U.PORTO

FEUP FACULDADE DE ENGENHARIA UNIVERSIDADE DO PORTO

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE 2016/2017

AVALIAÇÃO DO PERFIL AMBIENTAL DO PROCESSO DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS HOSPITALARES DO GRUPO IV POR INCINERAÇÃO

CATARINA SEABRA CACHEIRA

Dissertação submetida para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

Presidente do Júri: Cidália Maria de Sousa Botelho
(Professora Auxiliar do Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto)

Orientador académico: Sílvia Cardinal Pinho
(Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto)

Coorientador académico: Belmira de Almeida Ferreira Neto
(Professora Auxiliar do Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto)

Julho, 2017

“Do not go gentle into that good night.

Rage, rage against the dying of the light.”

- Dylan Thomas

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço às orientadora e coorientadora da minha dissertação, a professora Sílvia Pinho e a professora Belmira Neto, respetivamente, pela disponibilidade e dedicação que sempre dispuseram para me ajudar em todo o trabalho.

Quero também agradecer à Eng.ª Helena Dias pela visita guiada que se disponibilizou a fazer às instalações do Hospital de São João e pelos dados fornecidos essenciais à realização deste trabalho, e agradeço ao Dr. André Sardinha por ter agendado a visita.

Deixo também um agradecimento à Eng.ª Fátima Gonçalves do SUCH por todos os dados fornecidos acerca do CIVTRHI sem os quais também não teria sido possível a realização desta dissertação.

A todos os docentes, técnicos de laboratório e pessoal não-docente da Universidade do Porto (principalmente FEUP) com os quais me cruzei ao longo do meu percurso académico deixo também um agradecimento pela formação, disponibilidade e simpatia. Ao pessoal do meu ano e de outros anos deixo um agradecimento especial, pelo bem e pelo mal. Um agradecimento mais que especial à Margarida e ao Frederico, e a mais alguns que eles próprios sabem quem são, pelo companheirismo e amizade ao longo de todo o curso. Foram essenciais para a minha formação académica e pessoal!

Aos meus amigos do coração que me acompanham há quase uma década, o meu Gang da Boa Nova versão 1.0 - Natália, Filipa, Vera, Daniel, Inês e Alexandra - e também todos os restantes representantes das versões mais recentes: porque a distância nunca sairá vencedora, muito obrigada pela amizade, por tudo!

Um agradecimento a toda a minha família por todo o amor que sempre me deram e que continua, ao jeito de cada um. Ao Tiago, por todo o amor e apoio em todos os aspetos da vida! À família do Tiago deixo o agradecimento por todo o carinho. E aos meus pais deixo o maior agradecimento de todos, por tudo o que fazem e fizeram por mim, espero retribuir sempre da melhor forma!

Este trabalho foi em parte financiado pelos Projetos:

(i) POCI-01-0145-FEDER-006939 (Laboratório de Engenharia de Processos, Ambiente, Biotecnologia e Energia, UID/EQU/00511/2013) financiado pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER), através do COMPETE2020 – Programa Operacional Competitividade e Internacionalização (POCI) e por fundos nacionais através da Fundação para a Ciência e a Tecnologia I.P.

(ii) NORTE-01-0145-FEDER-000005 – LEPABE-2-ECO-INNOVATION, financiado pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER), através do COMPETE2020 – Programa Operacional Competitividade e Internacionalização (POCI) e Programa Operacional Regional do Norte (NORTE2020)



RESUMO

A adequada gestão dos resíduos é um procedimento de extrema importância para o ambiente e para a saúde humana, e dada a perigosidade que os resíduos hospitalares (RH) representam, a importância da sua gestão é ainda mais significativa.

O objetivo deste trabalho passa por avaliar o perfil ambiental do tratamento de RH do grupo IV por incineração. Existem várias ferramentas que podem auxiliar nessa avaliação. A ferramenta utilizada para este trabalho foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Para este trabalho foram escolhidos dois sistemas de estudo: processo de incineração sem recuperação de energia (caso real) e processo de incineração com uma recuperação de energia de 30 %. Ambos os sistemas incluem as operações necessárias à gestão dos RH do grupo IV, desde o local de produção (recolha e acondicionamento), passando pelo transporte, tratamento por incineração e deposição final dos produtos resultantes da incineração. A unidade funcional (UF) escolhida para o estudo de ACV foi de 1 tonelada de RH do grupo IV por tratar. A Avaliação do Ciclo de Vida foi realizada usando o software SimaPro 8.3.0.0 e as bases de dados ecoinvent (versão 3.3) e ELCD. O método escolhido para a avaliação de impacte ambientais – passo de caracterização – foi o ReCiPe Midpoint (H).

Para cada sistema foram retiradas conclusões sobre qual a etapa que mais contribui positiva ou negativamente para o ambiente. Adicionalmente foi realizada uma análise comparativa entre os dois sistemas para cada uma das categorias de impacte. Em ambos os sistemas, os valores obtidos para as categorias de impacte de cada etapa são semelhantes. Conclui-se que as etapas de recolha e acondicionamento, incineração e deposição em aterro RINP são as que apresentam a maior contribuição para um número maior de categorias de impacte. Comparando os sistemas, o cenário estudado que envolve o processo de incineração de RH do grupo IV com recuperação de energia apresenta um melhor perfil ambiental quando comparado com o sistema existente. No entanto, para as condições de análise, mais especificamente em relação às fronteiras avaliadas, constata-se que a diferença entre os valores obtidos para os dois sistemas é pequena.

Palavras-chave: Resíduos Hospitalares, Gestão dos Resíduos Hospitalares, Incineração, Recuperação de Energia, Avaliação do Ciclo de Vida

ABSTRACT

An appropriate waste management is essential for the environment and the human health, and given the hazardousness of the healthcare waste (HCW), their management is even more important.

The aim of this dissertation is to evaluate the environmental impacts of the treatment of group IV HCW by incineration. From the multiple available tools to make this sort of evaluation, the one used in this dissertation was Life Cycle Assessment (LCA).

In this work, two systems were studied: incineration of HCW without energy recovery (actual case) and incineration of HCW with energy recovery efficiency of 30 %. In both systems, all the HCW management is taken into account, from segregation and storage, to treatment and final disposal, including its transportation. The functional unit (FU) for the LCA study was 1 tonne of group IV HCW generated. The database used in this study was ecoinvent and ELCD. The software used in this analysis was SimaPro 8.3.0.0, and the characterisation model was ReCiPe Midpoint (H).

In each system, the management step which showed more environmental impacts was identified, and then a comparative analysis between the two systems was made. In both systems, the impacts of each management step were very similar, being the steps of segregation and storage, incineration, and disposal in non-hazardous industrial waste landfill the ones that presented the biggest contributions in the majority of the environmental impacts. Comparing the two systems, the scenario which includes the energy recovery process proved to be the one that presented a better environmental impact profile. However, the difference between the values of the two systems is small.

Keywords: Healthcare Waste, Healthcare Waste Management, Incineration, Energy Recovery, Life Cycle Assessment

ÍNDICE

1 Introdução 1

1.1 Relevância do Estudo 1

1.2 Objetivos 2

1.3 Estrutura da Dissertação 3

2 Estado da Arte 5

2.1 Resíduos Hospitalares 5

2.1.1 Gestão dos Resíduos Hospitalares 8

2.2 Tecnologias de Tratamento 12

2.2.1 Processos térmicos 13

2.2.2 Processos químicos 15

2.2.3 Processos por radiação 15

2.2.4 Processos biológicos 15

2.2.5 Processos mecânicos 16

2.3 Incineração 17

2.3.1 Incinerador de câmara dupla com defeito de ar 18

2.3.2 Incinerador modular com excesso de ar 19

2.3.3 Forno rotativo 20

2.3.4 Produtos resultantes 21

2.4 Avaliação do Ciclo de Vida 25

2.4.1 As fases da ACV 25

2.4.2 Limitações da ferramenta 28

2.4.3 Métodos de caracterização, bases de dados e software 28

2.4.4 Exemplos de estudos sobre Incineração e RH 30

3 Caso de Estudo 33

3.1 Unidade Hospitalar 33

3.2 Unidade de Tratamento 36

4 Implementação da ACV 39
4.1 Avaliação do Ciclo de Vida do Tratamento de RH por Incineração 39
4.2 Objetivo e Âmbito do Estudo 39
4.2.1 Definição do Objetivo 39
4.2.2 Definição do Âmbito 40
4.3 Análise de Inventário 43
4.4 Avaliação de Impacte do Ciclo de Vida 49
4.4.1 Resultados obtidos: caso real e cenário 1 49
4.5 Interpretação do Ciclo de Vida 52
4.5.1 Comparação entre os dois sistemas 57
4.5.2 Comparação com outros estudos de ACV 59
5 Conclusão 61
6 Considerações para Trabalho Futuro 63
7 Referências Bibliográficas 65

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 - Quantidade de resíduos produzidos e tratados em Portugal nos anos 2010, 2012 e 2014 (Eurostat) 1
Figura 2.1 - Esquema simplificado da gestão de resíduos hospitalares 8
Figura 2.2 - Exemplo de um incinerador de dupla câmara com controlo de ar. Adaptado de Diaz, Savage e Eggerth 2005 19
Figura 2.3 - Exemplo de um incinerador modular com excesso de ar, em forma de "U". Adaptado de Lee e Huffman 1996 20
Figura 2.4 - Esquema de um forno rotativo com câmara de pós-combustão. Adaptado de CE 2006 21
Figura 2.5 - Fases do estudo de ACV. Adaptado de ISO 2006a 25
Figura 3.1 - Circuito interno dos RH do grupo IV no HSJ e circuito externo 34
Figura 3.2 - Da esquerda para a direita: recipientes de 7 litros para resíduos cortantes e perfurantes, contentores de uso único e contentores de uso múltiplo 35
Figura 3.3 - Localização do CIVTRHI 36
Figura 3.4 - Edifício do CIVTRHI 37
Figura 3.5 - Forno de incineração com câmara de pós-combustão, com realce de uma das portas do forno 37
Figura 3.6 - Lado esquerdo – escórias formadas durante o processo; lado direito – saco big-bag com cinzas volantes após o tratamento de gases 38
Figura 3.7 - Produtos usados no processo de tratamento de gases 38
Figura 4.1 - As fronteiras dos sistemas de ACV 42
Figura 4.2 - Fluxos de entrada e saída da etapa de recolha e acondicionamento 44
Figura 4.3 - Fluxos de entrada e saída da etapa de incineração e tratamento de emissões gasosas (dados do CIVTRHI) 45
Figura 4.4 - Fluxos considerados na etapa de lavagem e secagem de contentores 47
Figura 4.5 - Contribuições ambientais de cada etapa do caso real, para cada categoria de impacte 52
Figura 4.6 - Contribuições ambientais de cada etapa do cenário 1, para cada categoria de impacte 53
Figura 4.7 - Comparação entre os dois sistemas, para cada categoria de impacte 57
Figura 4.8 - Comparação entre as duas etapas de incineração, para cada categoria de impacte 58

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Classificação dos resíduos hospitalares em Portugal. Adaptado de Despacho nº 242/96 de 13 de agosto do Ministério da Saúde 1996 6
Tabela 2.2 - Correspondência entre a classificação portuguesa dos RH e a classificação de acordo com a LER 7
Tabela 4.1 - Inventário da etapa de recolha e acondicionamento 44
Tabela 4.2 - Inventário da etapa de incineração e tratamento de emissões gasosas (dados CIVTRHI) 46
Tabela 4.3 - Inventário da etapa de lavagem e secagem de contentores 47
Tabela 4.4 - Categorias de impacte selecionadas, unidades e áreas de proteção (endpoint) da metodologia ReCiPe Midpoint (H) (Goedkoop et al. 2013) 49
Tabela 4.5 - Resultados obtidos do estudo de ACV para todas as etapas do caso real: Processo de Incineração sem Recuperação de Energia 50
Tabela 4.6 - Resultados obtidos do estudo de ACV para todas as etapas do cenário 1: Processo de Incineração com Recuperação de Energia 51
Tabela 4.7 - Principais causas dos impactes de cada etapa em cada categoria, para os dois sistemas 54

LISTA DE ABREVIATURAS

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

AICV – Avaliação de Impacte do Ciclo de Vida

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

CCI – Centro Comum de Investigação

CE – Comissão Europeia

CFC – Clorofluorcarboneto

CIVTRHI – Centro Integrado de Valorização e Tratamento de Resíduos Hospitalares e Industriais

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

DGS – Direção-Geral da Saúde

DGV – Direção-Geral de Veterinária

DSAO – Divisão de Saúde Ambiental e Ocupacional

DSPDPS – Direção de Serviços de Prevenção da Doença e Promoção da Saúde

EIA – Estudo de Impacte Ambiental

HCWH – *Health Care Without Harm*

HSJ – Hospital de São João

IAS – Instituto para o Ambiente e Sustentabilidade

ICV – Inventário do Ciclo de Vida

INE – Instituto Nacional de Estatística

ISO – *International Organization for Standardization*

LER – Lista Europeia de Resíduos

NMVOC – *Non-methane Volatile Organic Compound(s)*

OMS – Organização Mundial de Saúde (*WHO – World Health Organization*)

PAH – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (*Polycyclic Aromatic Hydrocarbon*)

PCDD – Dibenzodioxinas Policloradas (*Polychlorinated Dibenzodioxins*)

PCDF – Dibenzofuranos Policlorados (*Polychlorinated Dibenzofurans*)

PERH – Plano Estratégico dos Resíduos Hospitalares

PM – *Particulate matter*

PP – Polipropileno

PVC – Policloreto de Vinilo (*Polyvinyl Chloride*)

RH – Resíduos Hospitalares

RINP – Resíduos Industriais Não Perigosos

RIP – Resíduos Industriais Perigosos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

STAATT – *State and Territorial Association on Alternate Treatment Technologies*

SUCH – Serviço de Utilização Comum dos Hospitais

UE – União Europeia

UF – Unidade Funcional

1 INTRODUÇÃO

1.1 Relevância do Estudo

A gestão de resíduos, com o passar do tempo, foi-se tornando mais complexa, e sendo um tema que envolve toda a sociedade, é importante que este nunca deixe de ser discutido. É possível verificar, a partir da Figura 1.1, baseada nos dados do Eurostat, que em Portugal a quantidade de resíduos produzidos foi, em 2010, 2012 e 2014, sempre mais elevada que a quantidade de resíduos tratados. O mesmo se verifica na União Europeia (Eurostat). Pode-se concluir, então, que ainda há muito a fazer no que toca a encontrar soluções para a gestão de resíduos.

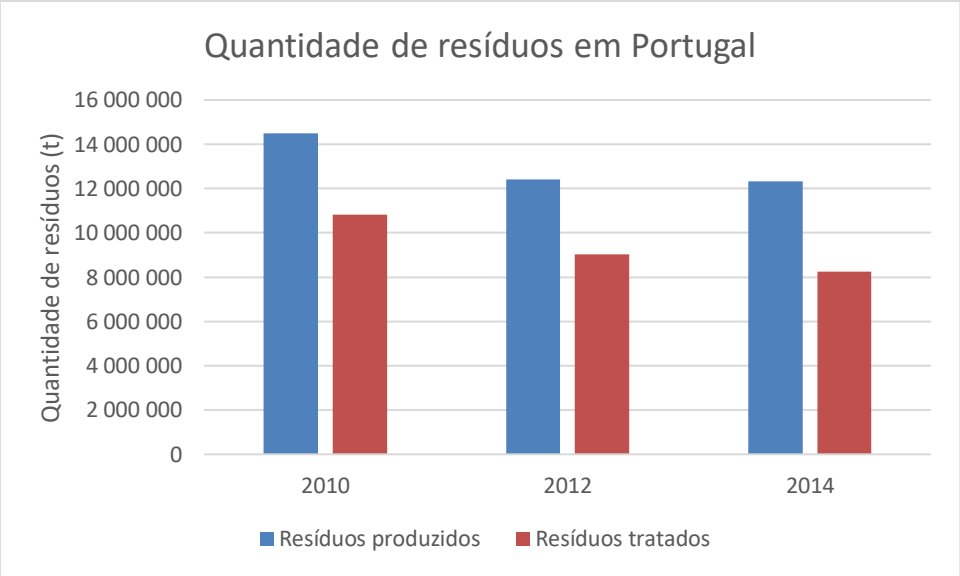


Figura 1.1 - Quantidade de resíduos produzidos e tratados em Portugal nos anos 2010, 2012 e 2014 (Eurostat)

O processo de incineração é uma das tecnologias mais utilizadas em todo o mundo no tratamento de resíduos, pois as suas vantagens são bastante apelativas, como a redução do volume dos resíduos, o que reduz os custos de transporte e de deposição, e a destruição eficaz de organismos patogénicos. Contudo, este processo produz emissões gasosas bastante poluentes, como dioxinas, furanos e mercúrio, o que faz com que se procurem outros métodos alternativos para tratar os resíduos. Estudos mostram que os impactes da incineração podem ser diminuídos com o recurso a tratamento de emissões gasosas e com recuperação de energia (Alvim-Ferraz e Afonso 2005; Zhao et al. 2008). Este método aplica-se também aos resíduos hospitalares, devido ao caráter infecioso dos mesmos, que podem conter compostos químicos tóxicos, metais pesados e substâncias genotóxicas ou radioativas (Hossain et al. 2011). No caso

dos resíduos hospitalares, outros processos de tratamento podem ser aplicados, tais como a autoclavagem e a desinfeção por micro-ondas (Lee e Huffman 1996; Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000; Windfeld e Brooks 2015).

Em Portugal, os resíduos hospitalares mais específicos, como peças anatómicas identificáveis e materiais cortantes e perfurantes, são de incineração obrigatória, estando a única central de incineração para resíduos hospitalares do país localizada na Chamusca (Tecninvest 2011). Entre 2010 e 2014, segundo dados do Instituto Nacional de Estatística (INE), foram produzidas 137 mil toneladas de RH perigosos, os quais englobam os resíduos do grupo III e do grupo IV (ver subcapítulo 2.1) (INE 2016).

Os impactes ambientais de tecnologias de tratamento de resíduos hospitalares, como a incineração, podem ser avaliados a partir de várias ferramentas de decisão ambiental, entre as quais a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que consiste em avaliar os impactes ambientais de um produto numa perspetiva de ciclo de vida, desde a extração e obtenção de matérias-primas, passando pela produção e fabrico de materiais e energia, até à utilização, tratamento de fim de vida e destino final. É a única ferramenta com procedimentos normalizados, nas normas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006.

1.2 Objetivos

O objetivo desta dissertação de mestrado é avaliar os impactes ambientais do processo de tratamento dos resíduos hospitalares do grupo IV por incineração usando a ferramenta ACV.

Foram escolhidos dois sistemas de estudo: num sistema o processo de incineração não inclui a recuperação de energia a partir do mesmo, e no outro sistema inclui a recuperação de energia. Serão avaliados os impactes desde o local de produção dos RH até ao seu destino final, para cada etapa dos sistemas. Posteriormente será realizada uma avaliação comparativa entre os dois sistemas. As categorias de impacte estudadas serão as mesmas, tanto na avaliação de cada etapa como na avaliação comparativa. Serão, assim, estudadas quais as etapas que apresentam impactes mais significativos para cada sistema, e quais os maiores impactes de cada sistema, em cada categoria de impacte, para averiguar qual o que apresenta melhor perfil ambiental na aplicação do processo de incineração.

1.3 Estrutura da Dissertação

No capítulo 1 é feita uma introdução aos principais temas abordados ao longo do documento, definem-se os objetivos do trabalho e a estrutura do documento.

No capítulo 2 é abordado todo o estado da arte relativo aos resíduos hospitalares, às tecnologias de tratamento de resíduos hospitalares, especificamente ao processo de incineração e à ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida.

O capítulo 3 refere o caso de estudo em que se baseia o trabalho desta dissertação, entrando em detalhe nas considerações mais importantes para o estudo.

No capítulo 4 implementa-se a ACV, de acordo com as normas ISO já referidas: definiu-se o objetivo e âmbito do estudo, fez-se o inventário do ciclo de vida, a avaliação do impacte do ciclo de vida e a interpretação dos resultados obtidos.

No capítulo 5 é feita a conclusão do trabalho, e no capítulo 6 apresentam-se algumas recomendações para trabalho futuro.

2 ESTADO DA ARTE

2.1 Resíduos Hospitalares

Ao longo dos tempos, a população mundial foi aumentando e a tecnologia foi evoluindo. Estes factos contribuíram para o aumento da produção de resíduos bem como para a variedade dos mesmos. Assim, o aumento da produção de resíduos começou a ser um problema grave, devido à escassez de condições adequadas de acondicionamento, armazenamento e tratamento, levando a um aumento do risco de doenças provenientes da sua exposição. A complexidade e a heterogeneidade dos resíduos são cada vez maiores, o que implica um tratamento e gestão rigorosos.

