

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais
PPGE3M

PEDRO AMADO PETROLI

**AVALIAÇÃO DA PERICULOSIDADE DE RESÍDUOS DE MÓDULOS
FOTOVOLTAICOS**

Porto Alegre, 31 de agosto de 2023.

PEDRO AMADO PETROLI

**AVALIAÇÃO DA PERICULOSIDADE DE RESÍDUOS DE MÓDULOS
FOTOVOLTAICOS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais – PPGE3M da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Área de Concentração: Ciência e Tecnologia dos Materiais

Orientador: Prof. Dr. Hugo Marcelo Veit - UFRGS

Porto Alegre, 31 de agosto de 2023.

PEDRO AMADO PETROLI

**AVALIAÇÃO DA PERICULOSIDADE DE RESÍDUOS DE MÓDULOS
FOTOVOLTAICOS**

Esta Dissertação foi analisada e julgada adequada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e aprovada em sua forma final pelo Orientador e pela Banca Examinadora designada pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais – PPGE3M da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientador: Prof. Dr. Hugo Marcelo Veit - UFRGS

Aprovada em:

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Andrea Moura Bernardes – UFRGS

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling – UFRGS

Dr. Felipe Antonio Lucca Sanchez – UFRGS

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente ao meu orientador Prof. Dr. Hugo Marcelo Veit que, com dedicação, honestidade e responsabilidade, foi extremamente solícito durante o período em que estive sob orientação. Fica evidente o quanto ele se importa com a qualidade da educação e se empenha para o progresso da pesquisa científica e, por isso, inspiro-me nele. Além disso, quero ressaltar a paciência e a disposição em me auxiliar a compreender conceitos complexos e a superar as adversidades. Enfim, sou grato por toda confiança que em mim foi depositada, sendo fundamental para o meu desenvolvimento pessoal.

Quero expressar minha gratidão ao Prof. Dr. Álvaro Meneguzzi, que de forma didática e espontânea me apresentou a admirável ciência dos materiais na graduação. Essa disciplina despertou minha curiosidade e me motivou a seguir na área acadêmica. Além disso, fico agradecido por todo companheirismo durante o UFRGS Portas Abertas, onde pudemos inspirar pessoas de diversas faixas etárias, especialmente jovens que estão a cursar o ensino médio, em relação à ciência e ao ensino superior.

Sou muito grato à Prof^ª. Dra. Andrea Moura Bernardes que esteve sempre disponível para sanar minhas dúvidas, especialmente durante o estágio docência. Adorei as disciplinas ministradas por ela, porque consegui aprender bastante sobre processos de reciclagem na graduação e sobre análise instrumental no mestrado. Assim, a todo momento ela agregou conhecimento e provocou reflexões sobre determinado tema, principalmente durante os seminários, sendo uma profissional bem competente.

Quero agradecer à Prof^ª. Dra. Jane Zoppas Ferreira que, de maneira amigável e simpática, sempre incentivou todos os estudantes da graduação e pós-graduação a seguirem seus sonhos. As explicações sobre química inorgânica foram muito aprofundadas e esclarecedoras.

Agradeço ao Eng. Eletricista Martin Bischoff que sempre esteve presente no ambiente do Laboratório de Corrosão, Proteção e Reciclagem de Materiais – LACOR da UFRGS. Ele sempre prestou ajuda a quem precisasse para o desenvolvimento da parte experimental do trabalho, pois ele lida com excelência as ferramentas e os equipamentos do laboratório. Gostaria de ressaltar igualmente a camaradagem e a dedicação das profissionais Ivone Ana Dadalt, Beatriz Maria Ferraz e Elis Regina Beltrame.

Desejo expressar minha gratidão à Dr^a Angela Cristina Kasper, à Dr^a Tatiane Benvenuti, Dr.

Felipe Antonio Lucca Sanchez e ao Dr. Alexandre Giacobbo pelas conversas extraordinárias que me guiaram durante o meu período de mestrado e no laboratório, auxiliando no desenvolvimento do meu pensamento científico e na resolução de problemas. A troca de conhecimento que tive com eles foi enriquecedora.

Tenho um apreço muito especial pelos meus colegas de mestrado e doutorado, que me acolheram calorosamente no LACOR, tornando o ambiente agradável. Sem eles, nada seria possível. Então, agradeço muito ao MSc. Eng. Felipe Stefanowski e ao Gustavo da Rosa Cunha por terem me auxiliado na parte experimental. Agradeço ao MSc. Eng. Marcelo Pilotto Cenci por ter me ajudado, respondendo às inúmeras perguntas que fiz. A Msc. Eng. Priscila Silva Silveira Camargo me ajudou demais durante todo o processo que foi o mestrado, sendo muito simpática e querida. Ajudou-me a tomar decisões importantes e, deixou-me fascinado pela paixão que ela tem pela pesquisa.

Sou grato ao Israel Silva dos Anjos, graduando em engenharia mecânica e bolsista de iniciação científica, pelo companheirismo no laboratório. Ele conseguiu me deixar feliz por eu ter me sentido um educador, assim como também pude aprender junto dele. Agradeço pela ajuda do Luis Henrique Lapazin e da Fernanda Coutinho Guaragna Martins que foi primordial para que obtivesse os resultados das análises realizadas em um equipamento do laboratório que é bem complexo.

Estou profundamente grato a todos os integrantes do LACOR e tive uma imensa satisfação em fazer parte dessa equipe apreciável e renomada. Desse modo, quero agradecer também ao programa de pós-graduação em engenharia de minas, metalúrgica e materiais (PPGE3M) que foi fundamental para o meu desenvolvimento acadêmico e profissional, ampliando minha compreensão na minha área de estudo e me permitindo explorar novas perspectivas e desafios. Sou grato pelas oportunidades de pesquisa, pelas discussões inspiradoras e pelo ambiente estimulante que o programa proporcionou.

Sinto-me extremamente orgulhoso da UFRGS, pois esta universidade me proporcionou uma experiência educacional enriquecedora e transformadora. De modo geral, agradeço a todos os professores, funcionários e colegas que contribuíram para o meu crescimento acadêmico e pessoal. Sinto-me honrado por ter sido parte dessa instituição respeitada e valorizo as oportunidades e aprendizados que recebi durante minha jornada universitária.

Agradeço muito ao governo federal que me proporcionou um ensino gratuito e de qualidade. Assim como agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo apoio financeiro, sendo fundamental para o contínuo desenvolvimento da pesquisa científica.

Agradeço eternamente ao meu pai Carlos Petroli e à minha mãe Gladimira Amado Petroli que sempre me apoiaram sob diferentes aspectos e acreditaram em mim, incentivando-me a continuar tentando até atingir meus objetivos. Amo muito meus pais que sempre foram minha base e são meus exemplos de vida. Assim, como amo e sou grato à minha namorada, Cristina Aguiar Padilha que buscou constantemente elevar minha autoestima, ensinando-me a ser determinado ao me reerguer emocionalmente diante das dificuldades. Por fim, agradeço a todos amigos e familiares que me prestaram apoio moral durante minha trajetória acadêmica.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	3
LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE TABELAS	10
LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS	11
RESUMO	13
ABSTRACT	14
1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo Geral	18
2.2 Objetivos Específicos	18
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1 Energia solar no mundo	19
3.2 Energia solar no Brasil	24
3.3 Geração de resíduos provenientes de módulos fotovoltaicos no mundo	31
3.4 Geração de resíduos provenientes de módulos fotovoltaicos no Brasil	34
3.5 Tecnologias de módulos fotovoltaicos	35
3.5.1 Silício Policristalino (p-Si)	41
3.5.2 Filmes finos	42
3.5.2.1 Silício Amorfo (a-Si)	43
3.5.2.2 Telureto de Cádmio (CdTe)	43
3.5.2.3 Disseleneto de Cobre, Índio e Gálio (CIGS)	44
3.6 Impactos socioambientais decorrentes da disposição inadequada de resíduos de módulos fotovoltaicos	45
3.7 Gerenciamento de Resíduos	48
3.7.1 Classificação de resíduos sólidos	50
3.7.2 Etapas do Gerenciamento	53
3.7.2.1 Acondicionamento	53
3.7.2.2 Coleta	53
3.7.2.3 Tratamento	54
3.7.2.4 Disposição Final	55
3.7.3 Logística Reversa	56

3.7.3.1	Breve contexto brasileiro.....	57
3.7.3.2	Processo logístico REEE.....	58
3.7.4	Benefícios de implantação de princípios de gerenciamento.....	60
4.	METODOLOGIA.....	64
4.1	Seleção de painéis solares	64
4.2	Caracterização dos Módulos Fotovoltaicos	65
4.3	Avaliação da Toxicidade Ambiental - Lixiviação de resíduos	70
4.3.1	ABNT NBR 10005/TCLP 1311.....	71
4.3.2	EN 12457-2	74
4.3.3	HJ/T299	75
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
5.1	Caracterização dos módulos fotovoltaicos.....	76
5.2	Avaliação da Toxicidade Ambiental – Lixiviação dos Resíduos.....	77
5.2.1	ABNT NBR 10005/TCLP 1311.....	78
5.2.2	EN 12457-2	82
5.2.3	HJ/T299-2007	83
5.3	Discussão acerca das normas de lixiviação	86
5.3.1	Relação sólido-líquido	86
5.3.2	pH.....	86
5.3.3	Granulometria	87
5.3.4	Limites de tolerância	88
5.3.5	Avaliação do gerenciamento de resíduos de módulos fotovoltaicos.....	89
6.	CONCLUSÕES.....	91
7.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	92
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Irradiação Horizontal Global (GHI) no mundo em kWh/m ² médios por dia (kWh/m ²). Fonte: Tonholi (2021, p. 20).	19
Figura 2. Evolução da Capacidade Instalada no Mundo (GWp). Fonte: Rodrigues, Carminati e Silva (2021, p. 4).	21
Figura 3. Evolução da capacidade instalada de geração fotovoltaica no mundo, nos principais países e no Brasil (GW). Fonte: Bezerra (2018, p. 4).	22
Figura 4. Capacidade instalada fotovoltaica acumulada dos países em 2019 (%). Fonte: Camargo (2021, p. 38).	23
Figura 5. Irradiação média global no Brasil e na Europa. Fonte: Rodrigues, Carminati e Silva (2021, p. 13).	25
Figura 6. Síntese dos níveis de irradiação solar por região. Fonte: Pereira et al. (2017).	26
Figura 7. Gráfico da oferta interna de energia elétrica por fonte no Brasil. Fonte: adaptado de BEN (2022).	29
Figura 8. Principais tipos de degradação nos módulos fotovoltaicos. Fonte: Maia e Guerra (2021, p. 7).	32
Figura 9. Projeções globais de resíduos de painéis fotovoltaicos. Fonte: adaptado de Weckend et al., 2016.	33
Figura 10. Principais países na geração de resíduos fotovoltaicos. Fonte: Kastanaki e Giannis (2022, p. 192).	34
Figura 11. Formação camada P e N. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 68).	36
Figura 12. Camadas P e N expostas a radiação solar. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 68).	37
Figura 13. Camadas P e N na ausência de radiação solar. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 68).	37
Figura 14. Estrutura básica de uma célula fotovoltaica. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 66).	38
Figura 15. Módulos fotovoltaicos conectados em série. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 76).	39
Figura 16. Composição básica de um módulo fotovoltaico. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 77).	40
Figura 17. Célula de Silício Policristalino. Fonte: Villalva e Gazoli (2017, p. 30).	42
Figura 18. Célula de CdTe. Fonte: Pereira (2019).	44
Figura 19. Célula de CIGS. Fonte: Silva et al. (VILLALVA, 2020).	45

Figura 20. Disposição final adequada x disposição inadequada de RSU no Brasil (T/ANO e %). Fonte: ABRELPE, 2021.....	48
Figura 21. Fluxograma das etapas do trabalho. Fonte: próprio autor.	64
Figura 22. Módulos fotovoltaicos selecionados (a) Módulo de silício policristalino - vista frontal (b) Módulo de silício policristalino - vista traseira (c) Módulo de silício amorfo - vista frontal (d) Módulo de silício amorfo - vista traseira (e) Módulo de película fina de telureto de cádmio - vista frontal (f) Módulo de filme fino de telureto de cádmio - vista posterior (g) Filme fino de disseleneto de cobre, índio e gálio - vista frontal (h) Filme fino de disseleneto de cobre, índio e gálio - vista posterior. Fonte: Petrolí et al. (2023).	65
Figura 23. Amostra cortada de célula de painel de silício policristalino. Fonte: próprio autor.....	66
Figura 24. Moinho de facas da marca Retsch, modelo SM300 utilizado na cominuição. Fonte: próprio autor.....	66
Figura 25. Amostra de painel solar com granulometria inferior a 1mm. Fonte: próprio autor.	67
Figura 26. Água régia. Fonte: próprio autor.	67
Figura 27. Pesagem da amostra em balança de precisão. Fonte: próprio autor.	68
Figura 28. Dissolução em agitador magnético. Fonte: próprio autor.	68
Figura 29. Diluição da amostra antes da análise. Fonte: próprio autor.	69
Figura 30. Equipamento ICP-OES da marca Agilent Technologies, modelo 5110. Fonte: próprio autor.	69
Figura 31. Moinho de martelo da marca Tigre, modelo A4R. Fonte: próprio autor.	72
Figura 32. Agitador rotatório de frasco. Fonte: próprio autor.	72
Figura 33. Sistema de filtração com bomba a vácuo. Fonte: próprio autor.	73
Figura 34. Separação granulométrica. Fonte: próprio autor.	74
Figura 35. Percentual mássico das faixas granulométricas. Fonte: próprio autor.	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Produção de Energia Primária no Brasil.	30
Tabela 2. Normas de lixiviação e padrões de limite de tolerância usados neste estudo para caracterização de risco de resíduos sólidos.....	70
Tabela 3. Resumo dos parâmetros adotados referentes a cada norma de lixiviação.	71
Tabela 4. Análise química por ICP-OES da composição de 4 tipos de células fotovoltaicas.	77
Tabela 5. Resultado do ensaio de lixiviação de Painéis Fotovoltaicos de acordo com as normas NBR 10005/TCLP 1311 e comparação com limite máximo da NBR 10004 e concentração máxima de contaminantes da TCLP 1311.....	79
Tabela 6. Resultado do ensaio de lixiviação de Painéis Fotovoltaicos de acordo com as normas EN 12457-2 e comparação com o respectivo valor limite.	82
Tabela 7. Resultado do ensaio de lixiviação de Painéis Fotovoltaicos de acordo com as normas HJ/T299-2007 e comparação com o respectivo limite de tolerância.	84

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ANEEL: Agência Nacional de Energia Elétrica

a-Si: Silício Amorfo

BEN: Balanço Energético Nacional

BRF: Retardadores de Chama Bromados

c-Si: Silício Cristalino

CIGS: Disseleneto de Cobre, Índio e Gálio

CIS: Disseleneto de Cobre e Índio.

EoL: End of Life

EPA: Environmental Protection Agency

EUA: Estados Unidos da América

EVA: Ethylene Vinyl Acetate

GHI: Global Horizontal Irradiation

ICP-OES: Espectroscopia de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente

IEA: International Energy Agency

IEA-PVPS: International Energy Agency Photovoltaics Power Systems Programme

IRENA: International Renewable Energy Agency

LABSOL: Laboratório de Energia Solar

LCRR: Lei de Conservação e Recuperação de Recursos

MMA: Ministério de Meio Ambiente

MME: Ministério de Minas e Energia

NBR: Norma Brasileira

PDEE: Plano Decenal de Expansão de Energia

PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos

PROINFA: Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica

p-Si: Silício Policristalino

PV: Células Solares Fotovoltaicas

RCRA: Resource Conservation and Recovery Act

REEE: Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos

REE: Resíduos Eletroeletrônicos

RS: Resíduos Sólidos

RSU: Resíduos Sólidos Urbanos

TCLP: Toxicity Characterization Leaching Procedure

TEP: Toneladas de Petróleo Equivalente

UE: União Europeia

WEEE: Waste Electrical and Electronic Equipment

RESUMO

A capacidade instalada de energia solar mundial atingiu 1 TW em 2022, podendo atingir 2 TW em 2025. Dessa forma, a ascensão da energia solar mundial acarretará no uso crescente de módulos fotovoltaicos, os quais têm vida útil estimada entre 25 a 30 anos. O resíduo fotovoltaico previsto pode ser superior a 70 milhões de toneladas até 2050, contendo metais tóxicos como chumbo e cádmio e, portanto, representam risco ao ambiente se descartados de forma inadequada. Por isso, este estudo consistiu em avaliar a periculosidade de quatro tecnologias de módulos fotovoltaicos: silício policristalino (p-Si), telureto de cádmio (CdTe), silício amorfo (a-Si), disseleneto de cobre, índio e gálio (CIGS) através de normas padronizadas. Este trabalho envolveu duas etapas principais: (1) caracterização química e (2) ensaios de lixiviação para classificação de resíduos sólidos. Os procedimentos de lixiviação seguiram estritamente o que está disposto nas normas brasileira (NBR 10005), americana (TCLP 1311), europeia (EN 12457-2) e chinesa (HJ/T299). Sendo que o procedimento adotado especificamente para resíduos de módulos fotovoltaicos é idêntico para ambas as normas brasileira e americana. Os resultados indicaram que o painel de p-Si foi considerado perigoso pelas normas brasileira, americana e chinesa por exceder os limites estipulados para Pb, pois apresentou concentração de 8,68 mg/L, 8,68 mg/L e 7,35 mg/L, respectivamente; e foi considerado perigoso pela norma europeia por exceder o limite estipulado para Se, com concentração de 0,1 mg/L. O painel CdTe foi considerado perigoso em todas as normas estudadas por exceder os limites de tolerância de Cd, com concentrações de 1,01 mg/L para NBR 10005 e TCLP 1311, 1,86 mg/L para EN 12457-2 e 4,74 mg/L para HJ/T299; também excedeu os limites para Se com 0,07 mg/L para EN 12457-2. Os painéis CIGS e a-Si foram considerados perigosos somente pela norma EN 12457-2 por exceder os limites para o Se, pois apresentaram concentração de 0,56 mg/L e 0,17 mg/L, respectivamente. Desta forma, conclui-se que o descarte inadequado de painéis fotovoltaicos, independente da tecnologia, pode liberar metais tóxicos para o meio ambiente.

Palavras chaves: Painéis fotovoltaicos, caracterização química, lixiviação de resíduos sólidos, toxicidade de resíduos de módulos fotovoltaicos, normas técnicas.

ABSTRACT

The world's installed solar energy capacity reached 1 TW in 2022 and could reach 2 TW by 2025. As a result, the rise of global solar energy will lead to the increasing use of photovoltaic modules, which have an estimated lifespan of between 25 and 30 years. Predicted photovoltaic waste could exceed 70 million tons by 2050, containing toxic metals such as lead and cadmium and therefore posing a risk to the environment if disposed of inappropriately. For this reason, this study consisted of assessing the hazardousness of four photovoltaic module technologies: polycrystalline silicon (p-Si), cadmium telluride (CdTe), amorphous silicon (a-Si) and copper indium gallium diselenide (CIGS) using standardized norms. This work involved two main stages: (1) chemical characterization and (2) leaching tests for solid waste classification. The leaching procedures strictly followed the provisions of the Brazilian (NBR 10005), American (TCLP 1311), European (EN 12457-2) and Chinese (HJ/T299) standards. The procedure adopted specifically for waste photovoltaic modules is identical for both the Brazilian and American standards. The results indicated that the p-Si panel was considered dangerous by the Brazilian, American and Chinese standards for exceeding the limits stipulated for Pb, as it had a concentration of 8.68 mg/L, 8.68 mg/L and 7.35 mg/L, respectively; and it was considered dangerous by the European standard for exceeding the limit stipulated for Se, with a concentration of 0.1 mg/L. The CdTe panel was considered dangerous in all the standards studied because it exceeded the tolerance limits for Cd, with concentrations of 1.01 mg/L for NBR 10005 and TCLP 1311, 1.86 mg/L for EN 12457-2 and 4.74 mg/L for HJ/T299; it also exceeded the limits for Se with 0.07 mg/L for EN 12457-2. The CIGS and a-Si panels were considered hazardous only by the EN 12457-2 standard for exceeding the limits for Se, as they had a concentration of 0.56 mg/L and 0.17 mg/L, respectively. It can therefore be concluded that improper disposal of photovoltaic panels, regardless of technology, can release toxic metals into the environment.

Keywords: Photovoltaic panels, chemical characterization, leaching of solid waste, toxicity of photovoltaic module waste, technical standards.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento exponencial do mercado fotovoltaico se deve ao aumento da demanda mundial de energia elétrica aliada à diminuição do custo dos módulos fotovoltaicos. Segundo o relatório “Global Market Outlook for Solar Power 2022–2026”, a capacidade instalada de energia solar mundial atingiu 1 TW em 2022 e prevê que, em 2025, atingirá 2 TW (EUROPE, 2022). Ainda em termos de capacidade instalada, conforme a Agência Internacional de Energia (IEA, 2022), no ano de 2021, a China ocupou o primeiro lugar dentre os principais países, atingindo 306,973 GW e sendo responsável por 33% da capacidade instalada no mundo. Na sequência, as maiores participações são dos Estados Unidos (95,209 GW), Japão (74,191 GW), Alemanha (58,461 GW), Índia (49,684 GW), Itália (22,698 MW), Austrália (19,076 GW).

Dessa forma, o uso de células solares fotovoltaicas (PV) está em ascensão para geração de energia solar, sendo que durante a fase de uso não representam risco à saúde humana ou ao meio ambiente (SINHA; WADE, 2015). Porém, quando atingem o final da vida útil serão descartadas na forma de resíduos sólidos.

Configuram resíduos de módulos fotovoltaicos os degradados por variados fatores, bem como módulos não funcionais após sua vida útil (NAIN; KUMAR, 2020c), a qual pode estar compreendida entre 25 a 30 anos (VARGAS; CHESNEY, 2021), abrindo espaço para módulos novos e mais eficazes. Prevê-se que até 2050, a geração total de resíduos de painéis solares possa ser superior a 70 milhões de toneladas (WECKEND et al., 2016). Por isso, gerenciar o fim de vida (EoL – *end of life*) dos módulos fotovoltaicos após o descarte será uma preocupação crescente dos reguladores ambientais de resíduos nos próximos anos, tanto pela quantidade, quanto pela periculosidade desses resíduos. Encaminhar esses resíduos ao processo de reciclagem é uma solução de gestão de resíduos que auxilia para prevenir que substâncias tóxicas prejudiquem o meio ambiente e a saúde humana (WECKEND et al., 2016). Mesmo que a Diretiva de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos da União Europeia tenha passado a incluir os painéis solares fotovoltaicos (EU, 2012), sua abrangência está restrita à Europa. Assim, as práticas atuais de descarte ou gerenciamento de módulos solares EoL são desconhecidas em muitos países, sem métodos de reciclagem estabelecidos.

Quando não há uma gestão qualificada dos resíduos de PV, que é uma realidade na maioria dos países, estes equipamentos danificados e/ou obsoletos acabam sendo descartados de forma incorreta, muitas vezes diretamente sobre o solo, misturados com outros tipos de resíduos, sem uma proteção adequada do meio ambiente (NAIN; KUMAR, 2020a). Considerando que existem diferentes tipos de PV, com componentes e composição variados,

estes diferentes materiais podem entrar em contato direto com o solo, rios, lagos e águas subterrâneas (NAIN; KUMAR, 2020a).

Os módulos fotovoltaicos mais usuais podem conter metais considerados perigosos, como cádmio, cobre, chumbo, alumínio, selênio, estanho e zinco, os quais podem ser liberados no meio ambiente devido ao descarte incorreto (NAIN; KUMAR, 2020c). Por isso, torna-se necessária a avaliação ambiental das diferentes tecnologias de PV existentes no mercado, a fim de verificar o potencial poluidor de cada uma delas em caso de descarte incorreto no meio ambiente. Essa avaliação usualmente é realizada através de ensaios padronizados para classificar qualquer tipo de resíduo sólido, entre eles os PV (NAIN; KUMAR, 2022). Existem diferentes normas, editadas por diferentes países, para fazer esta avaliação. Dentre elas, podemos citar a norma americana (TCLP - Toxicity Characteristic Leaching Procedure), a europeia EN 12457-2 (2002), a chinesa HJ/T299 (2007) e a brasileira NBR 10005 (2004). Existem diferenças de procedimento entre elas, mas todas avaliam quanto de um composto, considerado tóxico, pode ser lixiviado a partir de determinado resíduo e ser liberado para o meio ambiente quando ocorre um descarte incorreto diretamente no solo ou água. Assim, um teste de lixiviação é frequentemente usado para avaliar o possível perigo ambiental de produtos químicos perigosos em um produto, como os PV. A norma TCLP é uma das mais citadas na literatura e de acordo com várias pesquisas sobre lixiviação de PV, as concentrações de metais lixiviados podem ocasionalmente ultrapassar os limites constantes na norma TCLP, particularmente para chumbo de módulos c-Si e cádmio de módulos de película fina (NAIN; KUMAR, 2022). Quando isso ocorre, o PV deve ser considerado perigoso, com grande potencial poluidor, se descartado incorretamente.

Na literatura já é possível encontrar estudos avaliando determinada tecnologia de módulo fotovoltaico através de determinada norma como, por exemplo, Panthi et al. (2021), Sharma et al. (2021), Kilgo et al. (2022). Porém, uma avaliação mais ampla contemplando as principais tecnologias de PV presentes no mercado através de diferentes normas padronizadas (de diferentes países) é uma lacuna a ser preenchida. Além disso, a apresentação de dados comparativos de procedimentos de lixiviação realizados para diferentes tecnologias de painéis solares possibilita uma melhor compreensão acerca da periculosidade desse tipo de resíduo e pode auxiliar na formulação de políticas de gerenciamento desses resíduos em diferentes países.

Este estudo consiste em analisar os módulos fotovoltaicos de Silício amorfo (a-Si), Telureto de cádmio (CdTe), Silício policristalino (pSi), Disseleneto de cobre, índio e gálio (CIGS) com o intuito de classificá-los como resíduos perigosos ou não perigosos ao meio ambiente do ponto de vista da toxicidade ambiental. A primeira etapa da pesquisa consistiu na

caracterização dos módulos fotovoltaicos com a finalidade de identificar os principais componentes metálicos que os compõem. A segunda etapa consistiu na realização dos procedimentos padronizados de lixiviação de acordo com as normas TCLP 1311, EN 12457-2 e HJ/T299-2007. Assim, além de trazer novos dados científicos a respeito da periculosidade de diferentes tecnologias de PV, os resultados deste trabalho também podem ser relevantes para auxiliar na política de gestão e regulamentação de países quanto ao descarte seguro dos painéis solares.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar a composição de quatro tecnologias de painéis solares comumente utilizadas (silício policristalino, silício amorfo, telureto de cádmio e disseleneto de cobre, índio e gálio) e classificar a periculosidade desses resíduos em termos de toxicidade ambiental.

2.2 Objetivos Específicos

- (1) Identificar quais metais estão presentes em cada tecnologia de módulo fotovoltaico e sua respectiva concentração.
- (2) Classificar os módulos quanto à sua periculosidade segundo normas padronizadas de lixiviação.
- (3) Analisar os resíduos dos módulos fotovoltaicos do ponto de vista ambiental, identificando sua nocividade ao meio ambiente e propondo seu adequado descarte em fim de vida útil.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Energia solar no mundo

Com a necessidade de se combater o aquecimento global e a dependência por fontes provenientes de combustíveis fósseis, vários países vêm, ao longo dos anos, implantando, em suas matrizes energéticas, fontes alternativas, consideradas limpas e renováveis (TONHOLI, 2021). Desta forma, conforme ressalta Pereira (2019), as energias renováveis e, especialmente, a solar fotovoltaica, tornaram-se uma alternativa energética para inúmeros países, principalmente após o desastre nuclear de Fukushima em 2011.

Segundo Tonholi (2021), o investimento em energia solar é crescente no mundo, até mesmo em regiões que possuem um índice baixo de Irradiação Horizontal Global – GHI. Com base no mesmo autor, a Europa e a Rússia apresentam bons níveis de radiação solar, entretanto, ficam atrás de lugares como a África, Oriente Médio, Austrália, Índia, China e outros países asiáticos, como ilustra a **Figura 1**. Em tais regiões a demanda por energia deve aumentar nas próximas décadas.

