



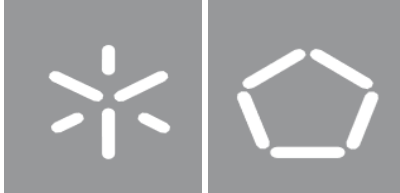
Roberto Daniel Machado Novais

**Avaliação Ambiental de Processos de Cultivo de
Microalgas para Obtenção de Lípidos**

Universidade do Minho

Escola de Engenharia





Universidade do Minho

Escola de Engenharia

Roberto Daniel Machado Novais

**Avaliação Ambiental de Processos de
Cultivo de Microalgas para Obtenção de
Lípidos**

Dissertação de Mestrado

Mestrado em Engenharia Química e Biológica

Trabalho efetuado sob a orientação de

**Professor Doutor António Augusto Martins de Oliveira
Soares Vicente**

e sob a coorientação de

Professor Doutor António Augusto Areosa Martins

janeiro 2022

DIREITOS DE AUTOR E CONDIÇÕES DE UTILIZAÇÃO DO TRABALHO POR TERCEIROS

Este é um trabalho académico que pode ser utilizado por terceiros desde que respeitadas as regras e boas práticas internacionalmente aceites, no que concerne aos direitos de autor e direitos conexos.

Assim, o presente trabalho pode ser utilizado nos termos previstos na licença abaixo indicada.

Caso o utilizador necessite de permissão para poder fazer um uso do trabalho em condições não previstas no licenciamento indicado, deverá contactar o autor, através do RepositóriUM da Universidade do Minho.

Licença concedida aos utilizadores deste trabalho



Atribuição-NãoComercial CC BY-NC

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>

Agradecimentos

“Gaudeamus igitur, juvenes dum sumus.”
- Hino académico.

Gostaria de começar por agradecer à Académica e à Cidade que me acolheram e foram palco de grandes aventuras, muitas delas fantásticas, algumas que me fizeram crescer e outras tantas que já não me lembro. Por me teres acompanhado e quem sabe por me acompanhares por mais uns bons anos, muy obrigado Universidade do Minho, muy obrigado Braga.

Aos Professores que me fizeram ver e sentir, a beleza desafiante da aprendizagem, que me proporcionaram um pouco do seu ver nesta imensidão de conhecimento, muito obrigado a Vós, por me deixarem sair daqui com um pouco mais do que quando cá entrei.

Ao Professor Doutor António Augusto Martins de Oliveira Soares Vicente deixo um grande agradecimento especial pela amabilidade e boa disposição da sua pessoa, mas também por me mostrar que é possível irmos mais longe, se nos comprometermos com os nossos objetivos e cumpri-los. Por me fazer acreditar que podemos ter o melhor de dois mundos, sermos brincalhões quando podermos, mas “quando é para trabalhar é para trabalhar neh?!” ... “lá terá de ser”.

Ao Doutor António Augusto Areosa Martins, investigador no LEPABE - Laboratório de Engenharia de Processos, Ambiente Biotecnologia e Energia, e à Doutora Teresa Margarida Correia de Poço Mata, investigadora no INEGI - Instituto de Ciência e Inovação em Engenharia Mecânica e Engenharia Industrial, um agradecimento especial por me terem proporcionado uma aprendizagem tão rica, apesar das minhas trapalhices. Pelo vosso tempo e disposição para me ajudar e ensinar ao longo deste semestre, muito obrigado.

Ao Mestre e futuro Doutor Leandro Madureira, por me teres ajudado com tudo o que podia, pelas conversas triviais que agora tenho como guias. Fico feliz e grato por te ter conhecido e espero que tenhas o maior sucesso nos projetos que se avizinham. Sem ti não poderia ter realizado este trabalho, literalmente, por isso muito obrigado.

Aos meus colegas e amigos, por aturarem as minhas brincadeiras, ou ainda melhor as minhas ideias, por rirem comigo, por chorarem comigo, por ficarmos chateados, mas nunca separados e pelas loucuras que passamos, muito obrigado. Agradeço-vos do fundo do coração por

estarem presentes e por me fazerem estar presente. Celebramos e iremos celebrar muito mais, mas cuidado, pois, “recht hand, voll glas, ist...”.

À minha família, aos meus pais, aos meus irmãos e irmã, faltam-me palavras para descrever o quanto vos sou grato, por tudo o que fizeram. Obrigado por fazerem parte da minha vida, parte do meu quotidiano, parte de mim. Talvez nunca chegue a ser suficiente a quantidade de obrigados, mas eu irei tentar, um obrigado de cada vez.

Obrigado!

O Doutor António Augusto Areosa Martins, coorientador desta dissertação, é membro integrado do LEPABE – Laboratório de Engenharia de Processos, Ambiente Biotecnologia e Energia, financiado por: Financiamento Base - UIDB/00511/2020 da Unidade de Investigação - Laboratório de Engenharia de Processos, Ambiente, Biotecnologia e Energia – LEPABE - financiada por fundos nacionais através da FCT/MCTES (PIDDAC).



DECLARAÇÃO DE INTEGRIDADE

Declaro ter atuado com integridade na elaboração do presente trabalho académico e confirmo que não recorri à prática de plágio nem a qualquer forma de utilização indevida ou falsificação de informações ou resultados em nenhuma das etapas conducente à sua elaboração.

Mais declaro que conheço e que respeitei o Código de Conduta Ética da Universidade do Minho.

Resumo

O cultivo de microalgas aparenta ser uma alternativa promissora à produção de lípidos essenciais ao nosso organismo. Sendo que, atualmente, as empresas visam encontrar uma solução ótima – o equilíbrio entre o lucro e a sustentabilidade, esta proveniente da análise da performance ambiental. Desse modo, neste trabalho foram comparados os impactes ambientais resultantes da utilização de dois tipos meios de cultivo, um baseado num fertilizante orgânico (FO) e outro num efluente de aquacultura (EA), para a obtenção de lípidos.

Neste trabalho foi usada a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida. O estudo realizado considera um sistema *cradle to gate*, desde o cultivo e produção até à extração dos lípidos. Foi considerada uma unidade de funcional igual a 1 g de lípidos. Foi usada a metodologia ReCiPe 2016 com fatores *midpoint* e perspectiva igualitária para quantificar as categorias de impacte ambiental, com auxílio do software SimaPro (V 8.5.2). Uma estimativa da incerteza foi determinada usando os resultados experimentais de Madureira L (2019).

Os resultados mostram que o meio FO apresenta em geral valores dos impactes ambientais 1,28 a 2 vezes menores que os do meio EA, dependendo das composições específicas consideradas. No entanto, tomando em conta a incerteza calculada com base na variabilidade experimental deixa de ser possível concluir com rigor quais são as melhores condições de cultivo, visto que as gamas de variabilidade se sobrepõem para as várias composições do mesmo meio de cultivo.

As etapas de cultivo e produção mais a secagem representam, 98% do contributo relativo na maioria das categorias. A exceção ocorre no caso do Potencial da Depleção de Ozono, na qual a Extração acarreta um valor relativo de 25,6 %.

Avaliou-se quantitativamente a mudança da fonte de energia usada no sistema, em particular usar eletricidade de origem fotovoltaica. A mudança leva a uma redução das emissões de carbono equivalentes de 6,2 vezes em relação ao cenário base. Contudo, registaram-se aumentos em 5 das categorias de impactos ambientais.

Palavras-chave

Avaliação do ciclo de vida; lípidos; microalgas; *Pavlova gyrans*; *cradle to gate*; ReCiPe 2016; *midpoints*; Análise de Incerteza.

Abstract

Microalgae cultivation appears to be a prominent alternative to the production of lipids essential to our organism. Nowadays, companies seek to reach an optimal solution - the balance between profit and sustainability, the latter coming from the analysis of environmental performance. Thus, in this work the environmental impacts resulting from the use of two types of culture media were compared, one based on an organic fertilizer (FO) and the other on an aquaculture effluent (EA), to obtain lipids from microalgae.

In this project the Life Cycle Assessment methodology was used. The study carried out considers a cradle to gate system, from cultivation and production to lipid extraction. A functional unit equal to 1 g of lipids was considered. The ReCiPe 2016 methodology was used, with midpoint factors and an egalitarian perspective, to quantify the environmental impact categories, with the help of the SimaPro software (V 8.5.2). An estimate of the uncertainty was determined using the experimental results of Madureira L (2019).

The results show that the FO medium generally presents values of environmental impacts 1.28 to 2 times lower than those of the EA medium, depending on the specific compositions considered. However, taking into account the uncertainty calculated based on the experimental variability, it is no longer possible to accurately conclude which are the best cultivation conditions, since the ranges of variability overlap for the various culture medium compositions.

The stages of Cultivation and Production the Drying process represent 98% of the relative contribution in most of the impact categories. The exception occurs in the case of the Ozone Depletion Potential, in which the Extraction carries a relative value of 25.6%.

The change of the energy source used in the system was quantitatively evaluated, in particular using electricity of photovoltaic origin. This led to a reduction of the carbon footprint by 6.2 times compared to the baseline scenario. However, there were increases in 5 of the environmental impact categories.

Keywords

Life cycle assessment; lipids; microalgae; *Pavlova gyrams*; cradle-to-gate; ReCiPe 2016; midpoints; Uncertainty Analysis.

Índice

Resumo.....	vii
Abstract.....	viii
Lista de Figuras.....	xi
Lista de Tabelas	xiii
Notação e Glossário.....	xv
1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento Económico e Ambiental.....	1
1.2. Contributo do Trabalho.....	2
1.3. Organização da Tese	3
2. Estado da Arte.....	4
2.1. Produtos de interesse.....	4
2.2. <i>Microalgae</i> – uma alternativa promissora.....	8
2.3. Avaliação de Ciclo de Vida	11
2.4. Ferramentas e Metodologias da ACV.....	13
3. Materiais e Métodos	17
3.1. Definição do objetivo e âmbito	17
3.1.1. Delineação do Sistema.....	17
3.1.2. Categorias de Impacte	19
3.2. Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	19
3.2.1. Componente material.....	20
3.2.2. Componente de energia	22
3.2.3. Transporte	23
3.2.4. EOL – Tratamento no Fim do Ciclo de Vida.....	24
3.3. Avaliação do Impacte do Ciclo de Vida (AICV).....	24
3.3.1. Escolha da Metodologia	24
3.3.2. Modelização dos Componentes	26
3.3.3. Fatores de Caracterização.....	27
3.3.4. Estimativa da Incerteza	28
4. Resultados e Discussão.....	29
4.1. Análise dos Impactes Ambientais.....	29
4.2. Proposta de melhoria	38

5. Conclusões e Recomendações.....	43
Referências Bibliográficas	45
Anexo A – Meio do Fertilizante Orgânico.....	59
Anexo B – Meio do Efluente de Aquacultura	60
Anexo C – Volume de Nitrogénio (Exemplo de Cálculo)	61
Anexo D – Consumo Energético	62
Anexo E – Transporte de Componentes.....	64
Anexo F – Modelização dos Componentes.....	65
Anexo G – Cálculos dos Impactes Ambientais (Exemplo de Cálculo)	69
Anexo H – Tabelas dos resultados dos indicadores ambientais	70

Lista de Figuras

Figura 1- Representação geral dos ácidos gordos. (A) - Estrutura química representada na forma ionizada, a qual se encontra a pH=7. (B)- Modelo de bolas e varetas (do inglês- balls-and-stick model). (C)- Estrutura tridimensional, segundo o modelo de calotte. Retirado de Alberts et al. [22].....	4
Figura 2- Configuração <i>cis</i> (esquerda) e <i>trans</i> (direita) dos ácidos gordos. Adaptado de Dhaka <i>et al.</i> [24].....	5
Figura 3- Classificação dos ácidos gordos, de acordo com a presença/ ausência da ligação dupla entre carbonos (C=C). Retirado de Saini et al. [28].....	6
Figura 4- Vias metabólicas, no fígado humano, de LCPUFA 's e VLCPUFA's n-6 e n-3 a partir de ALA e LA, respetivamente. Adaptado de FAO [29].....	7
Figura 5- Fontes naturais de ómega-3 e ómega-6, para os humanos.	8
Figura 6- Desenho de Pavlova gyrans após visualização a microscópio (x 4500). 35 e 37 – visão lateral, 36 visão de cima; 38- visão traseira; st - aparelho de visão ocular ou stigma; l – leucosina. Retirado de Butcher [57].	10
Figura 7- Interação das diferentes fases do ACV. Retirado da Norma ISO 14040 [62].	11
Figura 8- Interação entre os elementos da fase de AICV. Retirado da Norma ISO 14040 [62].....	13
Figura 9- Sistema cradle to gate geral, no processo de cultivo de microalgas para obtenção de lípidos.....	18
Figura 10- Fatores de Caraterização do meio FO, a diferentes concentrações (M1, M2 e M4).	31
Figura 11- Fatores de Caraterização do meio EA, a diferentes concentrações (PLE, PRE e PIE).	32
Figura 12- Análise relativa das categorias de impacte ambiental, por etapa do processo de produção.	33
Figura 13- Análise relativa das categorias de impacte ambiental, aos componentes principais do sistema.	35
Figura 14- Análise relativa das categorias de impacte ambiental, por componentes auxiliares.	37
Figura 15- Comparação dos valores dos indicadores ambientais para os casos de eletricidade proveniente de painéis fotovoltaicos (Energia Solar) ou do mix elétrico português. .	39
Figura 16- Análise relativa das categorias de impacte ambiental, por etapa do processo de produção, considerando a fonte de energia proveniente dos painéis solares.....	40

Figura 17- Análise relativa das categorias de impacto ambiental, aos componentes principais do sistema, considerando a fonte de energia proveniente dos painéis solares. 41

Figura D. 18- Valores percentuais do consumo de energia de cada equipamento..... 63

Lista de Tabelas

Tabela 1- Doses diárias recomendadas, por idades, de Ω -6 e Ω -3 PUFA's, segundo a FAO [29]	8
Tabela 2- Perspetivas nas metodologias de AICV, de acordo com o horizonte temporal e principais considerações.....	16
Tabela 3- Métodos de obtenção de dados para a realização do ICV	19
Tabela 4- Inventário dos componentes do meio FO, nas diferentes concentrações (M1, M2 e M4)	20
Tabela 5- Inventário dos componentes nas diferentes concentrações (meio EA: PRE, PIE e PLE)	21
Tabela 6- Inventário dos componentes auxiliares e da água, nos diferentes meios e concentrações	22
Tabela 7- Inventário da energia dos equipamentos, nos diferentes meios e concentrações	23
Tabela 8- Revisão bibliográfica de temas idênticos ao presente trabalho, sobre o software, base de dados e metodologia, tendo em conta o sistema, a unidade funcional e a cobertura geográfica.....	25
Tabela 9- Categorias de impacto da metodologia ReCiPe 2016 e respetivas unidades	26
Tabela A.10- Valores mássicos e concentração base dos componentes para o meio Fertilizante Orgânico	59
Tabela A.11- Conteúdo Lipídico para cada concentração (M4, M1 e M2) no meio FO	59
Tabela B.12- Valores mássicos e concentração base dos componentes para o meio Efluente Aquacultura.....	60
Tabela B.13- Conteúdo Lipídico para cada concentração (PIE, PRE e PLE) no meio EA	60
Tabela D.14- Consumo Elétrico para cada instrumento	62