Os resíduos hospitalares representam um dos mais exigentes e complexos desafios atuais, dado o aumento da população e a necessidade de cuidados de saúde que é exigida (Windfeld e Brooks 2015). Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), os resíduos hospitalares "são todos aqueles que são gerados em instalações de saúde, centros de investigação e laboratórios relacionados com procedimentos médicos, assim como os resíduos produzidos em fontes dispersas e de menor dimensão, como os que resultam de tratamentos médicos ao domicílio" (Chartier et al. 2014). Outras das maiores fontes de resíduos hospitalares são as casas mortuárias e os centros de autópsia, laboratórios com pesquisa e testes em animais e centros de recolha de sangue (WHO 2015). Cerca de 85 % dos resíduos hospitalares não são perigosos, podendo ser equiparados a resíduos urbanos, sendo os restantes 15 % considerados perigosos e podem representar riscos para o ambiente e a saúde (Chartier et al. 2014).

A definição e a classificação legal dos resíduos hospitalares não é consensual, ou seja, existem várias definições, o que torna a comparação entre países difícil no que toca à sua produção (Windfeld e Brooks 2015) e, pelo que se pode concluir a partir da definição da OMS, são englobados resíduos não perigosos e resíduos perigosos. Os RH podem ser classificados considerando a fonte, o tipo e o risco associado (Alvim-Ferraz e Afonso 2005). Segundo a base de dados do Eurostat, cerca de 6 % do total de resíduos produzidos em Portugal são resíduos hospitalares, dos quais 2 % são considerados resíduos hospitalares perigosos (Eurostat).

Segundo a OMS, os RH perigosos são classificados em seis tipos: cortantes e perfurantes, infeciosos (probabilidade de conter organismos patogénicos e risco de transmissão de doenças), patológicos (tecidos humanos, órgãos ou fluidos corporais), fármacos e citotóxicos (produtos farmacêuticos fora de prazo ou dispensáveis, ou produtos contaminados com fármacos;

resíduos que contêm substâncias com propriedades genotóxicas), químicos (contêm substâncias químicas) e radioativos (contêm substâncias radioativas) (Chartier et al. 2014).

Em Portugal, define-se "Resíduo hospitalar" como "os resíduos resultantes de atividades de prestação de cuidados de saúde a seres humanos ou a animais, nas áreas da prevenção, diagnóstico, tratamento, reabilitação ou investigação e ensino, bem como de outras atividades envolvendo procedimentos invasivos, tais como acupuntura, *piercings* e tatuagens" (Decreto-Lei nº 73/2011 de 17 de junho do Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território 2011). Os resíduos hospitalares são classificados, de acordo com o Despacho nº 242/96, em quatro grupos, da forma representada na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Classificação dos resíduos hospitalares em Portugal. Adaptado de Despacho nº 242/96 de 13 de agosto do Ministério da Saúde 1996

Resíduos Hospitalares - Grupos	Descrição
I	Resíduos equiparados a urbanos – são aqueles que não apresentam exigências especiais no seu tratamento. Contêm-se neste grupo: • Resíduos provenientes de serviços gerais (como de gabinetes, salas de reunião, salas de convívio, instalações sanitárias, vestiários, etc.); • Resíduos provenientes de serviços de apoio (como oficinas, jardins, armazéns e outros); • Embalagens e invólucros comuns (como papel, cartão, mangas mistas e outros de idêntica natureza); • Resíduos provenientes da hotelaria resultantes da confeção e restos de alimentos servidos a doentes não incluídos no grupo III.
II	Resíduos hospitalares não perigosos – são aqueles que não estão sujeitos a tratamentos específicos, podendo ser equiparados a urbanos. Incluem-se neste grupo: • Material ortopédico: talas, gessos e ligaduras gessadas não contaminados e sem vestígios de sangue; • Fraldas e resguardos descartáveis não contaminados e sem vestígios de sangue; • Material de proteção individual utilizado nos serviços gerais e de apoio, com exceção do utilizado na recolha de resíduos; • Embalagens vazias de medicamentos ou de outros produtos de uso clínico e ou comum, com exceção dos incluídos no grupo III e no grupo IV; • Frascos de soros não contaminados, com exceção dos do grupo IV.
III	Resíduos hospitalares de risco biológico – são resíduos contaminados ou suspeitos de contaminação, suscetíveis de incineração ou de outro pré-tratamento eficaz, permitindo posterior eliminação como resíduo urbano. Inserem-se neste grupo: • Todos os resíduos provenientes de quartos ou enfermarias de doentes infeciosos ou suspeitos, de unidades de hemodiálise, de blocos operatórios, de salas de tratamento, de salas de autópsia e de anatomia patológica, de patologia clínica e de laboratórios de investigação, com exceção dos do grupo IV; • Todo o material utilizado em diálise; • Peças anatómicas não identificáveis; • Resíduos que resultam da administração de sangue e derivados; • Sistemas utilizados na administração de soros e medicamentos, com exceção dos do grupo IV; • Sacos coletores de fluidos orgânicos e respetivos sistemas; • Material ortopédico: talas, gessos e ligaduras gessadas contaminados ou com vestígios de sangue; material de prótese retirado a doentes; • Fraldas e resguardos descartáveis contaminados ou com vestígios de sangue; • Material de proteção individual utilizado em cuidados de saúde e serviços de apoio geral em que haja contacto com produtos contaminados (como luvas, máscaras, aventais e outros).
IV	Resíduos hospitalares específicos – são resíduos de vários tipos de incineração obrigatória. Integram-se neste grupo: • Peças anatómicas identificáveis, fetos e placentas, até publicação de legislação específica; • Cadáveres de animais de experiência laboratorial; • Materiais cortantes e perfurantes: agulhas, cateteres e todo o material invasivo; • Produtos químicos e fármacos rejeitados, quando não sujeitos a legislação específica; • Citostáticos e todo o material utilizado na sua manipulação e administração.

A Lista Europeia de Resíduos (LER), publicada pela Decisão 2014/955/UE da Comissão de 18 de dezembro, é uma lista harmonizada de resíduos que tem em consideração a origem e composição dos resíduos (APA) onde se encontram também os RH. A Direção-Geral da Saúde elaborou a Circular Informativa nº 13/DA de 12 de maio de 2009, em conjunto com a Agência Portuguesa do Ambiente, com o objetivo de fazer a correspondência entre os grupos de resíduos hospitalares e os códigos da LER, que, apesar de esta circular ainda se referir à antiga LER (presente na Portaria nº 209/2004 de 3 de março), a correspondência dos códigos aos grupos de resíduos hospitalares não sofreu alterações. A Tabela 2.2 representa a correspondência entre a classificação portuguesa e a classificação de acordo com a LER.

Tabela 2.2 - Correspondência entre a classificação portuguesa dos RH e a classificação de acordo com a LER

Grupos de Resíduos Hospitalares	Códigos da Lista Europeia de Resíduos
Grupo I	20 03 01 – Misturas de resíduos urbanos e equiparados
Grupo II	
Grupo III	18 01 03* - Resíduos cujas recolha e eliminação estão sujeitas a requisitos específicos com vista à prevenção de infeções
	18 02 02* - Resíduos cujas recolha e eliminação estão sujeitas a requisitos específicos com vista à prevenção de infeções
Grupo IV	18 01 01 – Objetos cortantes e perfurantes (exceto 18 01 03)
	18 01 02 – Partes anatómicas e órgãos, incluindo sacos de sangue e sangue conservado (exceto 18 01 03)
	18 01 06* - Produtos químicos contendo ou compostos por substâncias perigosas
	18 01 08* - Medicamentos citotóxicos e citostáticos
	18 01 09 – Medicamentos não abrangidos em 18 01 08
	18 02 01 – Objetos cortantes e perfurantes (exceto 18 02 02)
	18 02 02* - Resíduos cujas recolha e eliminação estão sujeitas a requisitos específicos com vista à prevenção de infeções
	18 02 05* - Produtos químicos contendo ou compostos por substâncias perigosas
	18 02 07* - Medicamentos citotóxicos e citostáticos
	18 02 08 – Medicamentos não abrangidos em 18 02 07

2.1.1 Gestão dos Resíduos Hospitalares

A gestão dos resíduos hospitalares é um passo decisivo na forma como estes resíduos causam impacte no ambiente e na saúde humana: quando é bem estruturada, os impactes são menores. As práticas adotadas na gestão dos resíduos hospitalares variam de país para país, dependendo das condições socioeconómicas, legislação, nível de educação, recursos disponíveis, tecnologias de tratamento adotadas e da capacidade de monitorizar e gerir práticas inadequadas (Caniato, Tudor e Vaccari 2015). Assim, os países em desenvolvimento, mais carenciados, têm maiores dificuldades em ter uma gestão dos resíduos adequada.

A gestão dos resíduos hospitalares começa no seu local de produção com a recolha e acondicionamento, passando depois pelo transporte desde a produção até ao local do seu tratamento, durante o seu tratamento, no transporte até ao destino final e no próprio destino final:



Figura 2.1 - Esquema simplificado da gestão de resíduos hospitalares

Segundo a OMS, os princípios básicos no que toca ao local de produção (hospitais, centros de saúde,…), que envolve a separação, acondicionamento e transporte interno dos resíduos são os seguintes (Chartier et al. 2014):

- Os resíduos devem ser separados, no local de produção por quem os produz, em diferentes secções com base no seu risco de perigosidade e método de eliminação;
- Devem ser disponibilizados diferentes contentores para cada secção de separação, em todas as unidades de serviço hospitalares;
- Quando os contentores ficam cheios, estes devem ser selados e devidamente identificados;
- Quando os resíduos não são recolhidos frequentemente, é conveniente que exista um local de armazenamento fechado próximo da unidade de serviço;
- Os resíduos perigosos e não perigosos não podem ser misturados aquando da recolha, transporte ou armazenamento;
- Os resíduos recolhidos são normalmente encaminhados para um armazém central, a partir do qual serão transportados para tratamento e deposição final;

- Todo o pessoal que entra na gestão dos resíduos deve ter conhecimento dos riscos que estes resíduos representam e as normas de segurança que estão relacionadas.

Geralmente, a separação dos resíduos em sacos e contentores é feita segundo um código de cores, que varia de país para país (Windfeld e Brooks 2015). Por exemplo, nas Filipinas existem apenas duas cores de sacos: cor amarela para resíduos que requerem tratamento especial (perigosos) e cor preta para resíduos equiparados a urbanos (Diaz et al. 2008). Em Portugal, é imposto pelo Despacho nº 242/96 de 13 de agosto que os resíduos dos grupos I e II devem ser acondicionados em sacos de cor preta, para além de que deve ser prevista a separação destes resíduos que permita a sua reciclagem ou reutilização, os resíduos do grupo III devem ser colocados em sacos de cor branca com indicativo de risco biológico, e os resíduos do grupo IV devem estar em sacos vermelhos, com exceção dos materiais cortantes e perfurantes que devem ser colocados em recipientes imperfuráveis; os contentores utilizados no armazenamento e transporte dos resíduos dos grupos III e IV devem ser facilmente manuseáveis, resistentes, estanques, mantendo-se hermeticamente fechados, e devem ser laváveis e desinfetáveis se forem de uso múltiplo; é também referido neste documento as condições de armazenamento dos resíduos, das quais se destaca que o local de armazenamento deve ser dimensionado de acordo com a periodicidade da recolha, sendo que deve ter a capacidade mínima correspondente a três dias de produção, e no caso deste tempo ser ultrapassado até ao máximo de sete dias, deverá ter condições de refrigeração (Despacho nº 242/96 de 13 de agosto do Ministério da Saúde 1996).

O transporte dos resíduos ocorre em duas fases: desde o local de produção até ao tratamento e do tratamento até ao seu destino final. Nos dois casos, há que seguir o que está estipulado na Portaria nº 335/97 de 16 de maio, que diz respeito ao controlo do transporte de resíduos em território nacional. O transporte de resíduos pode ser realizado pelas entidades responsáveis pela gestão dos resíduos perigosos hospitalares, no caso dos resíduos dos grupos III e IV. O transporte dos resíduos dos grupos I e II pode ser feito pelas entidades responsáveis pela gestão de resíduos urbanos, visto que estes são ou podem ser, respetivamente, equiparados a urbanos. O transporte de resíduos deve ser acompanhado de guias de acompanhamento de resíduos, com a exceção do transporte de resíduos urbanos caso estes não sejam resultado de triagem e que não estejam destinados a operações de valorização; existem dois modelos de guias, A e B, sendo que o último é apenas destinado ao transporte de resíduos perigosos hospitalares, e ambos estão anexados à portaria referida (Portaria nº 335/97 de 16 de maio dos Ministérios da Administração Interna, do Equipamento, do Planeamento e da Administração do Território, da

Saúde e do Ambiente 1997). O transporte nacional e internacional terrestre de mercadorias consideradas perigosas (como é o caso dos RH dos grupos III e IV) é também regulado pelo Decreto-Lei nº 19-A/2014 de 7 de fevereiro, que transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva nº 2012/45/UE.

O tratamento de resíduos hospitalares, em Portugal, só pode ser realizado em unidades devidamente legalizadas; a Portaria nº 174/97 de 10 de março estabelece as regras de instalação e funcionamento de unidades ou equipamentos de eliminação de resíduos hospitalares perigosos, bem como o regime de autorização da realização de operações de gestão de resíduos hospitalares por entidades responsáveis pela exploração das referidas unidades ou equipamentos (DSAO/DSPDPS e Santiago 2014). As operações de tratamento e eliminação de resíduos em Portugal são: deposição em aterro, autoclavagem, desinfeção química e micro-ondas, para os resíduos do grupo III, e incineração, obrigatoriamente para os RH do grupo IV; apenas os resíduos dos grupos I e II podem ser valorizados por compostagem, reciclagem, etc. (DSAO/DSPDPS e Santiago 2014).

O Plano Estratégico dos Resíduos Hospitalares (PERH) 2011 – 2016, aprovado pela Portaria nº 43/2011 de 20 de janeiro, é um documento que incide na gestão dos resíduos hospitalares, alicerçado nos princípios enunciados no quadro legal comunitário e nacional aplicável (APA). A versão anterior, para o período 1999 – 2005, foi revista pela Agência Portuguesa do Ambiente, a Direção-Geral da Saúde e pela Direção-Geral de Veterinária, dando lugar ao PERH 2011 – 2016 (APA). Este último PERH está construído com o intuito de reforçar as medidas em matéria de prevenção de RH, introduzindo a abordagem do ciclo de vida dos produtos e materiais e não apenas a fase de gestão do resíduo, focando-se na redução dos impactes ambientais resultantes da produção e gestão de resíduos, e fortalecendo a noção do valor económico associado aos mesmos (APA). Foram definidos cinco eixos estratégicos: Eixo I – Prevenção (visa prevenir a produção de resíduos e a sua perigosidade); Eixo II – Informação, Conhecimento e Inovação (promoção de novos métodos organizacionais, de novos produtos e processos); Eixo III – Sensibilização, Formação e Educação (preparar os intervenientes no processo de gestão de RH no sentido da adoção de procedimentos adequados com maior segurança e eficácia, e difundir informação em matéria de RH); Eixo IV – Operacionalização da Gestão (alicerçada nos princípios da responsabilidade pela gestão de resíduos, da prevenção e redução, da hierarquia das operações de gestão de resíduos, da autossuficiência e da proximidade, da regulação da gestão de RH, e da equivalência); por último, Eixo V – Acompanhamento e Controlo (desenvolvimento de ações de autocontrolo dos intervenientes e de inspeção e fiscalização periódicas que

garantam a adequada gestão dos resíduos hospitalares) (APA, DGS e DGV 2011). Dado que o período de tempo deste PERH já terminou, deverá estar em curso a revisão e a avaliação final do PERH 2011 – 2016, esperando-se, então, pelo PERH 2017 – 2024 (APA, DGS e DGV 2011).

2.2 Tecnologias de Tratamento

Existem várias tecnologias aplicáveis no tratamento de resíduos hospitalares, cada uma com as suas vantagens e desvantagens, e, portanto, é necessário avaliar qual a tecnologia mais adequada para tratar certo tipo de resíduos. A escolha da tecnologia de tratamento tem em consideração, essencialmente, as características dos resíduos (hospitalares perigosos, neste caso), os requisitos e as capacidades de cada tecnologia, fatores de segurança e ambientais, e os custos envolvidos, que dependem das condições locais (Chartier et al. 2014).

Os principais objetivos do tratamento de resíduos hospitalares são: a desinfeção e/ou esterilização, isto é, a eliminação dos organismos patogénicos presentes nos RH, permitindo assim a sua manipulação com maior segurança; a redução e destruição das peças anatómicas de modo a que se tornem irreconhecíveis e mais ética e esteticamente aceitáveis; a redução do seu volume, de forma a reduzir o espaço necessário à sua eliminação (Tavares 2004).

A desinfeção e a esterilização dos resíduos hospitalares são talvez o mais importante dos objetivos do seu tratamento. A eliminação de organismos patogénicos pode ser definida em quatro níveis de inativação, de acordo com a State and Territorial Association on Alternate Treatment Technologies (STAATT) (Chartier et al. 2014; Emmanuel e Stringer 2007):

- Nível I - inativação de bactérias vegetativas, fungos e vírus lipofílicos numa redução mínima de 6 $\log_{10}$;
- Nível II - inativação de bactérias vegetativas, fungos, vírus lipofílicos/hidrofílicos, parasitas e micobactérias numa redução mínima de 6 $\log_{10}$;
- Nível III - inativação de bactérias vegetativas, fungos, vírus lipofílicos/hidrofílicos, parasitas e micobactérias numa redução mínima de 6 $\log_{10}$; e inativação de esporos de *Geobacillus stearothermophilus* e de *Bacillus atrophaeus* numa redução mínima de 4 $\log_{10}$;
- Nível IV - inativação de bactérias vegetativas, fungos, vírus lipofílicos/hidrofílicos, parasitas, micobactérias e esporos de *Geobacillus stearothermophilus* numa redução mínima de 6 $\log_{10}$.

Em geral, o critério adotado para o tratamento de resíduos hospitalares é o nível III, sendo que também é o mínimo recomendado (Chartier et al. 2014; Emmanuel e Stringer 2007). Contudo, em algumas tecnologias o tratamento consegue atingir o nível IV (Pinho 2014).

Existem cinco tipologias de processos usados no tratamento dos resíduos hospitalares perigosos: processos térmicos, químicos, por radiação, biológicos e mecânicos (Chartier et al. 2014).

2.2.1 Processos térmicos

Nos processos térmicos usa-se calor na destruição dos organismos patogénicos presentes nos RH, e são os mais utilizados em todo o mundo (Chartier et al. 2014). As tecnologias podem ser divididas em tecnologias de baixa-temperatura e de alta-temperatura, sendo que as de baixa-temperatura são aquelas que usam a energia térmica a uma temperatura suficientemente elevada para inativar os microrganismos e as de alta-temperatura, além da inativação dos microrganismos, ainda provocam a combustão ou pirólise dos resíduos ou a quebra de ligações químicas (Chartier et al. 2014; Emmanuel e Hrdinka 2004). Segundo Salkin, Krisiunas e Turnberg (2000), as temperaturas das tecnologias de baixa-temperatura podem variar entre 95 e 250 °C e as de alta-temperatura entre 500 e 6000 °C, aproximadamente. As tecnologias de baixa-temperatura produzem significativamente menos emissões gasosas poluentes do que as de alta-temperatura (Chartier et al. 2014). Segundo Lee, Ellenbecker e Moure-Ersaso (2004) cerca de 59 – 60 % dos resíduos hospitalares perigosos são tratados por incineração, 20 – 37 % são tratados por esterilização a vapor e 4 – 5 % por outras tecnologias.

São consideradas tecnologias de baixa-temperatura: autoclavagem, micro-ondas e calor-seco (Chartier et al. 2014; Pinho 2014; Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000). Na autoclavagem é usado vapor na desinfeção dos resíduos, num ambiente de vácuo numa autoclave, pois a remoção de ar é essencial para uma melhor penetração do calor nos resíduos (Chartier et al. 2014); o tratamento por autoclavagem é normalmente realizado entre 121 e 163 °C, sendo que para atingir o nível III de desinfeção o tempo e temperatura mínimos são de 30 minutos a 121 °C (Emmanuel e Stringer 2007; Lee, Ellenbecker e Moure-Ersaso 2004). No tratamento por micro-ondas, a gama de radiações utilizada faz com que os resíduos libertem a sua humidade (que lhes foi adicionada anteriormente), gerando vapor e, consequentemente, calor, ocorrendo a desinfeção dos resíduos (Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000); de salientar que os resíduos não são desinfetados devido apenas à sua exposição às micro-ondas, mas sim devido ao vapor que libertam, aumentando a temperatura, devido à radiação, sendo assim necessária a adição de água ou vapor ao tratamento (Diaz, Savage e Eggerth 2005); os resíduos são colocados na câmara de desinfeção por micro-ondas (pré-aquecida) durante 30 minutos, a uma temperatura

mínima de 93 – 95 °C; neste tratamento não ocorre desinfeção para temperaturas acima de 120 °C, pois nestas condições os esporos são ativados e podem sobreviver ao tratamento (Lee, Ellenbecker e Moure-Ersaso 2004). No tratamento por calor-seco não é adicionado vapor ou água para gerar calor, os resíduos são aquecidos por condução, convecção (natural ou forçada) ou radiação térmica (Chartier et al. 2014); os sistemas que trabalham sem humidade geralmente requerem um maior tempo de tratamento dos resíduos a temperaturas mais elevadas, pois a eficácia de tratamento é menor (Emmanuel e Stringer 2007); a desinfeção por calor-seco ocorre geralmente entre os 100 e 180 °C, se a temperatura for maior que 180 °C podem ocorrer alterações químicas e até combustão dos resíduos, levando à produção de emissões perigosas (Stringer e HCWH 2014).