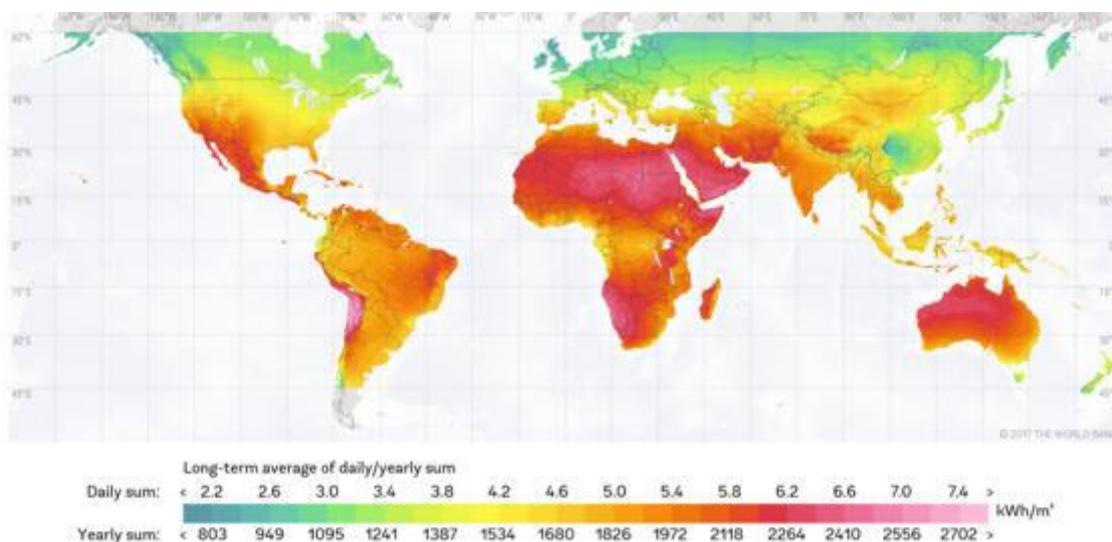


Figura 1. Irradiação Horizontal Global (GHI) no mundo em kWh/m² médios por dia (kWh/m²). Fonte: Tonholi (2021, p. 20).

De acordo com Maia e Guerra (2021), o crescimento da energia solar fotovoltaica no mundo foi impulsionado, em grande escala, pelo Japão e pelos países europeus. Entretanto, como aponta Pereira (2019), os Estados Unidos foram responsáveis pelos primeiros testes da tecnologia fotovoltaica, em 1838, quando o francês Alexandre Edmond Becquerel descobriu o efeito fotovoltaico. O mesmo autor ressalta que, apesar deste país estar entre os principais

geradores de energia solar fotovoltaica, o Japão ultrapassou sua marca, tornando-se líder mundial de eletricidade fotovoltaica até o ano de 2005. Posteriormente, entre 2005 e 2015, a Alemanha liderou a geração de energia fotovoltaica, por ter permitido que as residências e condomínios tivessem dois contadores (entrada e saída), remunerando aos proprietários em efetivo sempre que a “saída” de energia supere a “entrada” (DE CASTRO, 2018). Dessa forma, a Alemanha apenas perdeu a liderança para a China em 2015, que se tornou o maior produtor mundial de energia fotovoltaica (PEREIRA, 2019).

A China constitui, atualmente, o país que mais investiu nesse setor, adicionando uma potência significativa destes sistemas em sua matriz energética, fortalecendo assim, o índice de fontes renováveis (TONHOLI, 2021). Além disso, o território chinês ganhou destaque na fabricação de módulos fotovoltaicos, sendo considerado um dos maiores mercados de energia solar no mundo, responsável pelos principais estudos voltados ao desenvolvimento tecnológico na indústria fotovoltaica (SILVA, 2018). Acredita-se, por exemplo, que entre os anos de 2007 a 2010, o país foi capaz de investir mais de 120 bilhões de dólares no estudo e aplicação de energia renováveis (PINHO; GALDINO, 2014).

O crescimento e desenvolvimento do mercado chinês está associado à política de *Feed in Tariff*, definida como o mecanismo regulatório que promove a remuneração do gerador, ou seja, da energia gerada por fontes renováveis. Normalmente, os valores de remuneração são mais altos que a tarifa cobrada pelas concessionárias (BEZERRA, 2018).

Assim como a China, os avanços dos Estados Unidos, que até 2014, representavam o terceiro país que mais ampliou as tecnologias fotovoltaicas, estão também diretamente ligados às ações de incentivo, adotadas pelo país, que garantem crédito fiscal no valor de 30% (OLIVEIRA, 2021). De acordo com Pinho e Galdino (2014), apesar dos baixos níveis de insolação, por volta de 2,5 a 3,4 kWh/m².dia, os países europeus, destacam-se no cenário mundial de aproveitamento da energia solar. Uma vez que, possuem grandes programas de incentivos, no caso, governamentais, que proporcionam facilidade na implantação da tecnologia.

Porém, na Europa, até 2014, a fonte solar fotovoltaica correspondia a 3,5% da matriz elétrica total. Enquanto que na Itália, Alemanha e Grécia esta fonte representou mais de 7% da matriz energética (OLIVEIRA, 2021). Entretanto, Tolmasquim (2016) aponta que a Europa vem perdendo espaço para outras potências, deixando de liderar o número de instalações, devido à redução de incentivos em seu território. Dando assim, espaço, especialmente, para os países asiáticos (TOLMASQUIM, 2016).

Em 2017, a participação da fonte solar fotovoltaica na geração de energia elétrica

mundial, correspondeu a 1,73%, que embora represente ainda uma porcentagem pequena, cresce exponencialmente com o decorrer dos anos. Até o final do mesmo ano, a capacidade de energia solar instalada no mundo alcançou 400 GW, sendo 32% superior à capacidade do ano anterior (2016) e 48 vezes maior do que o verificado em 2007 (BEZERRA, 2018). Pereira (2019) complementa que o ano de 2017 marcou o setor de energia solar, uma vez que, a capacidade de geração desta fonte aumentou mais que todas as outras tecnologias.

Levando em consideração que o mercado mundial fotovoltaico vem crescendo de forma exponencial, no ano seguinte, em 2018, a capacidade instalada no mundo ultrapassou a marca de 500 GW, como é possível observar na **Figura 2**. Assim, de 2017 para 2018, foram acrescentados cerca de 100 GW de potência na matriz mundial (CASSA et al., 2019). Já em 2019, a capacidade instalada encerrou o ano com 627 GW (RODRIGUES; CARMINATI; SILVA, 2021).

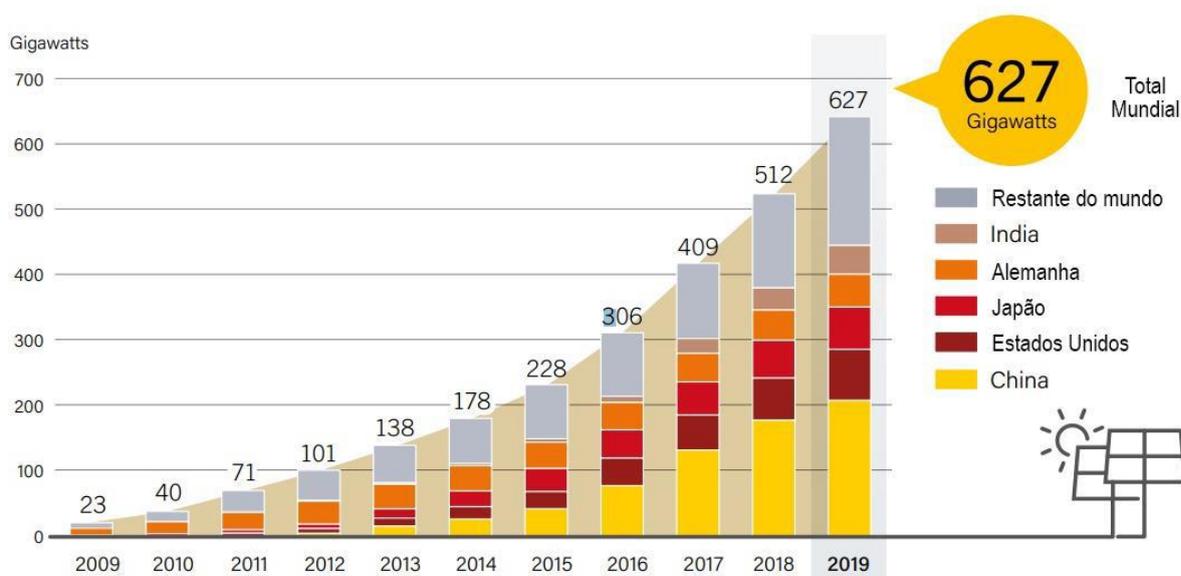


Figura 2. Evolução da Capacidade Instalada no Mundo (GWp). Fonte: Rodrigues, Carminati e Silva (2021, p. 4).

Segundo Bezerra (2018), em média, a capacidade de geração de energia elétrica a partir da fonte solar fotovoltaica, no intervalo de 2007 a 2017, obteve um crescimento de 47,4% ao ano, no mundo. Dentre os países que registraram os maiores crescimentos em relação a capacidade instalada, estão China (105,0% a.a.), Itália (69,6% a.a.), Estados Unidos (60,3% a.a.), Japão (38,3% a. a.) e Alemanha (26,1% a.a.), como é possível notar na **Figura 3**.

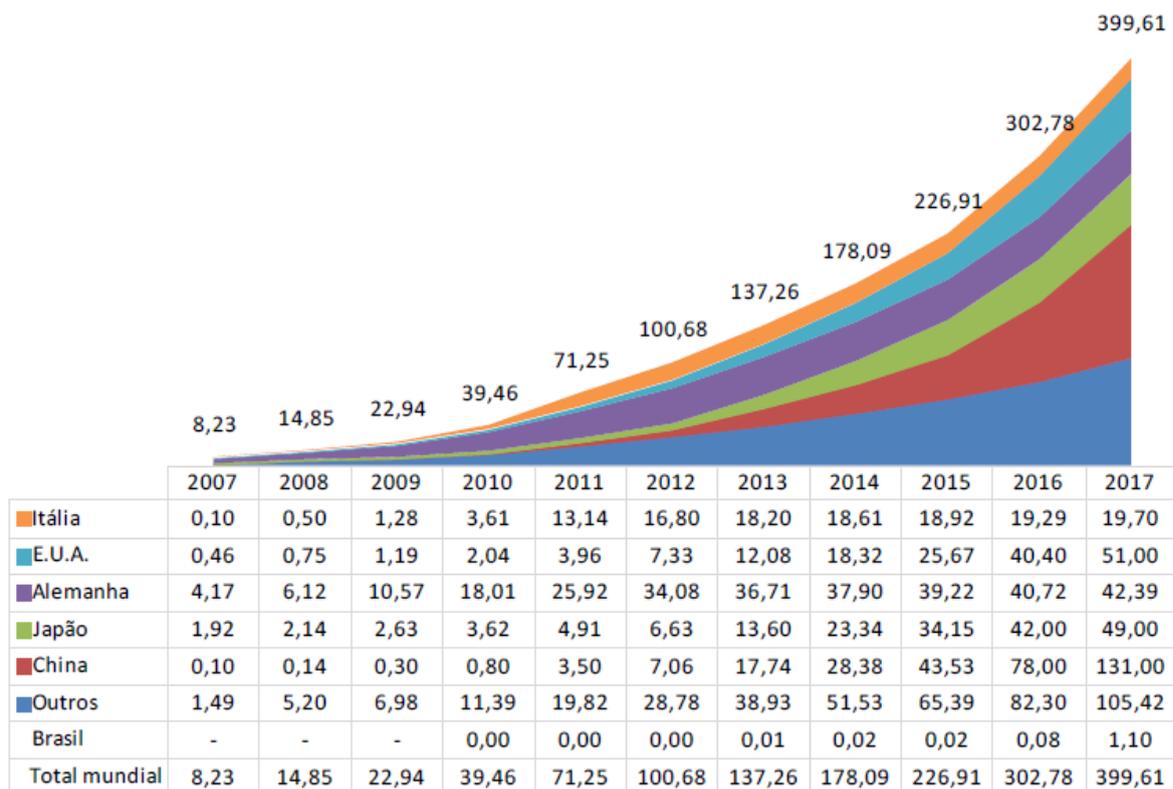


Figura 3. Evolução da capacidade instalada de geração fotovoltaica no mundo, nos principais países e no Brasil (GW). Fonte: Bezerra (2018, p. 4).

De acordo com Camargo (2021), em 2019, quando a capacidade instalada mundial apresentou a 623,2 GW, a China ocupa o primeiro lugar, atingindo uma capacidade de 205,2 GW e sendo responsável por 32,9% da instalada no mundo, como nota-se na **Figura 4**. Na sequência, estão os Estados Unidos (75,8 GW), Japão (63,2 GW), Alemanha (49,0 GW), Índia (42,9 GW), Itália (20,9 GW), Austrália (16,3 GW), Reino Unido (13,4 GW), Coreia do Sul (11,2 GW), França (9,93 GW) e outros países (115,37 GW) (CAMARGO, 2021).

Sendo assim, a China tem a maior potência instalada de energia solar fotovoltaica do mundo e, especialmente, em 2019, foi o país que mais acrescentou sistemas a nível mundial (CASSA et al., 2019). O que já constitui um padrão desta região, uma vez que, em 2017, os chineses foram os primeiros a superarem 100 GW de capacidade fotovoltaica instalada (PEREIRA, 2019).

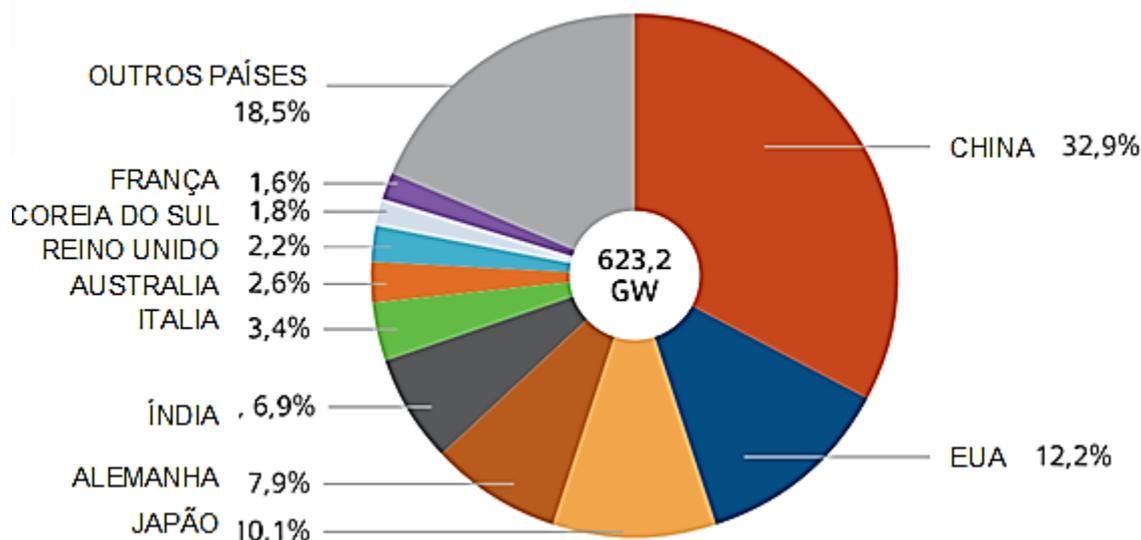


Figura 4. Capacidade instalada fotovoltaica acumulada dos países em 2019 (%). Fonte: Camargo (2021, p. 38).

Camargo (2021) relata que o expressivo crescimento da China e até mesmo da Índia, se dá devido a políticas favoráveis (de incentivo a fabricação e importação de equipamentos, financiamento e compra de painéis), preços baixos de módulos fotovoltaicos e programas de eletrificação rural. O mesmo autor ressalta que a China também constitui um dos principais pólos de produção de produtos fotovoltaicos de alta eficiência.

A China, acompanhada dos EUA, Japão e Alemanha, representam juntos quase 80% de toda a capacidade fotovoltaica mundial (CASSA et al., 2019). Entretanto, ao longo de 5 anos (2013-2018), o mercado fotovoltaico mundial contou ainda com o desenvolvimento de países como a Austrália (que instalou 1,25 GW), a Coreia do Sul (1,2 GW), o Paquistão (800 MW), Taiwan (523 MW) e Tailândia (251 MW). Além disso, há regiões que estão demonstrando sinais para um possível desenvolvimento de energia solar fotovoltaica, que tendem a se expandir neste setor nos próximos anos, como a Malásia, Filipinas, Vietnã e Indonésia (IEA, 2018).

Segundo Lana et al. (2021), a China possui a tendência de continuar a liderar a expansão de energia solar nos próximos anos, os EUA devem crescer em torno de 20% e se consolidar como o segundo maior mercado do mundo, enquanto que na Europa, as instalações fotovoltaicas devem alcançar mais de 24 GW. Além disso, devido ao crescimento do setor, novos mercados devem surgir, especialmente, na América Latina, Oriente Médio e Sudeste asiático nesta década. A mesma autora ainda ressalta que a energia solar fotovoltaica deve ser a única que irá apresentar crescimento relativo nos anos seguintes, levando em consideração

os impactos da pandemia de Coronavírus (LANA et al., 2021).

Estudos mais recentes como o de Zhang et al. (2022), confirmam esta teoria, visto que a China já alcançou, em 2021, uma capacidade instalada de 305,99 GW, superando 2020, que contava com 252,5 GW, registrando um crescimento de 82,51%. Desta forma, não apenas o número de instalações fotovoltaicas e, conseqüentemente, potência instalada, deve aumentar, como também o nível de produção de produtos e equipamentos fotovoltaicos.

3.2 Energia solar no Brasil

De acordo com Silva (2018), o Brasil possui um dos maiores potenciais de aproveitamento de energia solar (para a geração de energia elétrica), principalmente pela baixa variabilidade, contando com níveis de irradiação solar superiores, em comparação aos países onde esta tecnologia já se encontra bem estabelecida (uso em grande escala) e, portanto, apresentam projetos mais avançados no campo, como a Alemanha (900-1250 kWh/m².ano), França (900-1650 kWh/m².ano) e Espanha (1200-1850 kWh/m².ano). Cassa et al. (2019) complementam que no país, independentemente da região, a irradiação global mínima se encontra registrada, geralmente, na faixa de 1.500 a 2.200 kWh/m².ano, como demonstra a **Figura 5**.

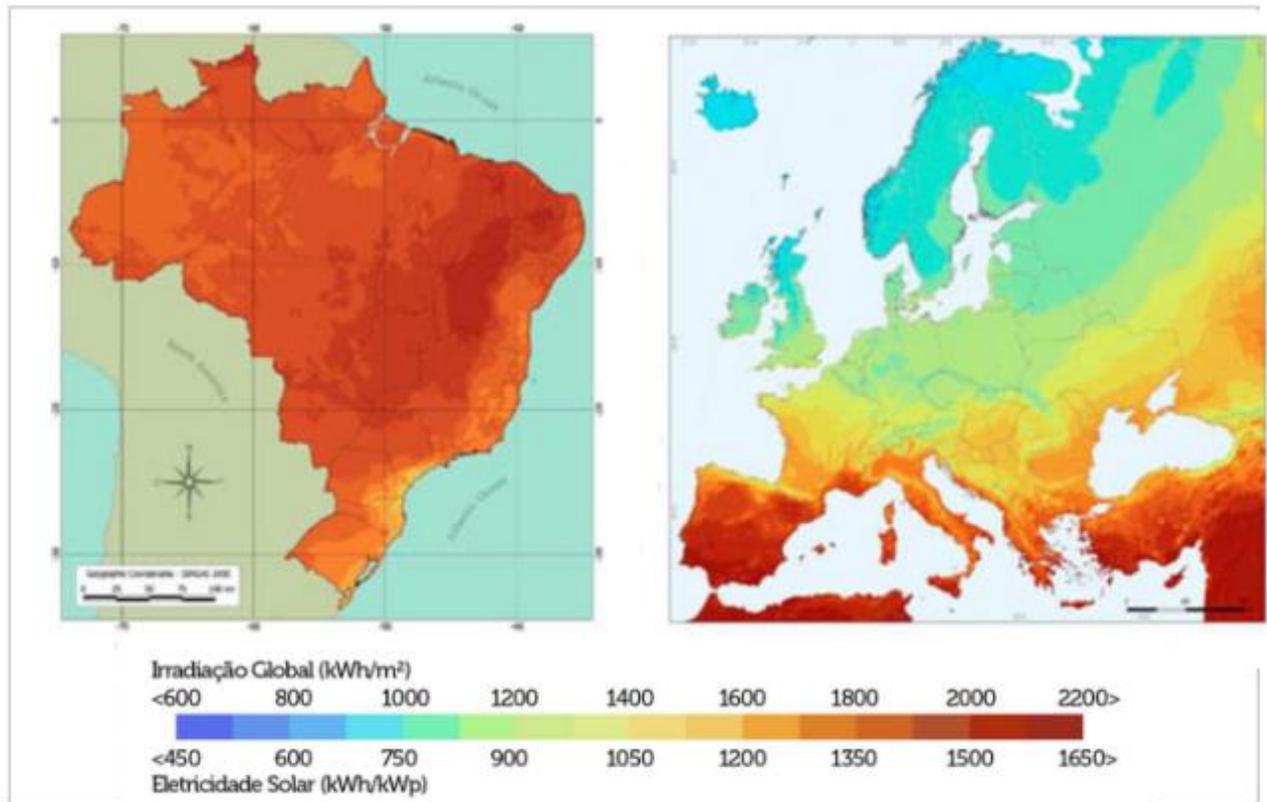


Figura 5. Irradiação média global no Brasil e na Europa. Fonte: Rodrigues, Carminati e Silva (2021, p. 13).

Os maiores índices de radiação no território brasileiro, se encontram nos seguintes estados: Bahia, Piauí, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará, Tocantins, Goiás, Minas Gerais e São Paulo (CASSA et al., 2019). Segundo o Atlas Brasileiro de Energia Solar, a região Nordeste é caracterizada pelo maior potencial solar do país, com valor médio de irradiação global horizontal de $5,49 \text{ kWh/m}^2.\text{dia}$, no plano inclinado de $5,52 \text{ kWh/m}^2.\text{dia}$ e da componente direta normal de $5,05 \text{ kWh/m}^2$, como é possível observar na **Figura 6** (PEREIRA et al., 2017). Que, com base em Villalva e Gazoli (2017), favorecem a instalação de usinas de energia solar fotovoltaica para o aproveitamento em larga escala.



Figura 6. Síntese dos níveis de irradiação solar por região. Fonte: Pereira et al. (2017).

Sendo assim, apesar de se destacarem as regiões do nordeste e centro-oeste como as que possuem maior potencial de aproveitamento e geração de energia solar, todas as regiões do Brasil possuem excelentes valores de insolação durante o ano, com níveis por volta de 3,26 a 5,52 kWh/m².dia (VILLALVA; GAZOLI, 2017). Além disso, com base em Rodrigues, Carminati e Silva (2021), o Brasil possui também grandes reservas de quartzo de qualidade, o que tende a favorecer a implantação desta tecnologia no país e, portanto, permitir a produção de silício com alto grau de pureza, além de células e módulos solares, que são produtos de alto

valor agregado.

Apesar do relativo potencial que o Brasil apresenta, em termos de produção de energia fotovoltaica, sua matriz energética é composta, majoritariamente, por fontes de origem hidráulica e apresenta, portanto, uma grande oferta hídrica. Cassa et al. (2019) relatam que, até 2018, as hidrelétricas eram responsáveis por 65,2% da geração de energia no país.

Nos últimos trinta anos, o Brasil passou por um expressivo crescimento econômico, acompanhado pelo aumento da demanda por energia elétrica. Por meio da crescente preocupação com as questões ambientais e a necessidade por fontes alternativas, que reduzissem a dependência por combustíveis fósseis, foi alavancada a produção de energia, através de fontes renováveis. O que justifica a atual e intensa participação desse tipo de energia na matriz brasileira, como é o caso da hidráulica (TOLMASQUIM, 2016).

Segundo Villalva e Gazoli (2017), os módulos fotovoltaicos foram, inicialmente, empregados em sistemas isolados (autônomos), onde existia dificuldade de acesso à rede elétrica convencional, sendo utilizados para fornecer energia para propriedades rurais e comunidades isoladas, bem como auxiliar no bombeamento de água, centrais remotas de telecomunicações e sistemas de sinalização. Entretanto, esta perspectiva vem mudando, com o avanço das tecnologias e a frequente busca por fontes alternativas, o uso de sistemas fotovoltaicos para a produção de energia, já se encontra, muitas vezes, conectado à rede elétrica tradicional (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

Apesar de apresentar grandes vantagens se comparada às outras fontes de energia renováveis, a energia fotovoltaica foi, durante muito tempo, pouco explorada no Brasil. Não houve nenhum programa de incentivo a esse tipo de energia, o que acabou dificultando a sua disseminação pelo país (TOLMASQUIM, 2016).

Sendo assim, um dos maiores problemas constatados para a inserção deste recurso no país se encontra relacionado à falta de incentivos por parte do governo: ou seja, as concessionárias não remuneram em efetivo a energia entregue por empreendedores em casas e condomínios, mas registram como créditos para utilização futura. Além disso, a ampliação dos sistemas fotovoltaicos no território brasileiro também é comprometida devido à falta de conhecimento e formação dos agentes envolvidos, que impedem a disseminação correta do uso das fontes renováveis e projetos de eficiência energética (CRUZ; ISIDORO; FERNANDES, 2020).

Um dos primeiros e maiores programas de incentivo a energias renováveis, o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica – PROINFA, criado pelo Governo Federal, não incluiu a energia fotovoltaica. A energia solar, também ficou de fora do Plano

Decenal de Energia até 2020 do Ministério de Minas e Energia, sendo valorizada apenas nos países mais desenvolvidos do mundo e esquecida, por muitos anos, no Brasil (PINHO; GALDINO, 2014).

O elevado custo do material torna esta fonte alternativa pouco atraente do ponto de vista econômico (CRUZ; ISIDORO; FERNANDES, 2020). Este custo é considerado alto em relação às hidrelétricas, o que resulta como ponto negativo do sistema (VILLALVA; GAZOLI, 2017). De acordo com o Ministério de Minas e Energia – MME (2018), o país teve suas primeiras centrais elétricas de energia fotovoltaica, apenas no ano de 2012, passando a constar na matriz energética do país. Desde 2012, este recurso vem crescendo em uma escala considerada lenta, porém, entre os anos de 2014 e 2015, estabeleceu um crescimento superior e significativo, comparado aos anos anteriores.

Com base no estudo de Villalva e Gazoli (2017), a primeira Usina Fotovoltaica foi inaugurada em 2011, a partir de uma iniciativa privada, contendo uma potência de 1 MWp, no Município de Tauá, localizado no estado do Ceará. Nos anos anteriores, poucas ações foram feitas para impulsionar a energia fotovoltaica no Brasil (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

Em relação aos sistemas conectados à rede, alguns projetos pilotos começaram a ser elaborados e instalados no país, em meados dos anos 90, principalmente, em universidades e centros de pesquisa (PINHO; GALDINO, 2014). Entretanto, apenas em 2012, esta modalidade de geração foi regulamentada pela Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL, por meio da Resolução Normativa nº 482/2012, que iniciou uma nova era para a geração de energia elétrica através da energia solar fotovoltaica (TOLMASQUIM, 2016).

Após esta regulamentação, ocorreu pouca adoção aos sistemas de geração própria de energia, mas, nos últimos anos, este número de adotantes vem crescendo, devido ao aumento de conhecimento da população sobre esta possibilidade e a redução de custos que a envolvem (TOLMASQUIM, 2016). A participação da energia fotovoltaica na matriz energética brasileira é praticamente desprezível, ainda há uma enorme falta de informação, grande parte da população ainda desconhece essa tecnologia (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

Até o ano de 2012, o principal obstáculo encarado pela energia fotovoltaica era a ausência de regulamentação e de normas técnicas para este setor, o que inibia diretamente o surgimento dos sistemas de geração distribuída. Os quais representam um importante nicho de aplicação (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

De acordo com o Balanço Energético Nacional (BEN, 2022), a matriz energética brasileira é composta, predominantemente, por alternativas renováveis, que correspondem há um total de aproximadamente 78% da oferta interna de eletricidade no Brasil, com destaque

para a fonte hídrica, que responde por 56,8% (incluindo importação e autoprodução). Enquanto que a energia solar, no ano de 2020, respondeu por apenas 2,47%, como ilustra a **Figura 7** (EPE, 2022). As hidrelétricas, como aponta Oliveira (2021), apesar de serem consideradas fontes renováveis, são responsáveis por gerar impactos socioambientais severos.