Tabela H.15- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio M4 .. 70

Tabela H.16- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio M1 .. 71

Tabela H.17- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio M2 .. 72

Tabela H.18- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio PIE.. 73

Tabela H.19- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio PRE. 74

Tabela H.20- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio PLE . 75

Notação e Glossário

Lista de abreviaturas

ρ	Massa volúmica	kg/m ³
A_s	Área da secção transversal	m ²
C_{base}	Concentração base dos componentes do meio	mg/L
d	Diâmetro	m
d_m	Distância média aos fornecedores dos componentes	km
E	Energia	kWh
E_{il}	Energia da iluminação	kWh
E_l	Energia do liofilizador	kWh
EOL	Tratamento no fim do ciclo de vida	m ³
FC	Fator de caracterização	(unidade variável)
FC_i	Fator de classificação	(unidade variável)
FEP	Potencial Eutrofização de água doce	kg P _{eq} /g
FETP	Potencial Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DCB/g
FFP	Potencial Escassez de recursos fósseis	kg óleo _{eq} /g
FP	Fator de Potência	kW/kVA
g	Aceleração da gravidade	m/s ²
GWP	Potencial Alterações Climáticas	kg CO ₂ _{eq} /g
h	Altura	m
HTPc	Potencial Toxicidade humana, carcinogénica	kg 1,4-DCB/g
HTPnc	Potencial Toxicidade humana, não carcinogénica	kg 1,4-DCB/g
I	Indicador da categoria de impacte	(unidade variável)
IRP	Potencial Radiação Ionizada	kBq Co-60 _{eq} /g
L	Comprimento	m
LOP	Potencial Uso do solo	m ² a crop _{eq} /g
m_t	Massa total dos componentes	t
M_v	Caudal volumétrico	m ³ /s
MEP	Potencial Eutrofização Marinha	kg N _{eq} /g
METP	Potencial Ecotoxicidade Marinha	kg 1,4-DCB/g
ODP	Potencial Depleção de Ozono Estratosférico	kg CFC ₁₁ _{eq} /g
OFPhh	Potencial Formação de Ozono, Saúde Humana	kg NO _x _{eq} /g
OFpte	Potencial Formação de Ozono, Ecossistemas Terrestres	kg NO _x _{eq} /g
P	Pressão	Pa
P_o	Potência	kW
$P_{o_{il}}$	Potência da iluminação	kW
P_{o_l}	Potência do liofilizador	kW
PA	Potência Aparente	kVA
PMFP	Potencial Formação de Partículas Finas	kg PM _{2.5} _{eq} /g
SOP	Potencial de Escassez de recursos minerais	kg Cu _{eq} /g

t	Tempo	s
TAP	Potencial Acidificação Terrestre	kg SO ₂ eq/g
TC	Transporte de componentes	t km
TETP	Potencial Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DCB/g
V	Volume	m ³
v	Velocidade	m/s
Va	Valor do componente	(unidade variável)
WCP	Potencial Consumo de água	m ³ /g

Índices e contadores

i	indicador relativo ao componente
j	indicador relativo ao meio
g	indicador relativo à categoria de impacte
Σ	Somatório

Siglas e Acrónimos

Ω -3	Ómega-3
Ω -6	Ómega-6
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do impacte do ciclo de vida
ALA	Ácido alfa-linoleico
APN	Associação Portuguesa de Nutrição
ARA	Ácido araquidónico
BIC	Consórcio de Indústrias de Base Biológica
CEN	Comité Europeu de Normalização
DDR	Doses diárias recomendadas
DHA	Ácido docosahexaenóico
EA	Efluente de aquacultura
EFA	Ácidos gordos essenciais
EFSA	Autoridade Europeia para a Segurança Alimentar
EPA	Ácido eicosapentaenóico
FA	Ácidos gordos
FAO	Organização de Alimentos e Agricultura das Nações Unidas
FFA	Ácidos gordos livres
FO	Fertilizante orgânico
GPP	Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral
HDL	Lipoproteína de alta densidade
ICV	Inventário do ciclo de vida

ILCD	Referência Internacional do Sistema de Dados sobre Ciclos de Vida
ISO	Organização Internacional de Normalização
LA	Ácido linoleico
LCPUFA	Ácidos gordos de cadeia longa
LDL	Lipoproteína de baixa densidade
MM	Massa Molar
MUFA	Ácidos gordos monoinsaturados
PIE	Efluente intermédio de fosfato
PLE	Efluente pobre em fosfato
PRE	Efluente rico em fosfato
PUFA	Ácidos gordos polinsaturados
SFA	Ácidos gordos saturados
TAG	Triglicédeos
UE	União Europeia
UF	Unidade funcional
USD	Dólar dos Estados Unidos
U.S. EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
VLCPUFA	Ácidos gordos de cadeia muito longa
VSL	Substância de vida muito curta

1. Introdução

1.1. Enquadramento Económico e Ambiental

Desde 2012, a União Europeia (UE) está a aplicar novas políticas, tecnologias e metodologias em diferentes setores industriais (e.g. de alimentação - humana e animal, têxtil e energia) seguindo o conceito Bioeconomia. Segundo o Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP), a Estratégia de utilização de recursos biológicos, retificada pela Comissão Europeia, em 2018, possui (*sic erat scriptum*) como visão “estabelecer uma Bioeconomia circular e sustentável que permita melhorar e ampliar o uso sustentável de recursos renováveis” [1].

Em Portugal, ainda não existe um Plano Nacional que abranja a Bioeconomia, todavia existem, *ad hoc*, medidas como, o Plano Nacional para a Promoção das Biorefinarias (2017-2030) [2], a Estratégia Nacional para o Mar (2017-2020) [3, 4], entre outras. Por conseguinte, segundo a análise do GPP, o país lusitano possui “um volume de negócios anual de 40 mil milhões de euros” e emprega mais de 625 mil pessoas, ao longo dos vários setores da Bioeconomia (dados referentes a 2015) [1, 5]. O relatório publicado pelo *Bio-based Industries Consortium* (BIC), em fevereiro de 2021, relata (*sic erat scriptum*) que o volume de negócios coloca o país “em posição privilegiada para liderar a Bioeconomia da Europa” e reforça (*sic*) ainda a premissa anterior, com a afirmação “embora a Estratégia de Especialização Inteligente do país não apresente uma prioridade dedicada à Bioeconomia, inclui elementos de bioeconomia em praticamente todos os seus eixos” [6].

A Bioeconomia e por sua vez a Biotecnologia suscitam soluções úteis para diversas indústrias. Mais concretamente – a utilização de microalgas, que é vista como uma excelente opção no desenvolvimento de diferentes métodos de produção de ácidos gordos (FA's – do inglês: *fatty acids*) ómega-6 e ómega-3 [7, 8].

Além do mais, segundo o estudo da Organização de Alimentos e Agricultura das Nações Unidas (FAO) o mercado global da produção de algas marinhas encontra-se avaliado em 6 mil milhões USD, com uma produção anual de cerca de 30,4 milhões de toneladas (dados referentes a 2015) [9]. Já em Portugal, segundo a Associação Portuguesa de Nutrição (APN) esta produção ainda adquire números reduzidos, cerca de 950 toneladas anuais de algas agarófitas (dados referentes a 2017) [10]. Ainda assim, sob o Programa Operacional Mar 2020 [11] existem já projetos de empresas como a Exporsado e a Episódio Vertical a decorrer, que visam a utilização

de algas, sendo esta última interessada na produção de lípidos (ómega-3). Apenas nestas duas empresas o apoio conta com um valor de aproximadamente 7 milhões de euros [12].

Adicionalmente, existem também infraestruturas dedicadas à produção de microalgas, como o Algatec – *EcoBusiness Park* [13]. Criado pela parceria das empresas A4F – Algae For Future, S.A. [14], Green Aqua Póvoa, S.A. [15] e a Hychem, S:A. [16]: Com 14 hectares e a expandir, este parque, cujo investimento das infraestruturas é expectável ser superior a 20 milhões de euros [17], conta com projetos como: o ARA.FARM (investimento de aproximadamente de 4,6 milhões de euros) cuja finalidade é “a produção de ómega-6 para incorporação em fórmulas para lactentes”; e, o BIOFAT.PT (financiado pela União Europeia no âmbito do Programa FP7, com um investimento de aproximadamente 16,5 milhões de euros) que teve como objetivo “a produção de microalgas para biocombustíveis e produtos de valor acrescentado” [18].

Estas soluções de cariz “bio” têm vindo a ser cada vez mais implementadas, uma vez que a atividade humana, nos dias de hoje, acarreta elevados graus de exigência de recursos naturais. Estas necessidades advêm da sua crescente população e melhoria da qualidade de vida. pelo que se torna premente a aplicação de novas estratégias e políticas de modo a satisfazer estes requisitos e minimizar o que se retira e -oferece- ao meio envolvente, sendo assim possível alcançar o equilíbrio nestes ecossistemas.

Nessas metodologias encontra-se a economia circular, ideologia na qual assenta uma responsabilidade, principalmente por parte das empresas, relativa ao desenvolvimento tecnológico e inovação de métodos de produção com menor recurso a matérias-primas e que, idealmente, visam o desperdício zero. Por consequência, atualmente, a produção mais adequada é decidida após uma análise económica e uma avaliação do desempenho ambiental, que culmina a escolha da opção mais sustentável.

1.2. Contributo do Trabalho

Após proposta e escolha do tema, pelos orientadores e discente, respetivamente, espera-se coligir os objetivos abaixo descritos, contribuindo para um enriquecimento intelectual sobre a matéria estudada. O interesse geral do trabalho é a avaliação da performance ambiental do cultivo de microalgas para a produção de lípidos, que visam um futuro sustentável. Assim sendo, abrangem-se de seguida os principais objetivos:

- ✓ Estudar a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para a análise dos impactos ambientais de produtos e/ ou processos.
- ✓ Avaliar a performance ambiental do cultivo de microalgas para a produção de lípidos.
- ✓ Comparar as categorias de impacto ambientais das estratégias de cultivo de microalgas para a obtenção de lípidos;

1.3. Organização da Tese

A presente dissertação contém a seguinte estrutura principal:

- Introdução – Neste capítulo realiza-se um pequeno enquadramento do produto e do mercado envolvente, assim como a sua aplicação numa perspetiva mais sustentável; os objetivos da tese e o seu planeamento.
- Estado de Arte – O segundo capítulo dedica-se aos produtos desejados e a sua importância, assim como ao interesse das microalgas que o produzem. Para além do mais, revê-se a metodologia de avaliação da performance ambiental.
- Materiais e Métodos – Ao longo deste capítulo introduz-se os cálculos, pressupostos e metodologias necessárias para o estudo realizado.
- Resultados e Discussão – No capítulo 4 apresentam-se os resultados provenientes, assim como, se realiza a sua discussão.
- Conclusões e Recomendações – Neste último capítulo exhibe-se as principais conclusões do trabalho, expondo-se algumas recomendações para trabalhos futuros.

2. Estado da Arte

2.1. Produtos de interesse

Os ácidos gordos são fundamentais para os seres vivos, na medida em que constituem um elemento básico dos lípidos que por sua vez conferem, o armazenamento energético e a estrutura das células, e ainda, colaboram na síntese de algumas substâncias ativas [19, 20]. Como se pode visualizar na Figura 1, estas moléculas anfipáticas de cadeia longa de hidrocarbonetos, possuem um grupo terminal metil ($-\text{CH}_3$) na sua cauda hidrofóbica e um grupo ácido carboxílico ($-\text{COOH}$) na sua cabeça hidrofílica [21].

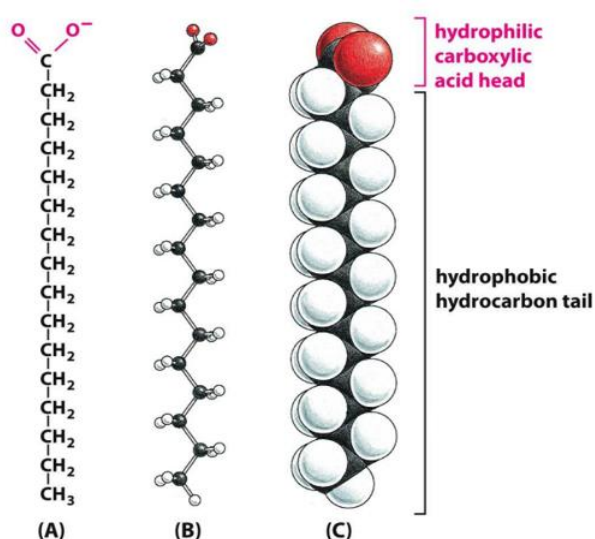


Figura 1- Representação geral dos ácidos gordos. (A) - Estrutura química representada na forma ionizada, a qual se encontra a $\text{pH}=7$. (B)- Modelo de bolas e varetas (do inglês- *balls-and-stick model*). (C)- Estrutura tridimensional, segundo o modelo de *calotte*. Retirado de Alberts *et al.* [22].

Além do mais, estão divididos em categorias segundo o grau de saturação das suas cadeias, ou seja, devido à presença de ligações duplas entre os carbonos [21, 22]. *Idem*, os ácidos gordos livres (FFA's do inglês, - *free fatty acids*) são lípidos, uma vez que são insolúveis em água, mas solúveis em gorduras e solventes orgânicos, que se classificam como [21–23]:

- **Saturados** (SFA's – do inglês *saturated fatty acids*) nos quais apenas se revela a presença de ligações simples (C-C);
- **Monoinsaturados** (MUFA's – do inglês *monounsaturated fatty acids*) nos quais se revela a presença de apenas uma ligação dupla (C=C);
- **Polinsaturados** (PUFA's – do inglês *polyunsaturated fatty acids*) nos quais se revela a presença de duas ou mais cadeias duplas (C=C).

Devido à presença da ligação dupla, os FA's adotam uma configuração *cis* e/ou *trans*, sendo que, nos *cis* os átomos de hidrogênio encontram-se no mesmo lado do eixo de simetria, os *trans* possuem os átomos de hidrogênio em lados opostos do eixo de simetria, como se observa na Figura 2 [24].

As configurações *trans* são maioritariamente resultantes de processos de hidrogenação de gorduras e óleos, no setor da indústria alimentar, com o intuito de fortalecer a estabilidade oxidativa das mesmas [25]. Contudo, estas gorduras são consideradas prejudiciais ao ser humano, pois desencadeiam uma série de problemas, desde a subida do colesterol LDL (do inglês – *low density lipoprotein*) e a descida do colesterol HDL (do inglês – *high density lipoprotein*), diligenciam a resistência à insulina e despertam doenças como a inflamação sistêmica e a disfunção endotelial [23–27].

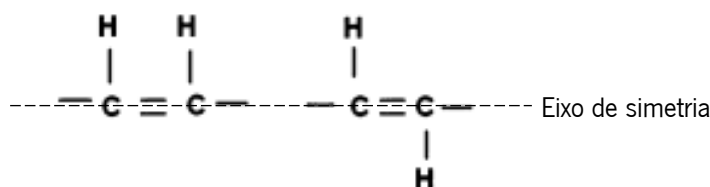


Figura 2- Configuração *cis* (esquerda) e *trans* (direita) dos ácidos gordos. Adaptado de Dhaka *et al.* [24].