As tecnologias de alta-temperatura englobam a incineração, pirólise, gaseificação e sistema de plasma (Chartier et al. 2014; Pinho 2014; Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000). O processo de incineração de resíduos hospitalares apresenta-se detalhadamente descrito no Subcapítulo 2.3. A pirólise é um processo de tratamento térmico dos resíduos numa atmosfera inerte ou rica em azoto, à pressão atmosférica, onde as temperaturas variam aproximadamente entre os 250 e 700 °C, e do qual resultam produtos gasosos (H_2, CO, hidrocarbonetos, H_2O, N_2), produtos sólidos (cinzas e coque) e produtos líquidos (óleo pirolítico e água) (CE 2006). Na gaseificação, o tratamento térmico dos resíduos é feito numa gama de temperaturas entre aproximadamente 500 e 1600 °C, numa atmosfera sub estequiométrica de oxigénio ou água, sob pressão (pode ir de 1 a 45 bar), de onde resultam também produtos gasosos (H_2, CO, CO_2, CH_4, H_2O, N_2) e produtos sólidos (cinzas e escórias) (CE 2006). No sistema de plasma é utilizada uma corrente elétrica para ionizar um gás inerte (árgon, por exemplo), o que gera um arco elétrico capaz de atingir temperaturas à volta de 6000 °C, sendo que para o tratamento de RH a gama de temperaturas está entre 1300 e 1700 °C aproximadamente, destruindo assim os microrganismos patogénicos (Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000); os produtos resultantes são rochas vítreas ou escórias, metais ferrosos e gases inertes (Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000); de salientar que esta tecnologia não permite a formação de poluentes atmosféricos, e os contaminantes como bifenis policlorados, dioxinas, furanos, pesticidas, etc., quebram as suas ligações químicas, dando lugar aos seus constituintes atómicos, em contacto com o plasma (CE 2006; APA, DGS e DGV 2011).

2.2.2 Processos químicos

Nos processos químicos são utilizados desinfetantes químicos no tratamento dos RH, como dióxido de cloro dissolvido, hipoclorito de sódio, ácido peracético, solução de cal, ozono ou químicos inorgânicos secos (Chartier et al. 2014). Neste tipo de tratamentos é sempre aconselhável uma mistura e trituração dos resíduos, para aumentar a área de contacto entre os mesmos e o desinfetante (APA, DGS e DGV 2011; Chartier et al. 2014; Emmanuel e Hrdinka 2004; Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000). Em sistemas líquidos pode-se fazer a reutilização do desinfetante após a desidratação dos resíduos (Chartier et al. 2014; Emmanuel e Hrdinka 2004). Contudo, a utilização dos processos químicos no tratamento de RH pode produzir efluentes tóxicos, e no que se refere à escolha do reagente é preciso ter em conta a resistência microbiológica a certos desinfetantes (APA, DGS e DGV 2011; Stringer e HCWH 2014). Um exemplo de um processo químico que pode ser aplicado no tratamento de RH é a hidrólise alcalina, onde são utilizadas soluções aquosas alcalinas de hidróxido de sódio ou hidróxido de potássio na digestão de tecidos animais (Chartier et al. 2014).

2.2.3 Processos por radiação

Os processos por radiação englobam tratamentos que utilizam feixes de eletrões, cobalto-60 e raios ultravioleta e gama que, na dose certa, conseguem destruir organismos patogénicos presentes nos resíduos, com a dissociação química que causam e a rutura das paredes das células (Chartier et al. 2014; Pinho 2014; Emmanuel e Hrdinka 2004). A eficácia do tratamento depende na dose absorvida pelos resíduos, e, por isso, está relacionada com a densidade dos resíduos e pela energia dos eletrões (Emmanuel e Hrdinka 2004). Assim, estes processos só conseguem tratar de forma eficaz pequenas quantidades de resíduos, e para além disso o aspeto dos resíduos não se altera depois do tratamento por radiação, sendo por isso necessária a trituração dos mesmos para os tornar irreconhecíveis (Emmanuel e Hrdinka 2004; Pinho 2014).

2.2.4 Processos biológicos

Os processos biológicos para tratamento de resíduos, no caso geral, podem ser aeróbios, que ocorrem na presença de oxigénio e os microrganismos convertem a componente orgânica dos resíduos em dióxido de carbono e água, e podem ser anaeróbios, que ocorrem na ausência de oxigénio e cujos produtos finais são metano e dióxido de carbono (Pinho 2014). Estes processos são apenas aplicados à componente orgânica dos resíduos hospitalares, podendo ser utilizadas

enzimas para acelerar a destruição da matéria orgânica que contém os organismos patogénicos (Chartier et al. 2014). Compostagem, vermi-compostagem e enterro de resíduos são processos biológicos que se mostraram eficazes na decomposição de resíduos provenientes de cozinhas de hospitais e resíduos de placenta (Chartier et al. 2014).

2.2.5 Processos mecânicos

Os processos mecânicos costumam complementar ou contribuir para melhorar a eficácia de outras tecnologias, pois por si só não conseguem eliminar os organismos patogénicos (Chartier et al. 2014; Emmanuel e Hrdinka 2004). Envolvem a trituração, mistura e compactação dos resíduos de modo a reduzir o seu volume e a torná-los irreconhecíveis, podendo também destruir agulhas e seringas (Chartier et al. 2014; Emmanuel e Hrdinka 2004). Complementam os tratamentos térmicos e químicos de resíduos com o aumento da área de transferência de calor e da área de contacto entre os resíduos e os desinfetantes (isto para o caso da trituração e mistura); contudo, se não forem parte integrante de um sistema de tratamento de resíduos, como se referiu, por questões de segurança, os aparelhos mecânicos não podem ser utilizados sem antes ter ocorrido a desinfeção dos resíduos (Chartier et al. 2014; Emmanuel e Hrdinka 2004).

2.3 Incineração

A incineração é a tecnologia de tratamento de RH que mais tem sido usada ao longo dos tempos, devido à redução em massa e em volume dos resíduos resultantes do tratamento. Contudo, dados os problemas de saúde e ambientais consequentes desta tecnologia, o seu uso tem vindo a diminuir, passando a ser consideradas outras tecnologias menos controversas, como a autoclavagem e micro-ondas. As unidades de incineração, para controlar os seus efeitos nocivos, têm de ter acoplado um sistema de tratamento de gases, pois é por via das emissões gasosas que se libertam os poluentes mais perigosos, e podem mesmo ter um sistema de recuperação de energia. No entanto, tudo isto requer custos elevados que não estão acessíveis a todos os países. Neste capítulo é analisado o processo de incineração, as suas tecnologias e os seus produtos finais.

Incineração é um processo de tratamento que consiste na oxidação a altas temperaturas dos resíduos, transformando a matéria orgânica e combustível em matéria inorgânica e não combustível: cinzas e escórias (Chartier et al. 2014). Os resíduos são reduzidos cerca de 70 % em massa e cerca de 90 % em volume (Singh e Prakash 2007). A gama de temperaturas pode variar desde os 800 °C até mais de 1000 °C (Chartier et al. 2014), o que permite a descontaminação dos resíduos.

Em Portugal, a legislação aplicada que envolve a incineração de resíduos é o Decreto-Lei nº 127/2013, que transpõe a Diretiva nº 2010/75/UE e "estabelece o regime de emissões industriais aplicável à prevenção e ao controlo integrados da poluição, bem como as regras destinadas a evitar e ou reduzir as emissões para o ar, a água e o solo e a produção de resíduos" (Decreto-Lei nº 127/2013 de 30 de agosto do Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território 2013), e o Decreto-Lei nº 85/2005, que transpõe a Diretiva nº 2000/76/CE e "estabelece o regime a que fica sujeita a incineração e a coincineração de resíduos, com o objetivo de prevenir ou, tanto quanto possível, reduzir ao mínimo os seus efeitos negativos no ambiente" (Decreto-Lei nº 85/2005 de 28 de abril do Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território 2005).

Os resíduos hospitalares possuem um elevado poder calorífico devido à elevada quantidade de matéria orgânica, material plástico e borracha, e ao pouco conteúdo em cinzas, daí haver uma grande preferência pelo seu tratamento por incineração (Zhao et al. 2008). Apesar disto, há que ter em conta que alguns tipos de resíduos são difíceis de tratar por incineração, como por exemplo partes anatómicas, e tal requer atenção (Gupta et al. 2009). É, por isso, essencial que

os resíduos a incinerar tenham as seguintes características: poder calorífico com valor acima de 2000 kcal/kg, composição com material combustível acima de 60 %, sólidos não combustíveis abaixo de 5 % e finos não combustíveis abaixo de 20 %, e teor de humidade abaixo de 30 % (Pinho 2014).

Os equipamentos mais utilizados na incineração de resíduos hospitalares são os fornos rotativos, os fornos de grelha, que podem ser aplicados a resíduos sólidos, os leitos fluidizados, que podem ser utilizados para a incineração de alguns materiais que sofreram pré-tratamento, e os fornos de soleira fixa (CE 2006). Existem três tipos de equipamentos que são utilizados com maior frequência especificamente no tratamento de resíduos hospitalares: fornos de câmara dupla com defeito de ar, fornos modulares com excesso de ar e fornos rotativos (Chartier et al. 2014).

2.3.1 Incinerador de câmara dupla com defeito de ar

Este tipo de incinerador, tal como o nome indica, é composto por duas câmaras: a câmara primária, onde se dá a combustão dos resíduos, e a câmara secundária, que também é chamada de câmara de pós-combustão, onde os gases provenientes da combustão são queimados. Na câmara primária, os resíduos são queimados num ambiente com défice de oxigénio (uma quantidade menor que a estequiométrica), com temperaturas que variam entre os 800 e 900 °C e tempos de residência, dependendo do tamanho da instalação, de 1 a 4 horas, produzindo-se gases e escórias; esta câmara inclui um queimador de combustível para se dar a ignição no início do processo (Chartier et al. 2014). Operar com défice de ar tem a vantagem de ser possível o controlo das partículas transportadas pelo ar (haverá menos quantidade de partículas transportadas a partir da câmara primária) e o controlo da temperatura (Lee e Huffman 1996). Na câmara de pós-combustão a gama de temperaturas é mais elevada (entre 1100 e 1600 °C), havendo para tal um queimador auxiliar, e o tempo de residência mínimo é de 2 s; nesta câmara é injetado ar em excesso de forma a minimizar o fumo, monóxido de carbono e os odores (Gielar e Helios-Rybicka 2013; Chartier et al. 2014).

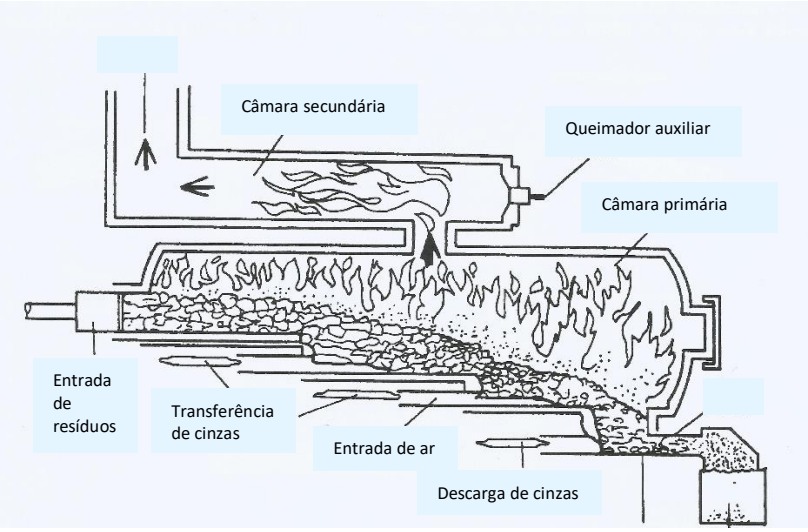


Figura 2.2 - Exemplo de um incinerador de dupla câmara com controlo de ar. Adaptado de Diaz, Savage e Eggerth 2005

2.3.2 Incinerador modular com excesso de ar

Este tipo de incinerador já foi muito utilizado no passado, e pode trabalhar em contínuo (em linha) ou descontínuo (Chartier et al. 2014).

Os incineradores contínuos têm um design retangular; possuem uma câmara primária com grelha móvel e uma câmara secundária para queimar todos os compostos orgânicos voláteis (COV) existentes no gás de fumo; existem também outras câmaras que fazem com que o gás tome várias direções com o objetivo de remover o material particulado do gás (Chartier et al. 2014).

Os incineradores descontínuos, ou seja, "não em linha", têm um design interior em forma de "U", com uma câmara primária e uma câmara secundária (Chartier et al. 2014). Tal como no tipo descrito anteriormente, na câmara primária os resíduos são queimados e na câmara secundária são queimados os compostos orgânicos que não foi possível tratar na câmara anterior; a curvatura do forno faz com que as cinzas que estão no gás de fumo precipitem devido às colisões (Lee e Huffman 1996).

Ambos os tipos de incineradores funcionam com excesso de ar e usam queimadores auxiliares para manter a temperatura a rondar os 800 a 1000 °C, contudo já não são muito utilizados devido às elevadas emissões de gases facilmente transportados pelo ar (Chartier et al. 2014).

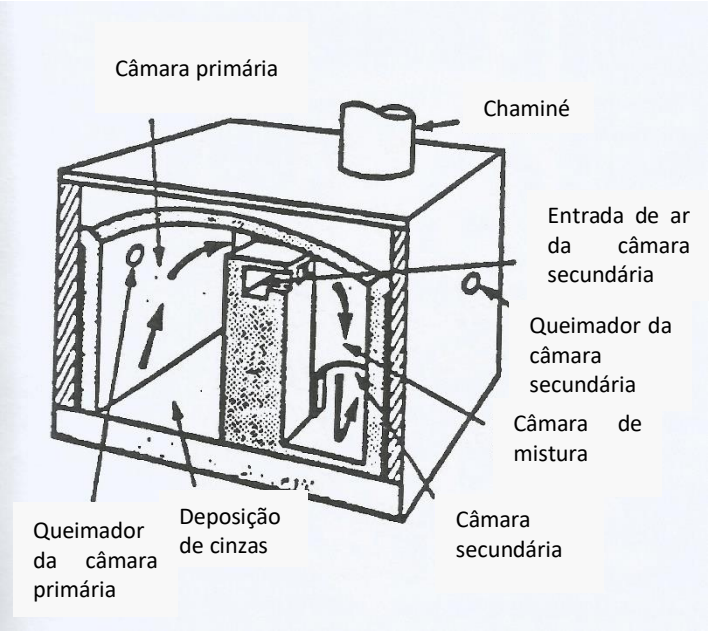


Figura 2.3 - Exemplo de um incinerador modular com excesso de ar, em forma de "U". Adaptado de Lee e Huffman 1996

2.3.3 Forno rotativo

Um forno rotativo consiste numa estrutura cilíndrica ligeiramente inclinada sobre a horizontal (inclinação de 3 a 5 %), que gira em torno do seu eixo (CE 2006; Chartier et al. 2014). À medida que o forno gira, os resíduos vão sendo transportados por gravidade desde a extremidade superior, local por onde são alimentados, até à extremidade inferior, e as cinzas vão se mantendo no fundo no forno (CE 2006; Chartier et al. 2014).

Os fornos rotativos são muito utilizados para incinerar resíduos perigosos, inclusive resíduos hospitalares (CE 2006). As temperaturas típicas para a combustão dos resíduos variam entre os 900 e os 1200 °C, o forno gira entre 2 a 5 vezes por minuto, com tempos de residência entre 30 a 90 minutos (CE 2006; Chartier et al. 2014). Estes fornos estão sempre acoplados a uma câmara de pós-combustão onde, tal como referido nas tecnologias anteriores, são queimados os COV que se encontram no gás de fumo durante um tempo de residência mínimo de 2 s (Chartier et al. 2014).

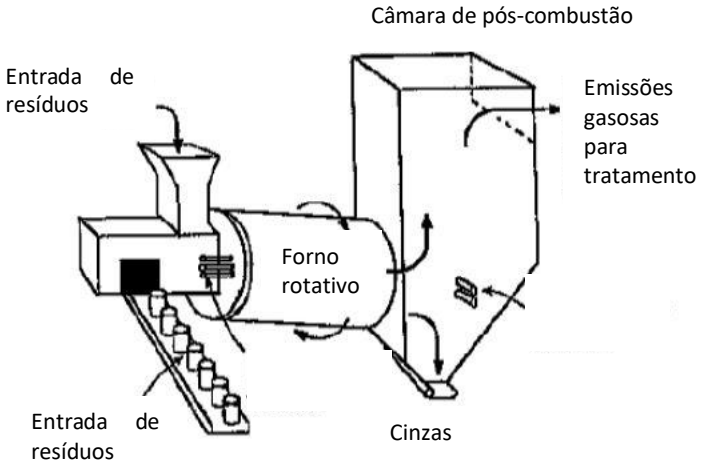


Figura 2.4 - Esquema de um forno rotativo com câmara de pós-combustão. Adaptado de CE 2006

2.3.4 Produtos resultantes

Os fatores chave da incineração são a turbulência e mistura, o teor de humidade dos resíduos, o tipo de câmara de combustão, a temperatura e o tempo de residência, e a sua manutenção e reparação (Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000; Yang et al. 2009). Assim, este tipo de tratamento tem como vantagens: a redução de massa e volume dos resíduos, a completa desinfeção dos RH, a capacidade de tratar todo o tipo de resíduos, e a possibilidade de recuperar calor a partir desta tecnologia em larga escala, para além de já ser uma tecnologia bastante utilizada e, por isso, matura (Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000; Yang et al. 2009). Contudo, apresenta desvantagens como: oposição pública, custos de operação, manutenção e investimento elevados, produção de emissões poluentes como dioxinas e furanos, metais pesados, etc., e, por isso, também o custo de operação, manutenção e investimento do equipamento para reduzir estas emissões serem também elevados, assim como as escórias e as cinzas volantes podem ser considerados como resíduos perigosos (Salkin, Krisiunas e Turnberg 2000; Yang et al. 2009).

Através da fração gasosa (que envolve as emissões na forma de material particulado e na forma de gás) que resulta da incineração de resíduos hospitalares são emitidos os seguintes poluentes: monóxido de carbono, dibenzodioxinas e dibenzofuranos policlorados (PCDD/F), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH), gases ácidos como cloreto de hidrogénio, fluoreto de hidrogénio, brometo de hidrogénio, óxidos de enxofre e óxidos de azoto, e metais pesados como o cádmio, chumbo, mercúrio, crómio, arsénio, manganésio e níquel (os cinco primeiros são os principais metais associados à incineração de resíduos hospitalares) (Alvim-Ferraz e Afonso 2005; Singh e Prakash 2007).

Os dibenzofuranos e dibenzodioxinas policlorados, identificados de forma simplificada como dioxinas e furanos, são substâncias extremamente tóxicas que produzem efeitos mesmo em doses baixas, sendo também bioacumuláveis; é considerada como a principal origem na formação de dioxinas e furanos a combustão materiais metálicos e com cloro na sua composição; para além disso, existem três teorias que justificam a emissão destes compostos: as dioxinas e furanos já estão presentes nos resíduos a incinerar e não se decompõem, são formadas durante a combustão, ou são formadas a partir do fenómeno "de novo", uma reemissão das dioxinas numa zona de baixa temperatura na câmara de pós-combustão (Singh e Prakash 2007). Este fenómeno "de novo", da reemissão das dioxinas, é inversamente proporcional à velocidade de arrefecimento do gás de fumo, e esta é uma das vantagens da recuperação de calor a partir da incineração de resíduos hospitalares (Bujak 2015b). Um défice muito elevado de oxigénio e temperaturas abaixo de 800 °C durante a combustão são fatores que contribuem para a formação de dioxinas (Windfeld e Brooks 2015). Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são formados, principalmente, aquando da combustão incompleta, quer de origem natural ou antropogénica, sendo que a maioria provém das ações do Homem; as suas emissões são diretamente afetadas pela temperatura de incineração, e também pela composição dos resíduos e ar em excesso durante o processo, e as emissões mais elevadas destes compostos são observadas durante a ignição dos incineradores (Singh e Prakash 2007). A presença de elementos como cloro ou flúor (por exemplo) nos resíduos levam à formação de gases ácidos como cloreto de hidrogénio e fluoreto de hidrogénio (respetivamente); os óxidos de azoto resultam da combinação direta entre o oxigénio e o azoto, processo acelerado a altas temperaturas; a presença de cloro também desencadeia a formação de cloreto de hidrogénio, especialmente quando este se encontra em plásticos como PVC (Singh e Prakash 2007). Os metais pesados estão presentes nos resíduos a incinerar, e no fim do processo, a maior quantidade de metais pesados está presente nas cinzas, à exceção do mercúrio, que se apresenta, na sua maioria, no gás de fumo (Singh e Prakash 2007).