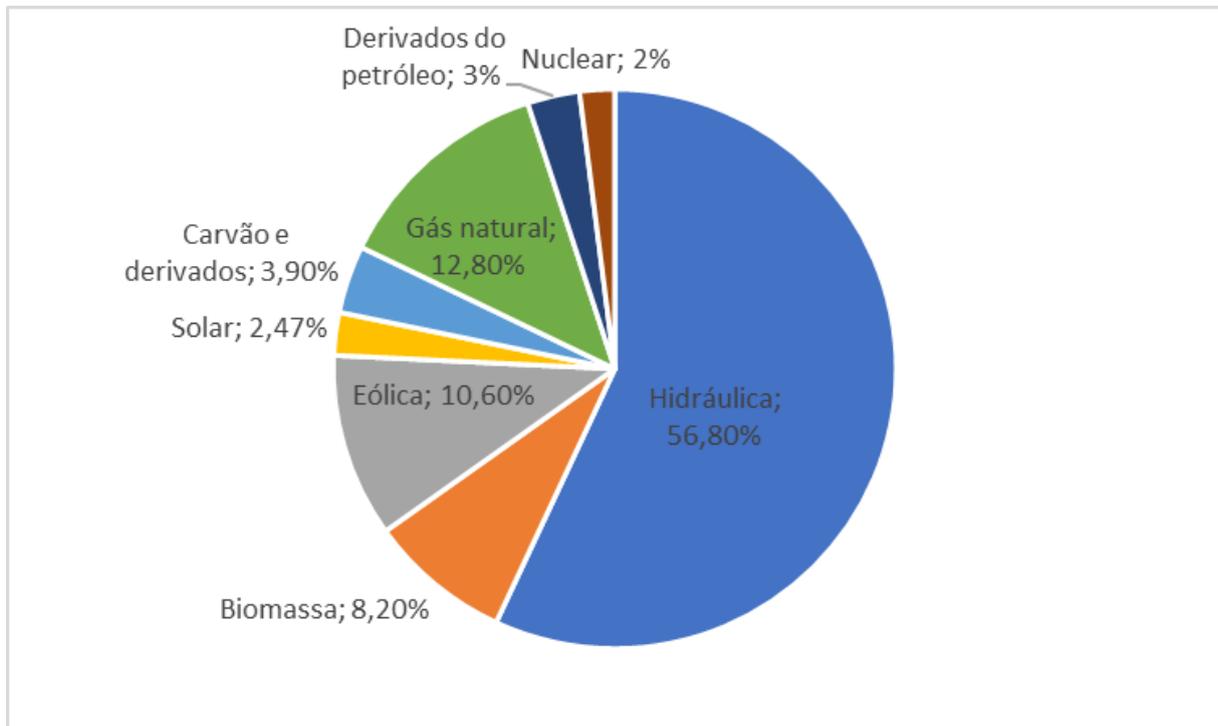


Figura 7. Gráfico da oferta interna de energia elétrica por fonte no Brasil. Fonte: adaptado de BEN (2022).

Em 2020, a micro e minigeração distribuída de energia tiveram seu crescimento incentivado pela possibilidade de compensação de energia excedente produzida, em que a fonte solar fotovoltaica atingiu 4.764 GWh de geração e 4.635 MW de potência instalada (que representa 1,9% da capacidade instalada de geração de elétrica no país) (EPE, 2021).

Em termos de produção de energia primária, as centrais fotovoltaicas só obtiveram uma participação relevante na matriz energética brasileira em 2018 , sendo responsáveis por 0,1% relativos a 298.000 toneladas de petróleo equivalente (TEP), que alcançaram, em 2019, 0,2% (572.000 TEP) e, posteriormente, em 2020, 0,3% (924.000 TEP). O que demonstra um crescimento de 0,1%/ano, levando em consideração estes últimos registros, como é possível observar na **Tabela 1** (EPE, 2021).

Tabela 1. Produção de Energia Primária no Brasil.

	10 ³ tep (toe)										
FONTES	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	SOURCES
NÃO RENOVÁVEL	140.533	140.573	139.997	153.920	165.795	172.540	179.478	178.417	192.643	202.917	<i>NON-RENEWABLE ENERGY</i>
RENOVÁVEL	115.901	116.462	118.217	118.788	120.579	122.256	123.546	129.693	133.530	137.651	<i>RENEWABLE ENERGY</i>
ENERGIA HIDRÁULICA	36.837	35.719	33.625	32.116	30.938	32.758	31.898	33.452	34.217	34.089	<i>HYDRAULIC</i>
LENHA	25.997	25.683	24.580	24.936	24.900	23.095	24.423	25.527	25.725	25.710	<i>FIREWOOD</i>
PRODUTOS DA CANA-DE-AÇÚCAR	43.270	45.117	49.306	49.273	50.424	50.658	49.725	50.895	52.861	55.597	<i>SUGAR CANE PRODUCTS</i>
EÓLICA	233	434	566	1.050	1.860	2.880	3.644	4.169	4.815	4.906	<i>WIND</i>
SOLAR	0	0	0	1	5	7	72	298	572	924	<i>SOLAR</i>
OUTRAS RENOVÁVEIS	9.566	9.508	10.139	11.412	12.453	12.857	13.784	15.353	15.339	16.424	<i>OTHER RENEWABLE</i>
TOTAL	256.434	257.035	258.213	272.708	286.375	294.796	303.024	308.110	326.173	340.569	<i>TOTAL</i>

Fonte: EPE (2021, p. 23).

Estas centrais elétricas correspondiam, no ano de 2018, a 298.000 TEP (251.000 de centrais elétricas de Serviço Público e 47.000 de centrais elétricas autoprodutoras) e foram responsáveis por uma produção de 3.461 GWh. Após dois anos, atingiram a marca de 924.000 TEP (512.000 de centrais elétricas de Serviço Público e 412.000 de centrais elétricas autoprodutoras) em 2020, com produção de 10.748 GWh, registrando, portanto, um crescimento de 626.000 TEP e 7.287 GWh na produção de energia, que pode ser justificado devido ao maior incentivo e implantação de novas estruturas, nos últimos anos voltadas a explorar o recurso solar no país (EPE, 2021).

Destas 412.000 TEP de centrais elétricas de autoprodução, apenas 197.000 TEP consomem a energia gerada in loco (4.790 GWh), não sendo injetada na rede elétrica. Nos primeiros anos de inserção da tecnologia fotovoltaica, os primeiros sistemas instalados representaram o de autoprodução não injetada na rede (EPE, 2021). O BEN, publicado em 2017, ressalta que nos anos de 2012 e 2013, as centrais existentes (2 e 5 GWh, respectivamente), eram caracterizadas por estes sistemas (EPE, 2018).

Com base no BEN (2021), é possível notar que o Brasil é responsável por gerar, ao total, 621.251 GWh de energia elétrica, sendo 10.748 GWh proveniente da fonte solar fotovoltaica. Destes 10.748 GWh, a produção pode ser observada por meio das regiões do país, sendo: 4.903 GWh da Região Nordeste, 3.698 GWh da Região Sudeste, 1.128 GWh da Região Sul e 219 GWh da Região Norte (EPE, 2021).

No Brasil, a capacidade instalada de geração elétrica, a partir de módulos fotovoltaicos, é de 3.287 MW, sendo a região com maior potencial instalado (70,8%) deste, o

Nordeste, que conta com 2.328 MW (EPE, 2021). O Plano Decenal de Expansão de Energia – PDEE, prevê a queda de participação de geração da fonte hidráulica até 2023 e estima que a capacidade instalada para energia solar até este período, atingirá 3.500 MW (548 MW médios). Acredita-se que em 2023, os sistemas fotovoltaicos serão utilizados por 140 mil consumidores residenciais e 21 mil consumidores comerciais (SILVA, 2018).

Ao longo dos anos, é possível que o uso da energia solar esteja concentrado nos sistemas conectados à rede, uma vez que o potencial de exploração dessa energia é imenso, principalmente na aplicação de micro e minigeração. Aliado ao extenso potencial fotovoltaico do Brasil, o país poderá vir a se tornar um dos principais líderes mundiais em termos de utilização de energias renováveis (SILVA, 2018). A energia fotovoltaica poderá ser considerada formalmente uma alternativa energética para o Brasil, seja na instalação de parques solares, como no emprego de sistemas autônomos.

3.3 Geração de resíduos provenientes de módulos fotovoltaicos no mundo

Os módulos fotovoltaicos, em condições normais, sofrem um processo de degradação entre 0,5% e 1,0% ao ano, de modo que, após 25-30 anos, tendem a apresentar uma redução de, aproximadamente, 20% da sua potência nominal (MIRANDA, 2019). Após este período, a sua eficiência cai consideravelmente, especialmente, por meio de processos degradativos como: i) Erosão da superfície de vidro; ii) Degradação fotoquímica oxidativa de encapsulante; iii) Difusão de cátions/ânions pela fase polimérica; e iv) Corrosão (OLIVEIRA, 2021). Ou ainda, a descoloração, delaminação, rachaduras, bolhas e rompimentos de conexões (MAIA; GUERRA, 2021).

Sendo assim, os módulos fotovoltaicos, ao apresentarem queda de qualidade e, conseqüentemente, perderem eficiência, tendem a ser substituídos e, conseqüentemente, descartados, configurando resíduos (MIRANDA, 2019). Maia e Guerra (2021) complementam que a temperatura, umidade, irradiação e os impactos mecânicos são responsáveis, em grande parte, por promover a degradação da performance do módulo fotovoltaico. Os mesmos autores ainda ressaltam que as principais formas de degradação registradas, de painéis fotovoltaicos, no mundo, compreendem a: Delaminação (42%), Rachaduras (19%), Corrosão (19%), Descoloração (12%) e Rompimento de Conexões 8%, como ilustra a **Figura 8**.

Além disso, estudos apontam que 40% dos módulos fotovoltaicos inspecionados, no mundo, possuem pelo menos uma célula com micro-rachaduras. E que as principais falhas

encontradas nestes equipamentos dividem-se em 3 fases: i) Falhas prematuras; ii) Falhas meia-idade; e iii) Falhas de esgotamento (MAIA; GUERRA, 2021).

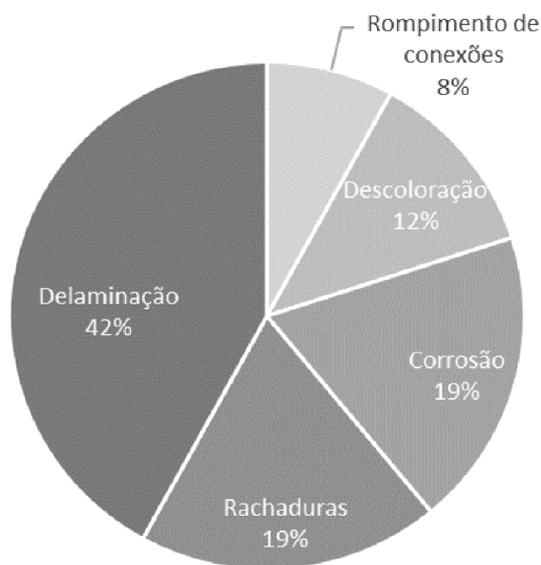


Figura 8. Principais tipos de degradação nos módulos fotovoltaicos. Fonte: Maia e Guerra (2021, p. 7).

Atualmente, a tecnologia fotovoltaica não se encontra muito associada à geração de resíduos sólidos (RS), uma vez que, constitui uma alternativa relativamente nova no mercado energético, de modo que os primeiros módulos fotovoltaicos instalados ainda estão, majoritariamente, em funcionamento, levando em consideração que sua vida útil se encontra na escala de 25 à 30 anos. Entretanto, a tendência de crescimento global da produção e instalações de painéis fotovoltaicos será responsável também por elevar significativamente o volume de módulos descartados até 2050 (TONHOLI, 2021). Espera-se um acúmulo relevante destes resíduos a partir de 2030 (IRENA; IEA-PVPS, 2016).

De acordo com Oliveira (2021), estima-se que até 2035, haja, aproximadamente, um milhão de toneladas de módulos fotovoltaicos solares descartados. Miranda (2019) reforça que o fluxo de resíduos fotovoltaicos aumentará drasticamente nos próximos anos, o que tem levado alguns países a discutir sobre o seu ideal gerenciamento.

Estudos mais precisos realizados por IRENA e IEA-PVPS (2016), demonstram o relativo aumento que pode vir ocorrer nos volumes globais de resíduos fotovoltaicos entre 2016 e 2050 (**Figura 9**), levando em consideração a operação contínua de módulos por 30 anos, sem falhas (perda regular) e com falhas, descartados antes da vida útil de 30 anos (perda recente).

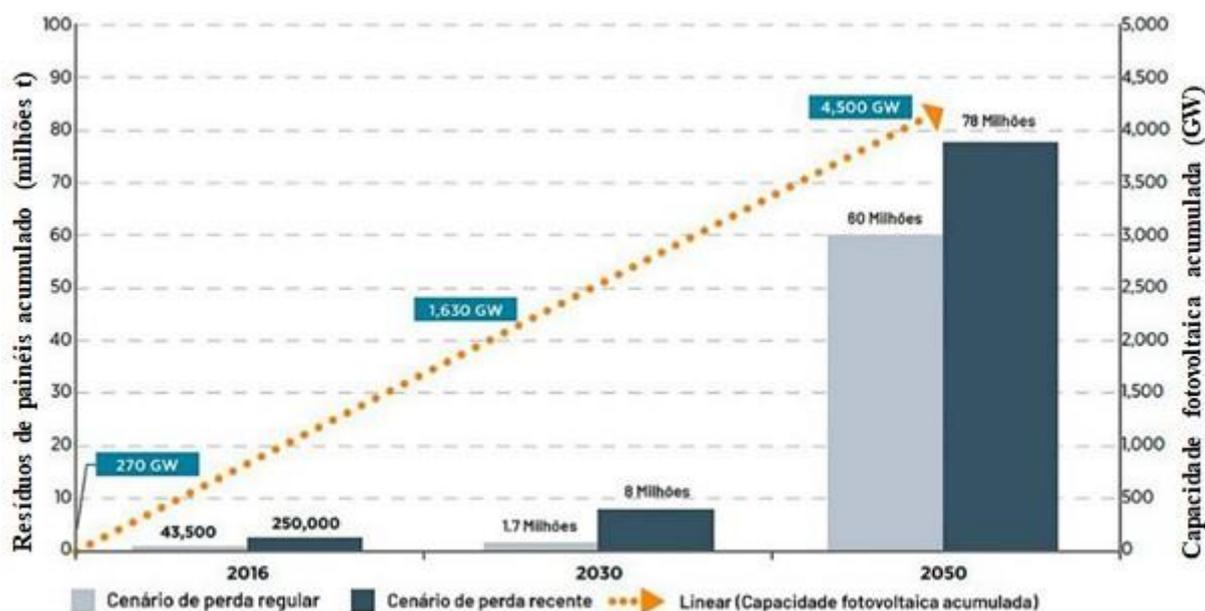


Figura 9. Projeções globais de resíduos de painéis fotovoltaicos. Fonte: adaptado de Weckend et al., 2016.

De acordo com Weckend et. al (2016), a quantidade de resíduos fotovoltaicos, ao final de 2016, era de 250 mil toneladas, o que representava apenas 0,1 a 0,6% da massa total de painéis instalados. Estima-se que em 2030, essa quantidade seja elevada para 1,7 a 8 milhões de painéis descartados e, posteriormente, em 2050, alcance de 60 a 78 milhões de toneladas de resíduos fotovoltaicos.

Sendo assim, como aponta Malandrino et al. (2017), até o ano de 2050, é possível prever que ocorrerá o descarte inadequado de 2151 toneladas de Chumbo (com lixiviação média de 1741,2 toneladas) e 877 toneladas de Cádmio (com lixiviação média de 302,5 toneladas).

Levando-se em consideração apenas os países constituintes da União Européia, estudos mais recentes como o de Kastanaki e Giannis (2022), apontam que a Alemanha constitui a principal acumuladora de resíduos fotovoltaicos e estima-se que, até 2040, será responsável por produzir cerca de 2,5 a 3,96 milhões de toneladas. Seguida da Itália com 1,05 a 1,70 milhões de toneladas, Espanha com 0,43 a 0,84 milhões de toneladas, Países Baixos com 0,20 a 0,57 milhões de toneladas, Grécia com 0,13 a 0,24 milhões de toneladas, entre outros, como observa-se na **Figura 10**.

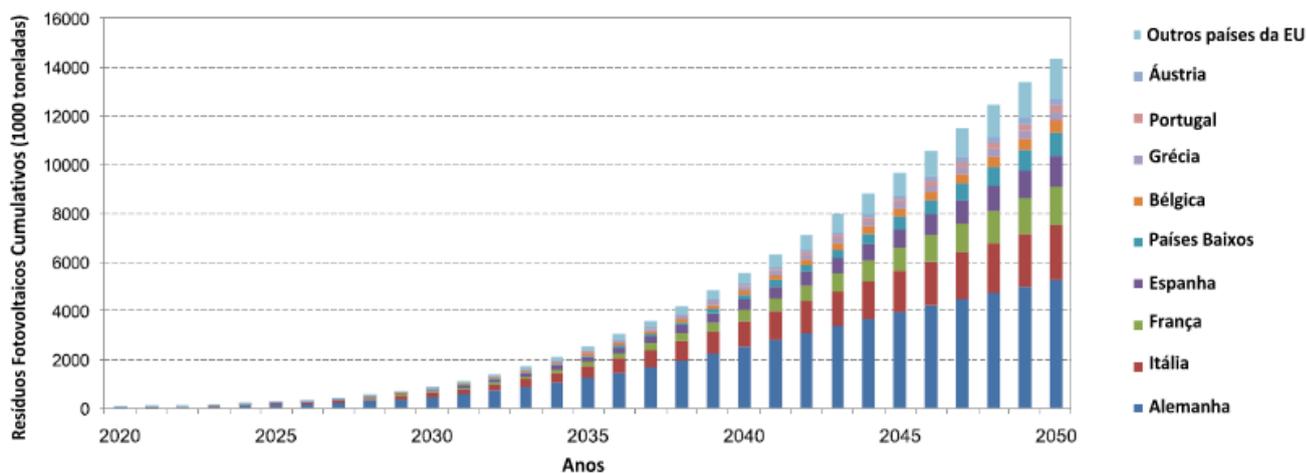


Figura 10. Principais países na geração de resíduos fotovoltaicos. Fonte: Kastanaki e Giannis (2022, p. 192).

Com base neste cenário, alguns países já vêm estabelecendo medidas, normas ou ações que possam contribuir para reduzir ou até mesmo, evitar, a ocorrência de impactos e grande acumulação de resíduos fotovoltaicos. Neste contexto, a União Europeia, por exemplo, foi responsável por incluir os módulos fotovoltaicos na Diretiva 2012/19/EU, que dispõe sobre a destinação adequada de resíduos eletroeletrônicos, impondo a responsabilidade estendida aos fabricantes fotovoltaicos, que devem garantir a gestão adequada dos painéis e, portanto, cria a obrigatoriedade de sua reciclagem (MIRANDA, 2019).

Com base no estudo realizado pela IEA (2017), a Alemanha, a Bélgica e a Itália já possuem programas de reciclagem de vidro, proveniente dos painéis fotovoltaicos, em que o volume de tratamento anual, já corresponde, respectivamente, a 1.200 toneladas/ano, 1.000 toneladas/ano e 600 toneladas/ano. A Alemanha também incentiva a recuperação de metais dos módulos, que equivale de 100 a 250 toneladas/ano de volume tratado (OLIVEIRA, 2021).

3.4 Geração de resíduos provenientes de módulos fotovoltaicos no Brasil.

De acordo com Oliveira (2021), o Brasil ocupa posição de destaque na geração de resíduos eletrônicos, sendo o maior gerador da América Latina e o sétimo maior gerador do mundo. Entretanto, no que diz respeito a resíduos fotovoltaicos, ainda está defasado, não apenas relacionado a informações, mas, principalmente, a implantação de recursos que visem quantificar os resíduos fotovoltaicos gerados no país, bem como de ferramentas (normas, leis e planos) que possam promover o controle, a redução ou a mitigação de impactos, proveniente

do descarte inadequado destes materiais (MIRANDA, 2019).

Miranda et al. (2019) ressalta que, infelizmente, não há nenhuma lei ou norma no país que seja destinada, especificamente, ao manejo de resíduos de módulos fotovoltaicos. Ou seja, que determinem diretrizes e procedimentos específicos para estes materiais e, conseqüentemente, para o seu destino final ambientalmente adequado. Desta forma, assim como qualquer tipo de resíduo, seguem apenas pautados pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) e podem ser classificados sob o regime da NBR 10.004/10. Além disso, também podem vir a ser enquadrados na NBR 16156/13, destinada aos Resíduos Eletroeletrônicos (REEs).

Entretanto, apesar da ausência de norma específica para os resíduos fotovoltaicos, já existem empresas no território brasileiro que atuam na recuperação de materiais como plástico, vidros e metais dos módulos (OLIVEIRA, 2021). Steiner (2020) relata que a primeira empresa deste ramo na América Latina foi instituída no Brasil, nomeada como SUNR. Conforme dados fornecidos pela empresa, localiza-se na cidade de Vinhedo/SP e afirma que consegue executar, em média, o aproveitamento (reciclagem) de 90% dos painéis fotovoltaicos (ou seja, dos materiais que compõem os módulos), recebidos por meio da coleta e logística reversa (SUNR, 2023). Os metais e o vidro recuperados, como apontam Maia e Guerra (2021) são vendidos, enquanto os polímeros são incinerados (para produzir energia e, conseqüentemente, alimentar a produção da fábrica).

3.5 Tecnologias de módulos fotovoltaicos.

O efeito fotovoltaico, responsável pela conversão direta da luz em eletricidade, é realizado por meio de uma célula fotovoltaica, composta por materiais semicondutores com propriedades específicas. A célula fotovoltaica, portanto, corresponde a um equipamento, bem como mecanismo, responsável por atuar na captação e transformação da energia proveniente do sol, em corrente elétrica (VILLALVA; GAZOLI, 2017). É composta por duas camadas de material semicondutor (P e N), uma grade de coletores metálicos e uma base metálica inferior (YANG, 2020).

As camadas semicondutoras da célula são fabricadas por diversos tipos de materiais, mas, atualmente, o mais utilizado é o silício. Cerca de 95% de todas as células produzidas no mundo apresentam silício em sua composição, por ser a opção mais vantajosa (a nível de custo e disponibilidade) (YANG, 2020).

A célula fotovoltaica, em geral, é composta pela junção de duas camadas de material

semicondutor (P e N), mas pode vir a apresentar múltiplas junções, resultantes de um número maior de camadas. Quando há mais de duas camadas, a célula proporciona níveis superiores de produção de energia, com o mesmo princípio de funcionamento, porém, são pouco utilizadas, devido ao seu alto custo de aquisição. O que proporciona a preferência pelo primeiro tipo de sistema, sendo o mais procurado e aplicado (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

Na célula fotovoltaica, quando estas duas camadas de materiais P e N (**Figura 11**) são colocadas em contato, formando uma junção semicondutora, os elétrons localizados na camada N migram para a camada P, ocupando os espaços vazios das lacunas. Este movimento de elétrons e a mudança nas lacunas, são responsáveis por formar um campo elétrico e uma barreira de potencial entre as duas camadas, localizada no interior da estrutura da célula (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

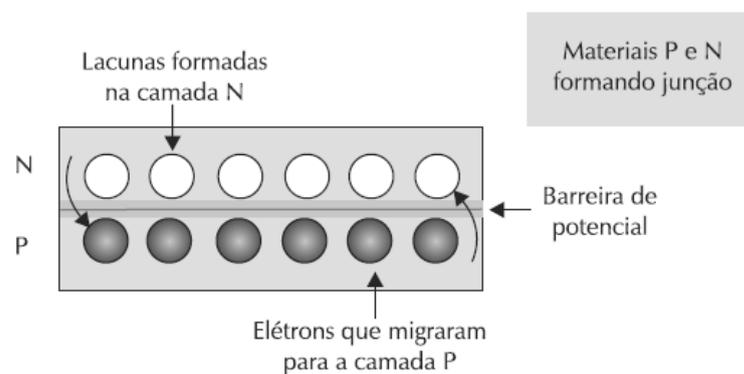


Figura 11. Formação camada P e N. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 68).

Desta forma, quando a luz penetra na camada superior (material N), descarga sua energia sobre os elétrons, proporcionando energia suficiente para que vençam a barreira de potencial, se movimentando da camada N para a camada P. Estes elétrons em movimento são coletados por eletrodos metálicos, dando origem a uma corrente elétrica, como é possível observar na **Figura 12** (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

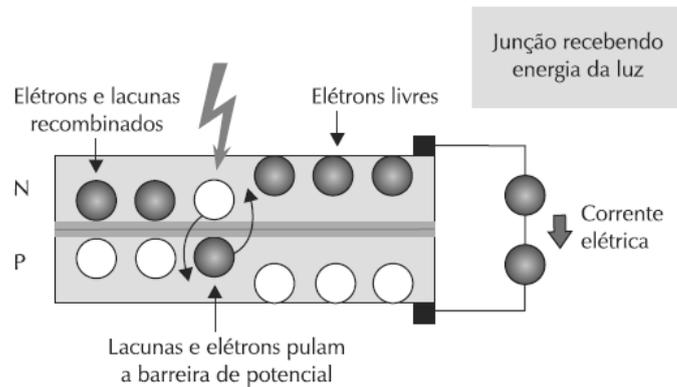


Figura 12. Camadas P e N expostas a radiação solar. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 68).

Quando a célula não está sendo iluminada ou sobre incidência da radiação solar, os elétrons e lacunas permanecem presos atrás da barreira de potencial e não estabelecem nenhum tipo de corrente elétrica, como é possível observar na **Figura 13**. (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

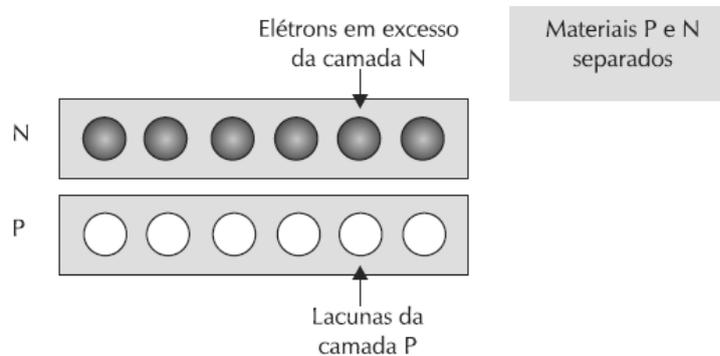


Figura 13. Camadas P e N na ausência de radiação solar. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 68).

Para a composição final da célula, estas duas camadas são aliadas a uma grade de coletores metálicos (na parte superior) e uma base metálica (inferior), como é possível observar na **Figura 14**, que demonstra sua montagem (VILLALVA; GAZOLI, 2017). Em uma célula fotovoltaica, a base metálica é constituída por uma película de alumínio ou de prata, enquanto que na parte superior, há a presença de uma fina grade metálica translúcida. Podendo ainda contar com uma camada de material antirreflexivo, geralmente, produzida em nitreto de silício ou de dióxido de titânio, com o objetivo de evitar a reflexão e aumentar a absorção de luz pela célula (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

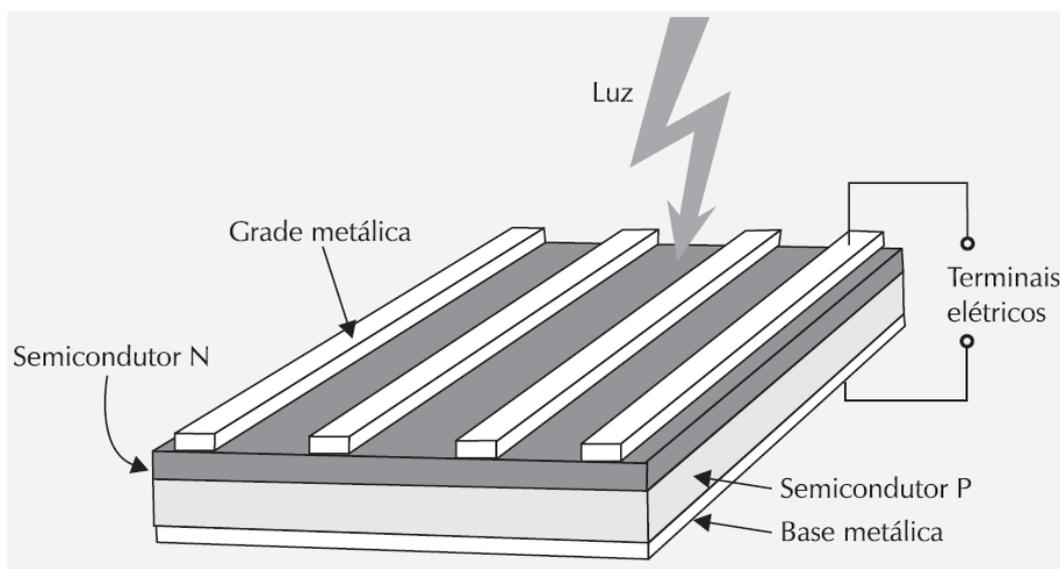


Figura 14. Estrutura básica de uma célula fotovoltaica. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 66).

Existem diversos tipos de células fotovoltaicas que diferem entre si de acordo com a tecnologia e o tipo de material empregado. As células fotovoltaicas mais comuns encontradas no mercado, são as de silício monocristalino, as de silício policristalino e as do filme fino de silício, as quais produzidas em grande escala e disponibilizadas comercialmente mais que os outros tipos (TOLMASQUIM, 2016).

O silício, empregado no processo de fabricação das células fotovoltaicas pode ser extraído do mineral quartzo ou de um bloco de silício ultrapuro, que também são utilizados na indústria de componentes eletrônicos semicondutores (BEZERRA, 2018). As células de silício consistem, atualmente, na tecnologia com maior penetração no mercado, devido sua matéria-prima ser barata, abundante e não tóxica, bem como por apresentar um processo produtivo simples (VILLALVA; GAZOLI, 2017). Dessa forma, corresponde a cerca de 95% de todas células solares (YANG, 2020).

Entretanto, podem ser utilizados outros materiais semicondutores, como o arseneto de gálio, telureto de cádmio ou disseleneto de cobre e índio, em que são adicionados, também, dopantes, com o objetivo de proporcionar um meio adequado e propício ao efeito fotovoltaico (YANG, 2020).