Os ácidos gordos polinsaturados estão ainda agrupados, de acordo com a localização da ligação dupla dos carbonos ao longo da cadeia de hidrocarbonetos, em dois grupos: ómega-6, Ω -6 (n-6 PUFA) e ómega-3, Ω -3 (n-3 PUFA), dos quais o ácido linoleico (LA) e o ácido α -linoleico (ALA) são os ácidos gordos essenciais (EFA's – do inglês *essential fatty acids*) de cada grupo, respetivamente.

Adicionalmente, os seus derivados correspondentes: ácido araquidónico (AA) e os ácidos, eicosapentaenóico (EPA) e docosahexaenóico (DHA), também têm a sua importância na saúde humana. Na Figura 3, encontram-se os diferentes grupos e alguns exemplos de ácidos gordos, para cada grupo [28].

Ao contrário das plantas e algas, o ALA e o LA, são considerados EFA's para os animais, incluindo o *Homo sapiens sapiens*, pois não possuem as enzimas Δ 12 e Δ 15 (delta 12 e delta 15) desaturase, *sine qua non* existe a conversão do ácido oleico em LA e deste em ALA, respetivamente [22, 23]. Após obtenção de LA e ALA através da dieta, o metabolismo humano transforma estes compostos em ácidos gordos de cadeia longa (LCPUFA – do inglês *long chain*

polyunsaturated fatty acid, com um número de carbonos > 12) e de cadeia muito longa (VLCPUFA – do inglês *very long chain polyunsaturated fatty acid*, com um número de carbonos ≥ 22).

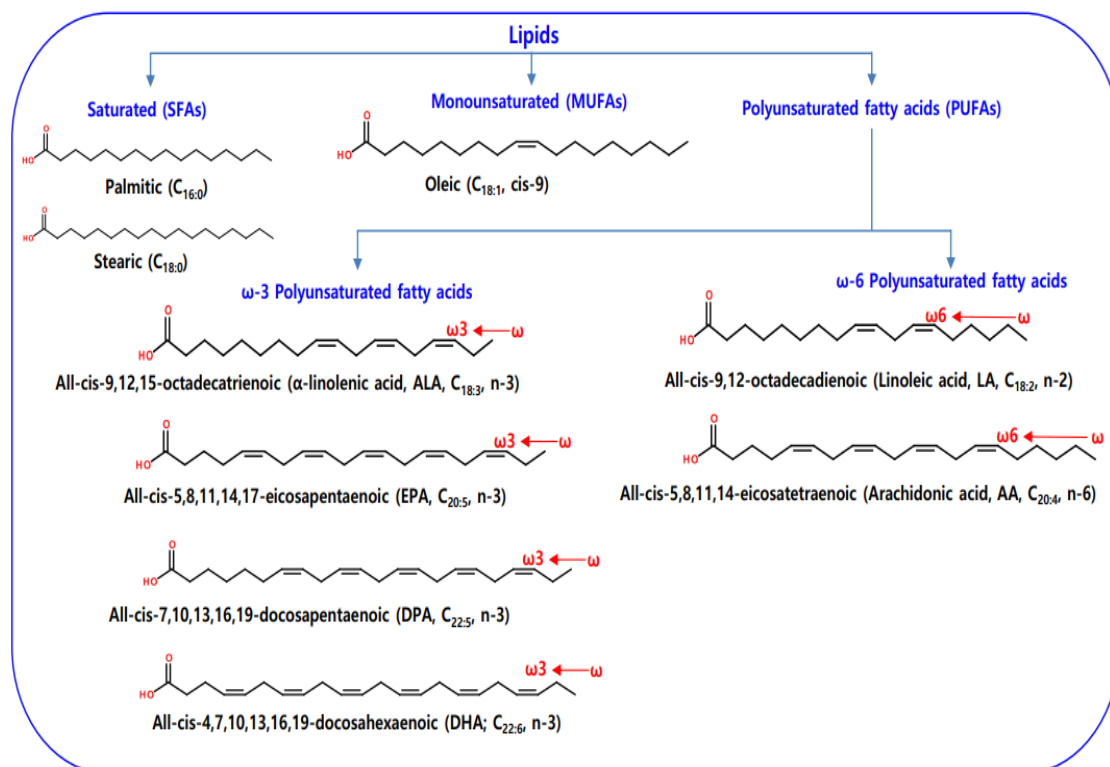


Figura 3- Classificação dos ácidos gordos, de acordo com a presença/ ausência da ligação dupla entre carbonos (C=C). Retirado de Saini *et al.* [28].

Nestas vias metabólicas, que ocorrem inicialmente no retículo endoplasmático das células do fígado, atuam as enzimas $\Delta 6$ e $\Delta 5$ desaturase, e, elongases (ELOVL 2 e 5) do sistema microsomal hepático, sendo que no fim ocorre a etapa de redução da cadeia (menos dois carbonos) através de β -oxidação nos peroxissomas [28–31], como se verifica na Figura 4.

No início da via ambos metabolitos n-6 e n-3, competem pela enzima $\Delta 6$ desaturase, sendo que existe uma maior conversão de EPA (16 %) e DHA (0.7 %) quando o rácio n-6/n-3 é 1:1. Porém, na cultura ocidental este rácio possui valores desde 15:1 até 16,7:1 [32–34]. A discrepância entre o consumo de ómega-6 e 3 gera uma conversão maior de ácido araquidónico (ARA – do inglês *arachidonic acid*), posteriormente utilizado para a produção de eicosanóides que desempenham funções inflamatórias, de vasoconstrição e agregação de plaquetas.

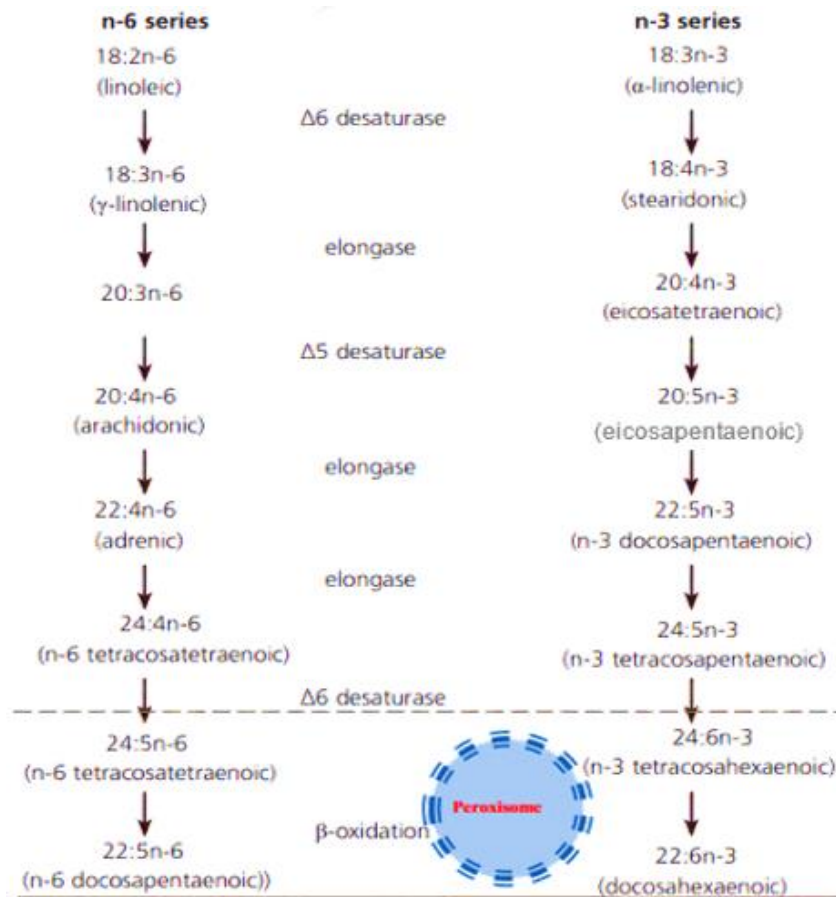


Figura 4 Vias metabólicas, no fígado humano, de LCPUFA's e VLCPUFA's n-6 e n-3 a partir de ALA e LA, respetivamente. Adaptado de FAO [29].

Os FA's n-6 e n-3 são metabolitos com aplicações nutricionais e potenciais benefícios para a saúde humana, uma vez que estes possuem propriedades que nos protegem face a doenças inflamatórias e cardiovasculares [19, 35–37]. Alguns estudos sugerem que estes concedem suporte à saúde mental e nos auxiliam contra perturbações crónicas, todavia estas afirmações ainda precisam de mais pesquisa e apoio científico [23, 34, 38–40].

Para além do rácio n-6/n-3 adequado, também se necessita de prestar atenção às quantidades consumidas destes compostos. Pelo que na Tabela 1, encontram-se organizadas, por idade, as doses diárias recomendadas (DDR's) Ω-6 e Ω-3 PUFA's, pela FAO [29].

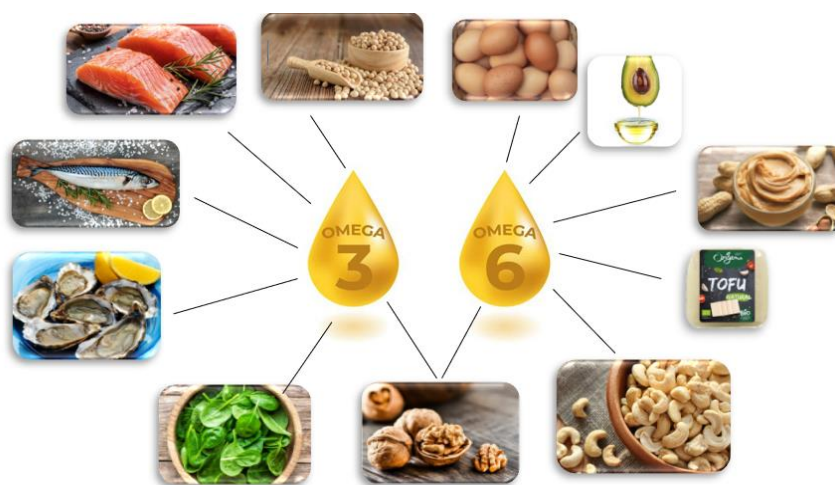
Mediante os resultados proferidos, a FAO destaca que “os requisitos devem ser adaptados aos indivíduos e que os requisitos gerais para certos grupos, por exemplo crianças e idosos, ainda não foram adequadamente estabelecidos” [29]. Segundo a Autoridade Europeia para a Segurança Alimentar (EFSA) [41], estas dificuldades advêm do facto que cada país, famílias e indivíduos possuem uma dieta alimentar diferente, pelo que desta sucede uma DDR diferente, até ao nível individual.

Tabela 1- Doses diárias recomendadas, por idades, de Ω -6 e Ω -3 PUFA's, segundo a FAO [29]

PUFA's		0-6 meses	6-24 meses	2-18 anos	Adultos
Ω -6	LA	% LA no HM*	3.0-4.5 %E	-	2,5-9 %E
	ARA	0,2-0,3 %E	-	-	-
	ALA	0.2-0.3 %E	0.4-0.6 %E	-	0,5-2 %E
Ω -3	EPA	-	-	100-250 mg	-
	DHA	0.1-0.18 %E	10-12 mg/kg**	-	-
Total		-	<15 %E	<11 %E	6-11 %E

%E – percentagem referente ao consumo energético diário; *HM – leite materno (do inglês “*human milk*”); **mg de composto por kg de massa da criança; - informação não encontrada

De facto, assim como as suas DDR's ainda muitos estudos estão a decorrer de modo a entender os benefícios destes lípidos. Entretanto, existe uma crescente procura destes sob a forma de suplementos, uma vez que a sua ingestão através de alimentos naturais, representados na Figura 5, pode acarretar problemas à saúde humana, como é o caso do peixe e do marisco, que apesar de serem a maior fonte de ómega-3, expõem o ser humano, especialmente os infantes, aos efeitos neurotóxicos do metil-mercúrio, MeHg [42–45].

**Figura 5-** Fontes naturais de ómega-3 e ómega-6, para os humanos.

2.2. *Microalgae* – uma alternativa promissora

O salmão, a tainha, a cavala e muitas outras espécies marítimas são apresentadas como a melhor forma de promover uma alimentação rica em ómega-3 [46, 47], e assim, favorecer o rácio n-6/n-3 da cultura ocidental em prol do valor 1:1. Contudo, devido à pesca em alto mar excessiva, das últimas décadas, os governos estabeleceram quotas severamente restritas, de

modo a proteger e preservar esses ecossistemas [46]. Uma das alternativas consiste na produção destas espécies marítimas em cativeiro (aquacultura), ainda assim, devido a estes terem de adquirir ómega-3 e ómega-6 de outras espécies de um nível trófico inferior [46], o mesmo dilema se mantém, o qual gera um ciclo vicioso de dependência de PUFA's n-6 e n-3.

Por sua vez, as microalgas marinhas pertencem ao primeiro nível trófico da cadeia alimentar e são fontes ricas em hidratos de carbono, proteínas e lípidos [47], pelo que conseguem atingir uma percentagem, destes últimos, entre os 30-70 % por peso seco, sendo que 10-30 % são ácidos gordos polinsaturados [48]. A produção lipídica nas microalgas funciona como uma espécie de bateria, na qual se encontra energia armazenada, que contribui para a adaptação e/ou sobrevivência a ambientes funestos [49, 50]. Ou seja, a produção lipídica depende das condições reológicas do meio envolvente (pH, temperatura), acessibilidade à luz e concentração de fontes carbono e nutrientes. Em função da fonte de energia e carbono pode-se classificar os seguintes regimes de crescimento:

- **Autotróficos** – as células utilizam a luz como fonte de energia e dióxido de carbono, CO₂, como fonte de carbono. Apesar de ser o regime de crescimento mais comum, este apresenta desvantagens como, baixa difusividade da luz ou elevado investimento em infraestruturas que possibilitam uma iluminação permanente [50, 51].

- **Heterotróficos** – as células não utilizam a luz como fonte de energia e, como fonte de carbono, usam moléculas orgânicas dissolvidas no meio. Apesar deste regime eliminar as desvantagens principais do autotrófico, este possui limitações como, apenas alguns tipos de microalgas conseguem crescer nestas condições e pode ocorrer competição e/ou contaminação por outros microrganismos [51, 52].

- **Mixotróficos** - as células utilizam a luz e moléculas inorgânicas como fonte de energia; como fonte de carbono consomem moléculas orgânicas dissolvidas no meio e CO₂ [53].

Adicionalmente, estudos indicam que certas microalgas (*Nannochloropsis* e *Pavlova*) possuem a capacidade de particionar LCPUFA's em triglicerídeos (TAG's – do inglês "*triacylglyceride*") [54]. Estes oferecem uma maior estabilidade, biodisponibilidade e são mais fáceis de isolar que os ácidos gordos livres, uma vez que as microalgas podem produzir quantidades de TAG's até 50 % do seu peso seco, em condições de *stress* [55].

Segundo Madureira [50], as culturas de *Nannochloropsis* e *Pavlova* possuem o maior conteúdo de EPA e DHA (% por peso seco de biomassa), contudo a produção de biomassa e, conseqüentemente, o seu rendimento são baixos. As microalgas do género *Pavlova* atingem um conteúdo de 12,1 % e 10,5 % de EPA e DHA, respetivamente, todavia apenas possuem uma produtividade de biomassa por volta dos 0,28 g/L/dia.

Pertencentes à família *Pavlovaceae*, no geral, as microalgas do género *Pavlova* descrevem-se como sendo eucariotas, unicelulares e móveis. Contêm clorofila a + c e caracterizam-se pela presença de dois cloroplastos castanho-dourados ou amarelo-esverdeados e um apêndice filamentosso único, denominado haptonema, responsável pela fixação de alimentos [56].