É prática corrente, em Portugal, as cinzas volantes serem encaminhadas para um aterro de resíduos perigosos e as escórias para um aterro de resíduos não perigosos. Contudo, algumas dúvidas persistem quanto à possibilidade da libertação de substâncias tóxicas a partir das escórias, e existindo, consequentemente, poluição das águas subterrâneas, o que leva alguns países a tomarem a opção de encaminharem as escórias para aterros de resíduos perigosos (Chartier et al. 2014). Tzanakos et al. (2014) fizeram um estudo considerando o processo de estabilização/solidificação das cinzas e escórias provenientes da incineração de resíduos hospitalares para a formação de geopolímeros, ou seja, as cinzas e escórias seriam as matérias

primas para a formação desse produto. O processo de estabilização/solidificação permite minimizar a solubilidade e toxicidade dos contaminantes, assim como a sua mobilidade e a produção de lixiviado, e é um pré-tratamento utilizado antes da disposição dos resíduos em aterro. Tzanakos et al. (2014) concluíram que poderiam ser produzidos geopolímeros usando apenas as escórias, e que a adição das cinzas volantes juntamente com carbonato de cálcio aumentava a força compressiva do geopolímero; também se concluiu que a geopolimerização reduz a lixiviação de metais pesados existentes nas cinzas e escórias. Também é necessário ter em consideração as lamas provenientes do tratamento de águas residuais e do arrefecimento das cinzas volantes, que devem ser tratadas como resíduos perigosos (Chartier et al. 2014).

O tratamento térmico dos resíduos, entre outros fatores, tem de considerar o reaproveitamento da energia que provém dos resíduos, de modo simples e menos pesado para o ambiente (Bujak 2015a; Bujak 2015b). Segundo estudos realizados, a utilização de sistemas de recuperação de calor a partir da incineração de resíduos hospitalares é, em termos energéticos, uma opção vantajosa, dada a elevada eficiência na produção de calor, para além de que a utilização de um sistema de recuperação de calor resulta na redução da emissão de gases com efeito de estufa; a recuperação de calor pode ser vantajosa e eficiente também pela redução de reemissões de dioxinas e furanos, pois com o design adequado do permutador de calor (com uma grande área de contacto de transferência de calor) consegue-se fazer com que a temperatura dos gases emitidos baixe rapidamente, evitando o efeito "de novo" (Bujak 2015a; Bujak 2015b).

É também necessário o tratamento das emissões gasosas resultantes do processo de incineração, pois sem o equipamento adequado para o efeito, os valores limite legais são, para a maioria dos poluentes, ultrapassados, pondo em risco o ambiente e a saúde humana (Alvim-Ferraz e Afonso 2005). Em todo caso, no tratamento das emissões, há que remover o material particulado (as cinzas volantes) e fazer uma "lavagem" aos gases (por exemplo, com substâncias alcalinas para neutralizar os gases ácidos) (Chartier et al. 2014). Como já foi referido, o material particulado pode conter outros produtos, como os metais pesados, e a temperatura dos gases de saída tem que sofrer uma rápida descida para prevenir a formação de dioxinas e furanos (fenómeno "de novo"), para além de que os gases têm de ser arrefecidos antes de entrarem nos equipamentos para tratamento de gases. Os equipamentos usualmente utilizados para remover o material particulado são os ciclones, os filtros de mangas e os precipitadores eletrostáticos, que podem ser combinados entre si, e, adicionados a estes equipamentos, estão processos de "lavagem" húmida, semi-seca ou seca de gases (Chartier et al. 2014). Nestes processos são neutralizados gases ácidos como cloreto de hidrogénio, dióxido de enxofre, fluoreto de

hidrogénio e ácido sulfúrico, com um composto alcalino como a cal ou bicarbonato de sódio, por via húmida (injeção de solução de cal ou bicarbonato de sódio numa torre com sistema de *spray*, que permite também arrefecer os gases e consegue atingir as partículas de menor dimensão, o que torna este tipo de processo mais vantajoso), via semi-seca (injeção de uma suspensão de um dos compostos alcalinos na coluna de gás, havendo formação de sais) ou por via seca (injeção de um dos compostos alcalinos em pó, havendo também formação de sais); os sais formados têm de ser retirados periodicamente, no caso dos processos semi-seco e seco, e a água formada no processo por via húmida tem de ser tratada, algo que é mais complexo em comparação com a remoção de sais nos outros processos (Chartier et al. 2014; Lee e Huffman 1996). Em alguns sistemas pode ser também adicionado carvão ativado para ajudar na adsorção de vários compostos.

2.4 Avaliação do Ciclo de Vida

Existem inúmeras ferramentas para determinar impactes, cada uma com as suas especificidades, vantagens e desvantagens. Exemplos de ferramentas são a Análise de Fluxo de Materiais, Avaliação do Impacte Ambiental, Análise do Ciclo de Vida, Análise Custo-Benefício e Pegada Ecológica. Algumas das ferramentas focam-se em políticas, planos, programas e projetos, outras em regiões, organizações, produtos ou substâncias, podendo incidir nos aspetos que todos estes objetos influenciam, como os recursos naturais, os impactes ambientais e os aspetos económicos (Finnveden e Moberg 2005). A ferramenta escolhida para este trabalho foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

A ACV é uma ferramenta analítica que avalia os impactes ambientais e os recursos utilizados por um produto durante todo o seu tempo de vida, desde a aquisição de matérias-primas, passando pela sua utilização e deposição final (Finnveden e Moberg 2005). Existem duas normas ISO (International Organization for Standardization) sobre a ACV: ISO 14040:2006, acerca dos princípios da ferramenta e seu enquadramento, e ISO 14044:2006, que aborda os seus requisitos e linhas de orientação.

2.4.1 As fases da ACV

Nas normas referidas anteriormente, verifica-se que um estudo de ACV compreende quatro fases que estão ligadas entre si (Figura 2.5): definição do objetivo e âmbito, inventário, avaliação de impacte e interpretação.

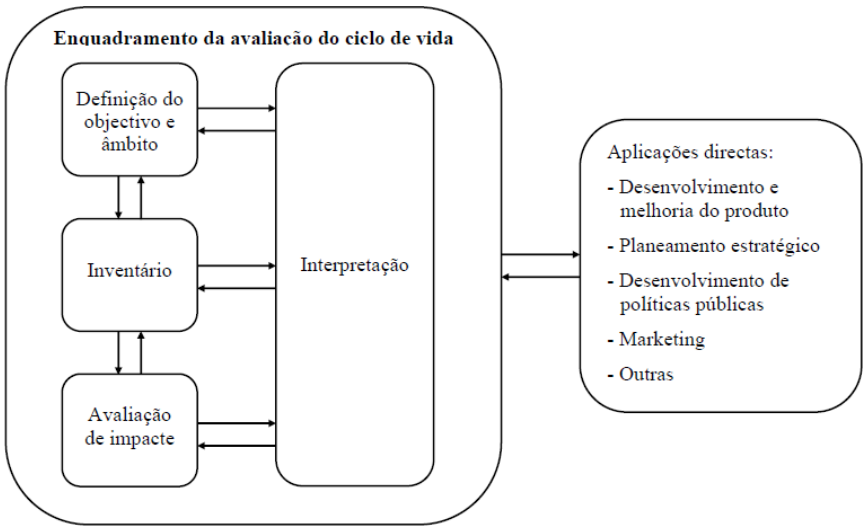


Figura 2.5 - Fases do estudo de ACV. Adaptado de ISO 2006a

O objetivo da ACV estabelece a aplicação pretendida, as razões para a realização do estudo, o público-alvo e se os resultados se destinam a ser utilizados em afirmações comparativas para divulgação pública; já o âmbito do estudo tem de referir o sistema de produto a estudar, as funções do sistema de produto (ou, em caso de estudos comparativos, dos sistemas), a unidade funcional (UF), a fronteira do sistema, os procedimentos de alocação, as categorias de impacte selecionadas e a metodologia da avaliação de impacte e a interpretação subsequente a ser utilizada, os requisitos dos dados, os pressupostos, as limitações, os requisitos da qualidade dos dados iniciais, o tipo de revisão crítica (se existente) e o tipo e formato do relatório requerido para o estudo (ISO 2006a). Esta fase é muito importante na ACV, pois é a que vai orientar todo o estudo, refletindo a aplicação pretendida. Contudo, em alguns casos esta fase deve ser revista devido a limitações imprevistas, condicionalismos ou em resultado de informação adicional, que podem ocorrer em fases posteriores (ISO 2006b). A definição da UF é essencial para assegurar a comparabilidade dos resultados do estudo, pois com a aplicação da UF todos os fluxos de entrada e de saída estão relacionados por uma mesma referência (ISO 2006a). A fronteira do sistema de produto (ou sistemas de produto) define os processos unitários e fluxos a serem incluídos no sistema, e depende do objetivo e âmbito definidos, da aplicação e do público pretendidos, dos pressupostos, das restrições de dados e custos, e dos critérios de exclusão, sendo que muitas vezes a fronteira inicial poderá ter de ser redefinida (ISO 2006a). Os dados utilizados no estudo podem ser recolhidos de locais de produção associados aos processos unitários incluídos na fronteira do sistema, ou poderão ser obtidos ou calculados a partir de outras fontes, e deve ser sempre referenciada a origem dos dados (ISO 2006b). É importante descrever a qualidade dos dados utilizados para compreender a fiabilidade dos resultados do estudo e para interpretar os resultados de forma adequada (ISO 2006a); para que os mesmos tenham qualidade é necessário ter em consideração a cobertura temporal dos dados, a cobertura geográfica e a cobertura tecnológica adequadas ao objetivo e âmbito do estudo, entre outras considerações (ISO 2006b). Em estudos de comparação de sistemas, estes devem ser comparados usando a mesma unidade funcional e considerações metodológicas equivalentes, tais como desempenho, fronteira do sistema, qualidade dos dados, procedimentos de alocação, regras de decisão na avaliação de entradas e saídas e na avaliação de impactes, ou seja devem ser equivalentes em comparação, e quaisquer diferenças nestes parâmetros devem ser identificadas e relatadas (ISO 2006b).

O inventário do ciclo de vida (ICV) envolve procedimentos de recolha de dados e de cálculo para a quantificação das entradas e saídas mais relevantes de um sistema de produto, em cada processo unitário que o constitui (ISO 2006a). A descrição de cada processo unitário, assim como

as fontes dos dados que constituem o inventário, devem ser apresentadas nesta etapa (ISO 2006b). Os dados para cada processo unitário podem ser classificados em categorias como: entradas de energia, de matérias-primas, auxiliares e outras entradas físicas; produtos, coprodutos e resíduos; emissões para o ar, descargas para a água e para o solo; outros aspetos ambientais. Qualquer restrição na recolha de dados deve estar documentada (ISO 2006a). Todos os dados em inventário têm de ser validados e estar relacionados com o processo unitário e com a unidade funcional do estudo (ISO 2006b).

A fase de avaliação de impacte da ACV envolve a associação dos dados de inventário a categorias específicas de impacte ambiental e a indicadores de categoria, que foram definidas e escolhidas na fase de definição do objetivo e do âmbito (ISO 2006a). Esta fase do estudo está dividida em três elementos obrigatórios, dos quais irá resultar o perfil da AICV: seleção de categorias de impacte, indicadores de categoria e modelos (ou métodos) de caracterização, imputação dos resultados do ICV (classificação), e cálculo dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização); a AICV pode ainda ser complementada com três elementos opcionais: normalização (cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categoria em relação à informação de referência), agregação e ponderação (ISO 2006a). A escolha das categorias de impacte deve ter em conta as questões ambientais relacionadas com o sistema em estudo e o objetivo e âmbito do mesmo, assim como devem ser descritos o mecanismo ambiental e o modelo de caracterização que relacionam os resultados do ICV com os indicadores de categoria e que fornecem uma base para os fatores de caracterização (ISO 2006b). Os modelos de caracterização refletem o mecanismo ambiental ao descrever a relação entre os resultados do ICV, indicadores de categoria e, por vezes, dos impactes finais por categoria; a partir do modelo de caracterização obtém-se os fatores de caracterização, e o mecanismo ambiental é a soma dos processos ambientais relacionados com a caracterização dos impactes (ISO 2006b). A imputação dos resultados de ICV às categorias de impacte deve ter em conta a imputação dos resultados do ICV que são exclusivos de uma categoria de impacte e a identificação dos resultados de ICV que se relacionam com mais do que uma categoria de impacte, exceto se outro procedimento esteja descrito no objetivo e âmbito (ISO 2006b). O cálculo dos resultados do indicador envolve a conversão dos resultados do inventário em unidades comuns e a agregação de resultados convertidos na mesma categoria de impacte, e esta conversão envolve os fatores de caracterização, da qual resulta um indicador numérico (ISO 2006b). Após todos estes elementos cria-se o perfil da AICV, as entradas e saídas de produto representadas numa compilação separada dos resultados do indicador da categoria da AICV para as diferentes categorias de impacte (ISO 2006b). Também podem ser calculados os elementos opcionais:

normalização, que calcula a magnitude dos resultados do indicador de categoria relativamente a informação de referência, útil para verificar inconsistências; agregação, para ordenar e hierarquizar as categorias de impacte; ponderação, que consiste na conversão e agregação dos resultados do indicador nas categorias de impacte usando fatores numéricos baseados em escolhas de valor; para além destes elementos, pode ainda ser feita uma análise da qualidade dos dados (ISO 2006b).

A interpretação do ciclo de vida é a fase na qual os resultados de ICV e de AICV são considerados, de forma a que a partir dos mesmos se obtenham conclusões, se expliquem limitações e se façam recomendações, e são apresentados de um modo facilmente compreensível, completo e coerente, tendo sempre em conta o objetivo e âmbito (ISO 2006a). Também nesta fase se compreende uma avaliação que considera controlos de integralidade, sensibilidade e coerência de todo o estudo que foi feito (ISO 2006b).

2.4.2 Limitações da ferramenta

Apesar de ser feita uma avaliação na perspetiva de ciclo de vida de um produto, do "berço ao túmulo", e dessa avaliação ser quantitativa, esta ferramenta apresenta um caráter relativo, pois todo o estudo é feito em função da unidade funcional escolhida. Para além disso, a ACV apenas aborda os aspetos e impactes ambientais, sendo que os aspetos sociais e económicos estão fora do âmbito da ACV. É de salientar também que a ACV só refere os impactes ambientais potenciais e as questões ambientais que estão descritas no objetivo e no âmbito (ISO 2006a; Kloepffer 2008). Por vezes, realizar uma ACV pode requerer bastante tempo, o que implica alguns custos, e também os dados necessários nem sempre são fáceis de se obter, e isso pode condicionar as conclusões do estudo (Ferreira 2004; Finnveden et al. 2009). Numa ACV, a probabilidade de existirem incertezas é muito alta, principalmente nos dados introduzidos, nas escolhas feitas (por exemplo nas fronteiras dos sistemas) e nas várias relações que se estabelecem ao longo do processo (Finnveden et al. 2009).

2.4.3 Métodos de caracterização, bases de dados e *software*

Para avaliar os impactes ambientais num estudo de ACV existem vários métodos de caracterização de impactes disponíveis. Estes podem optar por considerar os impactes ao nível de indicadores *midpoint* e/ou *endpoint*. Os indicadores *endpoint* estão ao nível dos impactes em áreas de proteção, que podem ser, por exemplo, saúde humana, ambientes naturais, recursos naturais e ambientes feitos pelo Homem, e estão relacionados com problemas que afetam diretamente a sociedade, enquanto que os indicadores *midpoint* incidem sobre os impactes que

podem ocorrer entre a emissão e as áreas de proteção. Assim, os métodos que utilizam indicadores *endpoint* incluem todo o mecanismo ambiental, desde as emissões até às áreas de proteção. Contudo, os dois tipos de indicadores são modelações parciais, pois com a utilização de *midpoints* todo o mecanismo ambiental desde o *midpoint* até ao *endpoint* não está incluído, e na utilização de *endpoints* nem todas as áreas de proteção estão incluídas (Finnveden et al. 2009). Exemplos de métodos de caracterização são: CML2002, Eco-indicator 99, EDIP97 – EDIP2003, EPS 2000, Impact 2002+, LIME, LUCAS, ReCiPe, Swiss Ecoscarcity, TRACI e MEEuP (CE, CCI, e IAS 2010).

O método ReCiPe 2008 surgiu a partir da junção de outros dois métodos, CML e Eco-indicator 99, que atuam em *midpoints* e em *endpoints*, respetivamente, criando assim um método mais completo que explora em conjunto os dois tipos de indicadores. Existem 18 indicadores *midpoint*: alterações climáticas, depleção da camada de ozono, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de matéria particulada, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade marinha, radiação ionizante, ocupação de solo agrícola, ocupação de solo urbano, transformação de solo natural, depleção de água, depleção de recursos minerais e depleção de combustíveis fósseis, e 3 indicadores *endpoint* que resultam da agregação dos indicadores *midpoint*: danos para a saúde humana, danos para a diversidade do ecossistema e danos para a disponibilidade de recursos. Neste método são discriminadas três perspetivas, de forma a diminuir as incertezas e considerações possíveis adjacentes ao método, agrupando-as em: perspetiva individualista (I), perspetiva hierárquica (H) e perspetiva igualitária (E). A perspetiva I é baseada em interesses a curto prazo, em tipos de impactes que são indiscutíveis e no otimismo por parte do Homem a se adaptar a novas tecnologias; a perspetiva H é baseada nos princípios políticos mais comuns no que toca a prazos e a outras questões; e a perspetiva E é a que toma mais precauções, entrando em conta com períodos de tempo longos e com tipos de impacte ainda pouco explorados (Goedkoop et al. 2013).

Um estudo de ACV requer muita informação e dados. Para tal, existem diferentes bases de dados que facilitam a escolha dos dados que se pretendem, evitando repetições dos mesmos. Alguns exemplos de bases de dados são: SPINE@CPM (da Suécia), PROBAS (da Alemanha), JEMAI (do Japão), NREL (dos Estados Unidos da América), LCI (da Austrália), ecoinvent (da Suíça) e ELCD (da União Europeia) (Finnveden et al. 2009).

É possível encontrar vários *softwares* que permitem realizar um estudo de ACV, como por exemplo: openLCA (GreenDelta, Alemanha), Umberto (ifu hamburg, Alemanha), GaBI

(thinkstep, Alemanha) e SimaPro (PRé, Holanda). O SimaPro tem sido o *software* mais utilizado para a ACV, e inclui várias metodologias de caracterização, incluindo a metodologia ReCiPe (PRé 2016).

2.4.4 Exemplos de estudos sobre Incineração e RH

Existem vários estudos de ACV que incidem sobre a incineração de resíduos, mas são muito escassos os que abordam a gestão de resíduos hospitalares.

A maioria dos estudos sobre incineração dizem respeito à gestão dos resíduos sólidos urbanos. Turconi et al. (2011) avaliaram o impacte do processo de incineração na Alemanha e em Itália usando dois *softwares* diferentes, SimaPro e EASEWASTE, considerando a recuperação de energia e as emissões gasosas. Neste estudo concluíram que a incineradora na Alemanha apresentava menores impactes do que a de Itália devido à maior recuperação de energia, no entanto a incineradora localizada em Itália apresentou um tratamento de emissões gasosas mais eficiente; relativamente à utilização de dois *softwares*, não se notaram diferenças significativas nos resultados. Contudo é preciso ter em conta as diferenças entre as bases de dados e métodos utilizados em cada programa. Zaman (2010) fez um estudo comparativo entre a deposição em aterro sanitário, incineração e gaseificação-pirólise para o tratamento de RSU usando o SimaPro e concluiu que a deposição em aterro sanitário apresentava menos impactes ambientais do que as tecnologias de processamento térmico, e entre estas, a gaseificação-pirólise apresentava menos impactes do que a incineração. Bergsdal, Strømman e Hertwich (2005) elaboraram um estudo comparativo entre duas estratégias para incinerar todos os resíduos que não são reciclados: num primeiro cenário foram utilizados 17 incineradores de pequena dimensão com maior distribuição geográfica, e num segundo cenário foram utilizados 3 incineradores de maior dimensão, mas com menor distribuição geográfica, na região central da Noruega, estando incluído em ambos os cenários o aproveitamento de energia na região; é utilizado o SimaPro e o método é o CML2; o estudo conclui que é mais vantajosa a construção de pequenas incineradoras localizadas em diferentes zonas do que estando centralizadas.