As células são armazenadas dentro de módulos, ou também nomeados como placas e painéis fotovoltaicos. Que são definidos, do ponto de vista técnico, como o conjunto de células, conectadas eletricamente, sobre uma estrutura rígida, o qual fornece uma grande quantidade de

energia e supre a demanda por uma tensão maior, que uma única célula não é capaz de sustentar (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

Portanto, um módulo fotovoltaico é constituído por duas ou mais células fotovoltaicas, conectadas entre si por meio de arranjos, que produzem tensões e correntes elétricas suficientes para abastecer qualquer procura e necessidade energética. Estes arranjos ao mesmo tempo que promovem a produção de energia, proporcionam proteção ao sistema de células (YANG, 2020).

Em um módulo, normalmente, as células são conectadas em série, com o objetivo de se obter tensões maiores. Quando conectadas desta forma, os terminais superiores de uma célula se encontram ligados aos terminais inferiores da outra, e assim, sucessivamente, até formar o conjunto que possua a tensão de saída desejada, demonstrada na **Figura 15** (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

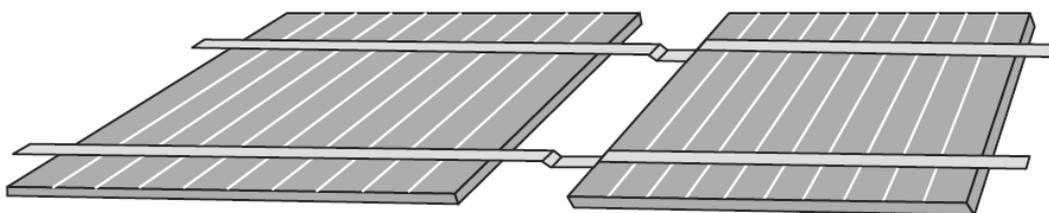


Figura 15. Módulos fotovoltaicos conectados em série. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 76).

O conjunto de módulos conectados em série, também nomeados como strings, têm sua tensão de saída baseada na soma da tensão fornecida por cada módulo. A corrente responsável por circular o conjunto é a mesma em todos os módulos fotovoltaicos do sistema, o qual é empregado, com frequência, em conexões à rede elétrica (TOLMASQUIM, 2016).

Porém, além dos módulos conectados em série, os sistemas fotovoltaicos podem empregar módulos em paralelo para a produção da energia desejada. Os conjuntos de módulos em paralelo são normalmente aplicados em sistemas fotovoltaicos autônomos, que operam com tensões mais baixas e, a corrente fornecida pelo conjunto é resultante da soma das correntes dos módulos (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

Em alguns casos, para aumentar a potência do sistema, os conjuntos de módulos em série podem ser acrescentados em paralelo, aumentando o nível da corrente elétrica e tensão obtida (TOLMASQUIM, 2016). Além das características de ligações elétricas, a composição de um módulo solar fotovoltaico típico, estabelece alguns requisitos, de forma que sua estrutura

é, geralmente, baseada de acordo com a **Figura 16** (BEZERRA, 2018).

O princípio de montagem deste elemento, portanto, têm suas células e conexões elétricas prensadas dentro de lâminas plásticas, que seguem recobertas por uma lâmina de vidro e que, por último, recebe uma moldura de alumínio. Enquanto que na parte traseira do módulo, é instalada uma caixa de conexões elétricas, na qual são conectados cabos, que possuem conectores padronizados e permitem facilidade na conexão de módulos (BEZERRA, 2018).

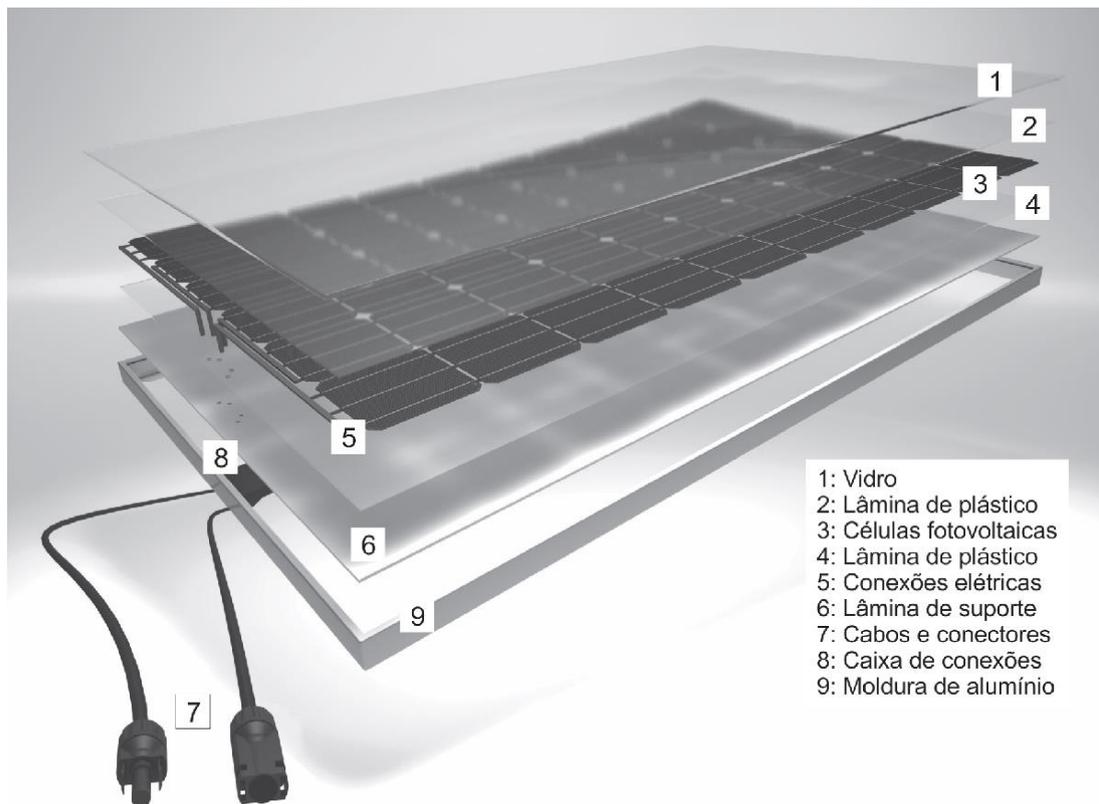


Figura 16. Composição básica de um módulo fotovoltaico. Fonte: VILLALVA; GAZOLI (2017, p. 77).

Os módulos podem variar de acordo com suas especificações, como, por exemplo, o método de fabricação, a quantidade e os tipos de células, as dimensões (largura, altura e espessura), o peso, o tipo de material responsável por recobrir o módulo, o tipo de conector e a resistência mecânica (VILLALVA; GAZOLI, 2017). A corrente elétrica produzida pelo módulo fotovoltaico depende diretamente do índice de radiação solar, que irá incidir sobre as células, bem como a quantidade destes materiais. Tipicamente estes equipamentos possuem de 36, 54 ou 60 células, dependendo de sua classe de potência (TOLMASQUIM, 2016).

As principais tecnologias fotovoltaicas disponíveis no mercado são: silício monocristalino e policristalino (c-Si) de primeira geração, as quais apresentam composição

semelhante, se diferenciando pela forma de obtenção do silício, que resulta em um único cristal no caso do monocristalino ou uma estrutura policristalina com superfícies de separação entre os cristais no caso do policristalino; tecnologias de filme fino de segunda geração compreendendo telureto de cádmio (CdTe), seleneto de cádmio (CdSe), silício amorfo (a-Si) e disseleneto de cobre, índio e gálio (CIGS); PVs de terceira geração são baseados principalmente em células PV orgânicas e sensibilizadas com corante, que são tecnologias emergentes ainda em estágio de pré-desenvolvimento (XU et al., 2018). As células de silício cristalino representam cerca de 95% de todas as células solares existentes, com a tecnologia monocristalina respondendo por cerca de 84% da produção total de c-Si (FRAUNHOFER, 2022). As principais tecnologias de filmes finos representam aproximadamente os outros 5% e são compostas principalmente por CIGS e CdTe (FRAUNHOFER, 2022).

3.5.1 Silício Policristalino (p-Si)

As células de silício policristalino (p-Si) são fabricadas por meio de blocos de silício ultra puro, que são aquecidos em altas temperaturas e submetidos a um processo nomeado como método de Czocharalski, responsável por promover a formação de um cristal. O produto resultante desta etapa é definido como lingote de silício policristalino. Este lingote é serrado e fatiado para produção de finas bolachas de silício, nomeadas como wafers (VILLALVA; GAZOLI, 2017). Que, posteriormente, são transformados em células (TORRES, 2019).

Estes wafers são submetidos a outros processos químicos, que incluem a adição de dopantes em suas superfícies. Este processo resulta nas camadas de silício P e N, fundamentais para o funcionamento da célula fotovoltaica (PINHO; GALDINO, 2014). A última etapa do ciclo produtivo destas células, consiste na aplicação de uma película metálica em uma das faces do wafer, e uma grade metálica a outra. Além da instalação de um material antirreflexivo na face que irá atuar na função de receber luz (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

As células deste tipo de material, demonstradas na **Figura 17**, são responsáveis por uma eficiência que pode variar de 13% a 15%, apresentado o formato quadrado, com o tamanho entre 10x10cm², 12,5x12,5cm² e 15x15 cm², e espessura por volta de 0,3mm (YANG, 2020).

Além disso, possuem uma aparência heterógena, podendo apresentar, muitas vezes, manchas em sua coloração, devido ao tipo de silício empregado em sua fabricação. A coloração destes tipos de células é azul, que também poderá vir a variar de acordo com o tratamento antirreflexivo aplicado (VILLALVA; GAZOLI, 2017). São consideradas rígidas e quebradiças, que precisam ser montadas em módulos para adquirir certa resistência mecânica (TORRES, 2019). Os módulos fotovoltaicos de silício policristalino são compostos por 74% de vidro, 10%

de Alumínio, 3% de Silício, 6,5% de Polímeros, 0,12% de Zinco, <0,1% de Chumbo, <0,006% de Prata (DIAS, 2015).



Figura 17. Célula de Silício Policristalino. Fonte: Villalva e Gazoli (2017, p. 30).

3.5.2 Filmes finos

Os filmes finos representam as tecnologias mais recentes de células fotovoltaicas, que diferentemente das células cristalinas, produzidas por meio de fatias de lingotes de silício, são fabricados a partir da deposição de finas camadas de materiais (silício entre outros) sobre uma base rígida ou flexível (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

O processo produtivo destes tipos de células consome menos matéria-prima e energia, além de ser considerado um método simples, o que favorece a produção em grande escala. Mas, apesar de apresentarem um custo inferior às células cristalinas, possuem baixa eficiência, necessitando assim, de uma maior área de módulos para alcançar o mesmo nível de produção de energia. São materiais que, também, sofrem degradação de maneira mais acelerada (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

Os módulos de filmes finos são formados por uma única e grande célula, a qual é fabricada de acordo com a dimensão do módulo desejado, são encontrados com potências entre 50 a 100 W, assim como tensões maiores, de aproximadamente 70 V. Apresentam como principal vantagem, o melhor aproveitamento da luz solar para baixos níveis de radiação (VILLALVA; GAZOLI, 2017).

O termo “filme fino” é utilizado para designar as diferentes tecnologias atuais, as quais são resumidas em: Silício Amorfo (a-Si), Telureto de Cádmio (CdTe) e o Disseleneto de Cobre,

Índio e Gálio (CIGS).

3.5.2.1 Silício Amorfo (a-Si)

O silício amorfo constitui a primeira tecnologia de filme fino desenvolvida, contendo uma eficiência muito baixa, que corresponde entre 5 e 8%, em razão da hidrogenação do material. Essa eficiência ainda sofre redução durante os primeiros 6 ou 12 meses de funcionamento, devido ao fenômeno de degradação, induzido pela luz solar (TOLMASQUIM, 2016). A célula de Silício Amorfo é fabricada a partir do silano gasoso (SiH_4), que, ao ser aquecido em reatores de plasma, forma o silício hidrogenado (a-Si:H). Além disso, o processo de dopagem também é realizado com o uso de gases como hidreto e boro (B_2H_6) para a camada P e fosfina (PH_3) para a camada N (MACHADO, 2015).

As células de silício amorfo são compostas por três camadas sobrepostas: uma camada dopada do tipo p, seguida por uma camada intrínseca de silício (puro) e, por fim, uma camada dopada do tipo n, formando a estrutura p-i-n. A condução da corrente produzida é feita por uma folha de alumínio na parte posterior da célula e por um óxido condutor transparente (TCO) na parte frontal da célula, normalmente SnO_2 (MACHADO, 2015). A proteção desse conjunto na parte frontal é feita com vidro transparente, já na parte posterior o próprio alumínio exerce essa função (MACHADO, 2015). Os módulos a-Si são compostos por 79% vidro, 10% alumínio, <0,1% de Silício, 10% de Polímeros, <0,1% de Zinco, <0,1% de Chumbo (DIAS, 2015).

3.5.2.2 Telureto de Cádmio (CdTe)

A célula fotovoltaica de Telureto de Cádmio (CdTe), ilustrada na **Figura 18**, é composta por camadas de Sulfeto de Cádmio (CdS) e Telureto de Cádmio. Durante a sua fabricação, aplica-se uma película fina de CdS como semicondutor do tipo N e uma película fina de CdTe como semicondutor tipo P (MORALES, 2011).



Figura 18. Célula de CdTe. Fonte: Pereira (2019).

Santos (2018) complementa que, por conter Cádmio em sua composição, é considerada uma célula com um alto potencial de toxicidade, de forma que, a quebra ou rompimento de placas, pode vir a oferecer risco ao meio ambiente e à saúde pública. De acordo com Villalva e Gazoli (2017), as células de CdTe são consideradas uma das mais eficientes, porém, pouco produzidas, devido a disponibilidade e caráter de seus elementos, e seu alto custo. Uma vez que, o Cádmio (Cd) se resume em um material extremamente tóxico e o Telúrio (Te), um material raro (há poucas reservas), o qual não é encontrado em abundância.

Silva et al. (2018) ressaltam que a eficiência destas células costuma variar de 9 a 16% e ressaltam que os fabricantes asseguram que mesmo após 25 anos, as células terão ainda uma potência de 80% de sua potência inicial. São compostos por 95% de vidro, <0,01% de Alumínio, 3,5% de Polímeros, 0,01% de Zinco, <0,01% de Chumbo, 1% de Cobre, 0,07% de Telúrio, 0,07% de Cádmio, <0,01% de Prata (DIAS, 2015).

3.5.2.3 Disseleneto de Cobre, Índio e Gálio (CIGS)

De acordo com Su et al. (2019), o módulo fotovoltaico CIGS (**Figura 19**) contém várias camadas, incluindo uma cobertura de vidro, que é sempre de cor marrom com brilho metálico, sendo que a camada do tipo P, a qual é adicionada sobre o substrato das placas, é composta disseleneto de cobre, índio e gálio. Na composição deste painel, ainda contém, como Óxido Transparente Condutivo, o óxido de zinco (ZnO) dopado com alumínio, aliado a uma camada de sulfeto de cádmio do tipo N (SU et al., 2019).

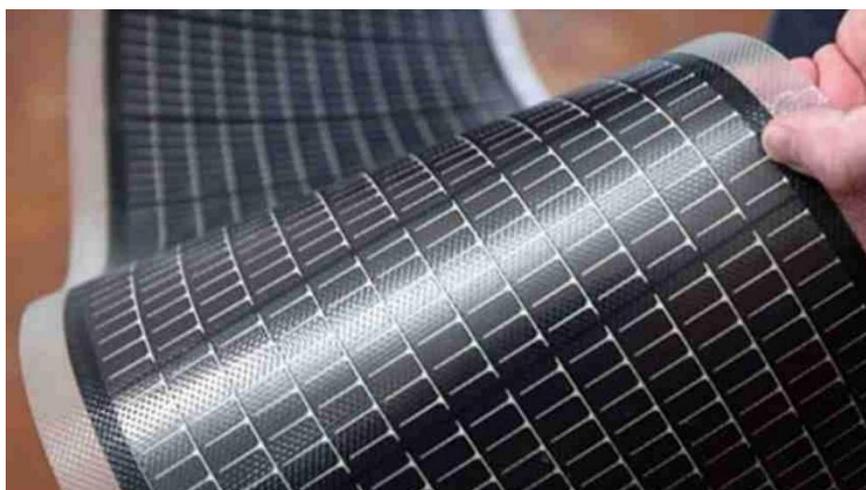


Figura 19. Célula de CIGS. Fonte: Silva et al. (VILLALVA, 2020).

As células CIGS podem vir a atingir uma eficiência de 15,7%, quando contém a camada de cádmio, e 13,5% na ausência deste elemento (VILLALVA; GAZOLI, 2017). Também são consideradas como células “perigosas” do ponto de vista ambiental e da saúde pública, entretanto, como apontam Silva et al. (2018), a produção destes materiais também enfrenta dificuldades como as de CdTe, uma vez que, a disponibilidade de Gálio e Índio, é escassa e, portanto, não há uma quantidade suficiente para suprir uma produção anual extensa de GWp. Villalva e Gazoli (2017) ainda complementam que apesar das células CIGS serem consideradas mais eficientes que as células de silício, apresentam um elevado custo e sua aceitação comercial é pequena.

Conforme Oliveira (2008), as células CIGS se diferem das de disseleneto de cobre e índio (CIS) apenas pelas CIGS terem gálio em sua composição. Os módulos CIS são compostos por 85% de vidro, 12% de Alumínio, 6% de Polímeros, 0,12% de Zinco, <0,1% de Chumbo, 0,85% de Cobre, 0,02% de Índio, 0,03% de Selênio (DIAS, 2015).

3.6 Impactos socioambientais decorrentes da disposição inadequada de resíduos de módulos fotovoltaicos

De acordo com Tonholi (2021), o descarte inadequado de resíduos de módulos fotovoltaicos configura um relevante problema ambiental, capaz de promover impactos não apenas ambientais, como econômicos e sociais. Oliveira (2021) relata que as atividades desenvolvidas pelo setor energético e, conseqüentemente, a geração destes resíduos,

apresentam uma grande capacidade poluidora, de modo que, quando não são armazenados ou são destinados de forma inadequada (sem tratamento prévio), podem vir a gerar danos severos sobre a qualidade do ar, do solo e dos corpos hídricos.

Segundo Will (2018), o descarte inadequado de resíduos perigosos e, conseqüentemente, a introdução destas substâncias no ambiente, é capaz de afetar e, assim, alterar as propriedades físicas, químicas, geomorfológicas e biológicas dos solos, das águas subterrâneas e superficiais, o que afeta a dinâmica dos ecossistemas e, conseqüentemente, o desenvolvimento e a sobrevivência de diversas espécies da fauna e flora (biodiversidade). O mesmo autor ainda complementa que a disposição inadequada destes resíduos tende a promover a degradação da qualidade ambiental e ocasionar danos severos ao meio ambiente e a sociedade (saúde, segurança e bem-estar da população), propondo efeitos negativos nas condições estéticas e sanitárias do ambiente.

De acordo com Oliveira (2021), tais impactos são provenientes, especialmente, do nível de periculosidade destes materiais. Uma vez que apresentam, em grande parte, elementos químicos perigosos em sua composição, dentre estes: chumbo, cádmio e selênio (YANG, 2020). Conforme Nain e Kumar (2020a), chumbo e cádmio são metais carcinogênicos, sendo que a ingestão excessiva de chumbo pode afetar os sistemas nervoso central e imunológico e, a exposição prolongada ao cádmio (Cd) pode causar hipertensão e afetar os sistemas pulmonar, renal, circulatório e endócrino (NAIN; KUMAR, 2020a). A exposição crônica a altas concentrações de compostos de selênio pode ocasionar em seres humanos uma doença chamada selenose, a qual apresenta como principais sintomas a perda de cabelo, fragilidade das unhas e anormalidades neurológicas (COALITION, 2009).

Segundo Silva et al. (2018), o Cádmio e o Chumbo, principalmente, quando entram em contato com o ambiente, sofrem alterações em suas características, devido a fatores físicos (evaporação, dissolução, dispersão, oxidação fotoquímica, adsorção às partículas, entre outros). Estas transformações dependem da ocorrência do despejo inadequado, do produto e do ambiente atingido. Por esta questão, como aborda Yang (2020), a disposição inapropriada destes materiais, independente de origem, traz conseqüências graves aos ecossistemas locais.

Sendo assim, o efeito do resíduo no solo ou corpo hídrico depende diretamente da composição química do produto, das espécies de microrganismos presentes na comunidade e assim, no ecossistema, bem como de outros fatores (tipo e quantidade de produto despejado, época do ano, condições hidrográficas e meteorológicas) (WILL, 2018).

Porém, de acordo com Yang (2020), estes resíduos podem ocasionar a redução da biota local e promover danos irreversíveis ao meio ambiente, assim como propor a contaminação das

águas superficiais próximas e subterrâneas. O solo, quando contaminado por elementos perigosos (como é o caso do Cádmiio), é capaz de trazer consequências ambientais, sanitárias, econômicas, sociais e políticas catastróficas, uma vez que, suas propriedades físicas, químicas, geomorfológicas e biológicas passam a ser alteradas, perdendo suas características de resistência, nutrientes e produtividade (MIRANDA, 2019).

As espécies da flora, conforme complementa Oliveira (2021), sofrem com a contaminação, uma vez que, a degradação de tais resíduos pode vir a gerar substâncias, que, em contato direto, tendem a vedar a entrada dos estômatos, impedindo assim, a respiração e a fotossíntese, vital para estas plantas. Já em seres humanos ou espécies da fauna, os resíduos de módulos fotovoltaicos podem chegar ao subsolo e entrar em contato com aquíferos e o lençol freático, em que o Cádmiio pode vir a se diluir, em grande parte, e promover consequências graves, uma vez que, as águas subterrâneas são utilizadas como fonte de abastecimento para consumo humano (SILVA et al., 2018). Desta forma, os humanos e animais, ao fazerem a ingestão da água contaminada ou consumir espécies que tenham tido contato com esta, podem apresentar dificuldade na absorção dos alimentos pelas mucosas do aparelho digestivo ou vir a apresentar sintomas mais graves (mutagênicos e cancerígenos), que podem até mesmo levar a óbitos, visto que tais substâncias são extremamente tóxicas ao organismo (YANG, 2020).

Miranda (2019) complementa que em seres humanos, a absorção destas substâncias tende a afetar o sistema nervoso, reprodutor e cardiovascular, e ocasionar osteoporose, entre outras doenças. Enquanto que nas espécies (tanto de fauna, quanto de flora), tende a afetar o crescimento e reprodução, bem como contribuir para o surgimento de efeitos neurológicos em vertebrados.

De acordo com Coelho e Serra (2018), compostos como o cádmio podem ser considerados, em grande maioria, bioacumulativos, ou seja, os organismos vivos acabam retendo, dentro de si, substâncias tóxicas que vão se acumulando, nos demais seres da cadeia alimentar. Tendem a promover a poluição do ar, dos corpos hídricos, da fauna e flora, danificando águas superficiais e lençóis freáticos, por não ser biodegradável e levar, conseqüentemente, dezenas de anos para desaparecer no ambiente.

Além da lixiviação de metais tóxicos, o descarte inadequado de resíduos de módulos fotovoltaicos promove a perda de recursos convencionais processados (principalmente vidro e alumínio) e de metais valiosos (como a prata, o índio, o gálio e o germânio) (CRUZ; ISIDORO; FERNANDES, 2020). Coelho e Serra (2018) complementam que até as frações não-metálicas dos módulos fotovoltaicos representam uma ameaça ambiental, uma vez que, podem conter materiais tóxicos, retardadores de chama bromados (BFR), bem como outras substâncias

tóxicas e perigosas.

3.7 Gerenciamento de Resíduos

A falta de conscientização da sociedade em relação aos impactos ambientais, sociais e econômicos gerados, bem como aos efeitos danosos à saúde pública, resultantes da disposição inadequada de resíduos, são responsáveis por dificultar, em grande parte, a solução deste problema (WILL, 2018). No Brasil, conforme a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2021), a maior parte dos RSU coletados seguiu para disposição em aterros sanitários (**Figura 20**), com 46 milhões de toneladas enviadas para esses locais em 2020, superando a marca dos 60% dos resíduos coletados que tiveram destinação adequada no país. Por outro lado, áreas de disposição inadequada, incluindo lixões e aterros controlados, ainda estão em operação e receberam quase 40% do total de resíduos coletados (ABRELPE, 2021).

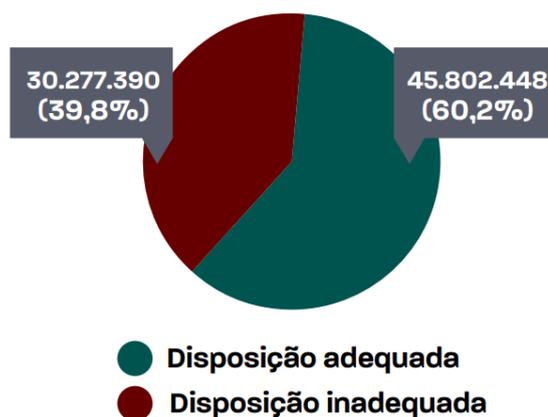


Figura 20. Disposição final adequada x disposição inadequada de RSU no Brasil (T/ANO e %). Fonte: ABRELPE, 2021.

Os lixões são áreas sem nenhum controle sobre a qualidade e quantidade dos resíduos recebidos e provocam graves casos de contaminação dos solos, do ar e das águas (superficiais e subterrâneas) em função do lançamento descontrolado de lixiviados e gases e, em suma, os aterros controlados são áreas com algum controle operacional e ambiental, mas não têm o rigor de um aterro sanitário (LEITE, 2019). Desse modo, quando os resíduos perigosos se encontram dispostos sobre o solo são responsáveis por provocar a poluição do solo, das águas superficiais próximas e subterrâneas. Além disso, proporcionam odores e contribuem para o aparecimento de doenças, bem como contaminações prejudiciais à vida. Em alguns casos, o resíduo pode

chegar a lançar quantidades significativas de gases na atmosfera e líquidos tóxicos ao solo, devido à falta de armazenamento adequado (YANG, 2020).

Sendo assim, os resíduos sem tratamento e destinação adequada, são capazes de alterar as propriedades físicas (estrutura, porosidade e compactidade), químicas (pH) e biológicas (microrganismos) do solo, assim como dos corpos hídricos (CRUZ; ISIDORO; FERNANDES, 2020). Geralmente, a ocorrência destes problemas é caracterizada pela falta de investimentos, descumprimento de normas ambientais, falta de fiscalização dos órgãos responsáveis, falta de informação e falta de hábitos cotidianos de manejo (WILL, 2018).

O gerenciamento pode ser entendido, do ponto de vista inicial, como o conjunto de ações e atividades que tem por finalidade garantir o manejo (coleta, acondicionamento, tratamento e disposição final) efetivo de resíduos e assim, sua disposição adequada e ambientalmente correta, prevista pela Lei Federal nº 12.305/2010, da Política Nacional dos Resíduos Sólidos – PNRS, que determina uma série de diretrizes e metas para a gestão ambiental, que devem ser cumpridas em todo o território nacional (OLIVEIRA, 2021). Além disso, objetiva ainda, estabelecer medidas de correção e/ou prevenir a ocorrência de problemas, de modo a contribuir para a preservação ambiental e econômica de recursos naturais, insumos e energia (COELHO; SERRA, 2018).

A disposição final é uma das alternativas de destinação final ambientalmente adequada previstas na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), desde que observadas as normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (ABRELPE, 2021). Desta forma, o gerenciamento visa dispor de maneira ambientalmente adequada os resíduos sólidos gerados e suas atividades gerenciais podem ser agrupadas em quatro categorias: acondicionamento, coleta e transporte, tratamento (processamento e recuperação) e disposição final, que contam com requisitos e diretrizes específicas (COELHO; SERRA, 2018).

De acordo com Coelho e Serra (2018), os módulos fotovoltaicos são classificados como resíduo eletrônico e, portanto, podem pertencer à Classe I – Perigosos da NBR 10.004, destinada aos resíduos que apresentam periculosidade e características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. Desta forma, o seu gerenciamento e conseqüentemente, suas etapas de manejo, devem ser semelhantes aos Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos – REEE e aqueles considerados como perigosos.

Assim como os REEE, os resíduos provenientes dos módulos fotovoltaicos não podem ser destinados junto aos resíduos sólidos comuns, uma vez que, devem ser tratados de forma especial, devido aos impactos socioambientais que são capazes de gerar, por meio da liberação

de substâncias tóxicas (COELHO; SERRA, 2018). Por esta questão, como aponta Miranda (2019), o descarte de módulos fotovoltaicos deve ser realizado e gerenciado de forma adequada, a fim de garantir segurança na proteção de recursos, biodiversidade, saúde pública e sustentabilidade do mundo.

