experimental and theoretical investigations into the thermal destruction of a *Bacillus anthracis* surrogate embedded in building decontamination residue bundles', *Environmental science & technology*. ACS Publications, 42(15), pp. 5712–5717.

World Meteorological Organization (2013) 'The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2012.', *WMO Greenhouse Gas Bulletin*, 9, pp. 1–4.

Zubero, M. B. et al. (2010) 'Heavy metal levels (Pb, Cd, Cr and Hg) in the adult general population near an urban solid waste incinerator', *Science of The Total Environment*, 408(20), pp. 4468–4474. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.003>.