Também se encontram estudos de ACV com foco na incineração de resíduos industriais perigosos. Li et al. (2015) avaliaram os impactes ambientais do processo de incineração para o tratamento de resíduos industriais perigosos na China, em que o incinerador usado é um forno rotativo; o método de caracterização usado foi o EDIP97; o maior impacto do processo de incineração incide na toxicidade humana e no aquecimento global. Hong et al. (2016) estimaram os impactes ambientais do processo de incineração e da deposição em aterro de RIP na China;

foi utilizado o método ReCiPe; concluíram que a redução dos impactos destes dois processos é conseguida através do aumento da eficiência do consumo de combustível e eletricidade, da redução do uso de cimento e hidróxido de sódio, do desenvolvimento das tecnologias de tratamento de emissões gasosas, da redução da distância até aos tratamentos dos RIP e da fomentação do uso de tecnologias que envolvam a reutilização e reciclagem.

Existem poucos estudos de ACV que referem a incineração de RH. Zhao et al. (2008) fizeram um estudo comparativo entre a incineração e a autoclavagem de RH com deposição em aterro sanitário; consideraram cinco cenários: incineração com 0 %, 15 % e 30 % de recuperação de energia, autoclavagem e aterro com 0 % e 10 % de recuperação de energia; alguns dados foram retirados do ecoinvent e o método utilizado foi o CML1999; chegaram à conclusão de que a incineração com recuperação de energia é preferível ao aterro sanitário, a autoclavagem é preferível à incineração com recuperação de energia de 15 %, e todos os impactos podem ser reduzidos quando existe recuperação de energia em qualquer processo. Zhao et al. (2009) compararam três cenários para o tratamento de RH: esterilização (autoclavagem e micro-ondas) com deposição em aterro, esterilização (autoclavagem e micro-ondas) com incineração e posterior recuperação de energia, e incineração direta dos resíduos; o método utilizado foi o CML1999; com este estudo concluíram que a incineração com recuperação de energia é preferível à deposição em aterro, e os gases libertados pelo aterro contribuem significativamente para o aquecimento global e para a toxicidade humana. Koo e Jeong (2015), para além de implementarem a ferramenta ACV, também consideram os custos de ciclo de vida e a ferramenta SSaM-GG (Shared Smart and Mutual – Green Growth), de forma a colmatar as limitações da ACV; neste estudo são avaliadas a incineração com e sem recuperação de energia, a autoclavagem e micro-ondas para tratamento dos RH na Coreia do Sul; são utilizados o SimaPro e AP-42; chegaram à conclusão de que a incineração com recuperação de energia é a melhor opção para o tratamento de RH na Coreia do Sul.

3 CASO DE ESTUDO

Para levar a cabo o estudo em que esta dissertação de mestrado se baseia, foi escolhida como unidade hospitalar o Centro Hospitalar de São João, EPE – Pólo Porto (Hospital de São João) para aferir sobre a recolha e acondicionamento de resíduos hospitalares do grupo IV, e a unidade de tratamento dos resíduos, a central de incineração de RH do grupo IV, está integrada no Centro Integrado de Valorização e Tratamento de Resíduos Hospitalares e Industriais (CIVTRHI), na Chamusca.

Tanto o Hospital de São João como o CIVTRHI são geridos, em parte, pela empresa SUCH – Serviço de Utilização Comum dos Hospitais. O SUCH é uma associação privada sem fins lucrativos com enfoque total no setor da saúde (SUCH). Constituído em 1966, a atividade do SUCH está dividida em três áreas: SUCH Engenharia, SUCH Ambiente e SUCH Nutrição, em que a primeira se prende com o projeto, controlo técnico, manutenção de instalações e equipamentos, e gestão de energia, a segunda com a gestão de roupa, resíduos hospitalares e reprocessamento de dispositivos médicos, e a terceira com a alimentação hospitalar partilhada (SUCH). A anterior central de incineração em funcionamento, no Parque da Saúde de Lisboa, também era gerida pelo SUCH.

3.1 Unidade Hospitalar

A gestão dos resíduos hospitalares, no Hospital de São João, é da responsabilidade do SUCH. Este assegura o encaminhamento dos resíduos hospitalares não perigosos (grupos I e II) e o encaminhamento e tratamento dos resíduos hospitalares perigosos (grupos III e IV) (SUCH).

A triagem e acondicionamento dos resíduos é feita no local de produção, sendo que depois ficam armazenados temporariamente numa sala de resíduos (“sala de sujos”) existente em cada serviço. Após esta fase, os resíduos são transportados internamente até ao armazém existente no piso -2 do hospital, onde são pesados e posteriormente transportados até à unidade de tratamento. Na Figura 3.1 pode ser observado o circuito interno de resíduos hospitalares no Hospital de São João, assim como o percurso dos resíduos até ao seu destino final.

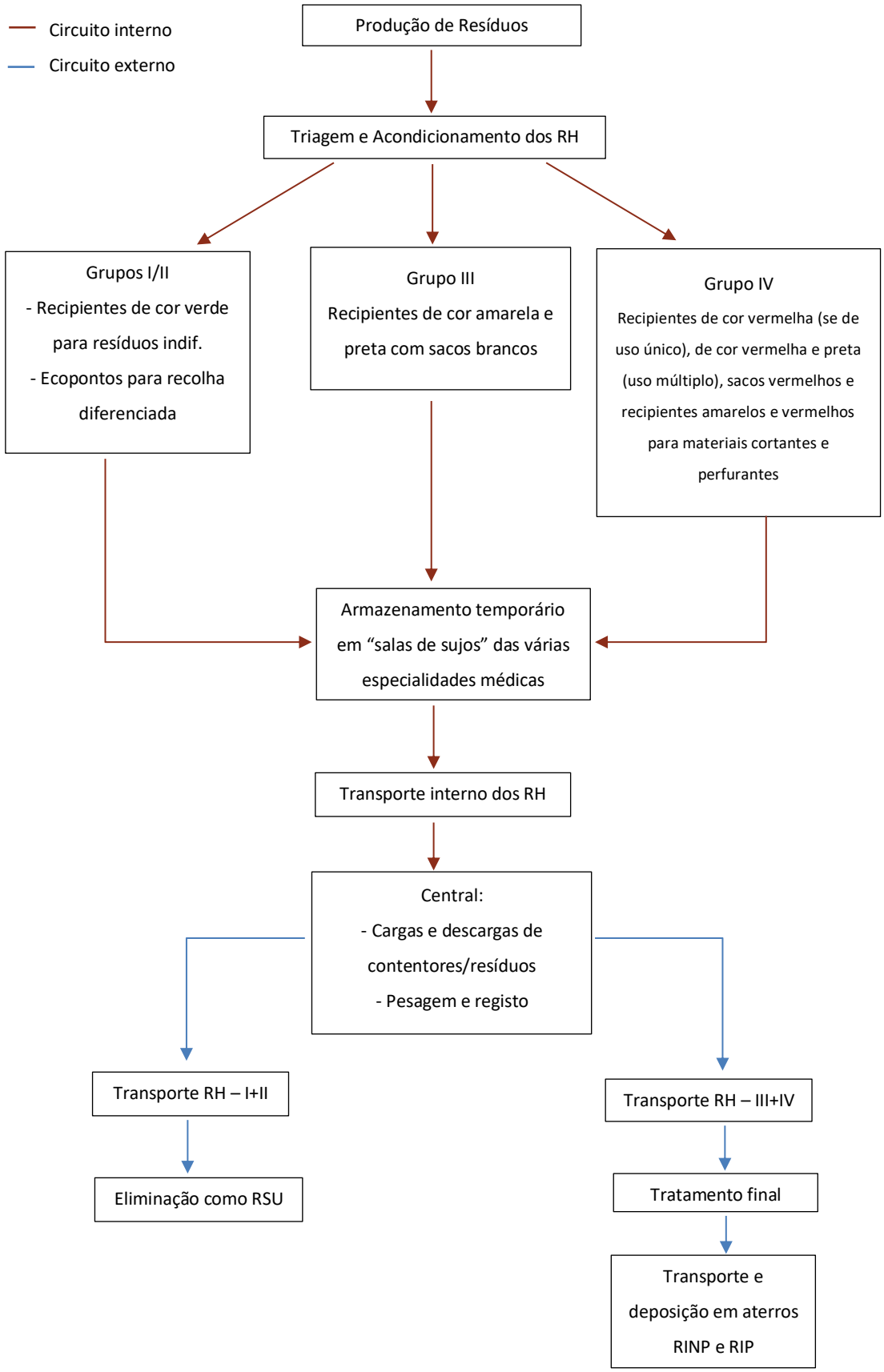


Figura 3.1 - Circuito interno dos RH do grupo IV no HSJ e circuito externo

Os resíduos hospitalares do grupo IV podem ser acondicionados em sacos de plástico de cor vermelha ou em recipientes para materiais cortantes e perfurantes. Os recipientes para materiais cortantes e perfurantes podem ser de 1 litro, 3 litros, 5 litros e 7 litros. Tanto os sacos de plástico como os recipientes para materiais cortantes e perfurantes são colocados dentro de contentores de uso múltiplo, ainda na "sala de sujos" do hospital, exceto os recipientes de 7 litros que excedem a dimensão. Para além dos contentores de uso múltiplo, existem também os contentores de uso único, que acondicionam peças anatómicas identificáveis. Os sacos de plástico, os recipientes para materiais cortantes e perfurantes e os contentores de uso único são incinerados (na central de incineração na Chamusca) em conjunto com os resíduos hospitalares que os mesmos contêm, e os contentores de uso múltiplo são reutilizados. A recolha e o transporte dos RH do grupo IV até à central de incineração é feita três vezes por semana. Em 2016 foram produzidos diariamente, em média, 185,3 kg de resíduos hospitalares do grupo IV, e foram recolhidos cerca de 80 contentores de uso único e uso múltiplo, 250 sacos de plástico e 298 recipientes para materiais cortantes e perfurantes, em cada recolha.



Figura 3.2 - Da esquerda para a direita: recipientes de 7 litros para resíduos cortantes e perfurantes, contentores de uso único e contentores de uso múltiplo

3.2 Unidade de Tratamento

A nova central de incineração de resíduos hospitalares que está inserida no CIVTRHI foi inaugurada em julho de 2016, localizada no Eco-Parque do Relvão, na freguesia de Ulme no concelho da Chamusca (Figura 3.3), vem substituir a central de incineração localizada no Parque da Saúde de Lisboa, que já tinha atingido o limite da sua capacidade (Tecninvest 2011). No mesmo local encontra-se também uma unidade de autoclavagem para desinfeção/esterilização de resíduos hospitalares do grupo III (Tecninvest 2011). A distância desde o Hospital de São João até ao CIVTRHI é de cerca de 239 km. O Somos Ambiente, ACE é que tem o direito de explorar o CIVTRHI, tendo sido também responsável pela sua construção. Somos Ambiente é constituído por três empresas: SUCH – Serviço de Utilização Comum dos Hospitais, Eco-Partner – Consultoria e Projetos Ambientais, SA, e Envikraft A/S (empresa de engenharia dinamarquesa com larga experiência na conceção, construção e instalação de unidades de incineração de resíduos), sendo o SUCH a empresa agrupada maioritária (Tecninvest 2011).



Figura 3.3 - Localização do CIVTRHI

Após o acondicionamento e recolha dos resíduos hospitalares do grupo IV, estes são transportados até ao CIVTRHI, onde o camião será pesado e registado o seu peso, é também verificada a admissibilidade dos resíduos segundo a sua caracterização, e depois os mesmos serão inspecionados para verificação de conformidade com a sua caracterização prévia (Tecninvest 2011).



Figura 3.4 - Edifício do CIVTRHI

De seguida, os resíduos serão incinerados num forno com duas câmaras: na primeira câmara existe um défice de oxigénio e as temperaturas variam entre os 650-800 °C, e nesta câmara ocorre a decomposição térmica dos resíduos, com formação de gases combustíveis e de escórias; na segunda câmara dá-se a combustão dos gases formados na primeira câmara, com a presença de oxigénio em excesso a uma temperatura mínima de 1100 °C e tempo de retenção mínimo de 2 s, pelo que, para manter estas condições, está instalado um queimador auxiliar a gás propano com regulação automática da temperatura (Tecninvest 2011). A energia contida nos gases é depois aproveitada para a produção de vapor em caldeira, através do arrefecimento dos mesmos.



Figura 3.5 - Forno de incineração com câmara de pós-combustão, com realce de uma das portas do forno

No final do processo de incineração, os produtos resultantes são escórias e cinzas volantes. Por cada tonelada de resíduos tratados são produzidos 100 kg de escórias e 6 kg de cinzas volantes. As escórias são depois transportadas para um aterro de resíduos industriais não perigosos e as cinzas volantes são transportadas para um aterro de resíduos industriais perigosos (Tecninvest 2011).



Figura 3.6 - Lado esquerdo – escórias formadas durante o processo; lado direito – saco *big-bag* com cinzas volantes após o tratamento de gases

Posteriormente, os gases, que contêm também as cinzas volantes, são encaminhados diretamente para um sistema de tratamento de gases, após o seu arrefecimento. Este é efetuado por via semi-seca e inclui a injeção de bicarbonato de sódio ou cal e carvão ativado na conduta dos gases a montante dos filtros de mangas para remoção dos compostos ácidos e das partículas, metais pesados e dioxinas.



Figura 3.7 - Produtos usados no processo de tratamento de gases

À parte de todo este processo, também se dá a lavagem de contentores de uso múltiplo, para a sua posterior reutilização, sendo que os contentores ficam, em média, 3 dias nas instalações do CIVTRHI. De momento na instalação ainda não existe a recuperação de energia a partir da incineração dos RH para a produção de energia elétrica.

4 IMPLEMENTAÇÃO DA ACV

4.1 Avaliação do Ciclo de Vida do Tratamento de RH por Incineração

Neste capítulo é feita a avaliação do impacte ambiental associado ao tratamento de resíduos hospitalares do grupo IV por incineração através da ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), aplicando a sua metodologia anteriormente descrita no Subcapítulo 2.4.

Serão analisados dois sistemas de tratamento, um caso real e um cenário, todos eles envolvem o processo de incineração que inclui o tratamento de emissões gasosas. O caso real é o sistema que corresponde ao caso de estudo descrito no Capítulo 3. O cenário 1 introduz modificações ao caso real, analisando a hipótese de se efetivar a recuperação de energia dos gases para produção de eletricidade (algo que está previsto na realidade, mas ainda não está instalada a turbina com gerador elétrico). No caso real será estudado o impacte ambiental do processo de incineração sem recuperação da energia dos gases, no cenário 1 será avaliada a recuperação de 30 % de energia contida nos gases, sendo este o valor ótimo de eficiência segundo Zhao et al. (2008).

A ACV será feita usando o programa de computador, reconhecidamente usado para ACV – SimaPro 8.3.0.0, com a versão da base de dados do ecoinvent 3.3 e inclui também a base de dados ELCD. Após análise, serão interpretados os resultados obtidos, tirando conclusões sobre os impactes ambientais de cada cenário.

4.2 Objetivo e Âmbito do Estudo

4.2.1 Definição do Objetivo

Pretende-se com este estudo avaliar o impacte ambiental do tratamento de RH do grupo IV tendo por base o processo de incineração de RH do grupo IV. São avaliados dois sistemas (sem e com recuperação energética). O estudo avalia os impactes ambientais desde a recolha e acondicionamento dos resíduos na unidade hospitalar até à deposição em aterro após incineração.

A importância deste estudo reflete-se na relevância que a gestão de resíduos hospitalares tem na sociedade, especialmente os RH do grupo IV que são os que apresentam risco efetivo. Este grupo de RH é de incineração obrigatória segundo a legislação em vigor, daí a importância em avaliar os impactes ambientais deste processo, identificar as atividades que mais contribuem para o impacte ambiental e avaliar cenários que possam reduzir os impactes.

O público-alvo deste estudo de ACV serão as unidades da gestão de resíduos hospitalares, as unidades hospitalares e os operadores de gestão de resíduos hospitalares do grupo IV. Não obstante, tratando-se de um tema que afeta a sociedade em geral, todos podem e devem ter conhecimento das conclusões deste estudo.

4.2.2 Definição do Âmbito

Sistemas em estudo

Todos os sistemas em estudo envolvem o processo de incineração como peça central, mas são também avaliados os impactes ambientais desde a recolha e acondicionamento dos RH do grupo IV, transporte do local de produção dos RH até ao tratamento, passando pelo processo de tratamento por incineração, até à sua deposição em aterro controlado para resíduos industriais.

Unidade funcional (UF) e descrição dos sistemas

A UF adotada para este estudo de ACV é de 1 tonelada de resíduos hospitalares do grupo IV a serem tratados num sistema de incineração que inclui tratamento de emissões gasosas.

Em seguida são descritos os sistemas avaliados e detalhadas as fases dos processos de produção:

> **Caso real – Processo de Incineração sem Recuperação de Energia** (Figura 4.1) **–** Os processos analisados incluem: Recolha e acondicionamento dos RH do grupo IV na unidade hospitalar; Transporte dos RH desde o local de produção (HSJ) até ao local de tratamento (CIVTRHI); Tratamento dos resíduos por incineração e tratamento das emissões gasosas; Lavagem e secagem dos contentores de uso múltiplo; Transporte e deposição das cinzas volantes no aterro RIP e transporte e deposição das escórias no aterro RINP.

Cenário 1 – Processo de Incineração com Recuperação de Energia de 30 % (Figura 4.1) – Os processos analisados incluem: Recolha e acondicionamento dos RH do grupo IV na unidade hospitalar; Transporte dos RH desde o local de produção (HSJ) até ao local de tratamento (CIVTRHI); Tratamento dos resíduos por incineração e tratamento das emissões gasosas; Recuperação de calor a partir do arrefecimento dos gases gerados no processo e reutilização de 30 % da energia elétrica produzida; Lavagem e secagem dos contentores de uso múltiplo; Transporte e deposição das cinzas volantes no aterro RIP e transporte e deposição das escórias no aterro RINP.

A etapa de recolha e acondicionamento dos resíduos é igual em ambos os casos, pois o local de produção considerado é o Hospital de São João.

O transporte dos resíduos desde o local de produção até ao local de tratamento também é o mesmo para ambos os casos, admitindo que o sistema de recuperação de calor se situa nas mesmas instalações.

Os processos de incineração e tratamento de gases são idênticos em ambos os sistemas. Considera-se, para a produção de energia elétrica, o que está previsto no Resumo Não Técnico do EIA sobre o CIVTRHI: a energia contida nos gases quentes da combustão será aproveitada na produção de vapor saturado em caldeira, que será expandido numa turbina com condensação à qual estará associado um gerador elétrico (Tecninvest 2011); posteriormente, 30 % da energia elétrica produzida será reutilizada nas instalações; o destino dos restantes 70 % de energia elétrica produzida ultrapassa a fronteira do sistema em estudo.

A lavagem e secagem dos contentores de uso múltiplo é igual em ambos os sistemas. Ter-se-á em conta, no transporte das cinzas e escórias, a distância desde o CIVTRHI até aos dois aterros e o acondicionamento dos mesmos.

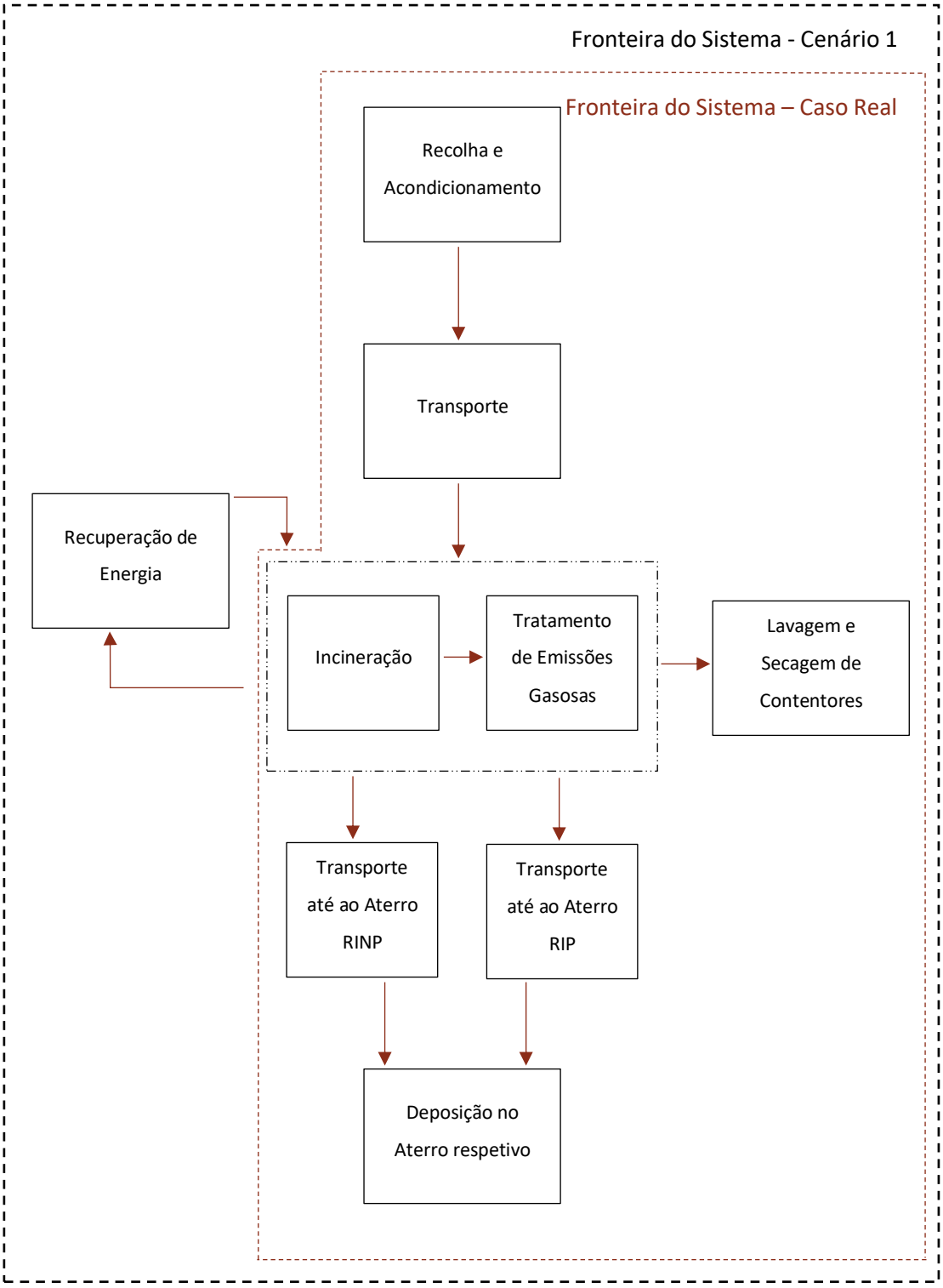


Figura 4.1 - As fronteiras dos sistemas de ACV

4.3 Análise de Inventário

Neste subcapítulo apresenta-se todo o inventário deste estudo de ACV, indicando os fluxos de entrada e de saída das várias etapas de cada sistema, com todos os dados recolhidos e calculados. Os dados estão normalizados matematicamente em relação à unidade funcional escolhida, uma tonelada de resíduos hospitalares do grupo IV por tratar. No programa SimaPro 8.3.0.0 foram utilizadas as bases de dados ecoinvent e ELCD. A origem dos dados retirados está identificada neste subcapítulo, sendo que para o caso real os dados foram obtidos a partir de fontes oficiais das instalações já referidas, e para o cenário 1 foram retirados dados a partir de referências bibliográficas citadas ao longo do Capítulo 4 (apenas para a etapa de recuperação de calor).