A espécie *Pavlova gyrans* considera-se descrita pela primeira vez por Butcher [57], como se pode verificar na Figura 6.

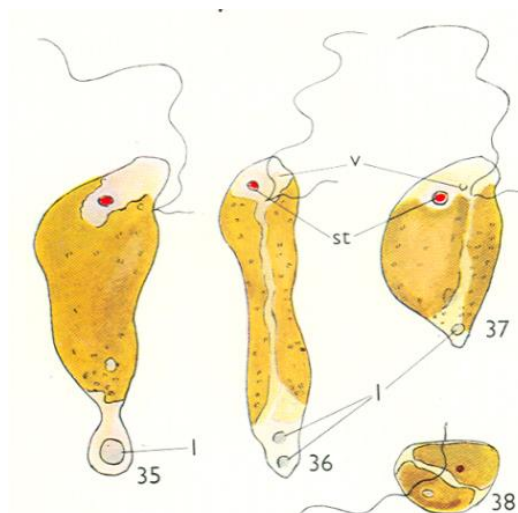


Figura 6- Desenho de *Pavlova gyrans* após visualização a microscópio (x 4500). 35 e 37 – visão lateral, 36 visão de cima; 38- visão traseira; st - aparelho de visão ocular ou *stigma*; l – leucosina. Retirado de Butcher [57].

Apresenta um tamanho característico de 3-6 μm , uma reprodução assexuada e a sua divisão celular ocorre em ambas as fases (móvel e não-móvel). Os dois flagelos que possui são diferentes em tamanho e promovem a mobilidade da célula [57, 58].

Além disso, as *microalgae* referidas consomem dióxido carbono atmosférico, possuem baixas exigências de cultivo (especialmente de nutrientes), e, na vertente da bioquímica, são capazes de contribuir para uma gama de produtos com elevado valor [59], razões pela qual se escolheu para análise a produção do produto de interesse através das microalgas *Pavlova gyrans*.

2.3. Avaliação de Ciclo de Vida

Em prol de uma sociedade sustentável, o mundo empresarial tem abordado metodologias favoráveis ao ambiente, de molde a reduzir as calamidades naturais de carácter antropogénico (e.g. alterações climáticas) que têm vindo a vexar-se, ao longo das últimas décadas. Para tal, as empresas devem incorporar nos seus processos a avaliação da performance ambiental. Assim, as direcções das empresas têm a possibilidade de escolher a solução ótima – o equilíbrio entre o lucro e a sustentabilidade.

A avaliação da performance ambiental dos processos industriais tende-se a basear, *pro forma*, na metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), cuja estrutura e requisitos estão presentes nas normas ISO 14040 – “Princípios e enquadramento” e ISO 14044 – “Requisitos e linhas de orientação” [60, 61]. As normas referem que a ACV consiste na “compilação e avaliação das entradas, saídas e impactes ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida” [62, 63]. Os estudos desta ferramenta da gestão ambiental, compreendem 4 fases interativas, como se pode observar na Figura 7 [62].

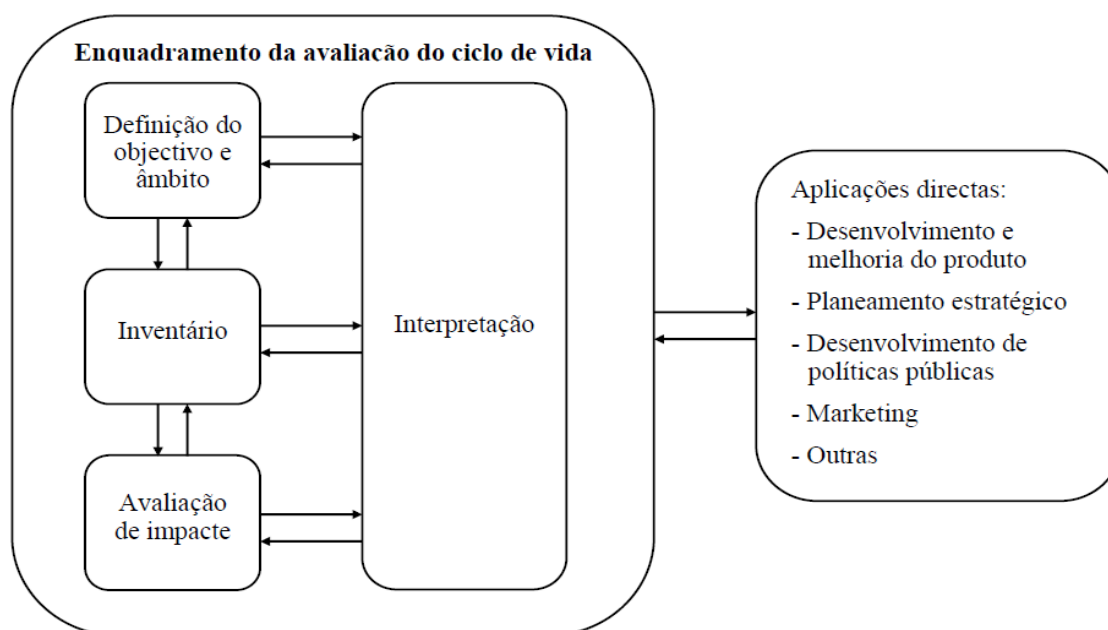


Figura 7- Interação das diferentes fases do ACV. Retirado da Norma ISO 14040 [62].

✓ **Definição do objetivo e âmbito** – para além da definição do objetivo do estudo, esta primeira fase serve, no contexto do âmbito, para delimitar as fronteiras do sistema a analisar, sendo possível diferenciar diferentes tipos de AVC. Uma fronteira bastante utilizada é denominada por “berço à cova” ou “berço ao túmulo” (do inglês – *cradle to grave*), que engloba todos os processos do ciclo de vida do produto. Ainda no contexto do âmbito, estabelece-se: o fluxo de

referência e a unidade funcional que permitem a comparação dos caudais de entrada e saída do sistema, e, de outros estudos com temas semelhantes, respetivamente; as categorias de impacto; os pressupostos e limitações associadas à ACV, entre outros [62].

Além disso, no contexto do objetivo define-se a aplicação do estudo, as suas razões e o público-alvo.

✓ **Inventário do ciclo de vida (ICV)** – fase em que se estabelece uma recolha e cálculo dos dados sobre todos os componentes que entram e saem do sistema para a quantificação dos fluxos mais relevantes. Para cada processo unitário dentro das fronteiras do sistema, podemos destacar as seguintes categorias:

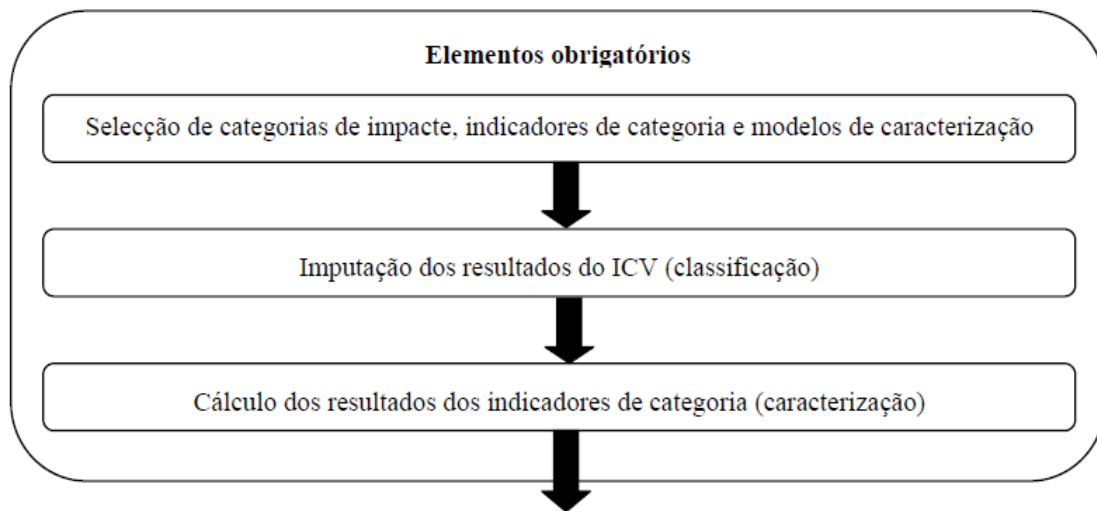
- Entradas de – energia e matérias-primas – ou, outras entradas físicas;
- Produtos, coprodutos e resíduos;
- Emissões para o ar, descargas para a água e para o solo
- E, outros aspetos ambientais.

De modo a se realizar o cálculo dos dados torna-se necessária a validação e respetiva relação com a unidade unitária do processo e com a unidade funcional definida na fase anterior.

✓ **Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)** – de um modo geral, como se verifica na Figura 8, esta fase envolve a associação dos dados do inventário a categorias específicas de impacto ambiental e indicadores de categoria, tentando-se assim compreender estes impactos. Os valores dos impactos ambientais são determinados usando uma metodologia de avaliação de impacto ambiental apropriada e recorrendo a bases de dados, com o auxílio de *softwares* indicados.

Apesar da pré-seleção das categorias de impacto realizada na primeira fase (definição do objetivo e âmbito), esta pode sofrer alteração aquando da imputação dos resultados na fase do AICV. Adicionalmente, esta fase está limitada pelos modelos de caracterização, pelo estabelecimento da fronteira do sistema (pode não envolver todos os processos unitários) e pela recolha de dados significativos na fase do ICV [62].

AVALIAÇÃO DE IMPACTE DO CICLO DE VIDA



Resultados dos indicadores de categoria, resultados da AICV (perfil da AICV)

Figura 8- Interação entre os elementos da fase de AICV. Retirado da Norma ISO 14040 [62].

✓ **Interpretação** – por fim, os resultados do inventário e da avaliação do impacto ambiental são considerados em conjunto, permitindo assim obter conclusões, explicar limitações e fazer recomendações relacionadas com a avaliação da performance ambiental. Segundo o Comité Europeu de Normalização, CEN (2006), a interpretação é uma “abordagem relativa (...) e que não prevê efeitos reais em impactes finais” [62].

2.4. Ferramentas e Metodologias da ACV

Desde os finais da década de 60 e inícios da década de 70 com estudos da *Coca Cola Company*, a *U.S. EPA* e *Basler & Hofman* até aos milhares à data reportados, a ACV tem evoluído de forma rápida e consistente. Apesar das suas divergências, devido à falta de um guia *standard* detalhado, que possibilita um grande grau de “liberdade” na conceção destes estudos, esta ferramenta de análise ambiental está cada vez mais enraizada nos critérios de decisão das empresas, nas políticas – quer empresariais quer estatais, e até, na sociedade em geral [64–66].

Na sua elaboração, as fases de ICV e AICV requerem condutas de cálculo bem estabelecidas e bases de dados vastas, pelo que se recorre à utilização de *softwares* capazes, de modo a facilitar a gestão e edição de tais dilemas. Para além do mais, estes auxiliam na análise de resultados e estruturação das cadeias do processo, e assim, a modelização da ACV torna-se menos complexa e convoluta [66, 67].

Atualmente, existem inúmeros *softwares* no mercado [64] até mesmo com versões online para realizar estas análises. De acordo com Herrmann & Moltesen (2015) e Silva *et al.* (2019), o SimaPro e o GaBi são os *softwares* comerciais mais aplicados, contudo estes são produtos com licença de utilização – necessário comprar para usufruir do programa; já o OpenLCA é o único *software* de ACV *opensource*, disponível gratuitamente [67–69].

- GaBi: criado pela Sphera™ desde 1996, a partir das palavras *Ganzheitliche Bilanzierung* (do alemão “*equilibrio holístico*” ou “*equilibrio ecológico*”). Esta ferramenta permite, a determinação do desempenho ambiental de produtos, através do processamento de informação e da modelação de todos os elementos do produto numa perspetiva de ACV. Algumas características interessantes são: *GaBi Envision*, que permite, a avaliação rápida de cenários *what-if*, o *GaBi web questionnaire* e *Data-on-demand* que possibilitam a organização, recolha e verificação de dados, o que acarreta a uma extensa base de dados (cerca de 15 000 planos e processos) [70]–[73].

- OpenLCA: concebido pela GreenDelta desde 2006, com o propósito de obter completa transparência, na qual o código base deste programa pode ser modificado e partilhado (com a devida revisão), permite alcançar uma maior profundidade no conhecimento dos processos das ACV's. Esta ferramenta serve ainda para realizar: custo do ciclo de vida; ACV Social; pegadas de carbono e da água; rotulagem ambiental (segundo as normas americanas); política integrada de produtos [74, 75].

- SimaPro: desenvolvido pela PRé *Consultants* em 1990, possui uma variedade de aplicações, tais como, relatório de sustentabilidade, cálculo da pegada hídrica e de carbono, *design* e criação de declarações ambientais de produtos, e, especificação de indicadores-chave de desempenho. *Idem*, contribui para, a análise de ciclos de vida complexos de maneira metódica e clara; a avaliação dos impactes ambientais dos produtos e serviços em todos os estágios do ciclo de vida, e, a identificação de *hotspots* (processos com elevados impactes) no sistema, desde matérias-primas até à disposição final (*cradle to grave*) [76, 77].

Todas estas ferramentas possuem um armazenamento de dados enorme (*databases*), como: *Ecoinvent*, *ELCD*, *USLCI*, *GaBi Databases*, *European and Danish Input/Output database*, *Swiss Input/Output Database*. entre outras. De reforçar que o acesso a estas bases de dados depende do *software* que se utiliza, o qual pode possuir mais que uma das bases de dados proferidas [67, 73, 78, 79].

Devido à “liberdade” anteriormente enunciada, para além dos diferentes *Softwares* e *Databases*, existe também uma panóplia de modelos de caracterização e métodos/metodologias que possibilitam a realização da análise do ciclo de vida [80–84]. O desafio da etapa de AICV é medir o potencial impacto das substâncias do processo de produção, na qual se usa um procedimento: cabalmente, acessível; aplicado a todas as substâncias de forma consistente; que utilize uma unidade de medida genérica, e, que providencie resultados comparáveis. Todavia, surgem dois problemas principais: diferentes metodologias de AICV geram diferentes resultados, e, conseqüentemente, produzem-se incertezas maiores nas interpretações/comparações desses resultados [85, 86].

Mesmo com as tentativas de padronização das normas ISO 14040 e 14044, nestas apenas afirma-se (*sic erat scriptum*) que “as categorias de impacto, indicadores de categorias e modelos de caracterização devem ser internacionalmente aceites, i. e., baseados numa concordância internacional ou aprovados por uma entidade internacional competente”.

Todavia, com o intuito de reforçar estas normas, o Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia providencia guias e recomendações sobre boas práticas da estrutura da AICV, desde os modelos e indicadores à fase de caracterização, através do manual *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) [85, 87–90].

Non obstante, existem mais de 50 modelos que são implementados nas várias metodologias existentes, desde CML 2002, Eco-Indicator 99, EDIP 2003, EPS, IMPACT 2002+, LIME, LUCAS, TRACI, ReCiPe 2016, entre outras [85, 88, 92].