Com base em Tonholi (2021), os módulos fotovoltaicos costumam ser, em grande parte, descartados em aterros e lixões, sem tratamento prévio. O que favorece o desperdício de metais raros e preciosos, bem como impactos severos ao meio ambiente, em razão de sua toxicidade. Sica et al. (2018) complementam que o descarte em aterros de resíduo convencional, por exemplo, não promove nenhum benefício ambiental ou econômico. Cyris et al. (2014) ressalta que a tendência de aumento da taxa de descarte de painéis fotovoltaicos em aterros representa risco à saúde humana.

3.7.1 Classificação de resíduos sólidos

A classificação de resíduos sólidos é um processo importante no gerenciamento adequado e sustentável dos resíduos produzidos pela sociedade. Consiste em categorizar os resíduos com base em suas características físicas, químicas e biológicas, a fim de facilitar seu manuseio, tratamento, destinação final e potencial de reciclagem. Existem diferentes sistemas de classificação de resíduos sólidos utilizados em diferentes países e regiões, mas em geral, eles seguem diretrizes semelhantes.

Em relação ao Brasil, a PNRS, Lei nº 12305/2010, prevê duas classificações para os resíduos sólidos, considerando a origem e a periculosidade. Além disso, essa lei traz que os resíduos perigosos são aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica.

A ABNT NBR 10004 é uma norma técnica brasileira que estabelece os critérios para a classificação de resíduos sólidos, definindo suas características e identificando as classes de resíduos de acordo com seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública. Essa norma é aplicável a todos os tipos de resíduos sólidos, incluindo resíduos domiciliares, industriais, comerciais, de serviços de saúde, entre outros.

Segundo a NBR 10004 os resíduos são classificados nas seguintes classes:

a) resíduos classe I - Perigosos. São classificados nesta categoria aqueles que em

função de suas propriedades físico-químicas e infecto-contagiosas, podem apresentar risco à saúde pública e ao meio ambiente ou aqueles que apresentam ao menos uma das características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

b) resíduos classe II – Não perigosos. Esta classe ainda se subdivide em resíduos classe II A – Não inertes e resíduos classe II B – Inertes.

Os resíduos classe II A podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Já os resíduos classe II B são quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a ABNT NBR 10007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme anexo G da NBR 10004.

Em termos de toxicidade, segundo a NBR 10004, um resíduo é caracterizado como tóxico se uma amostra representativa dele, obtida segundo a ABNT NBR 10007, apresentar uma das seguintes propriedades:

a) quando o extrato obtido desta amostra, segundo a ABNT NBR 10005, contiver qualquer um dos contaminantes em concentrações superiores aos valores constantes no anexo F da norma NBR 10004. Neste caso, o resíduo deve ser caracterizado como tóxico com base no ensaio de lixiviação, com código de identificação constante no anexo F;

b) possuir uma ou mais substâncias constantes no anexo C da NBR 10004 e apresentar toxicidade.

Resíduos classificados como Classe I - perigosos, de acordo com a NBR 10004, devem ser dispostos em aterros específicos para resíduos perigosos. Esses aterros são projetados e operados com maior rigor para garantir níveis mais elevados de segurança e controle em comparação aos aterros destinados a resíduos não perigosos. A norma ABNT NBR 10157/1987 fixa as condições mínimas exigíveis para projeto e operação de aterros de resíduos perigosos, de forma a proteger adequadamente as coleções hídricas superficiais e subterrâneas próximas, bem como os operadores destas instalações e populações vizinhas.

Os resíduos não perigosos, classificados como Classe II, podem ser destinados aos aterros sanitários. Esses aterros são construídos com base em princípios técnicos de engenharia, seguindo as diretrizes estabelecidas pela norma ABNT NBR 8419/1992. Essa norma estabelece os requisitos mínimos para a elaboração de projetos de aterros sanitários destinados aos resíduos sólidos urbanos (RSU). Nesses projetos, são adotadas medidas como a impermeabilização da base, sistemas de drenagem para coleta de líquidos percolados e gases, e uma cobertura diária

com material inerte (LIMA, 2017). Essas medidas têm como objetivo evitar riscos à saúde pública e a contaminação do meio ambiente (LIMA, 2017).

A Diretiva do Conselho Europeu de 19 de dezembro de 2002 (2003/33/CE) estabelece os critérios e processos de admissão de resíduos em aterros, conforme estipulado no artigo 16º e no Anexo II da Diretiva 1999/31/CE. Dessa forma, a Diretiva 2003/33/CE estabelece critérios de admissão de resíduos para três diferentes classes de aterros: aterros para resíduos inertes, aterros para resíduos não perigosos e aterros para resíduos perigosos. Ademais, conforme a Diretiva 2008/98/EC, a União Europeia segue uma abordagem semelhante à adotada pelo Brasil, pois a classificação é baseada em resíduos perigosos e resíduos não perigosos, apesar de que a União Europeia não realiza uma distinção direta entre resíduos não inertes e inertes como ocorre no Brasil. Outros países como o caso da China e dos EUA também definem os resíduos sólidos como perigosos e não perigosos.

A fim de implementar a Lei de Proteção Ambiental da República Popular da China e a Lei da República Popular da China sobre Prevenção e Controle da Poluição Ambiental por Resíduos Sólidos, há a norma GB 5085.3 (2007) que estabelece padrões de identificação para resíduos perigosos com o objetivo de prevenir e controlar a poluição ambiental causada por resíduos perigosos, fortalecer a gestão de resíduos perigosos, proteger o meio ambiente e proteger a saúde humana. Enquanto que nos EUA, há a Lei de Conservação e Recuperação de Recursos (LCRR), conhecida como *Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)* em inglês, é a lei pública dos EUA que cria a estrutura para o gerenciamento adequado de resíduos sólidos perigosos e não perigosos (CONSERVATION, 1976).

Em complemento a essas leis, para classificação de resíduos sólidos, existem normas que estabelecem métodos padronizados de lixiviação de resíduos sólidos, as quais se aplicam a resíduos de módulos fotovoltaicos. Como mencionado anteriormente, o Brasil adota a ABNT NBR 10005 que, para resíduos de módulos fotovoltaicos, pode ser adotado o mesmo procedimento da norma Americana TCLP 1311. A China adota a HJ/T299-2007, a União Europeia tem a EN 12457-2 e, no Japão, conforme indica Panthi (2021), é aplicada a norma Environment Notice 13/JIS K 0102:2013 method (JLT-13). Devido à existência de diversos limites de concentração para substâncias perigosas, é possível que ocorram classificações divergentes (CAMARGO, 2021).

3.7.2 Etapas do Gerenciamento

3.7.2.1 Acondicionamento

O acondicionamento constitui a primeira etapa do gerenciamento de resíduos fundamental para o sucesso desta ferramenta e, conseqüentemente, proteção do meio ambiente e da saúde pública, bem como do reaproveitamento dos materiais. Esta etapa, quando bem executada, pode reduzir e/ou evitar o aparecimento de vetores, a contaminação do solo e de corpos hídricos, assim como contribuir para a preservação do material descartado, garantindo sua qualidade e possibilidade de reaproveitamento. Além disso, esta etapa facilita o processo de coleta por parte das empresas responsáveis por encaminhar o resíduo ao tratamento ou destinação final (WILL, 2018).

No Brasil, os REEE, devem ser acondicionados em tambores, contêineres comuns, contêineres basculantes, bags, entre outros. Entretanto, o tipo de recipiente escolhido dependerá das propriedades do resíduo descartado e do nível de segurança exigido para este material, que vise evitar sua exposição e a ocorrência de vazamentos ou qualquer tipo de contaminação ao ambiente (MIRANDA, 2019). Além disso, deve garantir estanqueidade, condições de higiene, resistência apropriada e ser compatível com a qualidade e o volume dos resíduos a serem descartados (WILL, 2018).

Cabe ressaltar que, caso um resíduo seja classificado como perigoso, o armazenamento de resíduos sólidos perigosos deve seguir os critérios estabelecidos na ABNT NBR 12235/1992. Segundo essa norma, nenhum resíduo perigoso pode ser armazenado sem análise prévia de suas propriedades físicas e químicas, o local de armazenamento deve ter um plano de amostragem de resíduos, além de trazer critérios para a localização, identificação e sinalização do local de armazenamento (LUZ, 2018).

3.7.2.2 Coleta

A coleta refere-se a etapa em que os resíduos são recolhidos e encaminhados, por meio de um transporte adequado, a uma estação de transferência, onde serão submetidos a processos de tratamento ou, se esgotadas suas possibilidades de aproveitamento, dispostos de maneira adequada (WILL, 2018). Este processo pode ser classificado em dois tipos de sistemas: o sistema especial de coleta (resíduos contaminados) e o sistema de coleta de resíduos não contaminados. E devem ser compatíveis com a quantidade gerada e com os cuidados

específicos que cada tipo de resíduo requer (MIRANDA, 2019).

De acordo com Will (2018), os resíduos coletados devem ser encaminhados para estações de transferência, transbordo, locais de processamento (recuperação) ou ainda, para o seu destino final, conforme suas características específicas. É necessário que os profissionais da área analisem os tipos de resíduos e efetuem sua pré-seleção, com a finalidade de separar aqueles que apresentam um determinado nível de toxicidade e/ou patogenicidade (MIRANDA, 2019).

Os resíduos perigosos devem ser armazenados e coletados de forma individual, com equipamentos apropriados, dotados de sinalização específica, que possam atuar na segurança e controle dos riscos proporcionados pelos materiais (WILL, 2018).

3.7.2.3 Tratamento

Já a etapa de tratamento de resíduos refere-se ao conjunto de técnicas e procedimentos que tem por finalidade alterar ou retirar as características dos resíduos, de modo a neutralizar os seus efeitos nocivos (periculosidade, letalidade, não degradabilidade, inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade) (WILL, 2018). É responsável, portanto, por modificar as propriedades de um determinado resíduo, de modo a neutralizar assim, os seus efeitos nocivos. Bem como reduzir a quantidade de resíduos dispostos, evitando o descarte inadequado (OLIVEIRA, 2021).

De modo geral, este processo é responsável por efetuar a transformação dos resíduos em materiais inertes ou considerados biologicamente estáveis, o que tende a favorecer sua disposição, sem riscos ao equilíbrio dos ecossistemas e a proteção da saúde pública. Uma vez que, os resíduos, quando transformados em inertes, deixam de liberar substâncias tóxicas, não sofrendo nenhuma alteração física e/ou química (CRUZ; ISIDORO; FERNANDES, 2020).

Além disso, o tratamento possibilita a recuperação e a reciclagem dos materiais descartados. De acordo com Tonholi (2021), este processo busca promover a reciclagem de elementos como o polímero, metais e vidros. Cada tipo de tratamento gera um tipo de produto diferente, que poderá ser utilizado para novas funções ou aplicado em novos ciclos produtivos.

Segundo Cruz, Isidoro e Fernandes (2020), a reciclagem dos módulos fotovoltaicos só deve ocorrer caso o produto não possa ser submetido a reuso ou remanufatura. O reuso, com base nos mesmos autores, compreende quando o resíduo não satisfaz as condições necessárias ao consumidor, porém, ainda pode vir a ser utilizado por um novo. Enquanto que a

remanufatura refere-se à reutilização das peças do módulo para a produção de equipamentos novos ou seminovos (correção de defeitos), em que os resíduos são desmontados, limpos, reparados e posteriormente, remontados em um produto final (CRUZ; ISIDORO; FERNANDES, 2020).

Sendo assim, a reciclagem só se faz necessária quando estas opções não podem vir a serem aplicadas, e compreende ao reprocessamento do módulo. Ou seja, é a desmontagem e/ou destruição do resíduo fotovoltaico descartado que visa reobter materiais de valor contidos neste (CRUZ; ISIDORO; FERNANDES, 2020). Steiner (2020) ressalta que é possível recuperar 90% dos principais componentes dos módulos e, por exemplo, o silício, que pode ser empregado para a produção de novas células fotovoltaicas, consumindo pouca energia em comparação ao processo convencional de fabricação que utiliza matéria prima extraída do meio ambiente.

Há inúmeros métodos de reciclagem de módulos fotovoltaicos, que variam a partir de conceitos químicos, físicos e térmicos (STEINER, 2020). Os processos térmicos visam estabelecer a separação dos seus constituintes, enquanto que o tratamento químico objetiva purificar a célula para retirar a camada antirreflexo e as junções metálicas (que, geralmente, apresentam cobre ou prata em sua composição). Além disso, há processos químicos e térmicos, como a lixiviação e a pirólise, respectivamente, que também estabelecem a remoção dos componentes dos módulos, que não fazem parte da composição da célula (OLIVEIRA, 2021).

No caso da separação dos materiais (vidro, alumínio, silício e metais), estes podem ser comercializados para novas funções ou para retornar ao ciclo produtivo fotovoltaico. O vidro que compõe os painéis, por exemplo, pode ser empregado para produção de espuma ou fibra de vidro, enquanto os metais podem ser vendidos para recicladores ou fundidores de metal (IEA, 2018). Miranda (2019) ressalta que os módulos fotovoltaicos são compostos, em grande parte, por vidro (74%) e alumínio (10%).

3.7.2.4 Disposição Final

Já a disposição final pode ser definida como o local em que o resíduo é encaminhado após esgotadas suas possibilidades de tratamento (WILL, 2018). De acordo com Mendes (2017), a disposição final adequada dos REEEs está associada aos aterros industriais, entretanto, pode também referir-se ao processo de tratamento denominado como "incineração".

Com base em Mendes (2017), o destino final de grande parte dos REEE representa o aterro industrial, para resíduos classificados como Classe I (resíduos perigosos). Desta forma,

os aterros industriais correspondem a locais especialmente projetados para receber e armazenar resíduos de origem industrial, que apresentam um elevado grau de periculosidade. Will (2018) complementa que os aterros industriais são construídos com base em rigorosas técnicas nacionais e internacionais, para que a disposição de resíduos perigosos seja realizada de forma controlada e correta, sem ocasionar danos socioambientais.

Cruz, Isidoro e Fernandes (2020) apontam que, além dos aterros industriais, a destinação final dos módulos fotovoltaicos pode vir a ser também a incineração, que representa um processo vantajoso, especialmente, do ponto de vista econômico, visto que não apenas elimina os resíduos, como também, aproveita o potencial energético da queima e assim, utiliza o calor gerado para a geração de energia elétrica.

3.7.3 Logística Reversa

Embora não exista no mercado, segundo Oliveira (2021), legislações e normas específicas sobre o descarte correto ou a reciclagem de módulos fotovoltaicos no país, a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, instituída pela Lei nº 12.305/10, sugere o uso do mecanismo da logística reversa para a destinação adequada dos REEE, que compreendem a produtos similares aos painéis fotovoltaicos. Esta sugestão tem por finalidade evitar que estes sejam encaminhados a aterros de lixo convencional e foi responsável pelo lançamento da NBR 16156/13, denominada “Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos – Requisitos para atividade de Manufatura Reversa” (OLIVEIRA, 2021).

De acordo com Miranda (2019), os módulos fotovoltaicos devem ser enquadrados como REEE e serem sujeitos a ter um sistema de logística reversa conforme determina a PNRS, a qual acompanhada do Decreto nº 7.404/2010, que criou o Comitê Orientador para a Implementação de Sistemas de Logística Reversa, determina que todas as partes relacionadas ao processo (fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes) devem contribuir para o encaminhamento do produto ao seu destino final adequado (MIRANDA, 2019). Além disso, foi estabelecido pelo Decreto nº 10.240, em 12 de fevereiro de 2020, um conjunto de regulamentos para a implementação de um sistema de logística reversa obrigatória de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico e seus componentes (MMA, 2020). No Anexo I desse decreto, os módulos fotovoltaicos foram adicionados à lista dos produtos eletroeletrônicos sujeitos à logística reversa (CAMARGO, 2021). Cruz, Isidoro e Fernandes (2020) complementam que a Logística Reversa constitui uma ferramenta extremamente necessária a

ser aplicada no setor fotovoltaico, uma vez que, está diretamente relacionada a vantagens econômicas, as quais podem vir a incentivar e garantir a recuperação de painéis fotovoltaicos.

A Logística Reversa representa uma ferramenta já relativamente antiga no mercado, que surgiu em decorrência da grande degradação ambiental, de crises hídricas e energéticas, bem como de esgotamento/exaustão de recursos naturais e da proliferação de doenças. Onde os governos, sociedades e organizações passaram a ter interesse em questões de caráter ambiental (BRAGA, 2012).

3.7.3.1 Breve contexto brasileiro

De acordo com Braga (2012), no Brasil, o início da década de 1970 foi marcado pelo surgimento das primeiras legislações ambientais, que tinham por finalidade estabelecer responsabilidade aos governos, pelos respectivos impactos ambientais ocorridos em seus perímetros. Entretanto, a problemática relacionada ao manejo de RS continuou a se intensificar, em meio ao constante crescimento urbano, aumento da população e dos padrões de consumo, bem como de produção, que, conseqüentemente, passaram a gerar uma maior quantidade de resíduos.

Em razão da industrialização elevar a quantidade de produtos e materiais descartáveis, a preocupação com as questões ambientais ganhou espaço nas discussões em torno das ações que envolvem o adequado destino dos produtos manufaturados (MENDES, 2017). Com isso, por volta do ano de 2003, fundamentou-se a necessidade em estender a responsabilidade do ciclo de vida do produto para o seu fabricante, o que direcionaria os fabricantes a terem responsabilidade pelo retorno e recuperação de produtos usados, com o objetivo de reduzir o volume de resíduos sobre o meio ambiente (MENDES, 2017).

Sendo assim, em agosto de 2010, visando a criação de um instrumento jurídico que possibilitasse a regulação dos RS, que passaram a ser considerados um grande problema ambiental e de saúde pública, surgiu a proposta de Lei nº 12305, que através do Decreto nº 7404/2010, PNRS, responsável por determinar a obrigatoriedade da implantação de instrumentos de logística reversa, destacando a responsabilidade compartilhada entre todos os participantes da cadeia e o gerenciamento de RS, bem como da importância das atividades de logística reversa (BRASIL, 2010).

Neste contexto, as organizações passaram a serem obrigadas a implantar mecanismos como a Logística Reversa, a fim de destinar adequadamente bens (após sua vida útil),

entretanto, esta não se desenvolveu com o intuito de buscar respostas para a preservação ambiental, mas sim por práticas que pudessem controlar, reduzir ou neutralizar os impactos ambientais advindos do descarte inadequados de produtos (SOARES, 2018).

De acordo com Braga (2012), a logística reversa pode ser definida como a área empresarial responsável por planejar, operar e controlar o fluxo, bem como as informações logísticas correspondentes, do retorno dos bens de pós-venda e de pós-consumo ao ciclo produtivo, a partir dos canais de distribuição reversos, agregando valor econômico, ecológico, legal e logístico (BRAGA, 2012).

Sendo assim, a logística reversa representa um instrumento de desenvolvimento econômico e social, que permite o retorno dos produtos às empresas e indústrias, com o objetivo de reduzir os índices de poluição e os desperdícios de insumos, assim como contribuir para a reutilização e reciclagem direta de materiais descartados por estes setores (MENDES, 2017), evitando que os resíduos sejam descartados de forma inapropriada por seus consumidores (SOARES, 2018).

Este instrumento é responsável por viabilizar a coleta e o reaproveitamento de RS que apresentam características prejudiciais à vida e ao meio ambiente, permitindo assim, o reuso do material no seu ou em outros ciclos produtivos, como fonte de matéria-prima (MENDES, 2017). A logística reversa estabelece ainda a obrigatoriedade aos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de produtos eletrônicos e seus componentes, que passam a ser responsáveis pelo retorno de seus produtos, após a utilização do consumidor. E assim, devem investir em métodos de reutilização, reciclagem ou outra forma de destinação ambientalmente adequada (BRAGA, 2012).

3.7.3.2 Processo logístico REEE

No Brasil, há diversas iniciativas independentes voltadas à Logística Reversa e reciclagem de REE, algumas gerenciadas pelos próprios fabricantes e outras promovidas por empresas gestoras especializadas nesse tipo de serviço. As placas de circuito impresso, por exemplo, ganharam destaque devido a representarem um componente de maior valor agregado (MENDES, 2017).

Além disso, a logística reversa de eletrônicos passou a ser considerada uma ferramenta para a gestão estratégica das empresas, em razão destes materiais conterem metais raros e estratégicos para a indústria tecnológica (MENDES, 2017). Existe a tendência de que as

tecnologias emergentes deverão aumentar ainda mais a demanda por este tipo de metais, o que pode colocar ainda mais pressão nas reservas de metais raros e preciosos, que hoje já são consideradas críticas. Como é o caso dos módulos fotovoltaicos (OLIVEIRA, 2021).

De acordo com Oliveira (2021), o processo de logística reversa possibilita a volta dos materiais ao processo tradicional de suprimentos, produção e distribuição, onde passam a ser revendidos, reconicionados, reciclados ou simplesmente descartados e substituídos. Portanto, constitui uma ferramenta voltada à produção e ao consumo sustentável, capaz de recuperar valor e efetuar o descarte correto de resíduos.

A logística reversa de REEE busca retornar o produto, resultante do descarte comum ou do encalhe de lojas (quando obsoletos), ao ciclo produtivo ou encaminhá-lo a disposição final adequada, quando esgotadas suas possibilidades de reparo, recuperação ou reciclagem. De forma geral, a logística reversa destes resíduos pode ser dividida em dois canais de distribuição, sendo definidos como: pós-venda e pós-consumo (SOARES, 2018).

Os resíduos provenientes da categoria pós-venda representam aqueles que não foram consumidos e retornam à cadeia de suprimentos por diversos motivos: prazo de validade expirado, excesso de estoques nos canais responsáveis pela distribuição, sistema de consignação ou problemas de qualidade (SOARES, 2018). Estes resíduos podem retornar ao fabricante ou distribuidor em qualquer fase da distribuição direta e são destinados, normalmente, aos mercados secundários, a reforma, desmanche, reciclagem dos produtos e seus componentes e/ou encaminhados, por último, a disposição final adequada (WILL, 2016).

Já os resíduos da categoria pós-consumo, constituem aqueles materiais descartados pela sociedade, ou seja, pelos consumidores. Sua composição, qualidade e possibilidade de reuso dependerão das características que se encontram no material descartado (GOBBI, 2017). O processo de reciclagem em ambos os casos, pode ocorrer por meio da recuperação dos resíduos ou de seus constituintes, que apresentem valor econômico. A reciclagem, portanto, visa à recuperação do produto final, da matéria prima, subproduto e energia (GOBBI, 2017).

Sendo assim, as atividades do sistema de logística reversa preveem basicamente em coletar os materiais descartados, sejam: usados, danificados, rejeitados ou fora do prazo de validade, do consumidor final até o revendedor. Este retorno se torna uma alternativa mais rentável ao fabricante, que tende a gerar menos resíduos e subprodutos (OLIVEIRA, 2021).

Caso o produto retornado à fábrica não tenha sido utilizado e apresente condições, no mínimo ótimas, o mesmo poderá ser revendido imediatamente a outro cliente. Entretanto, se o seu estado não for favorável e o produto não se encontrar em condições de ser revendido, o mesmo deve ser submetido a um reconicionamento, conserto ou remanufatura, para que possa

voltar ao mercado. Estes produtos são, normalmente, vendidos para mercados secundários, o que implica, em preços reduzidos, uma vez que, não apresentam a qualidade original (GOBBI, 2017).

Em casos que o produto não possa ser recondicionado devido alguma danificação grave ao material, o processo de logística reversa estabelece a retirada de todo material que possa ser aproveitável, os elementos passíveis de reciclagem. Já aqueles que não possuem ou se enquadram em propriedades para serem reaproveitados devem ser encaminhados ao seu destino final, ambientalmente adequado (MENDES, 2017).

A logística reversa de REEE, portanto, evita o desperdício de recursos e reduz a exploração por matéria-prima, uma vez que, nos equipamentos eletrônicos descartados, existem metais preciosos como, por exemplo, o ouro, que pode ser encontrado nos contatos dos microprocessadores, memórias ou circuitos integrados de computadores (GOBBI, 2017).

A logística reversa ainda possui funções complementares em uma empresa, sendo: planejamento, implantação e controle de fluxo de materiais e do fluxo de informações do ponto de consumo ao ponto de origem; busca por uma melhor utilização de recursos, de modo a reduzir o consumo de energia e a quantidade de material utilizado; e a recuperação do valor do material (MENDES, 2017). Bem como recondicionar, remanufaturar e reformar produtos, em que os materiais reaproveitados passam a retornar ao processo tradicional de suprimento, produção e distribuição (SOARES, 2018).

Além disso, a logística reversa possibilita ganhos econômicos à empresa em médio ou longo prazo (SOARES, 2018). A logística reversa de resíduos eletrônicos é vista como uma forma de obtenção de lucro, visto que pode contribuir para a redução de custos e estabelecer maior rentabilidade (GOBBI, 2017).

3.7.4 Benefícios de implantação de princípios de gerenciamento

A implantação de princípios de gerenciamento de RS à módulos fotovoltaicos tende a proporcionar inúmeros benefícios, em prol da proteção e a disponibilidade de recursos naturais, bem como a melhoria e garantia da qualidade de vida (saúde, segurança e bem-estar da população). Além disso, é capaz de promover, também, grandes benefícios às organizações (postos), principalmente, a redução de gastos (economia), a melhoria da imagem no mercado, dentre outras, como relata Miranda (2019).

A gestão de resíduos, segundo Silva (2018), favorece a proteção e conservação do

equilíbrio dos ecossistemas, da biodiversidade e das características originais dos recursos (solo, água e nutrientes), uma vez que, o sistema de gestão evita que tais resíduos sejam lançados ou dispostos de forma inadequada no ambiente, ou seja, na rede de esgoto, nos canais de drenagem, no solo ou ainda, nos corpos hídricos (mar ou lago).

De acordo com Silva (2018), a implantação de princípios de gestão de resíduos perigosos pode contribuir para a redução do atual quadro de degradação ambiental existente no Brasil, que representa uma grande ameaça ambiental, capaz de interferir até mesmo na capacidade de suporte do planeta. Já para Yang (2020), a gestão não favorece apenas o destino adequado dos resíduos gerados pelos módulos, como, também, incentiva a adoção de medidas e práticas sustentáveis, como a reciclagem e o monitoramento de riscos.

A reciclagem de resíduos sólidos, que podem, em grande parte, serem tratados e assim, reaproveitados, permite economizar a exploração de reservas naturais, das matérias-primas virgens, e reduzir o consumo de energia no processo produtivo do produto. Isto porque a reciclagem evita a extração de novos recursos da natureza e elimina etapas do ciclo produtivo, que envolvem consumo de energia. Além disso, atua na redução da poluição, reaproveitando materiais que antes seriam descartados e, assim, reduz a pressão por mais matérias primas (OLIVEIRA, 2021).

Por meio do processo de reciclagem reduzem-se, também, os problemas ambientais e de saúde pública, assim como os problemas econômicos-sociais decorrentes da disposição inadequada de resíduos (SOARES, 2018). Os benefícios mais importantes adquiridos com a reciclagem podem ser resumidos em: redução na extração de recursos naturais e consumo de energia, redução de níveis de poluição (solo, água e mar), melhor limpeza e higiene (consequentemente melhor qualidade de vida da população), geração de renda, redução de custos e criação de uma consciência ecológica, bem como sociedade sustentável (WILL, 2018).

Sendo assim, a aplicação de um sistema de gestão de resíduos nas organizações e, conseqüentemente, no ramo de módulos fotovoltaicos, possibilita muitas vantagens, principalmente, às empresas que buscam o título de “ecologicamente sustentáveis”. Permite a redução de custos em quase todas as etapas de produção, uma vez que possibilita o reaproveitamento de matéria-prima em muitas fases do ciclo produtivo, o que reduz, também, custos relacionados à energia e, contribui para a conservação das reservas naturais, devido ao uso e a exploração racional destes elementos. A redução de custos pode ainda estar relacionada a incentivos fiscais como a facilitação de créditos e a isenção de determinados impostos (YANG, 2020).

Outra grande vantagem do gerenciamento é que quando a empresa passa a oferecer

produtos e serviços, ou adotar atitudes diferenciadas, este fato contribui diretamente para a conscientização de seus funcionários e clientes, se tornando um exemplo a ser seguido. A aplicação desta ferramenta à organização empresarial, fortalece sua imagem no mercado, bem como reflete a busca ética e o compromisso com seus produtos, na luta contra a degradação ambiental e conseqüentemente, da qualidade de vida. O que a torna mais competitiva e visada no mercado, passando, muitas vezes, a ser a preferência dos consumidores (WILL, 2018).

Segundo Maia e Guerra (2021), o gerenciamento contribui para o respeito de normas e legislações ambientais, para a redução de custos, a melhoria da imagem da indústria (marketing verde), bem como seu nível de competitividade no mercado. De modo a obter o equilíbrio entre as questões sociais, ambientais e econômicas, que proporcionam a extensão do papel empresarial.

A reciclagem, de acordo com Mendes (2017), propõe a avaliação e revisão dos ciclos produtivos e/ou administrativos, o que contribui, também, para que as empresas possam reduzir perdas e a falta de controle sobre suas atividades, e assim, melhorar a organização, com o objetivo de atender as necessidades do produto e do que requer o gerenciamento ambiental.