Etapa de Recolha e Acondicionamento – Nos dois Sistemas

Em ambos os sistemas a etapa de recolha e acondicionamento é igual, pois todos os dados são provenientes do Hospital de São João. Nesta unidade hospitalar foram produzidos, em 2016, 67830 kg de RH do grupo IV. Este valor engloba não só a massa dos resíduos, mas também dos materiais que os contêm, exceto a massa dos contentores de uso múltiplo, que na pesagem a sua massa é sempre tarada (aproximadamente 3,4 kg). Como já foi referido anteriormente, os RH do grupo IV são acondicionados em contentores de uso múltiplo, contentores de uso único, recipientes para materiais cortantes e perfurantes e sacos de plástico. Assim, procurou-se saber as massas de cada um destes objetos, valores médios, quando os mesmos estão vazios e quando estão cheios. Um contentor de uso único tem uma massa de 1,6 kg e transporta 10,4 kg de RH do grupo IV. Um contentor de uso múltiplo consegue transportar 5 kg de resíduos, que engloba não só os RH do grupo IV, mas também os sacos de plástico e os recipientes para materiais cortantes e perfurantes. O número de cada um destes objetos em cada contentor é, obviamente, muito variável. Não foi possível obter as massas de cada um dos três recipientes para materiais cortantes e perfurantes mais pequenos (1 L, 3 L e 5 L), pois os mesmos já estão acondicionados em contentores de uso múltiplo aquando da pesagem. Como os recipientes de 7 L não estão dentro dos contentores, conseguiu-se saber que a massa de um recipiente de 7 L é de 1 kg e acondiciona, em média, 1,5 kg de RH do grupo IV. Um saco de plástico pesa 29,5 g e transporta aproximadamente 1,03 kg de RH. Assim, como fluxos de entrada na etapa de recolha e acondicionamento dos resíduos escolheram-se os sacos de plástico, os recipientes para materiais cortantes e perfurantes apenas de 7 L, os contentores de uso único e os contentores de uso múltiplo; os fluxos de saída serão exatamente os mesmos (Figura 4.2).

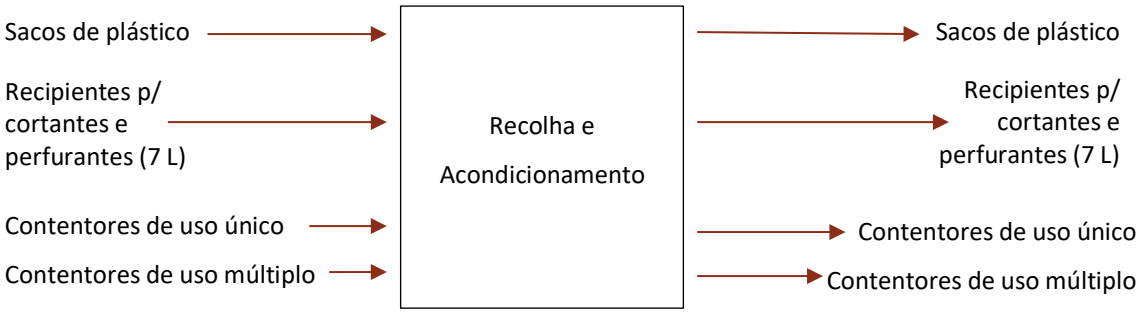


Figura 4.2 - Fluxos de entrada e saída da etapa de recolha e acondicionamento

A Tabela 4.1 mostra as quantidades destes fluxos em função da UF. De salientar que os sacos de plástico, os recipientes para materiais cortantes e perfurantes e os contentores de uso único serão incinerados juntamente com os resíduos. No caso dos contentores de uso múltiplo considerou-se que são reutilizados de 6 em 6 dias e têm um tempo de vida útil de 5 anos. Os processos selecionados no SimaPro para cada fluxo de entrada estão descritos na Tabela 4.1. Nos fluxos de saída, para tratamento, foi selecionado nesta etapa o processo "PP (waste treatment) {GLO} | recycling of PP | Alloc Def, U" para os contentores de uso múltiplo (quantidade de 2,24 kg/t), considerando que os mesmos, no seu fim de vida, serão reciclados. O tratamento dos restantes materiais inclui-se na etapa de incineração.

Tabela 4.1 - Inventário da etapa de recolha e acondicionamento

Fluxos de entrada	Unidades	Quantidade
Sacos de plástico "Packaging film, low density polyethylene {RER} | production | Alloc Def, U"	kg/t	28,6
Recipientes p/ cortantes e perfurantes (7 L) "Polypropylene, granulate {RER} | production | Alloc Def, U"	kg/t	666,7
Contentores de uso único "Polypropylene, granulate {RER} | production | Alloc Def, U"	kg/t	153,8
Contentores de uso múltiplo "Polypropylene, granulate {RER} | production | Alloc Def, U"	kg/t	2,24

Etapa de Transporte desde a Unidade Hospitalar até ao CIVTRHI – Nos dois Sistemas

Os impactes ambientais do transporte desde o Hospital de São João até ao CIVTRHI também serão considerados no estudo. A distância entre os dois locais é de 239 km. Como uma tonelada de RH do grupo IV tem de percorrer esta distância até ao tratamento, adota-se, para cálculos do impacte do transporte, o valor de 239 tkm. O processo escolhido no SimaPro foi "Transport, freight, lorry > 32 metric ton, EURO4 {GLO} | market for | Alloc Def, U" pois os resíduos serão transportados num camião TIR, assumindo que a maioria do tipo de camiões utilizados neste transporte seja registada a partir de outubro de 2006.

Etapa de Incineração e Tratamento de Emissões Gasosas – Caso Real

Os dados obtidos do CIVTRHI estão presentes na Tabela 4.2. Tendo em conta que para o SimaPro avaliar corretamente o processo seriam necessários mais dados, adaptou-se o processo "Hazardous waste, for incineration {Europe without Switzerland} | treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration | Alloc Def, U", juntando os dados do CIVTRHI e retirando as emissões provenientes da deposição em aterro que este processo já incluía inicialmente. Este processo engloba também a construção da central. Os fluxos de entrada e saída (que englobam apenas os dados cedidos pelo CIVTRHI) desta etapa estão representados na Figura 4.3.

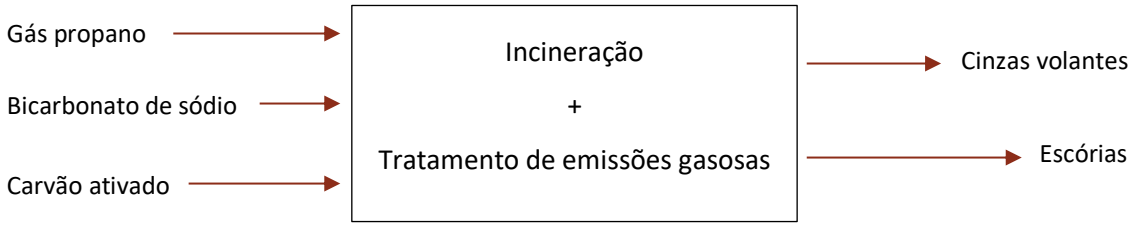


Figura 4.3 - Fluxos de entrada e saída da etapa de incineração e tratamento de emissões gasosas (dados do CIVTRHI)

De salientar que nesta etapa são libertadas emissões gasosas, mas para as contabilizar recorreu-se ao processo já referido do SimaPro.

A central de incineração tem capacidade para tratar cerca de 10000 toneladas de resíduos por ano, e consome cerca de 131,67 tep/ano de gás propano para o funcionamento da central. Fazendo os cálculos, concluiu-se que o consumo de gás propano por tonelada de RH do grupo IV é de 551 MJ/t. Os valores dos restantes *inputs* e *outputs* foram fornecidos já em função da UF. Os processos utilizados no SimaPro, que foram adicionados e/ou substituíram outros, estão presentes na Tabela 4.2. Para a representação do bicarbonato de sódio escolheu-se o processo

que está na tabela, pois para além de nas bases de dados mais recentes do SimaPro não se ter encontrado o processo com bicarbonato de sódio, a cal também pode ser utilizada no tratamento de gases em substituição do bicarbonato de sódio. Os processos que traduzem os fluxos de saída para tratamento de cinzas volantes e escórias estão presentes nas etapas dos respetivos aterros.

Tabela 4.2 - Inventário da etapa de incineração e tratamento de emissões gasosas (dados CIVTRHI)

Fluxos de entrada	Unidades	Quantidade
Gás propano "Heat, district or industrial, other than natural gas {RoW} | heat production, propane, at industrial furnace > 100 kW | Alloc Def, U"	MJ/t	551
Bicarbonato de sódio "Lime, hydrated, packed {GLO} | market for | Alloc Def, U"	kg/t	40
Carvão ativado "Activated carbon, granular {GLO} | market for activated carbon, granular | Alloc Def, U"	kg/t	3

<u>Etapa de Incineração e Tratamento de Emissões Gasosas com Recuperação de Energia – Cenário 1</u>

Esta é a única etapa que distingue os dois sistemas em estudo. Na recuperação de energia a partir da incineração de resíduos, a energia térmica do vapor gerado aquando do arrefecimento dos gases libertados do forno de incineração (por permuta de calor entre a água da caldeira e os gases) é transformada em energia mecânica ao entrar na turbina, à qual estará ligado um gerador elétrico que transformará a energia mecânica em energia elétrica, gerando eletricidade. Pela descrição do processo entende-se que o único fluxo de entrada para este processo seria uma entrada de água, algo que é insignificante para o *software* utilizado. Posto isto, a solução encontrada passou por adaptar a etapa de incineração do caso real colocando o mesmo processo que se utilizou no caso real para consumo do propano na entrada de "produtos evitados", sendo que o valor alocado nessa entrada corresponde a 30 % do propano utilizado (551 MJ/t), ou seja 165 MJ/t.

Etapa de Lavagem e Secagem de Contentores – Nos dois Sistemas

Na etapa de lavagem e secagem dos contentores de uso múltiplo são gastos água e detergente para a lavagem, e energia elétrica na secagem (Figura 4.4). Não foi possível contabilizar a água residual que resulta desta etapa. Com os dados obtidos a partir do CIVTRHI, chegaram-se aos valores de inventário presentes na Tabela 4.3, onde também estão presentes os processos adotados no SimaPro.

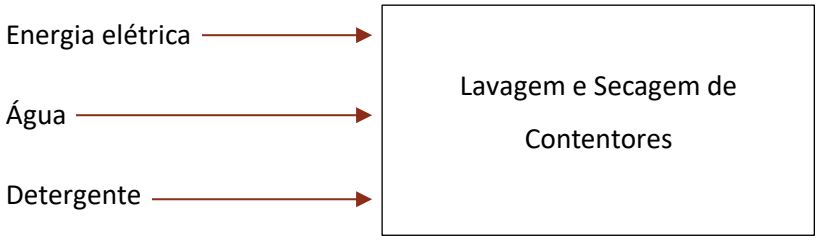


Figura 4.4 - Fluxos considerados na etapa de lavagem e secagem de contentores

Tabela 4.3 - Inventário da etapa de lavagem e secagem de contentores

Fluxos de entrada	Unidades	Quantidade
Energia elétrica "Electricity, medium voltage {PT} | market for | Alloc Def, U"	MJ/t	4,32
Água "Tap water {RoW} | tap water production, conventional with biological treatment | Alloc Def, U"	kg/t	107
Detergente "Sodium perborate, monohydrate, powder {RER} | production | Alloc Def, U"	kg/t	1,07

Etapa de Transporte do Tratamento até ao Aterro RINP – Nos dois Sistemas

No transporte até ao aterro de resíduos industriais não perigosos é apenas considerado o transporte das escórias produzidas no processo de incineração, cuja quantidade é, por tonelada de RH do grupo IV por tratar, 100 kg. As escórias são transportadas num contentor até ao aterro de RINP. A distância até ao aterro RINP é de 3,5 km, por isso, seguindo o mesmo raciocínio que foi feito para a etapa de transporte desde a unidade hospitalar até ao CIVTRHI, adotar-se-á o valor 3,5 tkm em inventário. O processo escolhido no SimaPro foi "Transport, freight, lorry 16 – 32 metric ton, EURO4 {GLO} | market for | Alloc Def, U".

Etapa de Transporte do Tratamento até ao Aterro RIP – Nos dois Sistemas

A distância do CIVTRHI até ao aterro RINP é também de aproximadamente 3,5 km. Nesta etapa as cinzas volantes são transportadas em sacos de polipropileno *big-bags*. Assim, nesta etapa de transporte também se entrou em conta com a quantidade de *big-bags* que é necessária para transportar a quantidade de cinzas volantes que resultam da incineração de uma tonelada de RH grupo IV (6 kg/t). Sabendo que um *big-bag* tem uma massa de 1 kg e que em cada viagem são transportados cerca de 20 *big-bags*, então a massa necessária de *big-bags*, para uma tonelada de RH do grupo IV por tratar é de 0,012 kg. O processo selecionado para o transporte foi "Transport, freight, lorry 16 – 32 metric ton, EURO4 {GLO} | market for | Alloc Def, U" e também se considera que uma tonelada de cinzas volantes e *big-bags* tem de percorrer 3,5 km (3,5 tkm). Para os *big-bags* utilizou-se o processo "Polypropylene, granulate {RER} | production | Alloc Def, U".

Etapa de Deposição das Escórias em Aterro RINP – Nos dois Sistemas

As escórias são, após transporte, depositadas no aterro para resíduos industriais não perigosos, na quantidade de 100 kg. O processo utilizado nesta etapa foi "Average incineration residue {RoW} | treatment of, residual material landfill | Alloc Def, U".

Etapa de Deposição das Cinzas Volantes em Aterro RIP – Nos dois Sistemas

As cinzas volantes serão depositadas em aterro RIP na quantidade de 6 kg, assim como os *big-bags* (0,012 kg). O processo utilizado no SimaPro foi "Disposal, hazardous waste, 25% water, to hazardous waste incineration/CH U" para ambos os produtos.

4.4 Avaliação de Impacte do Ciclo de Vida

A avaliação de impactes ambientais foi realizada até à etapa de caracterização. O método utilizado para a avaliação de impactes é o ReCiPe Midpoint (H), ou seja as categorias estão a um nível *midpoint* numa perspetiva hierárquica. As categorias de impacte selecionadas estão representadas na Tabela 4.4, assim como as unidades obtidas a partir dos fatores de caracterização selecionados pela metodologia escolhida. Visto que o método escolhido cria uma ligação entre indicadores *midpoint* e *endpoint*, na tabela também estão representados os três indicadores *endpoint* a que cada categoria de impacte escolhida pertence.

Tabela 4.4 - Categorias de impacte selecionadas, unidades e áreas de proteção (*endpoint*) da metodologia ReCiPe Midpoint (H) (Goedkoop et al. 2013)

Categorias de impacte (*midpoint*)	Abreviatura	Unidades	*Endpoint*
Alterações climáticas	AC	kg CO_2 eq	Saúde humana; Diversidade ecossistema
Depleção da camada de ozono	DCO	kg CFC-11 eq	Saúde humana
Acidificação terrestre	AT	kg SO_2 eq	Diversidade ecossistema
Eutrofização de água doce	EAD	kg P eq	Diversidade ecossistema
Eutrofização marinha	EM	kg N eq	-
Toxicidade humana	TH	kg 1,4-DB eq	Saúde humana
Formação de oxidantes fotoquímicos	FOF	kg NMVOC	Saúde humana
Formação de matéria particulada	FMP	kg PM_{10} eq	Saúde humana
Ecotoxicidade terrestre	ETT	kg 1,4-DB eq	Diversidade ecossistema
Ecotoxicidade de água doce	ETAD	kg 1,4-DB eq	Diversidade ecossistema
Ecotoxicidade marinha	ETM	kg 1,4-DB eq	Diversidade ecossistema
Radiação ionizante	RI	kBq U^{235} eq	Saúde humana
Ocupação de solo agrícola	OSA	m^2a	Diversidade ecossistema
Ocupação de solo urbano	OSU	m^2a	Diversidade ecossistema
Transformação de solo natural	TSN	m^2	Diversidade ecossistema
Depleção de água	DA	m^3	-
Depleção de recursos minerais	DRM	kg Fe eq	Disponibilidade recursos
Depleção de recursos fósseis	DRF	kg oil eq	Disponibilidade recursos

4.4.1 Resultados obtidos: caso real e cenário 1

Como resultados desta etapa obtêm-se os indicadores para cada categoria de impacte através da multiplicação dos resultados do inventário pelos respetivos fatores de caracterização.

Os resultados obtidos para cada sistema em estudo estão presentes na Tabela 4.5 e Tabela 4.6.