A metodologia ReCiPe 2016 aborda os impactos ao nível: *midpoint* – foco num único problema ambiental (e.g. alterações climáticas ou acidificação), e, *endpoint* – agrega os problemas ambientais, por meio de vias de danificação, nas áreas de proteção (1-saúde humana, 2-ecossistemas e 3- escassez de recursos), que apesar de providenciar informação mais relevante, as incertezas destes resultados são maiores [92–94].

O método de AICV, ReCiPe 2016 (*update* da ReCiPe 2008) considera 18 *midpoints* e 3 *endpoints* [93, 95]. A atualização da ReCiPe fornece fatores de caracterização representativos da escala global, mas não impossibilita a implementação de fatores de caracterização à escala nacional e continental, para uma série de categorias de impacto ambiental. Adicionalmente, reforça a coerência destes *points* ao trabalhar com o mesmo horizonte temporal, dependendo da

perspetiva [86, 92, 93]. Na Tabela 2, estão descritas as seguintes perspetivas, de acordo com Huijbregts *et al.* [92] e De Schryver *et al.* [[95].

Tabela 2- Perspetivas nas metodologias de AICV, de acordo com o horizonte temporal e principais considerações

Perspetiva	Horizonte temporal	Considerações/Caraterísticas
Individualista (I)	20 anos	Alta capacidade adaptativa aos impactes ambientais, proveniente do otimismo tecnológico;
Hierarquista (H)	100 anos	Impactes ambientais podem ser evitados com gestão apropriada;
Igualitária (E)	1000 – Infinito*	Todos os percursos de impactes disponíveis são ponderados; a natureza é “frágil e instável”; é a perspetiva mais precaucional.

*dependente da categoria de impacte ambiental

3. Materiais e Métodos

3.1. Definição do objetivo e âmbito

O principal objetivo desta Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é a comparação das performances ambientais de diferentes tipos de cultivo (fertilizante orgânico, FO; efluente de aquacultura, EA) em diferentes concentrações, com a utilização de *Pavlova gyrans* para a obtenção de lípidos. *A posteriori* da obtenção de resultados efetuou-se a identificação dos processos com maior impacte ambiental, como também, sempre que possível, uma comparação com dados da literatura.

Assim, considerou-se como unidade funcional (UF) do sistema 1 g de lípidos produzidos. Esta, assim como outros fatores, permitiu a comparação com outras análises da literatura, sempre que se verificou a mesma unidade funcional, ou, seja possível a sua conversão (e.g. 1 g de lípidos para 1 kg de lípidos). Apesar do carácter científico do presente estudo, o público-alvo é a sociedade em geral, e em particular empresas na área de cultivo de microalgas e processamento da biomassa gerada, que com os resultados deste trabalho podem ter uma melhor ideia de quais são os impactes ambientais resultantes das suas atividades.

O presente estudo de ACV é do tipo atributivo, posto que os impactes ambientais se referem a um produto, ao invés de alterações a um sistema existente. Para a elaboração deste trabalho usou-se como base do processo e tecnologias implementadas, o trabalho laboratorial descrito em Madureira [50]. Em relação à cobertura geográfica, consideram-se as condições atuais em Portugal ou na União Europeia.

3.1.1. Delineação do Sistema

A fronteira do sistema deste trabalho denomina-se por “*cradle to gate*”, ou, berço à porta, no qual se considera as fases do ciclo de vida desde a obtenção de matérias-primas até à extração do produto de interesse, o conteúdo lipídico, como se visualiza na Figura 9. O estudo engloba as etapas de cultivo e produção de biomassa, colheita, secagem e extração. Neste trabalho, não se contemplaram as etapas de purificação, empacotamento, uso, reciclagem e disposição final uma vez que esta ACV tem como foco a avaliação dos impactos ambientais do processo de extração de lípidos, tomando em conta as experiências e os resultados apresentados na dissertação de Madureira [50], sendo que nesta não ocorreram essas etapas.

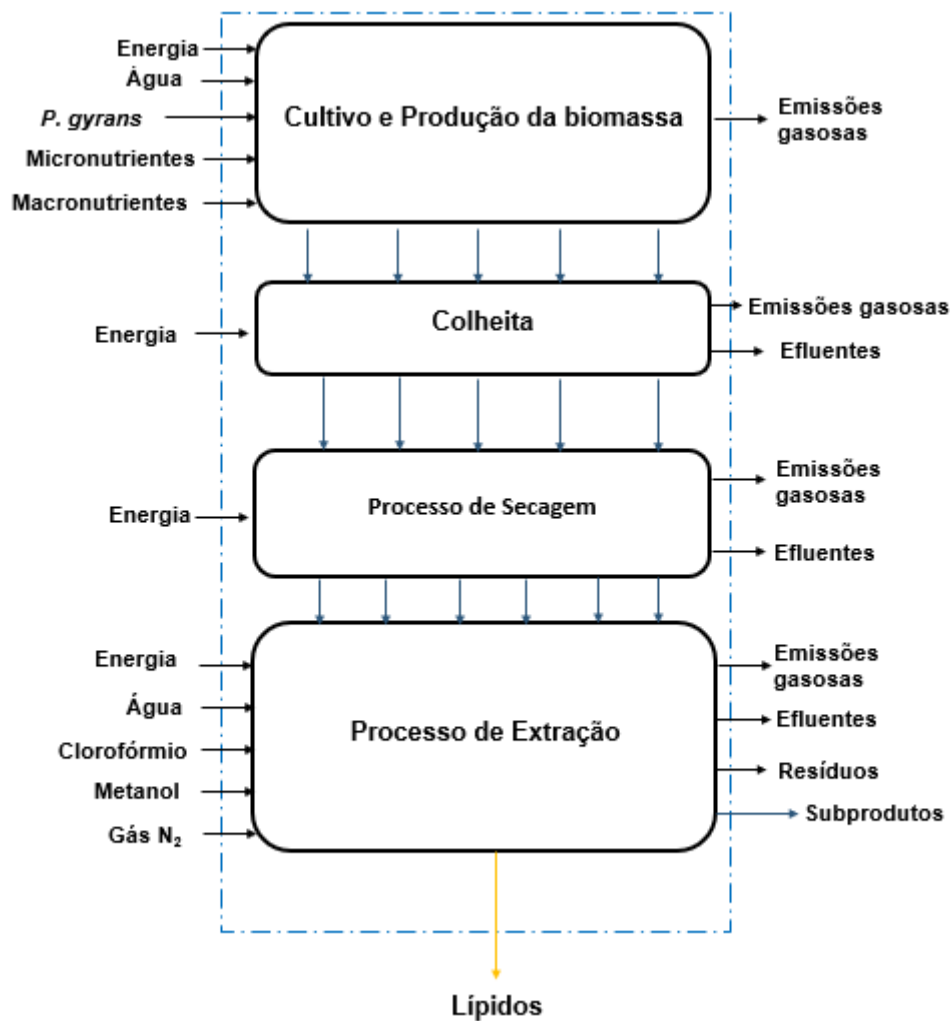


Figura 9- Sistema *cradle to gate* geral, no processo de cultivo de microalgas para obtenção de lipídios.

O cultivo e produção de *P. gyrams* realizou-se em condições autotróficas, durante 14 dias. Sendo que os macronutrientes e micronutrientes foram adicionados sem se recorrer à sua esterilização. As etapas, de colheita e de secagem efetuaram-se numa centrífuga e um liofilizador, respetivamente. A extração lipídica das microalgas realizou-se segundo o método Bligh & Dyer, com algumas modificações, descritas por Madureira [50]. Desconsiderou-se a quantidade de ar, mais concretamente o dióxido de carbono, CO₂, pois no momento em que se fecha o balão de Erlenmeyer não existiu mais ar a ser submetido ao meio. *Idem*, não se contabilizaram os impactes causados pelo fabrico dos equipamentos, uma vez que o carácter deste trabalho é comparativo dos meios de cultura, para o qual se utilizaram os mesmos equipamentos para todos os meios.

3.1.2. Categorias de Impacte

As categorias de impacte advêm, neste trabalho, da escolha da metodologia, sendo esta considerada no capítulo 3.3. Contudo, *a priori*, verificou-se qualitativamente quais serão os fluxos (materiais e energéticos) mais relevantes do sistema, que neste estudo correspondem a:

- Consumo de energia em todas as etapas do processo;
- Geração de emissões gasosas em todas as etapas;
- Formação de efluentes nas etapas colheita, secagem e extração;
- Consumo de materiais auxiliares na extração.

3.2. Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

No inventário de ciclo de vida consideraram-se todos os fluxos materiais (e.g. matérias-primas, materiais auxiliares e água) e, energia, incluindo preferencialmente dados primários do processo laboratorial utilizado. Para a maior parte dos dados do inventário utilizou-se a informação disponibilizada Madureira [50]. Todavia, houve a necessidade de fazer aproximações, cálculos e de obter informações adicionais para alguns componentes, como se pode visualizar na Tabela 3. Em relação à energia elétrica considerou-se o *mix* elétrico português definido na base de dados do EcolInvent.

Tabela 3- Métodos de obtenção de dados para a realização do ICV

Etapa	Fluxo	Obtenção de dados
Cultivação		
FO	Micronutrientes	Aproximação
	Macronutrientes	
EA	Micronutrientes	Descritos em Madureira [50]
	Macronutrientes	
	Energia	Cálculo
	Água	Descritos em Madureira [50]
Colheita		
	Energia	Cálculo
Secagem		
	Energia	Cálculo
	Água	Descritos em Madureira [50]
Extração		
	Energia	Cálculo
	Água	Descritos em Madureira [50]
	Clorofórmio	
	Metanol	Cálculo
	Gás N ₂	

FO – Fertilizante Orgânico; EA – Efluente de Aquacultura

3.2.1. Componente material

Em relação aos meios de cultura, estes diversificaram entre micronutrientes e macronutrientes. O meio de cultura do fertilizante orgânico, foi aproximado ao meio de Conway (Anexo A) para obtenção das concentrações e dos componentes existentes no mesmo, uma vez que o meio de cultivo pertencia a uma empresa que preferiu manter o meio confidencial. Contudo, para o cálculo das quantidades de micronutrientes e macronutrientes teve-se em consideração a % (v/v) descrita por Madureira [50], sendo que esta percentagem alterou-se nos micronutrientes, mas manteve-se nos macronutrientes (0,016 % v/v), para o meio FO. Assim sendo, no meio M1 (micronutrientes - 0,0002 % v/v); no meio M2 (micronutrientes - 0,002% v/v), e, no meio M4 (micronutrientes - 0,004 % v/v). De modo a respeitar o trabalho realizado por Madureira [50], preservou-se os mesmos nomes dos meios. Não se verifica a presença do meio M3, uma vez que não foram reportados resultados de lípidos nesse meio.

Na Tabela 4, encontram-se os valores utilizados dos componentes para o meio FO, segundo as diferentes concentrações (M1, M2 e M4), já sob a influência da unidade funcional.

Tabela 4- Inventário dos componentes do meio FO, nas diferentes concentrações (M1, M2 e M4), sob a influência da unidade funcional

Componente	Fórmula	M1/(mg/g)	M2/(mg/g)	M4/(mg/g)
Nitrato de potássio	KNO ₃	2,07× 10 ¹	2,30× 10 ¹	2,04× 10 ¹
Fosfato trissódico	Na ₃ PO ₄	4,14× 10 ⁰	4,60× 10 ⁰	4,07× 10 ²
Molibdato de amónio	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	3,72× 10 ⁻¹	4,14× 10 ⁻¹	3,66× 10 ⁻¹
Sulfato de cobre (II)	CuSO ₄ .5H ₂ O	1,03× 10 ⁻²	1,15× 10 ⁻¹	2,04× 10 ⁻¹
Cloreto de zinco	ZnCl ₂	1,09× 10 ⁻²	1,21× 10 ⁻¹	2,14× 10 ⁻¹
Cloreto de manganês (II)	MnCl ₂ .4H ₂ O	9,31× 10 ⁻⁴	1,03× 10 ⁻²	1,83× 10 ⁻²
Cloreto de ferro (III)	FeCl ₃ .6H ₂ O	3,36× 10 ⁻³	3,74× 10 ⁻²	6,62× 10 ⁻²
Cloreto de cobalto (II)	CoCl ₂ .6H ₂ O	1,03× 10 ⁻²	1,15× 10 ⁻¹	2,04× 10 ⁻¹
Ácido bórico	H ₃ BO ₃	8,64× 10 ⁻²	9,60× 10 ⁻¹	1,70× 10 ⁰
Sal de EDTA dissódico	Na ₂ H ₂ EDTA.2H ₂ O	1,16× 10 ⁻¹	1,29× 10 ⁰	2,29× 10 ⁰

M1 (micronutrientes 0,0002 % v/v); M2 (micronutrientes 0,002% v/v); M4 (micronutrientes 0,004 % v/v)

■ - Macronutrientes ■ - Micronutrientes

O meio do efluente de aquacultura foi totalmente descrito por Madureira [50] (Anexo B), sendo que se encontram mudanças nos componentes Nitrato de potássio, Nitrito de sódio e Fosfato de monopotássio nos diferentes meios (a sombreado na tabela).

Na Tabela 5, observam-se os valores utilizados dos componentes para o meio EA, segundo as diferentes concentrações (de fosfato por ordem crescente: PLE- Efluente pobre em fosfato, PIE-

Efluente intermédio de fosfato e PRE- Efluente rico em fosfato), já sob a influência da unidade funcional.

Tabela 5- Inventário dos componentes nas diferentes concentrações (meio EA: PRE, PIE e PLE), sob a influência da unidade funcional

Componente	Fórmula	PLE/(mg/g)	PIE/(mg/g)	PRE/(mg/g)
Cloreto de Sódio	NaCl	$6,95 \times 10^4$	$4,97 \times 10^4$	$5,32 \times 10^4$
Sulfato de Magnésio	MgSO ₄ .7H ₂ O	$1,70 \times 10^4$	$1,21 \times 10^4$	$1,30 \times 10^4$
Cloreto de Cálcio	CaCl ₂	$3,86 \times 10^3$	$2,76 \times 10^3$	$2,96 \times 10^3$
Nitrato de Potássio	KNO ₃	$2,57 \times 10^3$	$1,84 \times 10^3$	$1,97 \times 10^3$
Fosfato de Monopotássio	KH ₂ PO ₄	$1,80 \times 10^2$	$1,29 \times 10^2$	$1,38 \times 10^2$
Cloreto de Ferro (III)	FeCl ₃ .6H ₂ O	$3,60 \times 10^1$	$2,58 \times 10^1$	$2,76 \times 10^1$
Sal de EDTA Dissódico	Na ₂ H ₂ EDTA.2H ₂ O	$4,89 \times 10^1$	$3,50 \times 10^1$	$3,74 \times 10^1$
Ácido Bórico	H ₃ BO ₃	$1,54 \times 10^1$	$1,10 \times 10^1$	$1,18 \times 10^1$
Cloreto de Cobalto (II)	CoCl ₂ .6H ₂ O	$3,86 \times 10^{-2}$	$2,76 \times 10^{-2}$	$2,96 \times 10^{-2}$
Sulfato de Cobre (II)	CuSO ₄ .5H ₂ O	$1,03 \times 10^0$	$7,36 \times 10^{-1}$	$7,88 \times 10^{-1}$
Cloreto de Manganês (II)	MnCl ₂	$1,03 \times 10^1$	$7,36 \times 10^0$	$7,88 \times 10^0$
Molibdato de Amónio	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	$9,52 \times 10^0$	$6,81 \times 10^0$	$7,29 \times 10^0$
Sulfato de Zinco	ZnSO ₄ .7H ₂ O	$1,03 \times 10^0$	$7,36 \times 10^{-1}$	$7,88 \times 10^{-1}$
Nitrato de Potássio	KNO ₃	$5,51 \times 10^2$	$3,23 \times 10^2$	$2,70 \times 10^2$
Nitrito de Sódio	NaNO ₂	$6,44 \times 10^0$	$4,97 \times 10^0$	$5,71 \times 10^0$
Fosfato de Monopotássio	KH ₂ PO ₄	$5,15 \times 10^{-1}$	$6,16 \times 10^0$	$1,36 \times 10^1$

PLE- Efluente pobre em fosfato, PIE- Efluente intermédio de fosfato e PRE- Efluente rico em fosfato

Para o cálculo referente ao volume, V , de gás nitrogénio (N₂) utilizado recorreu-se à equação de Bernoulli (3.2.1-1) e às equações [96–98] (3.2.1-2, 3.2.1-3 e 3.2.1-4) (Anexo C):

$$P_1 + \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot v_1^2 + \rho \cdot g \cdot h_1 = P_2 + \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot v_2^2 + \rho \cdot g \cdot h_2 \quad (\text{Equação 3.2.1-1})$$

$$M_v = A_s \times v \quad (\text{Equação 3.2.1-2})$$

$$A_s = \pi \times \left(\frac{d}{2}\right)^2 \quad (\text{Equação 3.2.1-3})$$

$$V = M_v \times t \quad (\text{Equação 3.2.1-4})$$

Em que:

$$P_1 = 5 \text{ bar} = 5 \times 10^5 \text{ Pa}; P_2 = 1 \text{ bar} = 1 \times 10^5 \text{ Pa};$$

$$v_1 = 0; h_1 = h_2; t = 4 \text{ h} = 14\,400 \text{ s}; d = 0,001 \text{ m}; g = 9,8 \text{ m/s}^2$$

Considerou-se uma temperatura de 17,5 °C.