A gestão de resíduos e a reciclagem, quando implantadas, tendem a melhorar a imagem corporativa da organização perante seus clientes e a sociedade, gerando novas oportunidades de lucro, por meio da introdução de princípios de responsabilidade ambiental. Uma vez que, como Silva et al. (2018) ressalta, estas organizações buscam executar suas atividades e serviços com menor impacto ambiental, levando em consideração o conceito de desenvolvimento sustentável, que visa o crescimento econômico em equilíbrio com a preservação dos recursos naturais, fundamentais para o desenvolvimento da vida.

O gerenciamento permite ainda que o setor estabeleça uma imagem institucional positiva, baseada na responsabilidade empresarial: meio ambiente e sociedade. Sendo assim, constitui uma importante ferramenta para a consolidação de imagem corporativa, capaz de possibilitar a intensificação de novos negócios, a geração de empregos, de serviços e de desenvolvimento tecnológico. Uma vez que, passam a construir uma imagem sustentável, atendendo a expectativa do público (OLIVEIRA, 2021).

De acordo com Cruz, Isidoro e Fernandes (2020), a reciclagem de módulos fotovoltaicos solares permite a recuperação de materiais que possuem um grande valor econômico (especialmente a prata, o silício e o vidro), que passam a voltar a circular na economia, servindo para a produção de novos produtos ou ainda, sendo vendidos em outros mercados de interesse, de modo a contribuir também para o suprimento da matéria prima de outros setores. Já Oliveira (2021) aponta que a redução do consumo de energia elétrica também

favorece a redução do preço médio dos painéis fotovoltaicos.

Maia e Guerra (2021) apontam que os wafers reciclados possuem características próximas aos wafers padrões em eficiência elétrica. O estudo de Miranda (2019) relata que uma célula solar de silício policristalino, a partir do silício reciclado, registrou a mesma eficiência (16%) quando comparada à uma célula fabricada com matéria prima nova. Ghizoni (2016) ainda complementa que a reciclagem de alumínio e resíduos de vidro representa uma das maiores técnicas potenciais para reduzir os impactos ambientais dos REEEs.

4. METODOLOGIA

Foram selecionados quatro módulos fotovoltaicos, de diferentes tecnologias entre si, os quais foram inicialmente caracterizados quimicamente e, após, submetidos a ensaios de lixiviação de resíduos sólidos. As principais etapas do trabalho estão resumidas no fluxograma (**Figura 21**) a seguir.

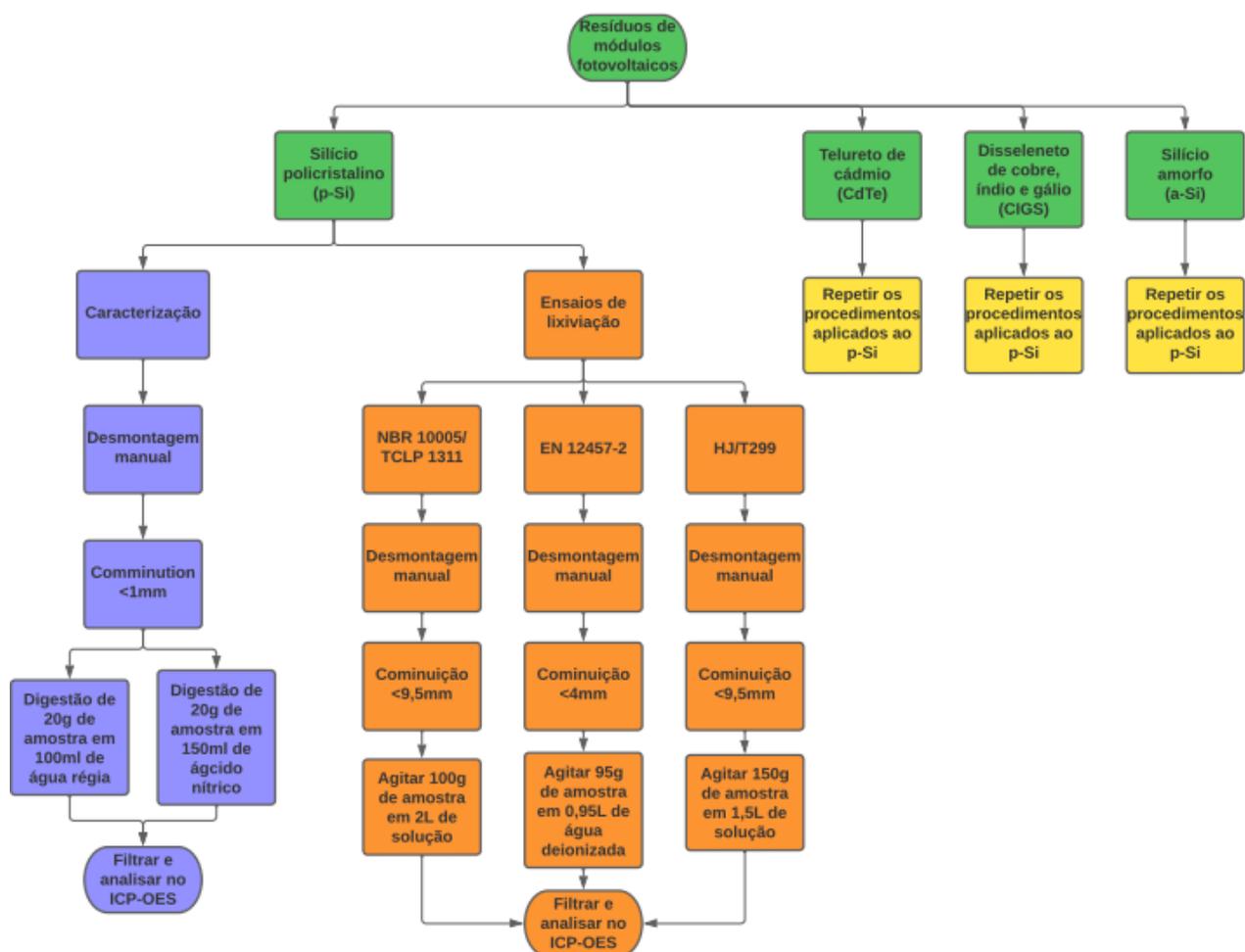


Figura 21. Fluxograma das etapas do trabalho. Fonte: próprio autor.

4.1 Seleção de painéis solares

Neste estudo, quatro diferentes tecnologias de módulos fotovoltaicos foram usadas para comparar os elementos perigosos liberados após um teste de lixiviação padrão. As quatro tecnologias analisadas (**Figura 22**) foram silício cristalino, silício amorfo, filme fino de telureto de cádmio e filme fino de disseleneto de cobre, índio e gálio. Os módulos fotovoltaicos (em fim de vida útil) foram adquiridos do Laboratório de Energia Solar (LABSOL) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

O módulo de silício policristalino utilizado é da marca Risen Solar Technology (da China), modelo RSM72-6-320P-340P/5BB, com dimensões de 1956x992x40mm e peso de 22,0 kg. O módulo de silício amorfo utilizado é da Sungen International Limited (de Hong Kong), modelo SG-HN100-GG, com dimensões 1400x1100x7,1mm e peso 26,0 kg. O módulo de película fina de telureto de cádmio utilizado é da First Solar (Arizona, EUA), modelo FS-6425A, modelo PowerMax-STRONG-120, com dimensões 2000x1230x49mm, peso 36kg. O filme fino de disseleneto de cobre, índio e gálio (CIGS) utilizado é da marca Avancis CNBM (da Alemanha) com dimensões 1595x672x45mm e peso 19,3 kg. Todos os módulos (quando aplicável) tiveram a estrutura de alumínio removida antes da caracterização e lixiviação, não sendo considerada como parte das amostras a serem analisadas.

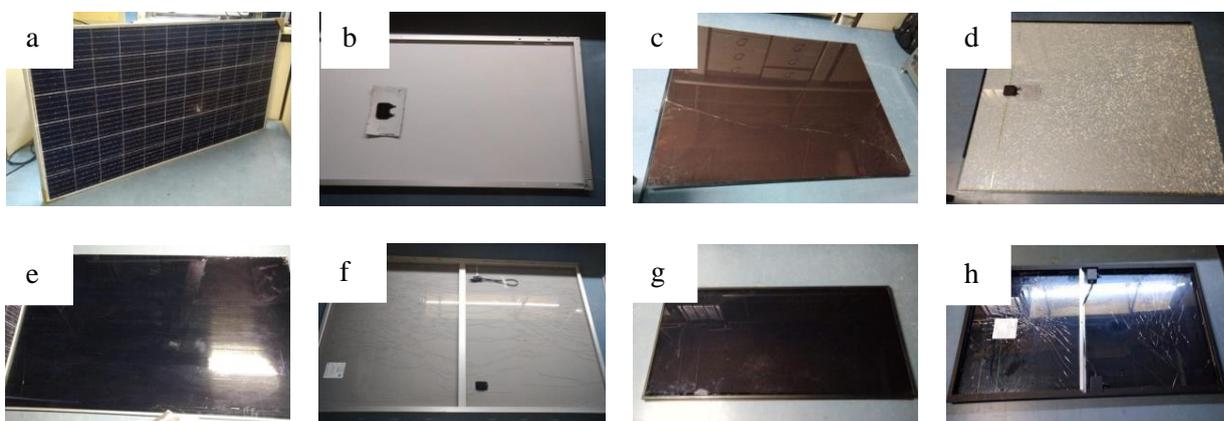


Figura 22. Módulos fotovoltaicos selecionados (a) Módulo de silício policristalino - vista frontal (b) Módulo de silício policristalino - vista traseira (c) Módulo de silício amorfo - vista frontal (d) Módulo de silício amorfo - vista traseira (e) Módulo de película fina de telureto de cádmio - vista frontal (f) Módulo de filme fino de telureto de cádmio - vista posterior (g) Filme fino de disseleneto de cobre, índio e gálio - vista frontal (h) Filme fino de disseleneto de cobre, índio e gálio - vista posterior. Fonte: Petroli et al. (2023).

4.2 Caracterização dos Módulos Fotovoltaicos

Inicialmente os módulos fotovoltaicos foram cortados manualmente, utilizando-se tesoura metálica, obtendo-se amostras das células fotovoltaicas de 15 x 15 cm, aproximadamente, conforme **Figura 23**. Esse procedimento foi realizado para as quatro tecnologias estudadas.



Figura 23. Amostra cortada de célula de painel de silício policristalino. Fonte: próprio autor.

Então, cada amostra foi inserida separadamente no moinho de facas da marca Retsch, modelo SM 300, **Figura 24**, com rotação de 1500 RPM por tempo total de moagem de 10 minutos.



Figura 24. Moinho de facas da marca Retsch, modelo SM300 utilizado na cominuição. Fonte: próprio autor.

Dessa forma, ao passar por sucessivas peneiras (primeiramente a de 4mm e, após, a de 1mm), obteve-se granulometria das amostras inferior a 1 mm, **Figura 25**.



Figura 25. Amostra de painel solar com granulometria inferior a 1mm. Fonte: próprio autor.

Após, as amostras homogeneizadas (conforme a NBR 10007) foram digeridas usando água-régia (mistura de HCl e HNO₃ na proporção 3:1), **Figura 26**. Segundo Veit et. al (2006), a solução de água régia é usualmente utilizada para dissolução de metais em resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. Além disso, Dias (2015) utilizou água régia para dissolução de metais em módulos fotovoltaicos.



Figura 26. Água régia. Fonte: próprio autor.

Então, pesou-se 20g de amostra moída na balança de precisão, **Figura 27**, após, misturou-se essa quantidade de amostra com 100 ml de água régia em balão de duas bocas. Com base nos parâmetros adotados por Dias (2015), utilizando-se agitador magnético da marca Kasvi, **Figura 28**, adotou-se como parâmetros de aquecimento 100 °C, agitação de 60 rpm, durante 1 hora.



Figura 27. Pesagem da amostra em balança de precisão. Fonte: próprio autor.

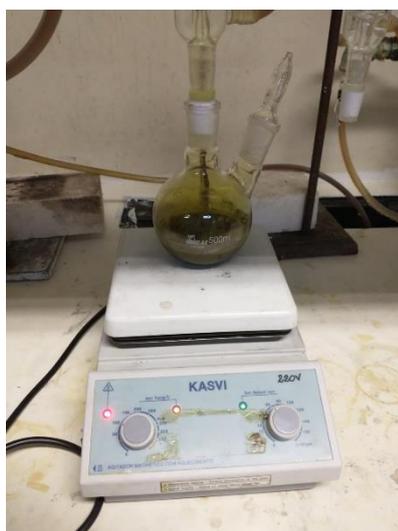


Figura 28. Dissolução em agitador magnético. Fonte: próprio autor.

Após, em balão volumétrico de 500 ml, utilizou-se papel filtro para filtragem dos sólidos não dissolvidos em solução ácida, completando-se com água deionizada até que a marca de 500 ml do balão volumétrico fosse atingida, **Figura 29**. Assim, uma alíquota representativa foi enviada para análise química em ICP-OES (Espectroscopia de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente), marca Agilent Technologies, modelo 5110, **Figura 30**.



Figura 29. Diluição da amostra antes da análise. Fonte: próprio autor.



Figura 30. Equipamento ICP-OES da marca Agilent Technologies, modelo 5110.

Fonte: próprio autor.

Este mesmo procedimento de digestão foi repetido utilizando-se 150 ml de ácido nítrico ao invés de água régia, a fim de detectar o teor de Ag de forma correta. Sabe-se que a digestão da Prata em água régia não é eficiente, pois há a possibilidade de precipitação em forma de cloreto de prata (PETTER et al., 2014). Todo procedimento foi realizado em triplicata, tanto para a solução de água régia, quanto para o ácido nítrico. Ao todo foram analisados 16 elementos químicos, independente do tipo de painel fotovoltaico. A escolha em analisar estes elementos (As, Ba, Cd, Pb, Hg, Se, Ag, In, Si, Sn, Al, Cu, Ga, Ge, Te, Zn) baseou-se em artigos científicos que

também realizaram algum tipo de caracterização química em algum dos quatro tipos de tecnologias (NAIN; KUMAR, 2021) (NAIN; KUMAR, 2020b).

4.3 Avaliação da Toxicidade Ambiental - Lixiviação de resíduos

As normas adotadas neste trabalho que estabelecem os procedimentos de lixiviação e limites de tolerância para classificação de RS são as demonstradas na **Tabela 2**. A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) criou a norma NBR 10005, que estabelece o procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, a qual é utilizada para avaliar e determinar o potencial de lixiviação de um resíduo sólido quando descartado diretamente no meio ambiente. Após, os resíduos são classificados pela ABNT NBR 10004 (2004) como classe I – perigosos ou classe II – não perigosos. Dessa forma, o resíduo deve ser descartado em um aterro específico para resíduos perigosos, se os resultados do procedimento descritos na NBR 10005 indicarem que o resíduo excede o limite de tolerância exigido para pelo menos um elemento químico. A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) criou o teste Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP), Método 1311 (US-EPA), o qual, em se tratando de módulos fotovoltaicos, corresponde ao mesmo procedimento da NBR 10005. Porém, a TCLP 1311 é comparada com o Código de Regulamentos Federais (40 CFR §261.24), que é menos rígida que a NBR 10004. De modo semelhante, o teste padrão para lixiviação de resíduos EN 12457-2 (2002) é adotado pela União Europeia, sendo comparado com a diretiva europeia 2003/33/EC para efeitos de disposição em aterros. A China utiliza o procedimento nomeado HJ/T299 (2007) para lixiviação de resíduos sólidos, também conhecido como método do ácido sulfúrico e do ácido nítrico, o qual é comparado com norma de identificação de resíduos perigosos GB 5085.3 que determina os limites de tolerância para disposição.

Tabela 2. Normas de lixiviação e padrões de limite de tolerância usados neste estudo para caracterização de risco de resíduos sólidos.

Países	Normas de lixiviação de resíduos	Normas de limites de tolerância
<i>Brasil</i>	NBR 10005	NBR 10004
<i>USA</i>	TCLP 1311	40 CFR §261.24
<i>União Européia</i>	EN 12457-2 (2002)	2003/33/EC
<i>China</i>	HJ/T299(2007)	GB 5085.3 (2007)

Fonte: próprio autor.

A **Tabela 3** apresenta um resumo dos parâmetros (relação sólido/líquido, solução lixiviante, granulometria, pH inicial, tempo de agitação, velocidade de agitação, temperatura, tamanho do filtro) adotados segundo as normas de lixiviação de resíduos sólidos NBR 10005/TCLP 1311, EN 12457-2, HJ/T299 que serão tratados na sequência.

Tabela 3. Resumo dos parâmetros adotados referentes a cada norma de lixiviação.

	NBR 10005/ TCLP 1311	EN 12457-2	HJ/T299
Parâmetros			
Relação sólido/líquido	1:20	1:10	1:20
Solução lixiviante	(Ácido acético, NaOH, água deionizada)	Água deionizada ultrapura	(Ácido Sulfúrico, ácido nítrico, água deionizada)
Granulometria	< 9,5 mm	< 4 mm	< 9,5 mm
pH inicial	4,93 ± 0,05	5 < pH < 7,5	3,2 ± 0,05
Tempo de agitação	18 h	24 h	18 h
Velocidade de agitação	30 RPM	10 RPM	30 RPM
Temperatura	23°	23°	23°
Tamanho filtro	0,7 µm	0,45 µm	0,7 µm

Fonte: próprio autor.

4.3.1 ABNT NBR 10005/TCLP 1311

Este ensaio foi realizado para os quatro tipos de módulo fotovoltaicos e seguiu todos os procedimentos citados na norma NBR 10005 que se baseia no método TCLP 1311 (EPA – US). A solução de extração utilizada foi a de número 1, que é uma mistura de ácido acético, água deionizada ultrapura e hidróxido de sódio, com pH de 4,93 ± 0,05. A norma exige amostras de granulometria inferior a 9,5 mm. Por isso, utilizou-se, para moagem de painel, moinho de martelo da marca Tigre, modelo A4R, **Figura 31**, com uma única peneira de 9,5 mm.



Figura 31. Moinho de martelo da marca Tigre, modelo A4R. Fonte: próprio autor.

Dessa forma, obteve-se 100 g de amostras homogeneizadas segundo a NBR 10007 que foram colocadas em um recipiente de extração de polietileno de 2,2 L, onde foi adicionado 2 L da solução de extração. Esses ingredientes foram misturados em um agitador rotatório conforme **Figura 32**, por 18 ± 2 h, 30 RPM e a temperatura ambiente de 23°C .

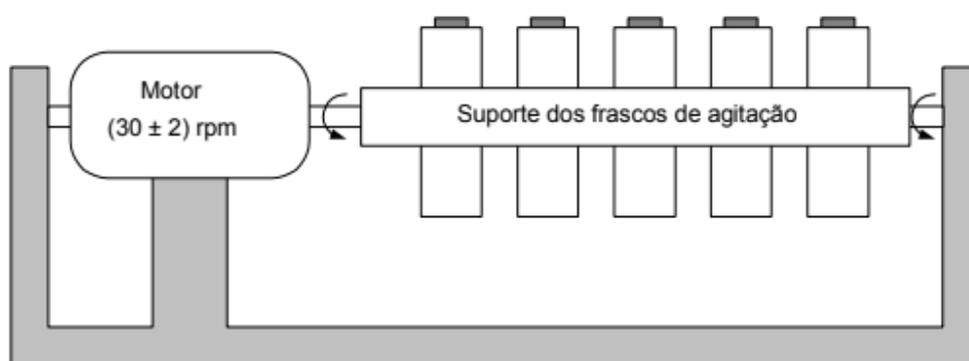


Figura 32. Agitador rotatório de frasco. Fonte: próprio autor.

Após a conclusão da extração, a solução foi filtrada através de um filtro de microfibras de vidro de $0,7 \mu\text{m}$ (GF/F, Whatman). O sistema de filtração utilizado é o à vácuo, conforme **Figura 33**.



Figura 33. Sistema de filtração com bomba a vácuo. Fonte: próprio autor.

O filtrado foi coletado em frascos plásticos de 1 L e preservado em pH menor que 2, utilizando-se ácido nítrico, para posteriormente ser analisado no equipamento ICP-OES. Os elementos analisados foram As, Ba, Cd, Cr, Pb, Hg, Se, Ag, os quais tiveram os resultados comparados com os limites de tolerância para substâncias inorgânicas constantes no anexo F da norma NBR 10004, e no caso da TCLP 1311 foram comparados com os limites de tolerância constantes na 40 CFR §261.24.

A fim de complementar o estudo e compreender melhor o comportamento dos painéis fotovoltaicos após a cominuição e em contato com o agente lixiviante, foi realizada, de forma isolada ao procedimento normatizado, uma avaliação da distribuição granulométrica do material após a cominuição inferior a 9,5 mm (valor preconizado na NBR 10005/TCLP1311 e HJ/T299). Para isso, aproximadamente 500 gramas de PV foram cominuídos no moinho de martelos da marca Tigre, modelo A4R, utilizando uma peneira com abertura de 9,5 mm. Este material foi posteriormente separado granulométricamente em 4 faixas granulométricas, utilizando peneiras de 9,5 mm, 4,75 mm (#4 Mesh), 2 mm (#9 Mesh), 1 mm (#16 Mesh), conforme **Figura 34**.



Figura 34. Separação granulométrica. Fonte: próprio autor.

4.3.2 EN 12457-2

O teste de lixiviação EN-12457-2 é o método adotado pela união europeia para avaliar a concentração lixiviada de determinados contaminantes (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn, Se, Zn) presentes em resíduos sólidos. Este teste padronizado de lixiviação baseia-se na interação dos resíduos, com tamanho de partícula $< 4\text{mm}$, com água deionizada (pH natural compreendido entre 5 e 7,5) na proporção de líquido para sólido de 10 L/kg, seguida de agitação no agitador rotatório, **Figura 32**, por 24 h a velocidade de agitação de 10 rpm e temperatura de 23°C . Desse modo, utilizou-se neste estudo a mistura de 0,95 L de água ultrapura ($18,2\text{ M}\Omega\cdot\text{cm}$) com 0,095 kg de amostra homogeneizada, a qual sofreu cominuição no moinho de facas (**Figura 24**). Os sobrenadantes foram filtrados com filtro de fibra de vidro de $0,45\ \mu\text{m}$ e a solução foi então analisada, por ICP-OES, para determinar as concentrações de contaminantes dissolvidos e compará-las com os limites de tolerância estabelecidos pela decisão do conselho europeu 2003/33/EC.

4.3.3 HJ/T299

Nesta norma chinesa, a toxicidade de lixiviação foi determinada seguindo o procedimento de extração de resíduos sólidos HJ/T299 (2007), método de ácido sulfúrico e ácido nítrico. Neste procedimento, aproximadamente 150g de resíduos homogeneizados, que foram moídos em moinho de martelos (**Figura 31**) com peneira 9,5 mm para obtenção de granulometria inferior a 9,5 mm, foram misturados com 1,5 L da solução de lixiviação (duas gotas de concentrado 2:1 98% H₂SO₄ e 65% HNO₃ (v/v) em 1 L de água deionizada ultrapura, pH igual a $3,2 \pm 0,05$). A mistura no frasco foi agitada no agitador rotatório, **Figura 32**, com velocidade de agitação de 30 rpm por 18 h a 23°C e, em seguida, filtrada através de um filtro de microfibras de vidro de 0,7 µm (GF/F, Whatman). As concentrações de metal na solução após filtração e acidificação (por HNO₃, para pH menor que 2) foram determinadas usando ICP-OES.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos módulos fotovoltaicos

Foram analisados 16 elementos químicos para os quatro tipos de painéis fotovoltaicos. Os resultados da análise elementar estão demonstrados na **Tabela 4**, bem como o desvio padrão amostral para cada elemento químico. Os elementos que não foram detectados em nenhum tipo de PV foram o Hg e o Ge. Além disso, sabe-se que o método aplicado (digestão com água-régia ou ácido nítrico) não é capaz de dissolver silício, pois, conforme Liu et. al (2017), forma uma camada protetora de dióxido de silício em presença desses ácidos. Os dados de caracterização deste estudo estão condizentes com outros estudos de caracterização abordados na revisão de literatura de Nain e Kumar (2020b), como Paiano (2015), Goe (2014) e Savvilotidou (2017).

Em termos de massa verifica-se que os elementos analisados correspondem a uma fração muito pequena de todo o painel, independente da tecnologia analisada. Sabe-se que majoritariamente estes painéis são compostos de vidro e polímero EVA (ethylene vinyl acetate), que não foram digeridos e, conseqüentemente, não estão demonstrados na **Tabela 4**.

Analisando os resultados para o painel de silício policristalino verifica-se os maiores valores para os metais base Al e Cu com ppm de 173,86 e 77,27, respectivamente. Nesse mesmo painel ainda estão presentes Pb e Sn com 15,75 e 34,06 ppm, respectivamente, provavelmente oriundos da liga utilizada na soldagem das fitas de Cu. A Ag está presente apenas nesse painel de primeira geração, sendo responsável por conferir propriedade de condução de elétrons da energia fotovoltaica e, após análise, resultou em 2,92 ppm.

Já no painel de CdTe, os elementos presentes em maior quantidade em ppm são Te e Cd com 19,0 ppm e 26,08 ppm, respectivamente. Esses elementos podem ser encontrados na camada de CdTe de vários μm de espessura, bem como da fina camada de janela de CdS formando a heterojunção CdS/CdTe (ZAPF-GOTTWICK, 2015). Além disso, os resultados demonstram que os painéis de CdTe também contam com Al, Cu e Sn.

No painel do tipo CIGS os elementos presentes em maiores quantidades foram Al, Cu, Sn, Zn, Se, In e Ga, sendo que Se e Zn se destacam na comparação com as outras tecnologias de painéis por terem maiores valores de ppm. Cabe ressaltar também que os elementos In e Ga estão presentes apenas nos painéis CIGS, conforme Liu et. al (2022). Assim, já era esperado que estes elementos não fossem detectados nas demais tecnologias.

Em relação ao painel a-Si, apesar da análise indicar diversos elementos presentes na composição, os metais mais significativos são Pb, Al, Cu e Sn. Conforme Nain e Kumar (2021) e

Zapf-Gottwick (2015), já encontraram Pb presente na composição de painéis a-Si, mas em quantidades menores do que as encontradas em painéis de silício cristalino, pois os painéis a-Si contém menor número de fitas.

Tabela 4. Análise química por ICP-OES da composição de 4 tipos de células fotovoltaicas.

Elemento	p-Si (ppm)	CdTe (ppm)	CIGS (ppm)	a-Si (ppm)
As	0,53 ± 0,49	0,62 ± 0,64	0,26 ± 0,43	0,47 ± 0,18
Ba	0,09 ± 0,04	0,03 ± 0,03	0,03 ± 0,02	0,03 ± 0,01
Cd	ND	26,08 ± 0,66	0,79 ± 0,22	0,4 ± 0,12
Pb	15,75 ± 2,23	ND	0,03 ± 0,05	0,59 ± 0,45
Hg	ND	ND	ND	ND
Se	2,92 ± 0,39	3,32 ± 0,45	11,09 ± 1,37	2,21 ± 0,95
Ag	2,92 ± 0,93	ND	ND	ND
In	ND	ND	5,73 ± 0,61	ND
Si	ND	ND	ND	ND
Sn	34,06 ± 1,97	11,82 ± 0,23	14,53 ± 1,49	12,5 ± 0,2
Al	173,86 ± 7,81	18,71 ± 0,84	23,9 ± 3,53	28,97 ± 6,05
Cu	77,27 ± 36,56	4,95 ± 6,15	21,22 ± 4,74	23,36 ± 9,76
Ga	ND	ND	0,66 ± 0,06	ND
Ge	ND	ND	ND	ND
Te	0,98 ± 0,71	19,0 ± 1,04	3,24 ± 1,19	1,16 ± 0,39
Zn	1,99 ± 0,59	0,99 ± 0,7	12,8 ± 2,73	1,05 ± 0,19

Nota: ND = Não Detectado.

LOD = Limite de Detecção (ppm): As = 0,02; Ba = 0,01; Cd = 0,01; Pb = 0,01; Hg = 0,01; Se = 0,08; Ag = 0,17; In = 0,8; Si = 1; Sn = 0,6; Al = 0,18; Cu = 0,8; Ga = 0,36; Ge = 0,1; Te = 0,12; Zn = 0,2.

5.2 Avaliação da Toxicidade Ambiental – Lixiviação dos Resíduos

A seguir serão apresentados os resultados dos testes de lixiviação de acordo com a norma utilizada para os quatro tipos de painéis fotovoltaicos. Cada norma estabelece diferentes quantidades de elementos a serem monitorados, bem como limites de tolerância específicos.

5.2.1 ABNT NBR 10005/TCLP 1311

A **Tabela 5** indica os resultados obtidos nos testes de lixiviação e o desvio padrão amostral para 8 elementos, utilizando-se o mesmo procedimento para as normas NBR 10005 e TCLP 1311 da EPA. Destaca-se a concentração de Pb obtida no lixiviado do painel p-Si de 8,69 mg/L, excedendo o limite máximo no lixiviado que é de 1 mg/L para NBR 10004 e, também, excedendo a concentração máxima de contaminantes da TCLP 1311 que é de 5 mg/L. Em relação ao painel CdTe, o elemento que teve sua concentração excedida pelo limite máximo da NBR 10004 e pela concentração máxima de contaminantes da TCLP 1311 foi o Cd com 1,01 mg/L. Dessa forma, ambas as normas, brasileira e americana, consideram que, embora outros elementos não tenham excedido os limites/concentrações das normas, apenas um elemento encontrado acima do valor de tolerância já é o suficiente para classificar os resíduos de painéis p-Si e CdTe como perigosos.