Tabela 4.5 - Resultados obtidos do estudo de ACV para todas as etapas do caso real: Processo de Incineração sem Recuperação de Energia

Categoria de impacte (Abreviatura)	Unidade	Total	Recolha e acondicionamento	Transporte da unidade hospitalar até ao tratamento	Incineração sem recuperação de energia	Lavagem e secagem de contentores	Transporte: tratamento até ao aterro RIP	Transporte: tratamento até ao aterro RINP	Aterro RIP	Aterro RINP
Alterações climáticas (AC)	kg CO_2 eq	3,68E+03	1,70E+03	2,14E+01	1,90E+03	4,38E+00	6,03E-01	5,79E-01	1,46E+01	3,65E+01
Depleção da camada de ozono (DCO)	kg CFC-11 eq	1,77E-04	2,28E-06	4,15E-06	1,68E-04	5,66E-07	1,08E-07	1,08E-07	6,45E-07	1,85E-06
Acidificação terrestre (AT)	kg SO_2 eq	7,13E+00	4,94E+00	8,51E-02	1,97E+00	2,23E-02	2,37E-03	2,30E-03	1,62E-02	8,77E-02
Eutrofização de água doce (EAD)	kg P eq	4,23E-01	6,33E-02	1,60E-03	1,66E-01	1,75E-03	4,62E-05	4,55E-05	4,90E-03	1,86E-01
Eutrofização marinha (EM)	kg N eq	2,60E-01	1,44E-01	4,22E-03	1,05E-01	9,10E-04	1,17E-04	1,15E-04	1,36E-03	3,83E-03
Toxicidade humana (TH)	kg 1,4-DB eq	3,36E+02	2,23E+01	6,94E+00	1,65E+02	1,76E+00	1,56E-01	1,56E-01	1,88E+00	1,38E+02
Formação de oxidantes fotoquímicos (FOF)	kg NMVOC	8,22E+00	6,60E+00	1,21E-01	1,38E+00	1,39E-02	3,20E-03	3,11E-03	1,33E-02	8,72E-02
Formação de matéria particulada (FMP)	kg PM_{10} eq	2,90E+00	1,68E+00	5,03E-02	1,11E+00	1,21E-02	1,22E-03	1,19E-03	5,55E-03	4,20E-02
Ecotoxicidade terrestre (ETT)	kg 1,4-DB eq	1,10E-01	6,61E-03	1,31E-02	3,54E-02	3,50E-04	2,57E-04	2,57E-04	2,94E-04	5,40E-02
Ecotoxicidade de água doce (ETAD)	kg 1,4-DB eq	1,86E+01	2,02E+00	7,38E-02	4,16E+00	5,75E-02	1,97E-03	1,94E-03	1,08E-01	1,22E+01
Ecotoxicidade marinha (ETM)	kg 1,4-DB eq	1,50E+01	1,72E+00	1,53E-01	4,14E+00	5,44E-02	3,44E-03	3,42E-03	1,05E-01	8,79E+00
Radiação ionizante (RI)	kBq U^{235} eq	5,28E+01	4,44E+00	1,81E+00	4,38E+01	4,37E-01	4,50E-02	4,50E-02	1,21E+00	1,04E+00
Ocupação de solo agrícola (OSA)	m^2a	2,94E+01	6,97E+00	3,18E-01	2,09E+01	4,34E-01	7,22E-03	7,22E-03	5,55E-02	6,08E-01
Ocupação de solo urbano (OSU)	m^2a	8,48E+00	4,75E-01	2,15E+00	4,43E+00	5,35E-02	3,13E-02	3,13E-02	4,64E-02	1,26E+00
Transformação de solo natural (TSN)	m^2	6,15E-02	3,63E-03	8,92E-03	5,44E-02	9,23E-04	2,30E-04	2,30E-04	1,11E-03	-8,01E-03
Depleção de água (DA)	m^3	2,41E+01	1,40E+01	6,99E-02	9,53E+00	2,10E-01	1,84E-03	1,65E-03	1,90E-01	1,43E-01
Depleção de recursos minerais (DRM)	kg Fe eq	2,05E+01	1,88E+00	6,22E-01	1,69E+01	2,50E-01	1,94E-02	1,93E-02	1,80E-01	5,64E-01
Depleção de recursos fósseis (DRF)	kg oil eq	1,45E+03	1,34E+03	8,03E+00	9,68E+01	1,28E+00	2,29E-01	2,10E-01	1,62E+00	4,93E+00

Tabela 4.6 - Resultados obtidos do estudo de ACV para todas as etapas do cenário 1: Processo de Incineração com Recuperação de Energia

Categoria de impacte (Abreviatura)	Unidade	Total	Recolha e acondicionamento	Transporte da unidade hospitalar até ao tratamento	Incineração com recuperação de energia	Lavagem e secagem de contentores	Transporte: tratamento até ao aterro RIP	Transporte: tratamento até ao aterro RINP	Aterro RIP	Aterro RINP
Alterações climáticas (AC)	kg CO_2 eq	3,67E+03	1,70E+03	2,14E+01	1,89E+03	4,38E+00	6,03E-01	5,79E-01	1,46E+01	3,65E+01
Depleção da camada de ozono (DCO)	kg CFC-11 eq	1,75E-04	2,28E-06	4,15E-06	1,65E-04	5,66E-07	1,08E-07	1,08E-07	6,45E-07	1,85E-06
Acidificação terrestre (AT)	kg SO_2 eq	7,10E+00	4,94E+00	8,51E-02	1,94E+00	2,23E-02	2,37E-03	2,30E-03	1,62E-02	8,77E-02
Eutrofização de água doce (EAD)	kg P eq	4,23E-01	6,33E-02	1,60E-03	1,65E-01	1,75E-03	4,62E-05	4,55E-05	4,90E-03	1,86E-01
Eutrofização marinha (EM)	kg N eq	2,59E-01	1,44E-01	4,22E-03	1,05E-01	9,10E-04	1,17E-04	1,15E-04	1,36E-03	3,83E-03
Toxicidade humana (TH)	kg 1,4-DB eq	3,35E+02	2,23E+01	6,94E+00	1,64E+02	1,76E+00	1,56E-01	1,56E-01	1,88E+00	1,38E+02
Formação de oxidantes fotoquímicos (FOF)	kg NMVOC	8,20E+00	6,60E+00	1,21E-01	1,36E+00	1,39E-02	3,20E-03	3,11E-03	1,33E-02	8,72E-02
Formação de matéria particulada (FMP)	kg PM_{10} eq	2,89E+00	1,68E+00	5,03E-02	1,10E+00	1,21E-02	1,22E-03	1,19E-03	5,55E-03	4,20E-02
Ecotoxicidade terrestre (ETT)	kg 1,4-DB eq	1,10E-01	6,61E-03	1,31E-02	3,51E-02	3,50E-04	2,57E-04	2,57E-04	2,94E-04	5,40E-02
Ecotoxicidade de água doce (ETAD)	kg 1,4-DB eq	1,86E+01	2,02E+00	7,38E-02	4,14E+00	5,75E-02	1,97E-03	1,94E-03	1,08E-01	1,22E+01
Ecotoxicidade marinha (ETM)	kg 1,4-DB eq	1,50E+01	1,72E+00	1,53E-01	4,13E+00	5,44E-02	3,44E-03	3,42E-03	1,05E-01	8,79E+00
Radiação ionizante (RI)	kBq U^{235} eq	5,20E+01	4,44E+00	1,81E+00	4,29E+01	4,37E-01	4,50E-02	4,50E-02	1,21E+00	1,04E+00
Ocupação de solo agrícola (OSA)	m^2a	2,93E+01	6,97E+00	3,18E-01	2,09E+01	4,34E-01	7,22E-03	7,22E-03	5,55E-02	6,08E-01
Ocupação de solo urbano (OSU)	m^2a	8,45E+00	4,75E-01	2,15E+00	4,39E+00	5,35E-02	3,13E-02	3,13E-02	4,64E-02	1,26E+00
Transformação de solo natural (TSN)	m^2	5,68E-02	3,63E-03	8,92E-03	4,98E-02	9,23E-04	2,30E-04	2,30E-04	1,11E-03	-8,01E-03
Depleção de água (DA)	m^3	2,41E+01	1,40E+01	6,99E-02	9,51E+00	2,10E-01	1,84E-03	1,65E-03	1,90E-01	1,43E-01
Depleção de recursos minerais (DRM)	kg Fe eq	2,04E+01	1,88E+00	6,22E-01	1,69E+01	2,50E-01	1,94E-02	1,93E-02	1,80E-01	5,64E-01
Depleção de recursos fósseis (DRF)	kg oil eq	1,45E+03	1,34E+03	8,03E+00	9,24E+01	1,28E+00	2,29E-01	2,10E-01	1,62E+00	4,93E+00

4.5 Interpretação do Ciclo de Vida

Neste subcapítulo serão interpretados os resultados obtidos, em cada categoria de impacte, para cada etapa de cada um dos sistemas, e será também feita uma avaliação comparativa entre os dois sistemas.

Na Figura 4.5 estão representados os resultados obtidos na AICV para o caso real – Incineração de RH do Grupo IV sem Recuperação de Energia – na forma gráfica, em valores percentuais e dimensionados a 100 %.

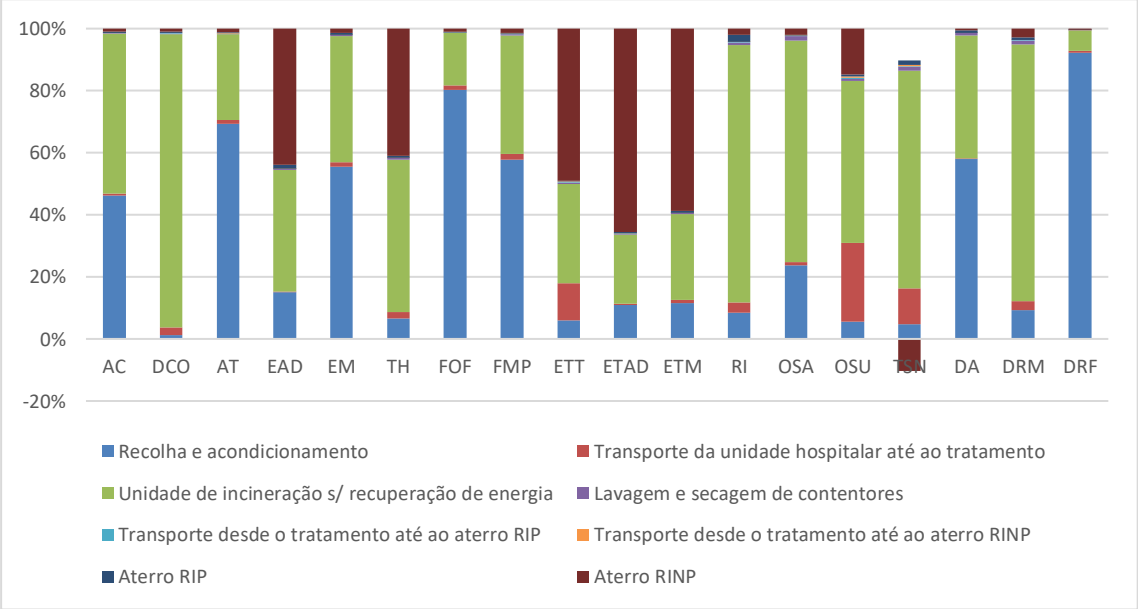


Figura 4.5 - Contribuições ambientais de cada etapa do caso real, para cada categoria de impacte

Pela análise da Figura 4.5, conclui-se que as etapas com maior contribuição para todas as categorias de impacte são a recolha e acondicionamento, a unidade de incineração e a deposição em aterro para RINP.

A etapa de recolha e acondicionamento é a maior contribuidora para 6 das 18 categorias de impacte estudadas. Esta etapa, quando comparada com as restantes etapas, tem uma maior contribuição relativa para as categorias "acidificação terrestre", "eutrofização marinha", "formação de oxidantes fotoquímicos", "formação de matéria particulada", "depleção de água" e "depleção de recursos fósseis".

A etapa de incineração sem recuperação de energia apresenta maiores impactes em 8 das 18 categorias de impacte consideradas. As categorias de impacte em que esta etapa contribui de forma significativa são “alterações climáticas”, “depleção da camada de ozono”, “toxicidade humana”, “radiação ionizante”, “ocupação de solo agrícola”, “ocupação de solo urbano”, “transformação de solo natural” e “depleção de recursos minerais”.

Por fim, a etapa de deposição em aterro RINP contribui maioritariamente para 4 das 18 categorias: “eutrofização da água doce”, “ecotoxicidade terrestre”, “ecotoxicidade da água doce” e “ecotoxicidade marinha”. Destaca-se a contribuição positiva desta etapa (pois o valor absoluto é negativo) para a categoria “transformação de solo natural”.

Na Figura 4.6 apresenta-se o mesmo tipo de gráfico para o cenário 1.

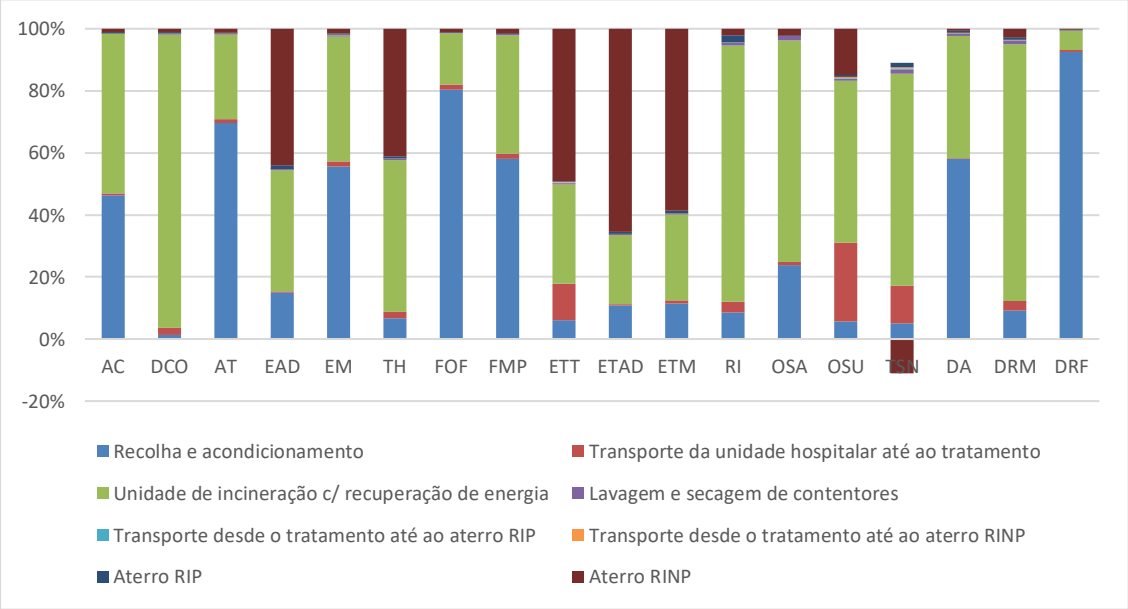


Figura 4.6 - Contribuições ambientais de cada etapa do cenário 1, para cada categoria de impacte

Dado que a diferença entre os dois sistemas em estudo é mínima, como se pôde constatar pelos resultados obtidos, as etapas que apresentam maiores impactes em cada categoria mantêm-se no cenário 1. A Tabela 4.7 apresenta em detalhe o que está na origem das contribuições das etapas em cada categoria para o caso real e para o cenário 1.

Tabela 4.7 - Principais causas dos impactes de cada etapa em cada categoria, para os dois sistemas

Categorias de Impacte	Caso Real Incineração sem Recuperação de Energia	Cenário 1 Incineração com Recuperação de Energia
Alterações Climáticas	× **Recolha e acondicionamento** × **Incineração** - Libertação de CO_2	× **Recolha e acondicionamento** × **Incineração** - Libertação de CO_2
Depleção da Camada de Ozono	× **Incineração** - Libertação de compostos tetraclorados e CFC	× **Incineração** - Libertação de compostos tetraclorados e CFC
Acidificação Terrestre	× **Recolha e acondicionamento** - Libertação de SO_2	× **Recolha e acondicionamento** - Libertação de SO_2
Eutrofização da Água Doce	× **Incineração** × **Aterro RINP** - Libertação de fosfatos	× **Incineração** × **Aterro RINP** - Libertação de fosfatos
Eutrofização Marinha	× **Recolha e acondicionamento** - Libertação de NO_x × **Incineração** - Libertação de nitratos	× **Recolha e acondicionamento** - Libertação de NO_x × **Incineração** - Libertação de nitratos
Toxicidade Humana	× **Incineração** - Libertação de manganésio × **Aterro RINP** - Libertação de antimónio	× **Incineração** - Libertação de manganésio × **Aterro RINP** - Libertação de antimónio
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	× **Recolha e acondicionamento** - Libertação de NMVOC	× **Recolha e acondicionamento** - Libertação de NMVOC
Formação de Matéria Particulada	× **Recolha e acondicionamento** - Libertação de SO_2 × **Incineração** - Libertação de $PM_{2,5}$	× **Recolha e acondicionamento** - Libertação de SO_2 × **Incineração** - Libertação de $PM_{2,5}$
Ecotoxicidade Terrestre	× **Aterro RINP** - Libertação de bromo	× **Aterro RINP** - Libertação de bromo
Ecotoxicidade de Água Doce	× **Aterro RINP** - Libertação de cobre	× **Aterro RINP** - Libertação de cobre
Ecotoxicidade Marinha	× **Aterro RINP** - Libertação de cobre	× **Aterro RINP** - Libertação de cobre
Radiação Ionizante	× **Incineração** - Libertação de rádon-222	× **Incineração** - Libertação de rádon-222
Ocupação de Solo Agrícola	× **Incineração** - Ocupação de terreno	× **Incineração** - Ocupação de terreno
Ocupação de Solo Urbano	× **Incineração** - Utilização de estradas	× **Incineração** - Utilização de estradas
Transformação de Solo Natural	× **Incineração** - Transformação do terreno: construção e funcionamento ✓ **Aterro RINP** - Reabilitação do terreno após o encerramento do aterro	× **Incineração** - Transformação do terreno: construção e funcionamento ✓ **Aterro RINP** - Reabilitação do terreno após o encerramento do aterro
Depleção de Água	× **Recolha e acondicionamento** - Consumo de água	× **Recolha e acondicionamento** - Consumo de água
Depleção de Recursos Minerais	× **Incineração** - Consumo de ferro	× **Incineração** - Consumo de ferro
Depleção de Recursos Fósseis	× **Recolha e acondicionamento** - Consumo de óleo, petróleo	× **Recolha e acondicionamento** - Consumo de óleo, petróleo

× Impacte negativo; ✓ Impacte positivo

Como se pode constatar pela Tabela 4.7, para além de quantitativamente os impactes nos dois sistemas serem muito semelhantes, as principais causas desses impactes são exatamente as mesmas nos dois sistemas.

Observando as razões pelas quais a etapa de recolha e acondicionamento dos resíduos contribui de forma tão significativa para algumas das categorias de impacte prende-se com a produção dos plásticos, polietileno e polipropileno, pois nos processos escolhidos para esta etapa está incluída a produção de plástico. Em tal fabrico são libertadas emissões gasosas (compostas principalmente por CO_2, SO_2, óxidos de azoto e NMVOC) e são consumidas como matérias-primas a água e o petróleo. Para além disto, destaca-se que a quantidade de contentores e sacos de plástico que são utilizados por tonelada de RH do grupo IV por tratar é bastante elevada (ver Tabela 4.1), o que leva a maiores impactes negativos no ambiente.

Do processo de incineração, como já foi referido anteriormente, resultam sempre emissões gasosas, cinzas volantes e escórias. Algumas das principais causas para o grande impacte da incineração (nos dois sistemas estudados) são as emissões gasosas (CO_2, compostos tetraclorados e CFC, $PM_{2,5}$ e rádon-222), e outras emissões são para a água (fosfatos, nitratos e manganésio). Estas emissões para a água justificam-se pelo facto de estar incluído no processo escolhido para a incineração o tratamento de gases por via húmida, portanto estas emissões só poderão ter origem no tratamento de gases, algo que se pode considerar próximo da realidade, pois no CIVTRHI o tratamento das emissões gasosas é feito por via semi-seca (e assim também se justifica o consumo de água, para a categoria “depleção de água”, no processo de incineração). A etapa de incineração também causa grandes impactes negativos nas categorias “ocupação de solo agrícola”, “ocupação de solo urbano”, “transformação de solo natural” e “depleção de recursos fósseis”, devido à construção da central em ambiente rural, com baixa densidade populacional, alterando a paisagem natural, aumento do tráfego nas estradas da zona envolvente, e à utilização de recursos minerais (principalmente ferro) para a sua construção.

A partir do aterro RINP resultam principalmente emissões para a água de fosfatos, antimónio, bromo e cobre, presentes nos resíduos industriais e que se vão dissolvendo. Estas emissões são resultado da mobilização dos lixiviados produzidos no aterro. Este é um fenómeno que ocorre também no aterro para RIP, apenas não se refletiu neste estudo da mesma forma que para a etapa do aterro RINP pois as quantidades depositadas nos diferentes aterros, em função da unidade funcional, são bastante diferentes (6 kg de cinzas volantes depositadas em aterro RIP e 100 kg de escórias depositadas em aterro RINP). A etapa de deposição em aterro RINP apresenta o único impacte positivo e significativo de todo o estudo, na categoria “transformação de solo

natural". Isto deve-se ao facto de que, após o encerramento do aterro, a área ocupada pelo aterro será reabilitada, passando a ter novas funções (por exemplo de lazer). A etapa de deposição em aterro RIP também apresenta um impacte positivo nesta categoria pelo mesmo motivo, contudo não é significativo pela razão referida anteriormente.

As restantes etapas comuns aos dois sistemas, à exceção do transporte desde o HSJ até ao CIVTRHI, não se apresentam como significativas no que respeita à contribuição para as várias categorias de impacte. Esta etapa apresenta, dentro das suas maiores contribuições as categorias "ecotoxicidade terrestre", "transformação de solo natural" e "ocupação de solo urbano", sendo que apresenta maior impacte nesta última, devido à utilização de estradas, o que é compreensível, visto que a distância entre os dois locais é de 239 km; os impactes nas restantes categorias também se prendem com a longa distância percorrida, e com as emissões resultantes do transporte.

4.5.1 Comparação entre os dois sistemas

Como se pôde concluir, não existem diferenças significativas entre os dois sistemas em estudo. A Figura 4.7 ajuda a percecionar as diferenças entre cada sistema.