Na Tabela 6, visualizam-se os valores utilizados dos componentes auxiliares e da água, no sistema considerado, segundo os diferentes meios e concentrações, por unidade funcional.

Tabela 6- Inventário dos componentes auxiliares e da água, nos diferentes meios e concentrações, sob a influência da unidade funcional

Meios	Componentes			
	Água	Clorofórmio	Metanol	Gás Nitrogénio
Fertilizante Orgânico	mL/g			L/g
M1	$1,30 \times 10^4$	$9,47 \times 10^2$	$4,74 \times 10^2$	$1,71 \times 10^3$
M2	$1,45 \times 10^4$	$1,05 \times 10^3$	$5,26 \times 10^2$	$1,90 \times 10^3$
M4	$1,28 \times 10^4$	$9,32 \times 10^2$	$4,66 \times 10^2$	$1,68 \times 10^3$
Efluente de Aquacultura				
PRE	$1,99 \times 10^4$	$1,44 \times 10^3$	$7,22 \times 10^2$	$2,60 \times 10^3$
PIE	$1,85 \times 10^4$	$1,35 \times 10^3$	$6,74 \times 10^2$	$2,43 \times 10^3$
PLE	$2,59 \times 10^4$	$1,89 \times 10^3$	$9,43 \times 10^2$	$3,34 \times 10^3$

M1 (micronutrientes 0,0002 % v/v); M2 (micronutrientes 0,002% v/v); M4 (micronutrientes 0,004 % v/v)

PLE- Efluente pobre em fosfato; PIE- Efluente intermédio de fosfato; PRE- Efluente rico em fosfato

Visto que Madureira [50] realizou três réplicas de cada experiência, o conteúdo lipídico obtido apresenta alguma variabilidade (Anexos A e B). Deste modo, é possível obter uma medida da incerteza dos resultados do estudo de ACV, tornando a análise dos resultados e a comparação entre os vários meios de cultivo mais objetiva. A forma como foi tomada em conta esta variabilidade é descrita em detalhe mais em baixo na Secção 3.3.4. De notar que outras fontes de incerteza, como por exemplo as associadas aos dados de inventário e/ou fatores de caracterização, ou dos modelos de cálculos dos valores dos impactes ambientais, não foram tomadas em conta por falta de informação para os estimar.

3.2.2. Componente de energia

De modo a se obter os valores da energia (Anexo D), E , dos seguintes equipamentos: autoclave; centrifugadoras (1-colheita e 2-extração); placa de agitação (agitador); ultrassons e agitador *vortex* utilizou-se a Equação 3.2.2-1. Apesar da unidade de energia segundo o Sistema Internacional ser o Joule, J, por questões práticas considerou-se a unidade kWh. A potência, P_o , retirou-se dos próprios equipamentos e o tempo de utilização, t , de Madureira [50].

$$E = P_o \times t \quad (\text{Equação 3.2.2-1})$$

No caso da iluminação artificial e liofilizador a energia consumida calculou-se, de forma *mutatis mutandis*, através das equações 3.2.2-2 e 3.2.2-3, respetivamente. A unidade de potência da iluminação artificial, $P_{o_{il}}$, consultada era de W/m pelo que se mede o comprimento do fio de luzes, L , e, só depois aplicou-se a seguinte equação, para obtenção da energia consumida na iluminação artificial, E_{il} :

$$E_{il} = P_{o_{il}} \times t \times L \quad (\text{Equação 3.2.2-2})$$

O liofilizador apresentava a potência aparente, PA , com a unidade kVA. Pelo que, tem de se multiplicar pelo fator de potência, FP , que neste caso considerou-se igual a 0,8 kW/kVA, para se obter o valor de potência ativa, PO_1 , expressa em kW. Assim sendo o valor de energia do liofilizador, E_1 , pode-se calcular das seguintes formas:

$$E_1 = PA \times t \times FP \quad (\text{Equação 3.2.2-3 a})$$

$$E_1 = PO_1 \times t \quad (\text{Equação 3.2.2-3 b})$$

Apesar de algumas máquinas possuírem poupança energética, tomou-se em consideração, em todos os cálculos energéticos, a potência indicada pelo instrumento utilizado. O que resultou num cálculo por excesso, ou seja, para a energia consumida considerou-se o pior cenário possível. Na Tabela 6, visualizam-se os valores utilizados da energia por equipamentos, segundo os diferentes meios e concentrações (Fertilizante Orgânico: M1, M2 e M4; Efluente de Aquacultura: PLE, PIE e PRE), já sob a influência da unidade funcional.

Tabela 7- Inventário da energia dos equipamentos, nos diferentes meios e concentrações, sob a influência da unidade funcional

	Fertilizante Orgânico - FO			Efluente de Aquacultura - EA		
	M1	M2	M4	PRE	PIE	PLE
Instrumento	kWh/g			kWh/g		
Autoclave	$2,59 \times 10^2$	$2,87 \times 10^2$	$2,54 \times 10^2$	$3,94 \times 10^2$	$3,68 \times 10^2$	$5,15 \times 10^2$
Centrifugadora	$5,17 \times 10^1$	$5,75 \times 10^1$	$5,09 \times 10^1$	$7,88 \times 10^1$	$7,36 \times 10^1$	$1,03 \times 10^2$
Centrifugadora	$4,34 \times 10^2$	$4,83 \times 10^1$	$4,27 \times 10^1$	$6,62 \times 10^1$	$6,18 \times 10^1$	$8,65 \times 10^1$
Agitador	$3,04 \times 10^3$	$3,38 \times 10^3$	$2,99 \times 10^3$	$4,63 \times 10^3$	$4,33 \times 10^3$	$6,05 \times 10^3$
Liofilizador	$1,04 \times 10^4$	$1,16 \times 10^4$	$1,03 \times 10^4$	$1,59 \times 10^4$	$1,48 \times 10^4$	$2,08 \times 10^4$
Sonicador	$1,03 \times 10^2$	$1,15 \times 10^2$	$1,02 \times 10^2$	$1,58 \times 10^2$	$1,47 \times 10^2$	$2,06 \times 10^2$
Iluminação artificial	$2,14 \times 10^3$	$2,38 \times 10^3$	$2,10 \times 10^3$	$3,26 \times 10^3$	$3,04 \times 10^3$	$4,26 \times 10^3$
Vortex	$1,16 \times 10^0$	$1,29 \times 10^0$	$1,15 \times 10^0$	$1,77 \times 10^0$	$1,66 \times 10^0$	$2,32 \times 10^0$
Total	$1,79 \times 10^4$	$1,61 \times 10^4$	$1,58 \times 10^4$	$2,45 \times 10^4$	$2,29 \times 10^4$	$3,20 \times 10^4$

M1 (micronutrientes 0,0002 % v/v); M2 (micronutrientes 0,002% v/v); M4 (micronutrientes 0,004 % v/v)

PLE- Efluente pobre em fosfato; PIE- Efluente intermédio de fosfato; PRE- Efluente rico em fosfato

3.2.3. Transporte

Para a contabilização do transporte dos componentes utilizados considerou-se que estes, podiam na sua maioria ser adquiridos em Portugal. Assim sendo, considerou-se uma distância média, d_m , de 200 km e que o transporte foi executado em camiões *tier* de 32 toneladas. O

transporte dos componentes, TC_j , em cada meio, (expresso em tonelada quilómetro, t km) foi calculado através da seguinte equação (exemplo de cálculo – Anexo E):

$$TC_j = m_{t_j} \times d_m \quad \text{(Equação 3.2.3-1)}$$

Em que:

m_{t_j} – Massa total dos componentes, em cada meio j (expressa em toneladas, t).

3.2.4. EOL – Tratamento no Fim do Ciclo de Vida

Ao longo das etapas do processo os meios líquidos são tratados, pelo que se registou este procedimento no inventário, para posterior inserção nos impactes globais do sistema. O tratamento no fim do ciclo de vida (EOL) depende apenas do volume de meio utilizado, sendo este expresso em m^3 .

3.3. Avaliação do Impacte do Ciclo de Vida (AICV)

3.3.1. Escolha da Metodologia

Como mencionado anteriormente foi necessária a escolha apropriada da metodologia para se calcular os valores dos potenciais impactes ambiental que se adequem melhor ao sistema considerado. Deste requisito resulta uma revisão bibliográfica de temas idênticos, como se observa na Tabela 8.

Após a revisão, decidiu-se utilizar a metodologia ReCiPe (E) seguindo a perspetiva Igualitária (E), a qual apesar de ser considerada com algum excesso permitiu assegurar que os impactes reais são tomados em conta. Tudo isto realizou-se com o auxílio do *software* SimaPro (V 8.5.2) e as suas bases de dados de inventário, nomeadamente o EcolInvent (V 3.5). Adicionalmente, as categorias de impacte consideradas na metodologia ReCiPe 2016 estão de acordo com a revisão a 18 ACV's realizada por Collotta *et al.* [99].

Tabela 8- Revisão bibliográfica de temas idênticos ao presente trabalho, sobre o software, base de dados e metodologia, tendo em conta o sistema, a unidade funcional e a cobertura geográfica

Fonte	Sistema	Unidade Funcional	Região	Software	Base de Dados	Metodologia
Jez <i>et al.</i> [100]	<i>cradle to gate</i>	MJ/kg de óleo produzido	Itália	SimaPro 7.3.3	Ecoinvent 2.2	ReCiPe 2008 e CED
Foteinis <i>et al.</i> [101]	<i>cradle to gate</i>	1 kg de biodiesel	Grécia	SimaPro 8	SimaPro	ReCiPe 2008 e CED
Barr <i>et al.</i> [102]	<i>cradle to gate</i>	1 t de n-3	EUA	-	USLCI, Ecoinvent 3.1	TRACI 2.1
Smetana <i>et al.</i> [103]	<i>cradle to gate</i>	várias	Alemanha	SimaPro 8	Ecoinvent 3.1	ReCiPe 1.08 e IMPACT 2002+
Maga [104]	<i>cradle to grave</i>	1 m ³ de água e 1 MJ	Espanha	GaBi	GaBi 6.0, Ecoinvent, GREET	ReCiPe 2008
Grierson <i>et al.</i> [105]	<i>cradle to grave</i>	1 MJ biogás de pirólise	Austrália	SimaPro 7.3	várias	AusLCI-compliant**
Campbell <i>et al.</i> [106]	<i>cradle to gate</i>	1 tkm	-	SimaPro 7.3	-	ReCipe
Chandra <i>et al.</i> [107]	<i>cradle to gate</i>	1 kg de biomassa	Índia	GaBi 8.7	GaBi Professional	CML 2001
Diniz <i>et al.</i> [108]	<i>cradle to gate</i>	1 kg de biomassa seca	Brasil	SimaPro 7.2	Ecoinvent 2.2	ReCiPe 2008
Pérez-López <i>et al.</i> [109]	<i>cradle to gate</i>	1 kg de biomassa seca	Holanda	SimaPro 8	Ecoinvent 2.0	CML 2001 e CED
Wu <i>et al.</i> [110]	<i>cradle to gate</i>	1 MJ e 1 kg de biodiesel	Taiwan	SimaPro	Ecoinvent 3.5	ReCiPe

*tratada; ** vários, para cada categoria;

Na Tabela 9 visualizam-se as categorias de Impacto consideradas pela metodologia ReCiPe 2016. Os valores dos indicadores das categorias para cada componente mássico ou energético, possui por base uma unidade referência (e.g. 1 kg de nitrogénio ou 1 kWh de energia), assim, as unidades aqui representadas apenas se referem às categorias e não aos indicadores. Tomando em conta o sistema descrito atrás, e os termos de inventário que se espera serem dominantes, em particular o consumo de energia/eletricidade, o conjunto de categorias de impacte ambiental é adequado. Visto que uma parte significativa do *mix* energético provém da combustão de recursos fósseis, as emissões de CO₂ vão contribuir diretamente para a categoria de impacto ambiental Alterações Climáticas. Além do consumo de recursos não renováveis, traduzida pela introdução de duas categorias de impacte ambiental específicas: Escassez de recursos minerais e Escassez de recursos fósseis; a combustão gera também outros poluentes. Em particular, ocorre a geração de óxidos de nitrogénio (NO_x) devido à utilização de ar atmosférico,

que vai contribuir para as categorias de impacto ambiental de Eutrofização, Acidificação, e Depleção da camada de Ozono. A geração de óxidos de enxofre (SO_x) também contribuiu para a acidificação, e combinado com a formação de partículas e a emissão de hidrocarbonetos contribuiu para a formação de *smog* fotoquímico, com os naturais impactos na saúde humana e dos ecossistemas. Além destes efeitos, o cultivo de microalgas é um processo que depende naturalmente de quantidades elevadas de água, pelo que se justifica uma categoria de impacto ambiental dedicada a este fator.