Os valores obtidos para os painéis de filme fino CIGS e a-Si ficaram abaixo dos limites máximos no lixiviado da NBR 10004 e, também, foram inferiores à concentração máxima de contaminantes da TCLP 1311 para todos os elementos da norma. Dessa forma, os painéis não foram enquadrados como perigosos, sendo classificados como resíduos não perigosos por ambas normas.

A existência de substâncias tóxicas em módulos fotovoltaicos tem sido objeto de debate científico e político há muitos anos (ZAPF-GOTTWICK, 2015). Existem estudos que apontam o potencial de metais como Pb e Cd excederem limites regulamentares. Porém, diversos estudos apresentam resultados contraditórios em relação à lixiviação de substâncias perigosas dos módulos. Isso se deve principalmente à metodologia e às condições de teste utilizadas, como o tamanho das peças do módulo a serem lixiviadas, as soluções aquosas utilizadas, o valor de pH da solução aquosa e o tempo de lixiviação. Além disso, conforme relata Nain e Kumar (2022) há a possibilidade de que resultados diferentes sejam obtidos devido à evolução no processo de fabricação de PV com o tempo ou diferentes marcas ou origem. Dessa forma, os dados da literatura referentes à toxicidade dos resíduos fotovoltaicos apresentam limitações. A seguir são apresentados alguns estudos nesta temática que demonstram a variabilidade de procedimentos e de resultados obtidos.

Dias (2015) aplicou o teste de lixiviação de acordo com a norma brasileira NBR 10005, que é baseada na TCLP 1311, e obteve uma concentração de Pb no lixiviado de 5,5 mg/L para painéis de silício policristalino da marca Solbratec e 21,6 mg/L para painéis de silício monocristalino da marca Solar Terra, ultrapassando o limite de tolerância estipulado tanto pela

norma brasileira NBR 10004 quanto pela TCLP 1311 (que são 1 mg/L e 5 mg/L, respectivamente). Dessa forma, os resíduos foram classificados como resíduos perigosos, devendo ser dispostos em aterros específicos para resíduos perigosos.

Tabela 5. Resultado do ensaio de lixiviação de Painéis Fotovoltaicos de acordo com as normas NBR 10005/TCLP 1311 e comparação com limite máximo da NBR 10004 e concentração máxima de contaminantes da TCLP 1311.

Elemento	p-Si (mg/L)	CdTe (mg/L)	CIGS (mg/L)	a-Si (mg/L)	Limite máximo no lixiviado NBR 10004 (mg/L)	Concentração máxima de contaminantes TCLP 1311 (mg/L)
As	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,02	0,03 ± 0	1	5
Ba	0,09 ± 0,01	0,03 ± 0	0,03 ± 0,01	0,05 ± 0,01	70	100
Cd	0,01 ± 0,01	1,01 ± 0,19	0,15 ± 0,03	ND	0,5	1
Cr	0,01 ± 0	0,01 ± 0	0,01 ± 0	0,01 ± 0	5	5
Pb	8,69 ± 6,85	0,26 ± 0,09	0,07 ± 0,02	0,27 ± 0,14	1	5
Hg	ND	ND	ND	ND	0,1	0,2
Se	ND	ND	ND	ND	1	1
Ag	ND	ND	ND	ND	5	5

Nota: ND = Não Detectado.

LOD = Limite de Detecção (mg/L): As = 0,02; Ba = 0,01; Cd = 0,01; Cr = 0,01; Pb = 0,01; Hg = 0,01; Se = 0,08; Ag = 0,17.

Panthi et al. (2021) utilizou amostras cortadas de diferentes painéis e, aplicando a TCLP 1311, obteve liberação de Pb de 0,995 mg/L para célula de silício monocristalino sob condição de agitação no agitador rotatório e 9,197 mg/L sob condição estável (sem agitação). A lixiviação média em mg/L de Pb foi de 6,579 mg/L para célula de silício policristalino sob condição de agitação e 1,009 mg/L sob condição estável.

Kilgo et al. (2022) adotou o procedimento TCLP 1311 de modo similar ao adotado neste estudo, porém, as amostras foram filtradas com filtros diferentes de nylon de 0,2 µm de diâmetro de poro, os quais são diferentes do estipulado pela norma TCLP 1311. Assim, Kilgo et al. (2022) obteve 0,07 mg/L de Pb para painel policristalino Suniva MVP240-60-5-401 e 20,2 mg/L de Pb

para monocristalino Suniva OPT245-60-4-100.

Sharma et al. (2021) utilizaram painéis solares de silício policristalino com potência máxima de 250Wp. Foi retirada uma amostra homogênea dos painéis solares para realização dos testes de lixiviação, com tamanho de 15 cm × 15. A amostra foi extraída sem a presença de estruturas metálicas ou cabos, e a camada de vidro e fitas de cobre utilizadas para a ligação entre as células foram separadas manualmente. As células foram cortadas em pequenos pedaços de tamanho inferior a 1 cm, utilizando um par de tesouras metálicas afiadas. Nos quatro cenários de avaliação para células de silício policristalino com camada encapsulante de vidro laminado, sendo obtido 0,99 mg/L (módulo novo) e 2,3 mg/L (módulo envelhecido artificialmente de modo a simular um módulo usado com 30 anos), e sem camada de vidro (deixando a célula totalmente exposta à solução lixiviante), sendo 8,7 mg/L (módulo novo) e 9,3 mg/L (módulo envelhecido). Dessa forma, observou-se que tanto nas amostras envelhecidas quanto nas novas sem o laminado de vidro, as concentrações de Pb excederam os limites da TCLP 1311 de 5 mg/L.

Em se tratando de metais cancerígenos que demonstraram potencial para exceder os limites estipulados pela TCLP 1311, conforme o estudo de Nanin e Kumar (2021) o Pb apresentou a maior liberação pela TCLP 1311, com o máximo de 8,68 mg/L em PV amorfo, enquanto que em painéis p-Si e CIGS, os valores máximos foram de 5,52 mg/L e 1,04 mg/L, respectivamente. O Cd também apresentou liberação significativa em PVs CIGS, com concentração de 2,447 mg/L.

Sinha e Wade (2015) utilizaram o tamanho da amostra de teste de lixiviação entre 0,5 a 1 cm. Além disso, usou agitação de 21 r/min (diferente da TCLP 1311) por 18 h, lixiviou 0,22 mg/L de Cd no painel CdTe, e obteve valores de lixiviação compreendidos entre 3 a 11 mg/L de Pb para o painel de silício cristalino.

Estudo de Moskowitz e Fthenakis (1991) não relata detalhes de como foi realizado o procedimento de lixiviação TCLP 1311 e apenas uma amostra foi testada neste estudo piloto, onde analisou os 8 elementos da norma para CdTe que teve a concentração de cádmio no lixiviado de 8 mg/L, excedendo o limite de tolerância. A concentração de Se no lixiviado de Disseleneto de Cobre e Índio (CIS) não excede os limites de tolerância.

Savvilotidou et al. (2017) avaliou painel de silício hidrogenado/microcristalino amorfo e hidrogenado/microcristalino da empresa Sharp (a-Si:H/ μ c-Si:H), e um Copper-Indium-Selenide (CIS), da Solar Frontier Painel. Porém, os procedimentos experimentais não foram claramente descritos. Os resultados foram que o a-Si lixiviou 0,133 mg/L de Pb e CIS lixiviou 0,04 mg/L de Se, ambos ficaram abaixo do limite de tolerância TCLP 1311. Os autores ainda relataram que os resultados obtidos podem ser devido às mais recentes tendências de fabricação da substituição da camada de CdS por uma camada de ZnS para reduzir a toxicidade dos painéis. Essas informações,

em qualquer caso, devem ser consideradas com cautela, pois o risco ambiental real pode ser subestimado ou superestimado por meio de um cenário simulado em laboratório (SAVVILOTIDOU et al., 2015).

Zeng (2015) obteve 1490,9 mg/L de Cd no painel CdTe. Neste estudo os materiais passaram por processo de moagem e peneiramento, e foram coletadas frações de CdTe e CdSe com tamanho entre 120 e 230 malhas (63-125 µm) para serem utilizadas em testes de lixiviação. Apesar de ter seguido a norma TCLP 1311, a agitação durante os testes foi de 21 rpm e foram realizados em duplicata. Além disso, os extratos obtidos foram filtrados através de um filtro de membrana de acetato de celulose de 0,45 µm da marca Whatman. No entanto, a trituração de partículas em laboratório, na escala micrométrica, pode superestimar substancialmente a trituração (tamanho de partícula) que um módulo experimentaria quando disposto de forma incorreta no meio ambiente ou colocado em um aterro sanitário (TAMIZHMANI et al., 2018).

Collins e Anctil (2017) testaram apenas células de silício policristalino que constituem a camada ativa de um módulo p-Si, Sun Solar p-Si de 20 W e um módulo Solar CIGS de 12 W, utilizando os métodos TCLP 1311 para avaliar se os materiais poderiam ser considerados resíduos perigosos. Os resultados mostraram que as concentrações variaram significativamente com pequenas alterações nos procedimentos, sendo que as concentrações de Pb do módulo p-Si variaram de 16,2 a 50,2 mg/L e as concentrações de Cd do módulo CIGS variaram de 0,1 a 3,52 mg/L.

No estudo de Ramos-Ruiz et al. (2017), para reduzir o tamanho de um painel de CdTe obtido da Abound Solar com dimensões de 60 por 120 cm e 14 kg de massa, foi utilizado um martelo para quebrá-lo e os fragmentos maiores foram moídos em um moinho de bolas a 90 rpm. Como o filme que contém CdTe não é frágil, ele não foi fragmentado durante a moagem, sendo separado manualmente dos fragmentos de vidro e cortado em tamanhos menores com tesoura. O comprimento máximo do filme cortado foi de 8 mm, com espessura inferior a 1 mm. Os fragmentos de vidro foram peneirados usando peneira de malha 90 mm e, após, os fragmentos que não passaram foram então peneirados usando uma malha de 1,4 mm, e os fragmentos que passaram foram mantidos, resultando em fragmentos de vidro que variaram em tamanho de 1,4 a 5,6 mm (RAMOS-RUIZ et al., 2017). Após agitação a 21 rpm, as fases líquidas foram passadas por um filtro de 0,45 µm (Whatman, Pittsburgh, PA, USA), sendo testes realizados em duplicata. O resultado obtido foi $0,150 \pm 0,006$ mg/L de liberação de Cd pelo teste TCLP 1311 para esse painel. No entanto, Ramos-Ruiz et al. (2017) realizou, paralelamente ao teste TCLP 1311, um teste de coluna de fluxo contínuo para simular condições em aterro de RSU, obtendo concentração máxima de Cd no lixiviado de 3,24 mg/L.

5.2.2 EN 12457-2

A **Tabela 6** indica os resultados obtidos nos testes de lixiviação utilizando-se a norma europeia EN 12457-2, o desvio padrão amostral para 10 elementos, e os valores limite estipulados pela 2003/33/EC. Neste caso, destaca-se o valor de Cd obtido no lixiviado do painel de CdTe de 1,86 mg/L, excedendo o valor limite, que é 0,1 mg/L, estabelecido pela normativa 2003/33/EC, devendo ser enquadrado como resíduo perigoso, ou seja, esse resíduo não poderá ser disposto em aterros para resíduos não perigosos. Além disso, os valores de concentração obtidos para Se no lixiviado foram: 0,1 mg/L para p-Si, 0,07 mg/L para CdTe, 0,56 mg/L para CIGS e 0,17 mg/L para a-Si. Logo, todos resíduos de módulos excederam o valor limite para Se, que é de 0,05 mg/L segundo a diretiva europeia 2003/33/EC. Por isso, nenhum desses painéis solares está apto a ser disposto em aterros destinados aos resíduos não perigosos, conforme 2003/33/EC.

Tabela 6. Resultado do ensaio de lixiviação de Painéis Fotovoltaicos de acordo com as normas EN 12457-2 e comparação com o respectivo valor limite.

Elemento	p-Si (mg/L)	CdTe (mg/L)	CIGS (mg/L)	a-Si (mg/L)	Valores limite 2003/33/EC (mg/L)
As	0,02 ± 0,01	ND	ND	0,02 ± 0,01	0,2
Ba	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0	0,01 ± 0,01	10
Cd	0,02 ± 0,06	1,86 ± 1,05	0,09 ± 0,03	0,03 ± 0	0,1
Cr	0,01 ± 0	0,01 ± 0,01	ND	ND	1
Cu	ND	ND	0,23 ± 0,08	ND	5
Hg	ND	ND	ND	ND	0,02
Ni	ND	ND	ND	ND	1
Pb	0,31 ± 0,09	ND	ND	ND	1
Se	0,1 ± 0,02	0,07 ± 0,02	0,56 ± 0,13	0,17 ± 0,01	0,05
Zn	0,2 ± 0,07	ND	0,54 ± 0,08	0,2 ± 0,06	5

Nota: ND = Não Detectado.

LOD = Limite de Detecção (ppm): As = 0,02; Ba = 0,01; Cd = 0,01; Cr = 0,01; Cu = 0,8; Hg = 0,01; Ni = 0,4; Pb = 0,01; Se = 0,08; Zn = 0,2.

Nain e Kumar (2021) avaliaram três tipos diferentes de módulos solares comercialmente disponíveis: Silício policristalino, Si amorfo e CIGS PV. Inicialmente, foram removidos manualmente a estrutura externa de alumínio, os cabos e a caixa de junção (se houvesse). A fim de simular condições de lixiviação realistas, foram utilizados painéis solares reais com todas as camadas, incluindo vidro e camada de encapsulamento, em todos os experimentos. Para realizar o estudo de lixiviação, o painel solar em camadas foi cortado em pedaços de 2 a 5 cm por uma máquina de cisalhamento de metal. O tamanho dos pedaços foi reduzido manualmente com uma tesoura para atender aos requisitos de diferentes testes padrão de lixiviação, em unidades de tamanho cm/mm. Para obter amostras homogêneas, foi utilizado um misturador-moedor de aço inoxidável. É importante destacar que os autores usaram tamanho de amostra de 1 cm para TCLP 1311 e EN 12457-4. Além disso, usaram apenas 50 gramas de amostra no total e todos os extratos foram filtrados usando filtros de acetato de celulose de 0,45 mm (Whatman). A respeito da EN 12457-4, o estudo de Nain e Kumar (2021) resultou no valor máximo de 0,9 mg/L para Pb em lixiviado de a-Si, 0,244 mg/L em lixiviado de p-Si, e, por fim, os valores máximos de Pb e Se para no lixiviado do painel CIGS foram 1,038 mg/L e 0,7 mg/L, respectivamente.

5.2.3 HJ/T299-2007

Adotando-se a norma chinesa de lixiviação HJ/T299-2007, os resultados obtidos para 12 elementos e o desvio padrão amostral são demonstrados na **Tabela 7**, bem como os limites de tolerância estipulados pela norma GB 5085.3-2007. Para o painel do tipo p-Si, obteve-se a concentração de 7,35 mg/L de Pb no lixiviado do resíduo, sendo que esse valor está acima do limite de tolerância estabelecido pela norma GB 5085.3-2007 que é de 5 mg/L. Além disso, o lixiviado de resíduo de painel CdTe apresentou 4,74 mg/L de Cd, estando 4,74 vezes acima do limite de tolerância. Dessa forma, conforme a norma GB 5085.3-2007, os resíduos de painéis p-Si e CdTe foram classificados como resíduos perigosos. No entanto, os painéis CIGS e a-Si foram classificados, de acordo com estes testes, como não perigosos, visto que os valores das concentrações dos elementos presentes no lixiviado ficaram todos abaixo dos limites de tolerância.

O experimento de Su et al. (2019) foi o único estudo encontrado que consistiu em determinar a toxicidade da lixiviação de PV seguindo o procedimento de extração de resíduos sólidos HJ/T299-2007 - método de ácido sulfúrico e ácido nítrico. Para isso, os autores usaram um painel do tipo CIGS e os materiais, após serem triturados com martelo envolto em filme plástico, foram misturados com 2,00 L de reagente de lixiviação e agitados por 18 horas a 23 °C.

Após a filtragem com filtro 0,22 µm, as concentrações de metais na solução foram determinadas usando ICP-OES. Os resultados mostraram que a concentração de Zn apresentou o maior valor entre todos os metais, o que corrobora com os resultados apresentados na **Tabela 7**. Ademais, nenhuma concentração do CIGS excedeu o limite de tolerância da GB 5085.3-2007, então os módulos CIGS puderam ser definidos como resíduos sólidos não perigosos (SU et al., 2019). Além disso, estes autores realizaram experimentos enterrando painéis em diferentes tipos de solo sintéticos, durante um período de 60 dias, e observaram um aumento nas concentrações de metais no solo à medida que as quantidades de CIGS adicionadas foram aumentadas. Os metais com maiores concentrações nestes solos foram Ga, Zn, Pb, Cu, Ni, In e Cr. Os resultados deste estudo confirmaram que, quando enterrados, os CIGS tem um potencial poluidor diretamente no solo (SU et al., 2019).

Tabela 7. Resultado do ensaio de lixiviação de Painéis Fotovoltaicos de acordo com as normas HJ/T299-2007 e comparação com o respectivo limite de tolerância.

Elemento	p-Si (mg/L)	CdTe (mg/L)	CIGS (mg/L)	a-Si (mg/L)	Limite de tolerância GB 5085.3-2007 (mg/L)
Cu	ND	ND	ND	ND	100
Zn	1,44 ± 0,65	0,28 ± 0,12	9,23 ± 0,54	3,0 ± 0,3	100
Cd	0,09 ± 0,03	4,74 ± 1,33	0,43 ± 0,09	0,09 ± 0,02	1
Pb	7,35 ± 1,48	0,44 ± 0,22	0,03 ± 0,05	0,12 ± 0,06	5
Cr	0,01 ± 0,01	0,13 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0	15
Total Cr	0,01 ± 0,01	0,13 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0	5
Hg	ND	ND	ND	ND	0,1
Ba	0,05 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0	0,04 ± 0,01	100
Ni	ND	ND	ND	ND	5
Ag	ND	ND	ND	ND	5
As	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,02	5
Se	ND	ND	0,13 ± 0,01	ND	1

Nota: ND = Não Detectado.

LOD = Limite de Detecção (ppm): Cu = 0,8; Zn = 0,2; Cd = 0,01; Pb = 0,01; Cr = 0,01; Hg = 0,01; Ba = 0,01; Ni = 0,4; Ag = 0,17; As = 0,02; Se = 0,08.

Foram encontrados outros estudos que utilizaram metodologia própria, diferente das

normas usadas neste trabalho. Alguns destes trabalhos estão descritos na sequência.

Zimmermann et al. (2013) utilizaram células solares de CIGS flexíveis disponíveis comercialmente. Os autores adotaram metodologia própria, a qual não segue nenhuma norma, para tentar demonstrar a lixiviação acelerada dos painéis hipoteticamente descartados em diferentes ambientes. Para isso, experimentos de lixiviação de longa duração foram realizados utilizando fragmentos CIGS (1,5 cm × 3 cm) que foram adicionados a frascos de vidro âmbar de 50 mL limpos com ácido (951,1 ± 22,9 mg de CIGS, triplicados) e 40 mL de modelo de água doce (pH 8,6), água do mar (pH 7,9), e água da chuva ácida (pH 5,0). Os resultados indicaram que CIGS liberaram altas concentrações de Cd (16,7 µg/g PV), Mo (µg/g PV) e Se (9 µg/g PV) após a lixiviação com chuva ácida (ZIMMERMANN et. al, 2013).

Nover et al. (2017) descreve a lixiviação de longo prazo de módulos fotovoltaicos de 5 cm² (obtidos por corte de jato d'água) de quatro tecnologias diferentes: silício cristalino e amorfo, telureto de cádmio e disseleneto de cobre, índio e gálio, em soluções aquosas com pH 3, 7 e 11. Os testes de lixiviação foram realizados em temperatura ambiente, utilizando frascos de polietileno de alta densidade (PEAD) contendo 1000 ml da solução de lixiviação e duas peças modulares da mesma tecnologia, sendo que cada experimento foi realizado em triplicata. Os resultados mostraram que a lixiviação depende do pH e do potencial redox das soluções e aumenta com o tempo (NOVER et al., 2017). Após 360 dias, cerca de 1,4% do chumbo das peças do módulo de silício cristalino e 62% do cádmio das peças do módulo de telureto de cádmio foram lixiviados em soluções ácidas, segundo os mesmos autores. Dessa forma, o estudo destaca a importância do descarte adequado de módulos fotovoltaicos, uma vez que a lixiviação pode liberar substâncias tóxicas no ambiente. Além disso, infere que é apenas uma questão de tempo até que os elementos perigosos sejam liberados no ambiente se os módulos quebrados forem descartados de forma inadequada (NOVER et al., 2017).

Zapf-Gottwick (2015) também utilizou metodologia de lixiviação própria (não adotou normas padronizadas). Utilizou peças de módulo fresadas/moídas de 0,2 mm de tamanho. Os experimentos de lixiviação realizados mostraram que há uma lixiviação significativa de Pb dos módulos de silício cristalino e de Cd dos módulos CdTe. Os estudos de lixiviação nos módulos CdTe indicaram que tanto o Cd quanto o Te não são estáveis em soluções aquosas, com mais de 50% de Cd sendo lixiviado dentro de 56 dias para pH=5, enquanto Te é lixiviado na faixa de 30%, independentemente do pH, e mais de 15% de Pb é lixiviado para pH=6 (ZAPF-GOTTWICK, 2015). Os autores concluem que se os módulos fotovoltaicos não forem descartados adequadamente, há um alto potencial de risco de liberação de substâncias perigosas para o meio ambiente (ZAPF-GOTTWICK, 2015).

5.3 Discussão acerca das normas de lixiviação

É importante notar que as normas de lixiviação de resíduos foram criadas com o objetivo de avaliar o cenário mais realístico possível para resíduos serem classificados como perigosos ou não perigosos. Os métodos de teste avaliam fragmentos pequenos (escala de centímetros), para contabilizar o potencial esmagamento de resíduos por equipamentos de aterro (PANTHI et al., 2021), em contato com alguma solução lixiviante, que pode ser mais ou menos agressiva. Por isso, este estudo buscou seguir estritamente a metodologia das normas NBR 10005, TCLP 1311, EN-12457-2 e HJ/T299-2007 e adotar uma abordagem baseada no princípio da precaução, ou seja, avaliar o pior cenário para riscos ambientais (amostras moídas, e não cortadas, resultando possivelmente em uma maior liberação de contaminantes), ao passo que se fosse mais realista, dentro dos critérios estabelecidos pelas normativas, uma fratura por impacto atenderia a norma. Por isso, os resultados deste trabalho podem ser significativos para gestores de resíduos e responsáveis por políticas ambientais, pois proporcionam uma compreensão mais ampla dos resíduos fotovoltaicos sob perspectivas ambientais.

Na sequência serão discutidos alguns fatores que podem influenciar a lixiviabilidade dos contaminantes presentes em PV como a relação sólido-líquido, pH e granulometria do resíduo e limite de tolerância.

5.3.1 Relação sólido-líquido

Em termos da relação sólido-líquido, é possível verificar que comparativamente, as normas de lixiviação de resíduos sólidos NBR 10005, TCLP 1311 e HJ/T299-2007 têm o mesmo critério proporcional estabelecido em 1:20. Em contrapartida, a norma EN 12457-2 estabelece uma relação sólido-líquido de 1:10, o que pode resultar em maior concentração de metais presentes no lixiviado de resíduos de painéis solares. Dessa forma, em se tratando da relação sólido-líquido, a norma europeia EN 12457-2 é mais criteriosa em relação às demais normas de lixiviação de resíduos utilizadas neste estudo.

5.3.2 pH

É importante destacar que as normas de lixiviação de resíduos sólidos podem ter diferentes soluções que resultam em variados pHs. No início do ensaio, a NBR 10005 e a TCLP

1311 têm pH igual a $4,93 \pm 0,05$, já a solução preparada pela norma HJ/T299-2007 apresenta maior acidez com pH igual a $3,20 \pm 0,05$. No entanto, a norma europeia EN 12457-2 utiliza apenas água deionizada com pH natural ($5 < \text{pH} < 7,5$).

Zapf-Gottwick (2015) relata que quanto menor o pH, maior é a lixiviação de Cd dos módulos de CdTe triturados e também de Pb (anfótero) de módulos de silício cristalino, sendo que essa tendência foi verificada neste estudo, apesar de se tratarem de procedimentos metodológicos diferentes para cada norma. Além disso, Nover et al. (2017) indica que o maior risco de contaminação com metais liberados de módulos fotovoltaicos ocorre em condições ácidas e oxidantes. No entanto, segundo Nover et al. (2017), a quantidade de Se detectada nas lixiviações diminui conforme a redução do pH, sendo essa outra tendência verificada neste estudo, visto que as maiores quantidades de Se encontradas no lixiviado foram obtidas no procedimento realizado conforme a EN 12457-2, que utiliza água deionizada com pH mais elevado do que as demais normas estudadas.

5.3.3 Granulometria

Para realização dos ensaios de lixiviação, as normas NBR 10005, TCLP1311 e HJ/T299 estabelecem a adoção de granulometria inferior a 9,5 mm, ao passo que a norma EN 12457-2 estabelece a adoção de 4 mm. Teoricamente, quanto menor a granulometria, maior será a área superficial em contato com a solução lixiviante e maior a tendência de liberar metais tóxicos para a solução (MUSSON, 2000). Então, nesse sentido a norma europeia se demonstra mais criteriosa em relação às demais.

Para entender melhor a influência da granulometria nos resultados obtidos neste estudo e também saber o quão perto ou distante dos critérios normatizados estavam os PVs utilizados neste trabalho, foi realizada uma separação granulométrica dos quatro tipos de PV após passarem pela cominuição inicial. Na **Figura 35**, é demonstrado o percentual de massa compreendido em cada uma das faixas granulométricas, após aproximadamente 500 gramas de cada tipo de PV terem sido submetidas à cominuição no moinho de martelos com peneira de 9,5 mm. É notório que para todos os painéis a maior quantidade de amostra cominuída encontra-se abaixo de 2 mm. Além disso, as percentagens de massa mais baixas são referentes à faixa granulométrica entre 9,5 mm e 4,75 mm, sendo que todas percentagens ficaram abaixo de 10% para todas as tecnologias estudadas. Dessa forma, há o entendimento de que pelo fato das partículas pequenas estarem presentes em maior quantidade, a lixiviabilidade é favorecida pela maior área superficial dessas partículas, e esse comportamento pode não refletir a real disposição em aterros.

Está análise granulométrica, que é referente à granulometria adotada pelas normas NBR 10005, TCLP1311 e HJ/T299, pode servir para efeito comparativo com a norma europeia EN 12457-2. Visto que, ainda conforme demonstrado na **Figura 35**, o tamanho de partículas se assemelha com o tamanho de partícula abaixo de 4 mm estipulado pela norma EN 12457-2.

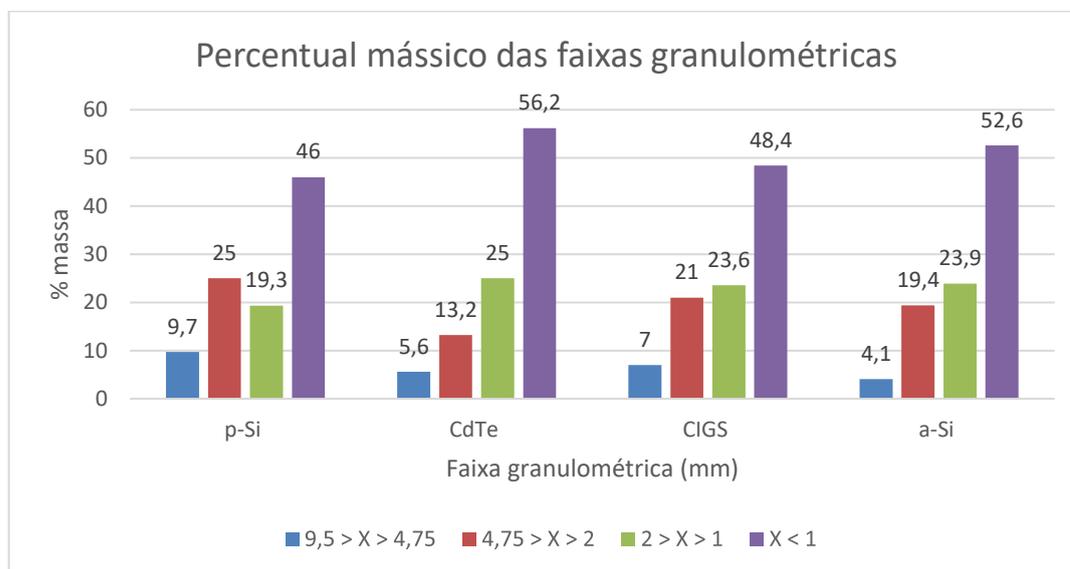


Figura 35. Percentual mássico das faixas granulométricas. Fonte: próprio autor.