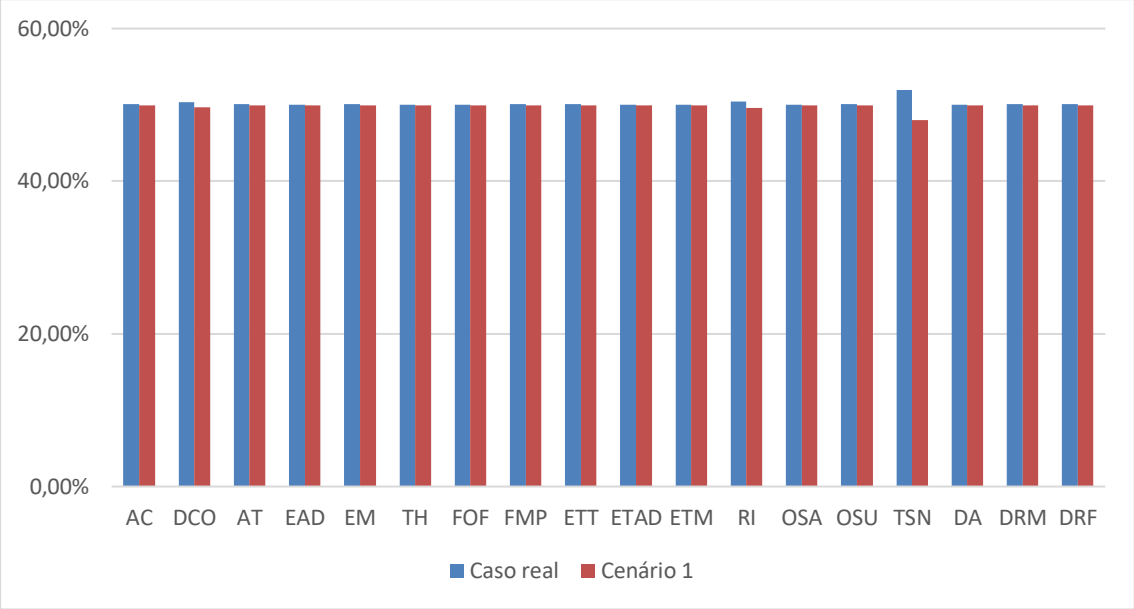


Figura 4.7 - Comparação entre os dois sistemas, para cada categoria de impacte

Comparando os dois sistemas (Figura 4.7) é possível verificar que, apesar das diferenças de impacte entre os mesmos não serem significantes, em todas as categorias o caso real, que não contempla a recuperação de energia, tem maior impacte do que o cenário 1, com recuperação de energia. As diferenças são mais notórias nas categorias "transformação de solo natural", "radiação ionizante" e "depleção da camada de ozono". Os valores totais absolutos de cada sistema podem ser encontrados nas tabelas 4.5 e 4.6. Na categoria "transformação de solo natural", o valor total do caso real é de $6{,}15 \times 10^{-2}$ m^2 e do cenário 1 é de $5{,}68 \times 10^{-2}$ m^2. Na categoria "radiação ionizante" o valor total do caso real é de 52,8 kBq U^{235} eq e do cenário 1 é de 52 kBq U^{235} eq. Na categoria "depleção da camada de ozono" o valor do caso real é de $1{,}77 \times 10^{-4}$ kg CFC-11 eq e do cenário 1 é de $1{,}75 \times 10^{-4}$ kg CFC-11 eq. Estas diferenças devem-se ao facto de que o consumo de gás propano não é tão elevado com a recuperação de energia, pois há uma diminuição na produção do combustível.

Visto que a única alteração de um sistema para outro é a etapa de incineração (sem ou com recuperação de energia), a Figura 4.8 apresenta as diferenças entre cada uma destas etapas para cada categoria de impacte.

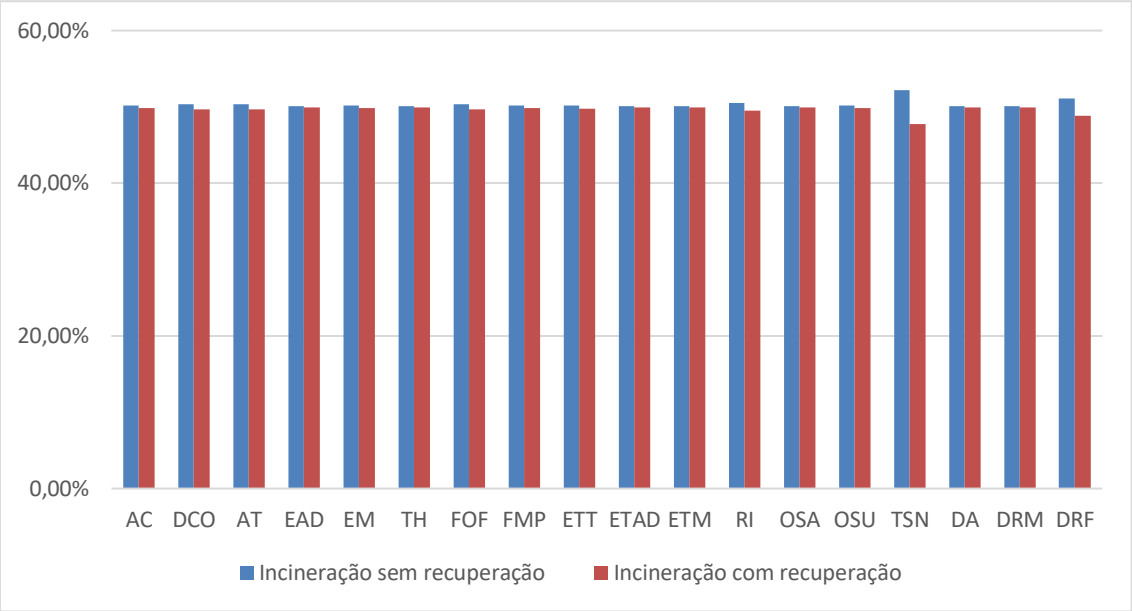


Figura 4.8 - Comparação entre as duas etapas de incineração, para cada categoria de impacte

Visualizando a comparação entre as duas etapas, incineração sem recuperação de energia e incineração com recuperação de energia, a diferença de impactes para cada categoria já é mais significativa, exceto nas categorias "eutrofização da água doce", "toxicidade humana", "eutrofização marinha", "ocupação de solo agrícola" e "depleção de água". Isto justifica-se, no caso da categoria "depleção de água", pelo facto de no SimaPro não estar contabilizada a entrada de água para gerar o vapor necessário para a recuperação, que também não teria grande significado no estudo. No caso das restantes categorias referidas, a pequena diferença de impactes entre as etapas deve-se ao facto de as principais emissões serem para a água, provenientes do tratamento de gases, algo em que o processo de recuperação não interfere.

4.5.2 Comparação com outros estudos de ACV

Comparando com um estudo de ACV, reportado por Camacho (2017), que analisa os impactes dos processos de autoclavagem e micro-ondas no tratamento dos RH do grupo III, a etapa de recolha e acondicionamento dos RH do grupo III apresenta impactes menos predominantes, comparando com os resultados obtidos neste estudo, e a etapa de deposição em aterro RINP apresenta impactes mais significativos. Isto justifica-se pelo facto de estarem envolvidos menos contentores para recolha e acondicionamento dos RH do grupo III e por haver uma maior quantidade de resíduos depositados em aterro RINP resultantes do tratamento de RH do grupo III.

Em comparação com outros estudos de ACV sobre a incineração de RH, referidos anteriormente no subcapítulo 2.4.4, verifica-se que, nesses estudos, o cenário que envolve a incineração com recuperação de energia apresenta diferenças mais notórias e vantajosas do que os resultados que se obtiveram nesta dissertação.

No estudo reportado por Zhao et. al (2008) que compara três cenários diferentes: incineração sem recuperação de energia; com 15 % de recuperação de energia; e com de 30 % de recuperação de energia, no cenário com 30 % de recuperação de energia é notória a diminuição de impacte em relação ao cenário de incineração sem recuperação de energia. A vantagem da recuperação de energia também é bastante evidente no estudo de Zhao et. al (2009). Comparando o trabalho realizado com estes dois estudos, a diferença reside no facto de que se assume que a eletricidade produzida a partir da recuperação de energia vai substituir um fluxo equivalente de eletricidade produzida no país (no primeiro estudo referido vai substituir uma parcela da eletricidade da Holanda, e no segundo estudo vai substituir uma parcela da eletricidade da China). Assim, nestes dois estudos, a diminuição de impactes devido à recuperação de energia será maior do que no estudo de ACV desta dissertação, pois as fronteiras dos sistemas dos estudos referidos abrangem também a diminuição de impactes na produção de eletricidade em cada país, algo que para esta dissertação não foi possível incluir por limitações de tempo. No caso do estudo de Koo e Jeong (2015) não está claro se a eletricidade produzida substitui uma fração da eletricidade produzida na Coreia do Sul, contudo a recuperação efetuada é de 50 %, o que aumenta as vantagens em relação a uma recuperação de 30 % no que diz respeito à diminuição do consumo e produção de combustível.

5 CONCLUSÃO

Ao analisar os impactes de cada etapa em cada sistema, verificou-se que as etapas que apresentam a maior contribuição para um número maior de categorias de impacte são as etapas de recolha e acondicionamento, de incineração (sem e com recuperação de energia) e de deposição em aterro RINP, para ambos os sistemas. Assim, pode-se concluir que a produção de plásticos (polietileno e polipropileno) e as emissões resultantes da incineração (para o ar e para a água) e do aterro (lixiviados) contribuem negativamente para o ambiente. Isto verifica-se para a maioria das categorias de impacte avaliadas. Destaca-se também o impacte positivo para o ambiente que a etapa de deposição em aterro RINP apresenta na categoria "transformação de solo natural", do qual se concluiu que a construção de aterros tem impacte positivo nesta categoria devido à possível reabilitação da zona em que se insere o aterro, após o seu encerramento.

Comparando os dois sistemas em estudo, verificou-se que, para além dos impactes de cada etapa em cada categoria serem idênticos, as diferenças obtidas entre o sistema existente e o do cenário que avalia o sistema com recuperação de energia não foram muito significativas, possuindo a mesma ordem de grandeza. Contudo, o sistema que inclui a recuperação de energia apresentou valores mais baixos em todas as categorias de impacte, o que se justifica essencialmente pelo menor consumo de gás propano.

Pode-se concluir que a recuperação de energia a partir do processo de incineração compensa em termos ambientais. No entanto, o que distingue os resultados deste estudo com os resultados de outros estudos feitos anteriormente é a não inclusão, neste estudo, da influência que a produção de eletricidade a partir dos resíduos tem numa dada região ou país. Esta exclusão poderá estar na base das pequenas diferenças obtidas para os dois sistemas avaliados.

6 CONSIDERAÇÕES PARA TRABALHO FUTURO

Em Portugal, não existe outra opção de tratamento para os resíduos hospitalares do grupo IV para além da incineração, segundo a legislação em vigor. Contudo, deve-se pensar em criar outras alternativas para o tratamento deste tipo de resíduos, de modo a diminuir os impactes da incineração. Um exemplo pode passar por incluir o tratamento por hidrólise alcalina apenas à fração orgânica deste grupo de RH, e seria interessante analisar os impactes ambientais destes dois processos em conjunto.

A avaliação dos impactes sociais e económicos também seria uma abordagem interessante aplicar neste trabalho, são vários os estudos que utilizam mais do que uma ferramenta para analisar um sistema para colmatar as limitações de cada ferramenta e tornar o estudo mais completo.

Seria também importante incluir neste estudo a influência que a produção de energia elétrica a partir dos resíduos tem no país, ou seja alargar as fronteiras do sistema de análise de modo a incluir a vantagem ambiental da substituição parcial de outros tipos de energia pela energia a partir da incineração de resíduos, de forma a avaliar impactes ambientais mais significativos com a aplicação deste reaproveitamento energético.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvim-Ferraz, M. C. e S. A. Afonso. 2005. "Incineration of healthcare wastes: management of atmospheric emissions through waste segregation". *Waste Manag* no. 25 (6):638-48. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15993348.

APA. "Agência Portuguesa do Ambiente". Acedido a 22 de maio de 2017. https://www.apambiente.pt/.

APA, DGS e DGV. 2011. *Plano Estratégico dos Resíduos Hospitalares 2011 - 2016*. www.apambiente.pt.

Bergsdal, Håvard, Anders H. Strømman e Edgar G. Hertwich. 2005. "Environmental Assessment of Two Waste Incineration Strategies for Central Norway". *The International Journal of Life Cycle Assessment* no. 10 (4):263-272.

Bujak, J. 2015a. "Thermal treatment of medical waste in a rotary kiln". *J Environ Manage* no. 162:139-47. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26241929.

Bujak, Janusz Wojciech. 2015b. "Heat recovery from thermal treatment of medical waste". *Energy* no. 90:1721-1732.

Camacho, A. M. B. 2017. "Avaliação do Perfil Ambiental do Processo de Tratamento dos Resíduos Hospitalares do Grupo III por Autoclavagem e Micro-ondas", Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto.

Caniato, M., T. Tudor e M. Vaccari. 2015. "International governance structures for health-care waste management: A systematic review of scientific literature". *Journal of environmental management* no. 153:93-107.

CE. 2006. Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration. http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/wi.html.

CE, CCI e IAS. 2010. *ILCD Handbook: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment*. 1ª ed.

Chartier, Y., J. Emmanuel, U. Pieper, A. Prüss, P. Rushbrook, R. Stringer, W. Townend, S. Wilbum, R. Zghondi e World Health Organization. 2014. *Safe management of wastes from health-care activities*. ed World Health Organization. 2ª ed. www.who.int.

Decisão 204/955/UE da Comissão de 18 de dezembro de 2014. 2014. Em *Jornal Oficial da União Europeia*.

Decreto-Lei nº 73/2011 de 17 de junho do Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. 2011. Em *Diário da República: 1ª Série, Nº 116*. www.dre.pt.

Decreto-Lei nº 85/2005 de 28 de abril do Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. 2005. Em *Diário da República: I Série-A, Nº 82*. www.dre.pt.

Decreto-Lei nº 127/2013 de 30 de agosto do Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. 2013. Em *Diário da República: 1ª série, Nº 167*. www.dre.pt.

Despacho nº 242/96 de 13 de agosto do Ministério da Saúde. 1996. Em *Diário da República: II Série, Nº 187*. www.dre.pt.

DGS. 2009. Circular Informativa nº 13/DA de 12 de maio de 2009.

Diaz, L. F., L. L. Eggerth, Sh Enkhtsetseg e G. M. Savage. 2008. "Characteristics of healthcare wastes". *Waste Manag* no. 28 (7):1219-26. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17651963.

Diaz, L. F., G. M. Savage e L. L. Eggerth. 2005. "Alternatives for the treatment and disposal of healthcare wastes in developing countries". *Waste Manag* no. 25 (6):626-37. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15993347.

DSAO/DSPDPS e A. Santiago. 2014. *Resíduos Hospitalares (documento de orientação)*. ed Direção-Geral da Saúde. Ministério da Saúde. https://www.dgs.pt/publicacoes/documentos-dgs.aspx?v=6be89654-8103-433a-9c03-7d75d43fef7d.

Emmanuel, J. e C. Hrdinka. 2004. *Non-Incineration Medical Waste Treatment Technologies in Europe*. ed Health Care Without Harm. Czech Republic.

Emmanuel, J. e R. Stringer. 2007. *FOR PROPER DISPOSAL: A Global Inventory of Alternative Medical Waste Treatment Technologies*. ed Health Care Without Harm.

Eurostat. "Database - Eurostat". Acedido a 31 março de 2017. http://ec.europa.eu/eurostat/data/database.

Ferreira, J. V. R. 2004. "Gestão Ambiental - Análise de Ciclo de Vida", Instituto Politécnico de Viseu.

Finnveden, G., M. Z. Hauschild, T. Ekvall, J. Guinee, R. Heijungs, S. Hellweg, A. Koehler, D. Pennington e S. Suh. 2009. "Recent developments in Life Cycle Assessment". *J Environ Manage* no. 91 (1):1-21. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19716647.

Finnveden, Göran e Åsa Moberg. 2005. "Environmental systems analysis tools – an overview". *Journal of Cleaner Production* no. 13 (12):1165-1173.

Gielar, A. e E. Helios-Rybicka. 2013. "Enviromental impact of a hospital waste incineration plant in Krakow (Poland)". *Waste Manag Res* no. 31 (7):722-8. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23640706.

Goedkoop, M., R. Heijungs, M. Huijbregts, A. D. Schryver, J. Struijs e R. van Zelm. 2013. *ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level - Report I: Characterisation*. Holanda.

Gupta, S., R. Boojh, A. Mishra e H. Chandra. 2009. "Rules and management of biomedical waste at Vivekananda Polyclinic: a case study". *Waste Manag* no. 29 (2):812-9. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18684608.

Hong, Jinglan, Xiaofei Han, Yilu Chen, Meng Wang, Liping Ye, Congcong Qi e Xiangzhi Li. 2016. "Life cycle environmental assessment of industrial hazardous waste incineration and landfilling in China". *The International Journal of Life Cycle Assessment* no. 22 (7):1054-1064.

Hossain, M. S., A. Santhanam, N. A. Nik Norulaini e A. K. Omar. 2011. "Clinical solid waste management practices and its impact on human health and environment - A review". *Waste Manag* no. 31 (4):754-66. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21186116.

INE. 2016. *Estatísticas dos Resíduos 2014*. Lisboa.

ISO. 2006a. *ISO 14040:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Bruxelas.

ISO. 2006b. *ISO 14044:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Bruxelas.

Kloepffer, Walter. 2008. "Life cycle sustainability assessment of products". *The International Journal of Life Cycle Assessment* no. 13 (2):89-95.

Koo, J. K. e S. I. Jeong. 2015. "Sustainability and shared smart and mutual - green growth (SSaM-GG) in Korean medical waste management". *Waste Manag Res* no. 33 (5):410-8. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25762566.

Lee, B. K., M. J. Ellenbecker e R. Moure-Ersaso. 2004. "Alternatives for treatment and disposal cost reduction of regulated medical wastes". *Waste Manag* no. 24 (2):143-51. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14761753.

Lee, C.C. e G.L. Huffman. 1996. "Medical waste management/incineration". *Journal of Hazardous Materials* no. 48:1-30.

Li, Wenjuan, Qunxing Huang, Shengyong Lu, Hailong Wu, Xiaodong Li e Jianhua Yan. 2015. "Life Cycle Assessment of the Environmental Impacts of Typical Industrial Hazardous Waste Incineration in Eastern China". *Aerosol and Air Quality Research* no. 15:242-251.

Pinho, S. C. 2014. "Disinfection of Healthcare Waste (HCW) by Alkaline Hydrolysis, Its Efficiency and Emissions", Faculty of Engineering, University of Porto.

Portaria nº 335/97 de 16 de maio dos Ministérios da Administração Interna, do Equipamento, do Planeamento e da Administração do Território, da Saúde e do Ambiente. 1997. Em *Diário da República: I Série-B, Nº 113*. www.dre.pt.

PRé. 2016. *SimaPro Database Manual - Methods Library*. Holanda.

Salkin, Ira F, Edward Krisiunas e Wayne L Turnberg. 2000. "Medical and infectious waste management". *Journal of the American Biological Safety Association* no. 5 (2):54-69.

Singh, S. e V. Prakash. 2007. "Toxic environmental releases from medical waste incineration: a review". *Environ Monit Assess* no. 132 (1-3):67-81. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17295115.

Stringer, R. e HCWH. 2014. *Alternative Health-care Waste Treatment Technologies - A Global Inventory*. ed Health Care Without Harm. www.medwastealternatives.org.

SUCH. "Serviço de Utilização Comum dos Hospitais". Acedido a 06 abril de 2017. http://www.such.pt/default.aspx.

Tavares, A. M. B. 2004. "A Gestão dos Resíduos Hospitalares e o Papel da Autoridade de Saúde - Caso do Concelho da Amadora", Escola Nacional de Saúde Pública, Universidade Nova de Lisboa.

Tecninvest. 2011. *Centro Integrado de Valorização e Tratamento de Resíduos Hospitalares e Industriais (CIVTRHI): Estudo de Impacte Ambiental - Resumo Não Técnico*.

Turconi, R., S. Butera, A. Boldrin, M. Grosso, L. Rigamonti e T. Astrup. 2011. "Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models". *Waste Manag Res* no. 29 (10 Suppl):78-90. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21930527.

Tzanakos, K., A. Mimilidou, K. Anastasiadou, A. Stratakis e E. Gidarakos. 2014. "Solidification/stabilization of ash from medical waste incineration into geopolymers". *Waste Manag* no. 34 (10):1823-8. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24785364.

WHO. 2015. "Fact-sheet nº 253 - Health-care waste". Acedido a 30 março de 2017. http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs253/en/.

Windfeld, E. S. e M. S. Brooks. 2015. "Medical waste management - A review". *J Environ Manage* no. 163:98-108. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26301686.

Yang, Chen, Li Peijun, Carlo Lupi, Sun Yangzhao, Xu Diandou, Feng Qian e Fu Shasha. 2009. "Sustainable management measures for healthcare waste in China". *Waste Management* no. 29 (6):1996-2004.

Zaman, A. U. 2010. "Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method". *Int. J. Environ. Sci. Tech.* no. 7 (2):225-234.

Zhao, W., E. van der Voet, YF. Zhang e G. Huppes. 2009. "Life cycle assessment of hospital waste treatment: a case study in Tianjin, China".

Zhao, Wei, Ester van der Voet, Gjalt Huppes e Yufeng Zhang. 2008. "Comparative life cycle assessments of incineration and non-incineration treatments for medical waste". *The International Journal of Life Cycle Assessment* no. 14 (2):114-121.