Tabela 9- Categorias de impacto da metodologia ReCiPe 2016 e respetivas unidades

Categoria de impacto	Abreviaturas	Unidade
Alterações Climáticas (<i>Global Warming</i>)	GW	kg CO ₂ eq
Depleção de Ozono Estratosférico (<i>Ozone Depletion</i>)	OD	kg CFC ₁₁ eq
Radiação Ionizada (<i>Ionizing Radiation</i>)	IR	kBq Co-60 eq
Formação de Ozono Fotoquímico, Saúde Humana (<i>Photochemical Ozone Formation, human health</i>)	OFhh	kg NO _x eq
Formação de Partículas Finas (<i>Fine Particulate Matter Formation</i>)	PMF	kg PM _{2.5} eq
Formação de Ozono Fotoquímico, Ecossistemas Terrestres (<i>Photochemical Ozone Formation, Terrestrial Ecosystems</i>)	OFte	kg NO _x eq
Acidificação Terrestre (<i>Terrestrial Acidification</i>)	TA	kg SO ₂ eq
Eutrofização de água doce (<i>Freshwater Eutrophication</i>)	FE	kg P eq
Eutrofização Marinha (<i>Marine Eutrophication</i>)	ME	kg N eq
Ecotoxicidade Terrestre (<i>Terrestrial Ecotoxicity</i>)	TET	kg 1,4-DCB
Ecotoxicidade de água doce (<i>Freshwater Ecotoxicity</i>)	FET	kg 1,4-DCB
Ecotoxicidade Marinha (<i>Marine Ecotoxicity</i>)	MET	kg 1,4-DCB
Toxicidade humana, carcinogénica (<i>Human Toxicity: cancer</i>)	HTc	kg 1,4-DCB
Toxicidade humana, não carcinogénica (<i>Human Toxicity: non-cancer</i>)	HTnc	kg 1,4-DCB
Uso do solo (<i>Land Use</i>)	LO	m ² a crop eq
Escassez de recursos minerais (<i>Mineral resource Scarcity</i>)	SO	kg Cu eq
Escassez de recursos fósseis (<i>Fossil resource Scarcity</i>)	FF	kg óleo eq
Consumo de água (<i>Water Consumption</i>)	WC	m ³

3.3.2. Modelização dos Componentes

Devido à inexistência na base de dados do EcolInvent V3.5, dos componentes molibdato de amónio, cloreto de zinco, cloreto de manganês (II), cloreto de cobalto (III), fosfato de monopotássio, foi necessário efetuar a sua modelização (Anexo F). Esta realizou-se de acordo com

o modelo da “árvore de ciclo de vida”, na qual são considerados os reagentes necessários à produção destes compostos [109–112]. Neste caso, a ramificação para apenas quando todos os reagentes foram reconhecidos pela base de dados.

Através das reações estequiométricas e das massas molares dos compostos envolventes, determinou-se as massas dos mesmos. Com pequenos ajustes, das massas de reagentes e do produto de interesse, para que a massa do produto estivesse no valor de referência, i.e., 1 kg, calculou-se os valores dos indicadores dos componentes em falta. Isto, por meio da linearização dos indicadores dos reagentes presentes no EcolInvent, tendo em conta como fatores de peso as massas dos reagentes (exemplo de cálculo – Anexo F).

3.3.3. Fatores de Caracterização

Na secção 2.4 referiu-se que a metodologia ReCiPe 2016 considera os impactos ambientais com fatores *midpoint* e *endpoint*, porém, neste estudo o foco foi o cálculo dos fatores *midpoint*. Para cada uma das categorias de impacto g , calculou-se primeiro os fatores de classificação, $FC_{i,j}$, para cada componente i e meio j , segundo a equação 3.3.3-1. Posteriormente, somou-se esses valores, agrupando tudo na mesma categoria, para se obter os fatores de caracterização, FC , (*midpoints*) como apresentado na equação 3.3.3-2 (exemplo de cálculo – Anexo G).

$$FC_{i,j,g} = I_{g,i} \times va_{i,j} \quad (\text{Equação 3.3.3-1})$$

$$FC_{i,j,g} = \sum_{i,j,g}^n FC_{i,j,g} \quad (\text{Equação 3.3.3-2})$$

Em que:

$I_{i,j}$ – Indicador da categoria de impacto g , por unidade padrão, para o componente i .

$va_{i,j}$ – Valor do componente i , por unidade funcional, do meio j .

Os valores dos FC foram obtidos usando o software Simapro V.8.5.2, usando os dados da base de dados inventário EcolInvent V.3.5.

Ao longo das etapas do processo os meios líquidos são tratados, pelo que se registou este procedimento no inventário, para posterior inserção nos impactes globais do sistema. O tratamento no fim do ciclo de vida (EOL) depende apenas do volume de meio utilizado, sendo este expresso em m^3 .

3.3.4. Estimativa da Incerteza

Como referido previamente, a aquisição dos dados experimentais que foram usados para obter o inventário de ciclo de vida envolveu a realização de réplicas, pelo que foi possível determinar uma estimativa da incerteza associada ao processo nos valores calculados dos impactes ambientais. Para o fazer para cada meio de cultivo e categoria de impacte ambiental foram calculados três valores de impacte ambiental: um valor baseado na média dos valores de conteúdo em lípidos obtidos para cada uma das réplicas, e um valor máximo e um valor mínimo tomando em conta o desvio padrão dos valores experimentais do teor lipídico para cada conjunto de condições. Deste modo foi possível obter uma gama de variação dos valores dos impactes ambientais, representando esta a medida de incerteza destes.

4. Resultados e Discussão

Neste capítulo são apresentados e comparados os principais resultados da avaliação da performance ambiental do processo de produção de lípidos através da microalga *P. gyrams* usando diferentes meios de cultura. No subcapítulo 4.1 é feita uma análise geral das categorias de impacto, focando na comparação entre os meios de cultivo utilizados (fertilizante orgânico e efluente de aquacultura), além de uma análise da importância relativa das etapas do processo e dos componentes utilizados. Sempre que possível são sugeridas alternativas às etapas e aos componentes do processo, tendo em conta as vantagens e desvantagens dessas mesmas alternativas.

De modo a validar estes resultados e o desempenho ambiental do produto, são também efetuadas comparações com outros estudos de ACV encontrados na literatura diretamente relacionados com a área deste trabalho. Contudo, a comparação tem uma natureza mais qualitativa, uma vez que existe uma grande variabilidade nos estudos de ACV, desde os dados de inventários usados e/ou bases de dados de inventário usadas, ao enquadramento regional onde ocorre o fabrico do produto incluindo as várias etapas do processo de produção, entre outros, que diminuem a objetividade das comparações. Assim sendo, na Tabela 8 efetuou-se a seleção dos estudos com menor discrepância. Por outro lado, as unidades funcionais não são as mesmas entre estudos, na maioria dos estudos a UF selecionada é 1 kg de biodiesel. Sempre que necessário as devidas transformações/conversões são efetuadas de modo a assegurar uma comparação o mais objetiva possível.

No subcapítulo 4.2 é apresentada e avaliada em relação ao cenário base uma proposta de melhoria da performance ambiental, em particular a mudança da fonte de energia usada no processo. Em alternativa às fontes de energia provenientes do *mix* energético português, pretende-se simular a utilização de painéis solares fotovoltaicos.

4.1. Análise dos Impactes Ambientais

Nas Figuras 10 e 11 são apresentados, respetivamente, os valores dos impactes ambientais para os meios contendo fertilizante orgânico - FO (M1, M2 e M4), e efluente de aquacultura EA (PIE, PRE e PLE). Para permitir uma visualização mais fácil dos resultados, visto ter sido considerado um conjunto alargado de categorias de impacto ambiental, estes encontram-se em figuras separadas, e os valores para cada categoria de impacto foi escalada para ser possível a representação na mesma figura, para permitir a comparação entre os diferentes meios. Visto

que as experiências, cujos resultados serviram de base ao inventário de ciclo de vida, foram feitas em triplicado para cada conjunto de condições experimentais, é possível ter uma medida da incerteza associada ligada ao processo cultivo das microalgas, sendo esta representada nas figuras na forma de barras de erro.

Os resultados apresentados nas Figuras 10 e 11 mostram que o meio FO apresenta, no geral, valores de impacte ambiental 1,28 a 2 vezes menores que os do meio EA, dependendo das concentrações consideradas. O meio M4 do FO e o meio PLE do EA representam os extremos, nos quais o M4 apresenta os valores mais baixos e o PLE os mais elevados. Estas diferenças devem-se ao facto de no meio FO, nomeadamente o M4, a produção lipídica ter sido a mais elevada das várias experiências efetuadas (7,86 mg). Em comparação, o meio do EA apenas atinge um valor máximo 5,44 mg de lípidos (PRE).

Para o mesmo tipo de meio, mas com concentrações diferentes, observam-se diferentes comportamentos para FO e para EA se a incerteza dos resultados for tomada em conta. Em particular, para o meio FO usando apenas os valores médios experimentais é possível concluir que M4, correspondente a uma maior concentração de micronutrientes usados, tem menores impactes ambientais médios. No entanto, as diferenças entre os valores médios são pequenas, menores que 20 %, e quando a incerteza é tomada em conta, deixa de ser possível definir qual a concentração tem uma melhor performance ambiental, visto que as barras de erro se sobrepõem. Para o meio EA as diferenças entre valores médios são superiores, permitindo concluir que o meio PLE tem sempre impactes ambientais mais elevados que os outros meios, mesmo quando se considera a incerteza dos valores. Entre os meios PRE e PIE, como as diferenças entre dos valores médios são pequenas, com a incerteza associada não é possível tirar conclusões qual dos meios tem uma performance ambiental superior.

Comparando de forma qualitativa os valores relativos dos vários indicadores ambientais entre os vários meios, é possível observar que a variação tem sempre o mesmo comportamento independentemente da categoria de impacte ambiental considerada. Este comportamento parece indicar a existência de algum termo ou termos do inventário do ciclo, ou ainda, alguma etapa ou etapas do sistema, que controlam a performance ambiental do processo, para ambos os meios.

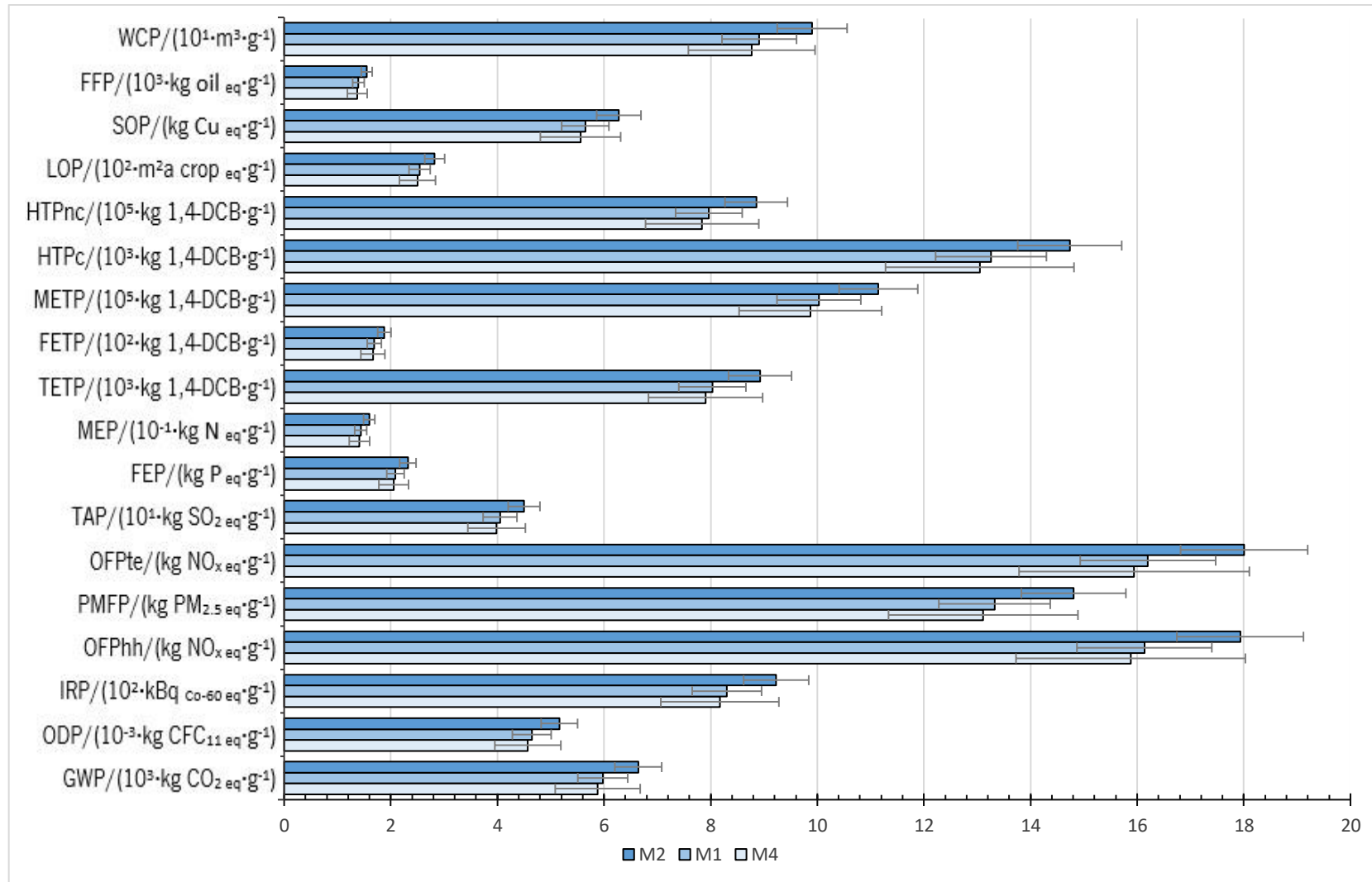


Figura 10- Fatores de Caraterização do meio FO, a diferentes concentrações (M1, M2 e M4).

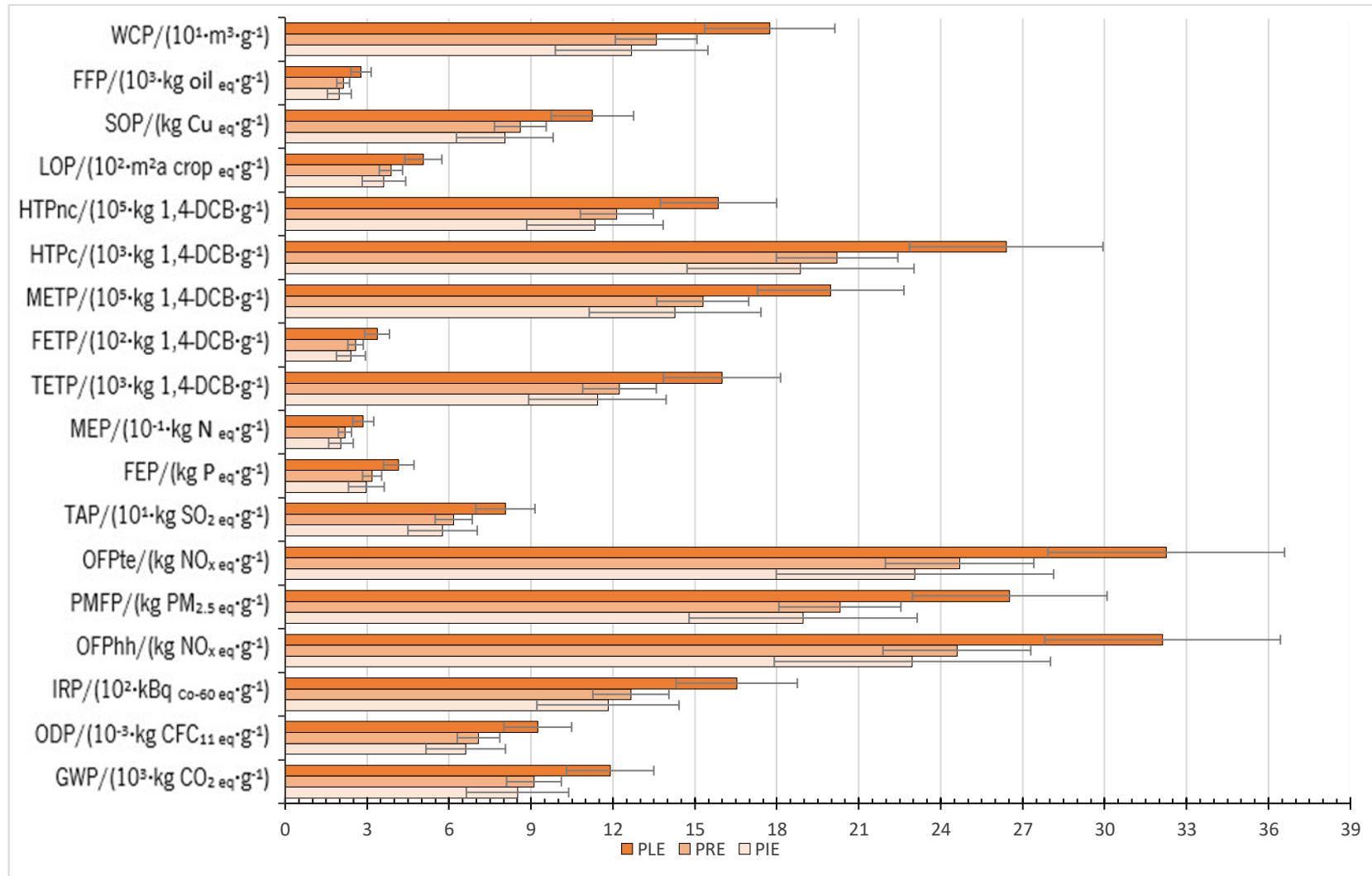


Figura 11- Fatores de Caraterização do meio EA, a diferentes concentrações (PLE, PRE e PIE).