5.3.4 Limites de tolerância

O limite de tolerância em uma norma de lixiviação de resíduos sólidos pode ser definido como o valor estabelecido que define os limites aceitáveis de exposição a determinados fatores de risco ambiental. Desse modo, estabelecendo-se um comparativo entre normas para classificação de resíduos perigosos, o valor do limite máximo no lixiviado permitido pela norma NBR 10004, no que se refere aos elementos Pb e Cd, é inferior ao valor da concentração máxima de contaminantes estipulada para a norma TCLP 1311, ou seja, a norma NBR 10004 é mais rígida em relação à TCLP 1311. No entanto, a norma chinesa GB 5085.3-2007 e a diretiva europeia 2003/33/EC levam em consideração maiores quantidades de elementos do que a NBR 10005 e a TCLP 1311, como, por exemplo, Cu, Ni e Zn, embora esses elementos, neste estudo, não tenham excedido os valores permitidos pelas normas.

Dessa forma, é notório que diferentes normas consideraram quantidades diferentes de elementos para classificar um resíduo como perigoso. Porém, os estudos já publicados adotam majoritariamente a norma TCLP 1311 para lixiviação de resíduos sólidos provenientes de módulos fotovoltaicos, a qual avalia menor quantidade de elementos químicos se comparada com as normas europeia e chinesa e possui limites de tolerância, em geral, mais elevados. Sugere-se ainda que

demais elementos tóxicos sejam incluídos em normativas de diferentes países como é o caso do elemento Te, que é considerado um elemento tóxico presente em painéis de CdTe e que não é objetivo de avaliação por nenhuma norma aplicada neste estudo.

5.3.5 Avaliação do gerenciamento de resíduos de módulos fotovoltaicos

Todas as discussões, dados e informações anteriores devem ser consideradas com cautela, pois o risco ambiental real pode ser subestimado ou superestimado por meio de um cenário simulado em laboratório. Porém, este estudo pode contribuir com a gestão de resíduos no que se refere ao aspecto de disposição final adequada de RS. Dessa forma, o descarte indiscriminado de painéis solares quebrados em qualquer estágio de seu ciclo de vida podem representar riscos ao meio ambiente. Por isso, são necessárias políticas e regulamentos rígidos de reciclagem de painéis solares em todo o mundo, bem como substituir os materiais tóxicos por outros não tóxicos.

É fundamental implementar uma política eficiente para administrar os resíduos provenientes dos módulos fotovoltaicos, de modo a assegurar a utilização adequada dos materiais descartados e evitar o seu descarte impróprio. Além disso, essa abordagem também contribui para o estabelecimento ou o crescimento das indústrias de reciclagem de módulos fotovoltaicos, o que traz benefícios sociais ao criar novas oportunidades de emprego.

É fundamental que os painéis solares fotovoltaicos recebam um gerenciamento adequado ao fim de sua vida útil (por meio da reciclagem), não somente para diminuir o impacto dos resíduos no meio ambiente, mas também para prevenir a escassez futura de metais críticos, como In ou Ga. Conforme Nain e Kumar (2020b), diversas partes interessadas apontam a falta de centros de reciclagem, baixa rentabilidade e falta de incentivos para a reciclagem, ausência de regulamentação e baixa conscientização ambiental como algumas das principais barreiras para um gerenciamento seguro do fim de vida útil da energia solar fotovoltaica. Dessa forma, todos países devem adotar medidas políticas apropriadas para gerenciar resíduos fotovoltaicos e, assim, minimizar o potencial de poluição ambiental.

Variadas tecnologias de módulos fotovoltaicos possuem distintos metais e composições, os quais são suscetíveis a mudanças à medida que as pesquisas avançam em relação aos processos de fabricação com o objetivo de aprimorar a eficiência e minimizar o uso de materiais. A adoção de materiais de solda mais modernos e avançados, tais como SnCu, CuSnZn ou SnCuAg pode levar a uma significativa redução no emprego e na emissão de Pb no momento em que os painéis de silício cristalino chegam ao EoL (SONG et al., 2019). Dessa forma, resultados novos podem

constatar que painéis solares mais antigos lixiviam maiores concentrações de metais tóxicos se comparados com módulos desenvolvidos recentemente.

A fim de possibilitar que os fabricantes, proprietários e operadores de usinas fotovoltaicas e outras partes interessadas do setor identifiquem opções adequadas de descarte no final da vida útil, é crucial quantificar com precisão os elementos tóxicos presentes nos módulos fotovoltaicos que possam sofrer lixiviação. Para tanto, é necessário desenvolver um método de remoção de amostra aceitável e garantir a consistência nos tamanhos das partículas da amostra, visando quantificar com precisão e reprodutibilidade os níveis de elementos tóxicos durante os testes padronizados. Além disso, conforme Sinha e Wade (2015) para se ter uma avaliação mais aprofundada dos efeitos desses resíduos, é necessário pesquisas que analisem as peculiaridades locais de exposição desses painéis solares como o destino e o transporte a que os painéis solares estarão submetidos. A partir disso, é possível avaliar a dispersão de metais tóxicos e possíveis transformações químicas que resultem em impactos ambientais (SINHA; WADE, 2015).

Para estimar o potencial de toxicidade de um módulo, segundo Nain e Kumar (2021), os pesquisadores devem focar em testes que reflitam as condições reais de campo, incluindo a taxa de quebra do módulo, fatores de exposição e destino-transporte, bem como as transformações de metais. Além disso, as condições ambientais, idade do aterro e práticas de gerenciamento de resíduos podem variar significativamente em diferentes regiões, afetando o potencial de toxicidade dos painéis fotovoltaicos (PVs) para o meio ambiente e a saúde humana. É importante ressaltar que o limite de tolerância para substâncias tóxicas pode variar em diferentes normas regulatórias, o que pode resultar em classificação de periculosidade diferente para o mesmo material. Por essa razão, alterações no teste regulatório de resíduos existentes, considerando a complexidade dos resíduos fotovoltaicos e seu modo de descarte, devem ser consideradas no futuro.

6. CONCLUSÕES

A caracterização dos painéis fotovoltaicos indicou a presença de diversos metais tóxicos, como As, Pb, Cd, Te e Se na composição dos painéis p-Si, CdTe, CIGS, a-Si, além da presença já conhecida de outros metais base, como o Cu, Al, Sn e Zn. Por isso, para avaliar a possibilidade de lixiviação dos resíduos, especialmente destes metais tóxicos, dos painéis solares após o descarte em fim de vida, foram estudadas as normas brasileira NBR 10005, americana TCLP 1311, europeia EN 12457-2 e chinesa HJ/T299-2007.

Com relação a classificação da toxicidade dos resíduos dos painéis fotovoltaicos, os resultados da avaliação da toxicidade dos resíduos de painéis solares mostram que o painel p-Si foi classificado como perigoso pelas normas NBR 10004, TCLP 1311 e GB 5085.3, devido a níveis excessivos de chumbo (Pb) - concentrações de 8,68 mg/L, 8,68 mg/L e 7,35 mg/L, respectivamente. Além disso, ele também foi considerado perigoso pela EN 12457-2 devido ao excesso de selênio (Se), com uma concentração de 0,1 mg/L. O painel CdTe foi classificado como perigoso em todas as normas analisadas devido aos limites excedidos de cádmio (Cd), com concentrações de 1,01 mg/L (NBR 10005 e TCLP 1311), 1,86 mg/L (EN 12457-2) e 4,74 mg/L (HJ/T299), e também excedeu o limite de selênio (Se) com 0,07 mg/L para EN 12457-2. Por outro lado, os painéis CIGS e a-Si foram identificados como resíduos perigosos apenas de acordo com a norma EN 12457-2, devido aos níveis elevados de selênio (Se) - concentrações de 0,56 mg/L e 0,17 mg/L, respectivamente. Portanto, o descarte inadequado de painéis solares, independentemente da tecnologia, pode resultar na liberação de metais tóxicos no meio ambiente.

Conclui-se também que o mesmo painel pode ser classificado como perigoso em determinado país e no outro não, como é o caso dos painéis CIGS e a-Si. Isso demonstra que seria necessário revisar os testes regulatórios de resíduos em vigor para tentar homogeneizar as metodologias e limites de tolerância adotados pelas principais normas de lixiviação e classificação de resíduos sólidos.

Também podemos concluir, que independente do tipo de painel e da norma utilizada, é prudente não descartar painéis solares em conjunto com RSU, já que todas as tecnologias analisadas neste trabalho possuem em sua composição um, ou mais, metais tóxicos.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nas lacunas identificadas neste trabalho, sugere-se estudar e aprofundar as seguintes questões:

- (1) Realizar ensaios de lixiviação conforme outras normas de lixiviação padronizadas não abordadas neste trabalho.
- (2) Analisar os módulos fotovoltaicos submetidos a testes de lixiviação com base na mesma granulometria.
- (3) Continuação de estudos baseados na toxicidade ambiental, bem como a adoção de testes complementares em condições realistas de disposição, para melhor representação dos possíveis riscos ambientais.
- (4) Desenvolvimento de uma nova metodologia mais realística para avaliar os reais danos ao meio ambiente que o descarte de painéis fotovoltaicos pode ocasionar.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRELPE. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2021**. 19ª edição. São Paulo, 2021. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>. Acesso em: 20 dez. 2021.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro-RJ, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro-RJ, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10005: Lixiviação de Resíduos - Procedimento. Rio de Janeiro-RJ, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10006: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro-RJ, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10007: Amostragem de resíduos. Rio de Janeiro-RJ, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10157: Aterros de resíduos perigosos - Critérios para projeto, construção e operação. Rio de Janeiro-RJ, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 12235: Armazenamento de resíduos sólidos perigosos. Rio de Janeiro-RJ, 1992.
- BEZERRA, F. D. Energia Solar Fotovoltaica. **Caderno Setorial ETENE**, v. 3, n. 57, p. 1 – 18, 2018.
- BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 2010.
- CAMARGO, P. S. S. **Reciclagem de Módulos Fotovoltaicos de Silício Cristalino: Separação e Concentração de Materiais**. 2021. 170f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2021.
- CASSA, V. L.; RODRIGUES, G. C.; PEIXOTO, V. D.; BERNINI, D. S. D. **Análise da Expansão da Energia Solar Fotovoltaica no Brasil**. 2019.
- COALITION, Silicon Valley Toxics. Toward a just and sustainable solar energy industry. **San Jose**, v. 400, 2009.
- CODE OF FEDERAL REGULATIONS. 40 CFR §261.24. Toxicity characteristic. United States of America. Disponível em: <https://www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-I/part-261/subpart-C/section-261.24>. Acesso em: 19 jun. 2023.
- COELHO, T. F.; SERRA, J. C. V. Tecnologias para Reciclagem de Sistemas Fotovoltaicos: Impactos Ambientais. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 15, n. 7, 2018.

COLLINS, Mary Kayla; ANCTIL, Annick. Implications for current regulatory waste toxicity characterisation methods from analysing metal and metalloid leaching from photovoltaic modules. **International journal of sustainable energy**, v. 36, n. 6, p. 531-544, 2017.

CONSERVATION, Resource; ACT, Recovery. 42 USC § 6901 et seq.(1976), 1976 (United States of America).

COUNCIL, E. U. Council Decision 2003/33/EC of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC. Official Journal of the European Communities, v. 16, n. 2003, p. L11, 2003.

COUNCIL, E. U. Council Decision 2003/33/CE, establishing criteria and procedure for the acceptance of waste at landfill pursuant to Article 16 and Annex n to Directive 1999/31/CE. Official Journal of European Communitiesof, v. 16, 2003.

CRUZ, F. T.; ISIDORO, M. H.; FERNANDES, I. S. Descarte, reciclagem e logística reversa: Análise do fim de vida útil dos painéis fotovoltaicos. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 9, p. 73294-73309, 2020.

CYRS, W. D.; AVENS, H. J.; CAPSHAW, Z. A.; KINGSBURY, R. A.; SAHMEL, J.; TVERMOES, B. E. Landfill waste and recycling: Use of a screening-level risk assessment tool for end-of-life cadmium telluride (CdTe) thin film photovoltaic (PV) panels. **Energy Policy**, v. 68, n. May, p. 524–533, 2014.

DE CASTRO, Nivalde; DANTAS, Guilherme. Experiências internacionais em geração distribuída: motivações, impactos e ajustes. **Rio de Janeiro: Publít Soluções Editoriais**, p. 1-442, 2018.

DIAS, P.R., 2015. **Caracterização e Reciclagem de Materiais de Módulos Fotovoltaicos (Painéis Solares)**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Programa de Pós-Graduação de Minas, Metalúrgica e de Materiais.

DIRECTIVE, E. C. Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment, WEEE. Official Journal of the European Union L, v. 197, p. 38-71, 2012.

DIRECTIVE, E. C. et al. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. Official Journal of the European Union L, v. 312, n. 3, p. 22, 2008.

EN, British Standard. 12457-2, Characterisation of Waste–Leaching–Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges. British Standard, UK, 2002.

EPE. **Balanco Energético Nacional (BEN):** Ano Base 2017. Rio de Janeiro: EPE, 2018, 296p.

EPE. **Balanco Energético Nacional (BEN):** Ano Base 2020. Rio de Janeiro: EPE, 2021, 298p.

EPE. **Balanco Energético Nacional (BEN):** Ano Base 2021. Rio de Janeiro: EPE, 2022.

EU, Directive. 19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment (WEEE)(recast). Official Journal of the European Union, v. 55, p. 38, 2012.

- EUROPE, Solar Power. Global Market Outlook For Solar Power 2022-2026. **Sol. Power Eur**, 2022.
- FRAUNHOFER, **Photovoltaics Report**, Freiburg, Germany, 2022. <https://www.ise.fraunhofer.de/content/dam/ise/de/documents/publications/studies/Photovoltaics-Report.pdf>
- GHIZONI, J. P. **Sistemas Fotovoltaicos: Estudo sobre reciclagem e logística reversa para o Brasil**. 2016. 77f. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016.
- GOBBI, L. F. **Política Nacional de Resíduos Sólidos no Estado do Paraná**. 2017. 238f. Tese (Doutorado em Administração Pública e Governo). Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getúlio Vargas. São Paulo, 2017.
- GOE, Michele; GAUSTAD, Gabrielle. Strengthening the case for recycling photovoltaics: An energy payback analysis. **Applied Energy**, v. 120, p. 41-48, 2014.
- HJ/T299. Toxicidade de lixiviação de resíduos sólidos método de lixiviação ácido sulfúrico método ácido nítrico. 2007.
- Identification standards for hazardous wastes – Identification for extraction toxicity, National Standard of China (2007) GB 5085. 3-2007.
- IEA. International Energy Agency. **World Energy Outlook 2022/ Energy Efficiency 2022**, IEA, Paris, 2022.
- IEA. International Energy Agency. **World Energy Outlook 2018/ Energy Efficiency 2018**, IEA, Paris, 2018.
- IRENA – International Renewable Energy Agency; IEAPVPS – International Energy Agency Photovoltaics Power Systems Programme. **End of life management: solar photovoltaics panels**. Relatório IRENA e IEA–PVPS, 2016.
- KASTANAKI, E.; GIANNIS, A. Energy decarbonisation in the European Union: Assessment of photovoltaic waste recycling potential. **Renewable Energy**, v.1, n. 192, p. 1-13, 2022.
- KILGO, M. Kayla et al. Metal leaching from Lithium-ion and Nickel-metal hydride batteries and photovoltaic modules in simulated landfill leachates and municipal solid waste materials. **Chemical Engineering Journal**, v. 431, p. 133825, 2022.
- LANA, T. R.; SILVA JÚNIOR, J. A.; SILVA, M. S.; TALARICO, M. **Energia Solar Fotovoltaica: Revisão Bibliográfica**. 2021.
- LEITE, Nirlania Diógenes et al. **Lixões, aterros controlados e aterros sanitários: o que mudou no Brasil após a publicação da Lei Federal 12.305/2010**. 2019.
- LIMA, P. G. et al. **Avaliação de um aterro sanitário por meio do índice de qualidade de resíduos sólidos**. Revista brasileira de engenharia de biosistemas, v. 11, n. 1, p. 88-106, 2017.
- LIU, Fan-Wei et al. High-yield recycling and recovery of copper, indium, and gallium from waste

- copper indium gallium selenide thin-film solar panels. **Solar Energy Materials and Solar Cells**, v. 241, p. 111691, 2022.
- LIU, Xin-li et al. Corrosion behavior of porous Ti₃SiC₂ in nitric acid and aqua regia. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 27, n. 3, p. 584-590, 2017.
- LUZ, Andréia Marega. **Gestão de Resíduos Sólidos**. Londrina: Educacional S.A, 2018.
- MACHADO, Carolina T.; MIRANDA, Fabio S. Energia Solar Fotovoltaica: uma breve revisão. **Revista virtual de química**, v. 7, n. 1, p. 126-143, 2015.
- MAIA, A. G. F.; GUERRA, F. K. O. M. V. **Avaliação do potencial de conservação de energia a partir do descarte de módulos fotovoltaicos**, Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, Brasil, 2021.
- MALANDRINO, O.; SICA, D.; TESTA, M.; SUPINO, S. Policies and Measures for Sustainable Management of Solar Panel End of Life in Italy. **Sustainability**, v. 9, n. 4, 2017.
- MIRANDA, R. T.; LEANDRO, F. S.; SILVA, T. C. Gestão do fim de vida de módulos fotovoltaicos. 2019. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 8, n.1, p.364-383, 2019.
- MIRANDA, R. S. **Análise da gestão de fim de vida de módulos fotovoltaicos, utilizando o estudo de Análise do Ciclo de Vida (ACV) para comparar os impactos de duas estratégias de gestão de fim de vida**. 2019. 122f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia de Energia). Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, 2019.
- MENDES, H. M. R. **Análise de experiências internacional como a Logística Reversa de Eletroeletrônicos: Comparação com a realidade brasileira**. 2017. 165f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental e Sustentabilidade). Universidade Nove de Julho. São Paulo, 2017.
- MMA, 2020. Decreto Nº 10.240 de 12 de fevereiro de 2020 - Sistemas de logística reversa de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico e seus componentes., Sistema Nacional de Informações Sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- MORALES, Oswaldo Morales et al. **Construção e caracterização de células solares de filmes finos de CdS e CdTe**. Ilha Solteira-SP: Dissertação apresentada a Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Engenharia, 2011.
- MOSKOWITZ, P. D.; FTHENAKIS, Vasilis M. Environmental, health and safety issues associated with the manufacture and use of II–VI photovoltaic devices. **Solar cells**, v. 30, n. 1-4, p. 89-99, 1991.
- MUSSON, Stephen E. et al. Characterization of lead leachability from cathode ray tubes using the toxicity characteristic leaching procedure. **Environmental science & technology**, v. 34, n. 20, p. 4376-4381, 2000.
- NAIN, Preeti; KUMAR, Arun. A state-of-art review on end-of-life solar photovoltaics. **Journal of Cleaner Production**, p. 130978, 2022.
- NAIN, Preeti; KUMAR, Arun. Understanding metal dissolution from solar photovoltaics in MSW leachate under standard waste characterization conditions for informing end-of-life photovoltaic waste

management. **Waste Management**, v. 123, p. 97-110, 2021.

NAIN, Preeti; KUMAR, Arun. Ecological and human health risk assessment of metals leached from end-of-life solar photovoltaics. **Environmental pollution**, v. 267, p. 115393, 2020a.

NAIN, Preeti; KUMAR, Arun. Initial metal contents and leaching rate constants of metals leached from end-of-life solar photovoltaic waste: an integrative literature review and analysis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 119, p. 109592, 2020b.

NAIN, Preeti; KUMAR, Arun. Understanding the possibility of material release from end-of-life solar modules: A study based on literature review and survey analysis. **Renewable Energy**, v. 160, p. 903-918, 2020c.

NOVER, Jessica et al. Long-term leaching of photovoltaic modules. **Japanese Journal of Applied Physics**, v. 56, n. 8S2, p. 08MD02, 2017.

OLIVEIRA, A. L. S. **O Desenvolvimento Sustentável: Um Estudo sobre Sistemas de Energia Solar Fotovoltaica**. 2021. 73f. Monografia (Graduação em Economia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2021.

OLIVEIRA, E. V. **Processos de reciclagem de módulos fotovoltaicos de primeira geração**. 2021. 74f. Monografia (Graduação em Engenharia de Energias Renováveis). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2021.

PAIANO, Annarita. Photovoltaic waste assessment in Italy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 41, p. 99-112, 2015.

OLIVEIRA, H. E. Tecnologia Fotovoltaica em filmes finos (películas delgadas). **Universidade Federal de Lavras, Brasil**, 2008.

PANTHI, Gayatri et al. Leaching potential of chemical species from real perovskite and silicon solar cells. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 149, p. 115-122, 2021.

PEREIRA, E. B.; MARTINS, F. R.; GONÇALVES, A. R.; COSTA, R. S.; LIMA, F. L.; RÜTHER, R.; ABREU, S. L.; TIEPOLO, G. M.; PEREIRA, S. V.; SOUZA, J. G. **Atlas brasileiro de energia solar**. 2.ed. São José dos Campos: INPE, 2017. 80p.

PEREIRA, N. X. **Desafios e perspectivas da Energia Solar Fotovoltaica no Brasil: Geração Distribuída vs Geração Centralizada**. 2019. 86f. Dissertação (Mestrado em Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental). Universidade Estadual Paulista "JÚLIO DE MESQUITA FILHO". Sorocaba, 2019.

PEREIRA, J. W. C. **CÉLULAS SOLARES SENSIBILIZADAS POR CORANTES NATURAIS: ESTUDO DE CASO COM PIGMENTOS ORGÂNICOS TROPICAIS**. 2019. 76 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós Graduação em Engenharia de Biossistemas, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2019.

PETROLI, Pedro Amado; CAMARGO, Priscila Silva Silveira; ANJOS, Israel Silva dos; VEIT, Hugo Marcelo. **Avaliação da periculosidade de resíduos de módulos fotovoltaicos por meio da norma brasileira NBR 10004**. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIA PARA O MEIO AMBIENTE, 7., 2023, Bento Gonçalves. Anais do 7º Congresso Internacional de Tecnologia para o

Meio Ambiente. Bento Gonçalves: Fiema, 2023. Disponível em: <https://siambiental.ucs.br/congresso/anais/trabalhosTecnicos?ano=2023>. Acesso em: 19 jun. 2023.

PETTER, P. M. H.; VEIT, Hugo M.; BERNARDES, Andréa M. Evaluation of gold and silver leaching from printed circuit board of cellphones. **Waste management**, v. 34, n. 2, p. 475-482, 2014.

PINHO, J. T.; GALDINO, M. A. **Manual de Engenharia para Sistemas Fotovoltaicos**. Ed. Revisada e Atualizada. Rio de Janeiro: CEPEL, 2014. 530 p.

RAMOS-RUIZ, Adriana et al. Leaching of cadmium and tellurium from cadmium telluride (CdTe) thin-film solar panels under simulated landfill conditions. **Journal of hazardous materials**, v. 336, p. 57-64, 2017.

RODRIGUES, C. K. P.; CARMINATI, T. W.; SILVA, D. C. **Energia Fotovoltaica: Legislação e Incentivos pelo mundo e como impactam o Brasil**. 2021. 31f. Artigo Científico (Graduação em Engenharia Elétrica). Centro Universitário Academia. Rio de Janeiro, 2021.

SAVVILOTIDOU, Vasiliki; ANTONIOU, Alexandra; GIDARAKOS, Evangelos. Toxicity assessment and feasible recycling process for amorphous silicon and CIS waste photovoltaic panels. **Waste management**, v. 59, p. 394-402, 2017.

SHARMA, Hari Bhakta et al. Evaluation of heavy metal leaching under simulated disposal conditions and formulation of strategies for handling solar panel waste. **Science of The Total Environment**, v. 780, p. 146645, 2021.

SICA, D.; MALANDRINO, O.; SUPINO, S.; TESTA, M.; LUCCHETTI, M C. Management of endoflife photovoltaic panels as a step towards a circular economy. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 82, n. 3, p. 2934–2945, 2018.

SILVA, E. F. S. **Energia Solar Fotovoltaica em prédios públicos: Uma vitrine para a sociedade**. 2018. 165f. Dissertação (Mestrado em Ciências Mecânicas). Universidade de Brasília. Brasília, 2018.

SILVA, I. B.; PINHEIRO, R.; AMERICANO, I.; THOMAS, H. Y.; OLIVEIRA, K. C. **Materiais aplicados à geração de energia solar em edificações**. In: VII Congresso Brasileiro de Energia Solar, v. 1, n. 1, p. 1-8, 2018.

SINHA, Parikhit; WADE, Andreas. Assessment of leaching tests for evaluating potential environmental impacts of PV module field breakage. **IEEE Journal of Photovoltaics**, v. 5, n. 6, p. 1710-1714, 2015.

SOARES, A. P. F. **Desenvolvimento Sustentável e Gestão Socioambiental Empresarial: Uma abordagem crítica sobre as concepções políticas e práticas da sustentabilidade no mundo corporativo**. 2016. 105 f. Tese (Doutora em Administração de Empresas). Fundação Getúlio Vargas – Escola de Administração de Empresas de São Paulo. São Paulo, 2016.

SONG, Hyung-Jun et al. Conductive paste assisted interconnection for environmentally benign lead-free ribbons in c-Si PV modules. **Solar Energy**, v. 184, p. 273-280, 2019.

STEINER, K. H. **Estudo sobre o impacto ambiental decorrente da utilização e descarte de placas fotovoltaicas**. 2020. Monografia (Graduação em Engenharia Elétrica). Universidade do Sul de Santa Catarina, Tubarão, 2020.

SU, L. C. et al. Release of metal pollutants from corroded and degraded thin-film solar panels extracted by acids and buried in soils. **Applied Geochemistry**, v. 108, p. 104381, 2019.

SUNR. **Reciclagem Fotovoltaica**. Disponível em: <https://sunr.com.br/>. Acesso em: 23 fev. 2023.

TAMIZHMANI, G. et al. Evaluating PV module sample removal methods for TCLP testing. In: **2018 IEEE 7th World Conference on Photovoltaic Energy Conversion (WCPEC)(A Joint Conference of 45th IEEE PVSC, 28th PVSEC & 34th EU PVSEC)**. IEEE, 2018. p. 2610-2615.

TOLMASQUIM, M. T. **Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica**. Rio de Janeiro: EPE, 2016. 452 p.

TONHOLI, F. **Ciclo de Vida de Painéis Fotovoltaicos: Recuperação do vidro como alternativa ao descarte**. 2021. 75f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Pato Branco, 2021.

US EPA, Method 1311, Toxicity Characteristics Leaching Procedure, United States Environmental Protection Agency, USA, 1992.

VARGAS, Carlos; CHESNEY, Marc. End of life decommissioning and recycling of solar panels in the United States. A real options analysis. **Journal of Sustainable Finance & Investment**, v. 11, n. 1, p. 82-102, 2021.

VEIT, Hugo Marcelo et al. Recovery of copper from printed circuit boards scraps by mechanical processing and electrometallurgy. **Journal of hazardous materials**, v. 137, n. 3, p. 1704-1709, 2006.

VILLALVA, M. G.; GAZOLI, J. R. **Energia solar fotovoltaica: Conceitos e aplicações**. 1. ed. São Paulo: Érica, 2017. 225 p.

VILLALVA, Marcelo. **Filmes finos CIGS: uma alternativa ao silício cristalino**. 2020. Disponível em: <https://canalsolar.com.br/filmes-finos-cigs-uma-alternativa-ao-silicio-cristalino/>. Acesso em: 31 jul. 2023.

WECKEND, Stephanie; WADE, Andreas; HEATH, Garvin A. **End of life management: solar photovoltaic panels**. National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States), 2016.

WILL, S. K. J. **Gerenciamento dos Resíduos Eletroeletrônicos no Instituto Federal Fluminense campus Campos dos Goytacazes – Centro**. 2016. 153f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2018.

XU, Yan et al. Global status of recycling waste solar panels: A review. **Waste management**, v. 75, p. 450-458, 2018.

YANG, R. L. **Estimação da taxa de desempenho de sistemas fotovoltaicos conectados à rede com diferentes tecnologias no estado do Paraná**. 2020. 163f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Energia). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2020.

ZAPF-GOTTWICK, Renate et al. Leaching hazardous substances out of photovoltaic modules. **Int. J. of Advanced Applied Physics Research**, v. 2, n. 2, p. 7-14, 2015.

ZENG, Chao et al. Cadmium telluride (CdTe) and cadmium selenide (CdSe) leaching behavior and surface chemistry in response to pH and O₂. **Journal of Environmental Management**, v. 154, p. 78-85, 2015.

ZHANG, L.; CHANG, S.; WANG, Q.; ZHOU, D. Projection of Waste Photovoltaic Modules in China Considering Multiple Scenarios, **Sustainable Production and Consumption**, v. 1, n. 33, p. 412-424, 2022.

ZIMMERMANN, Yannick-Serge et al. Thin-film photovoltaic cells: long-term metal (loid) leaching at their end-of-life. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 22, p. 13151-13159, 2013.