De modo a avaliar os possíveis fatores controladores, na Figura 12 são exibidos os valores percentuais de cada etapa do processo de produção em relação ao impacto nas diferentes categorias de impacto ambiental. Verificou-se que os valores dos impactos ambientais são independentes do meio ou concentração utilizados, sendo então possível fazer esta representação geral.

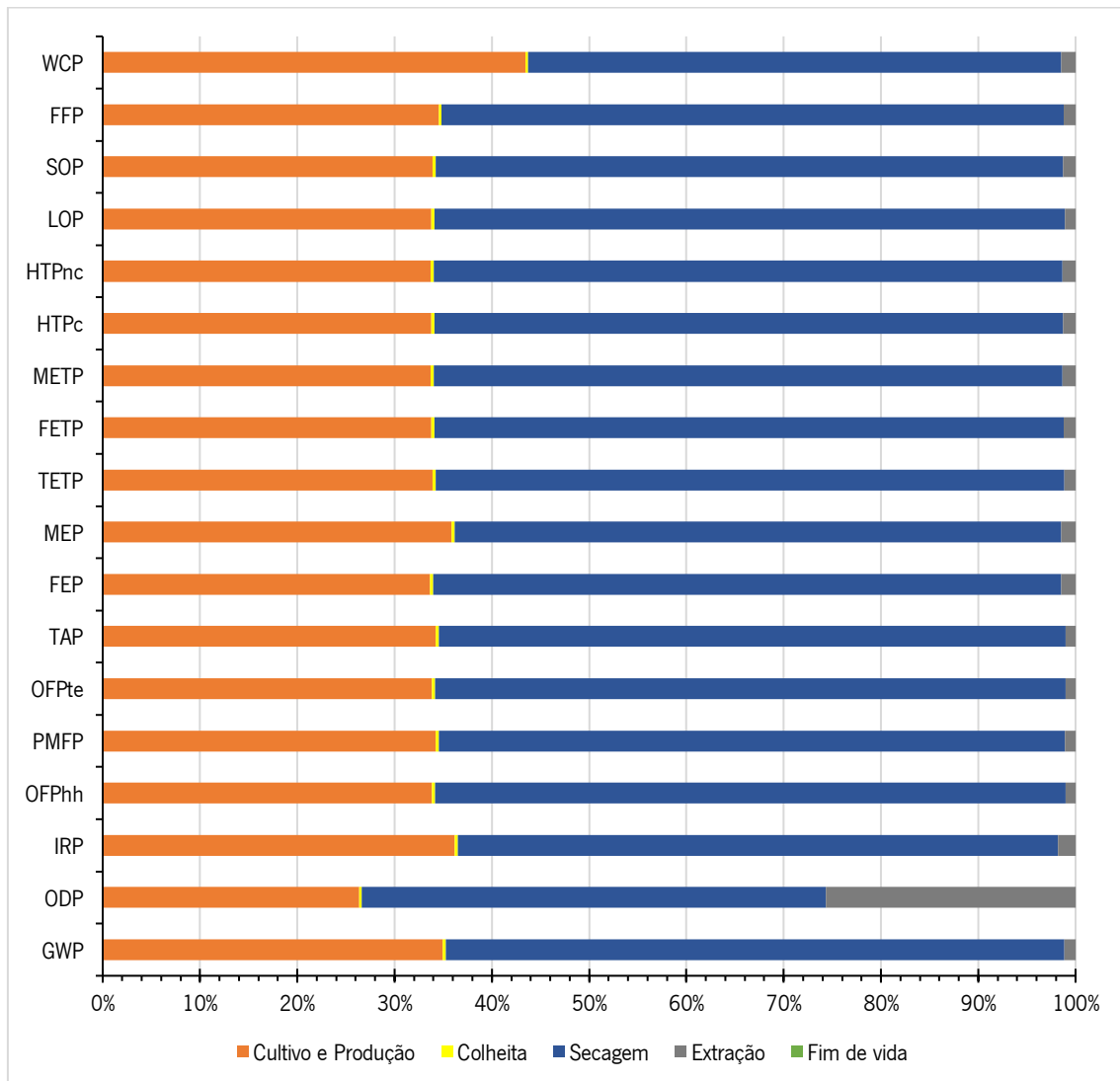


Figura 12- Análise relativa das categorias de impacto ambiental, por etapa do processo de produção.

Os resultados permitem concluir que a etapa dominante deste sistema de obtenção de lípidos é a secagem, responsável por aproximadamente 47,8 a 64,8 % dos impactos ambientais, seguindo-se a etapa do cultivo e produção, responsável por cerca de 26,4 a 43,4 %, isto dependendo da categoria. Na grande maioria das categorias de impacto, estas duas etapas englobam 98% do contributo relativo para cada uma das categorias, suportando a afirmação anteriormente proferida, de que uma ou mais etapas é que controlam a performance ambiental

do processo. A exceção ocorre no caso do potencial da depleção de ozônio (ODP), na qual a etapa de extração tem um contributo relativo de 25,6 %, sendo esta também categoria de impacto ambiental em que se observam mais diferenças nos valores relativos dos impactos ambientais para os vários meios

Neste processo, a etapa de secagem envolve um liofilizador apenas, sendo este responsável por 64,9 % do consumo energético de todo o sistema (ver o Anexo D). Segundo Dasan *et al.* [115] as etapas de secagem envolvem gastos energéticos elevados, cerca de 30 %, pelo que apenas a extração lipídica acarreta níveis maiores, devido ao uso de evaporadores e condensadores.

Existem outros métodos de secagem disponíveis. Chen *et al.* [116] reportam por exemplo, a secagem através de exposição solar, sendo este o método mais barato, mas requer longos tempos de exposição (+5 h) e largas áreas superficiais (dependendo da biomassa adquirida), além de que é mais difícil de manter a qualidade do produto final, uma vez que a biomassa húmida fica mais propensa a degradar-se com o tempo [114–116]. Os *Spray dryers* são preferíveis para produtos de maior valor acrescentado, sendo, por isso, normalmente usados a nível industrial. Neste método as microalgas contêm mais nutrientes que na secagem solar, e a biomassa é menos suscetível à lipólise que na liofilização. No entanto, perdem mais de 10-20 % do seu conteúdo proteico em comparação com a secagem solar, e os seus carotenoides oxidam mais rápido em comparação com a liofilização [114, 117].

Em relação à etapa de cultivo e produção, Collet *et al.* [120] verificara percentagens relativas similares nos valores de impacto ambiental, resultado do uso de fertilizantes inorgânicos e do consumo energético procedente da utilização de bombas e rodas de pás motoras no seu sistema. Porém, neste estudo o responsável por tal é o uso energético da placa de agitação - 13,3 % e da iluminação artificial - 19,0 % (ver o Anexo D), utilizadas para manter as condições necessárias ao crescimento das microalgas.

Na Figura 13 estão exibidos percentuais de importância relativa das classes de itens de inventário de ciclo de vida nos valores dos impactos ambientais. Visto que o inventário de ciclo de vida contém um número de elevado de itens, em particular nutrientes, as seguintes classes de inventário foram definidas: transporte, energia, água, consumíveis (Nitrogénio, clorofórmio e metanol), componentes do meio (componentes listados nas Tabelas 3 e 4), e fim de vida

(tratamento de resíduos gerados). Estes valores são independentes do meio ou concentração utilizados, sendo possível realizar esta representação geral.

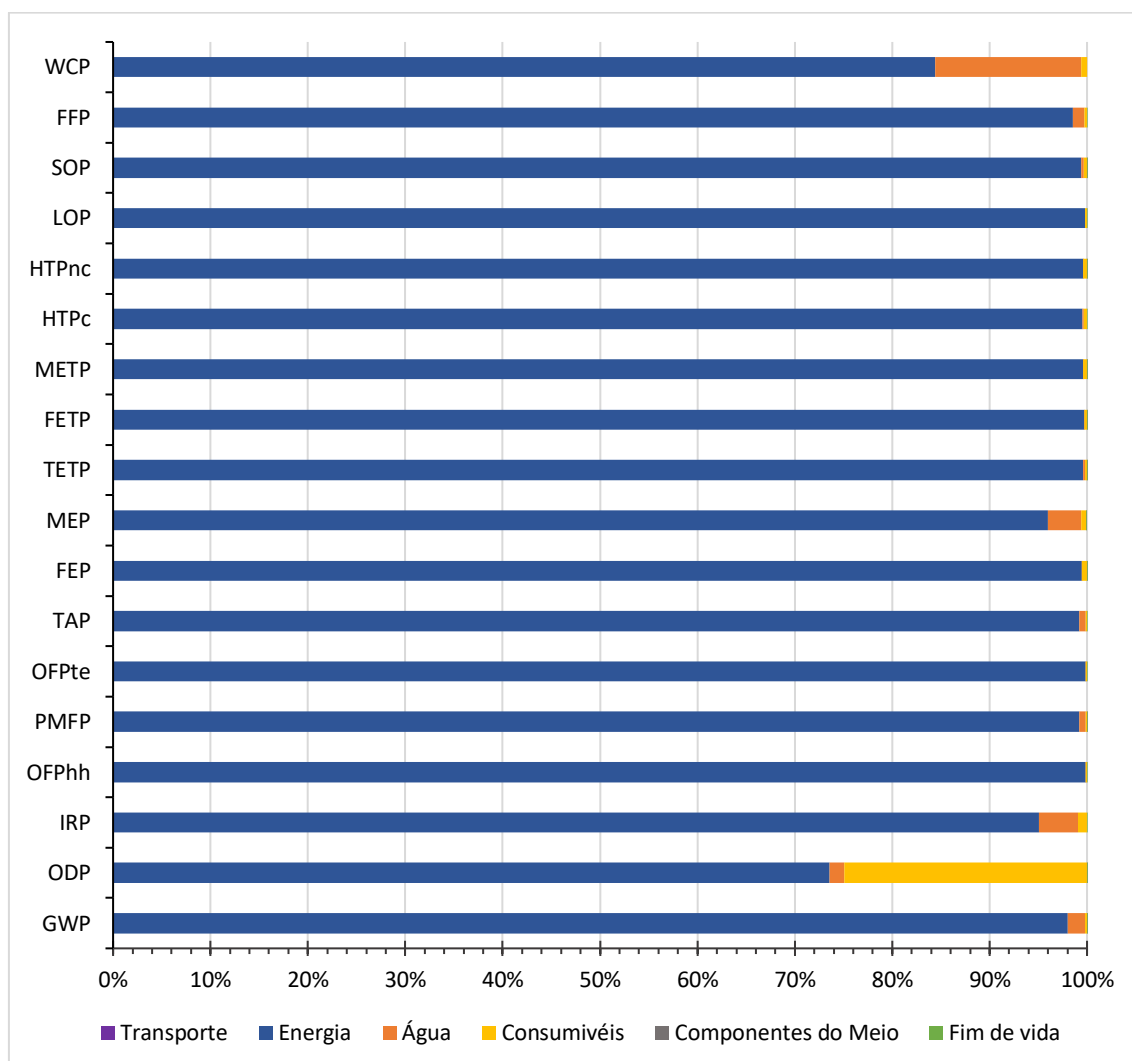


Figura 13- Análise relativa das categorias de impacto ambiental, aos componentes principais do sistema.

Os resultados da Figura 13 permitem verificar que a energia é o fator dominante no impacto ambiental associado ao processo. Esta é responsável por mais de 95 % dos diversos potenciais calculados, exceto no Potencial de Consumo de Água (WCP), em que a componente água contribui com 15,0 %, e no Potencial de Depleção de Ozono (ODP) em que o dispêndio de consumíveis contribui 25,0 %. A maior relevância da categoria de impacto ambiental Potencial de Depleção de Ozono para a classe de inventário Consumíveis, deve-se à utilização de clorofórmio no método de Bligh & Dyer, para extração lipídica. Estes resultados também reforçam as conclusões anteriores de que a performance ambiental do processo é controlada por um ou poucos fatores, neste estudo a energia.

O consumo de energia deriva do uso de eletricidade nos equipamentos do processo. Segundo a projeção industrial para a produção de biodiesel de 3^a geração feita por Collet *et al* [120], a eletricidade utilizada representa uma percentual considerável, entre os 30 a 70 % dependendo da categoria de impacto ambiental. De facto, nas etapas de secagem e extração lipídica (esta mais a nível industrial) observam-se elevados níveis de consumo energético [113, 119, 120], pelo que é necessário ter em conta a origem da energia de modo a melhorar a performance ambiental do sistema, ou seja, deve ser escolhida aquela que apresentar menores valores dos potenciais impactes ambientais.

Como se observou uma influência significativa dos consumíveis para uma categoria de impacto, é conveniente fazer uma análise dos seus impactes ambientais. A Figura 14 apresenta os valores percentuais dos consumíveis para cada uma das categorias de impacto ambiental. Estes valores são independentes do meio ou da concentração utilizados, sendo possível então realizar esta representação geral.

É possível observar que é o Nitrogénio o componente dominante em 11 das categorias de impacto, podendo o contributo variar entre 23,7 % a 73,0 %, dependendo da categoria. A maior exceção ocorre na categoria ODP, na qual o Clorofórmio apresenta um contributo relativo de 99,8 %, isto, apesar de ser utilizado em quantidades muito menores quando comparadas com o Nitrogénio (diferença de cerca de 1 800 vezes). Como o clorofórmio (CHCl₃), devido ao seu tempo de vida na atmosfera (< 6 meses), é classificado como uma substância de vida muito curta (VSLs do inglês *very short-lived substance*), tendo normalmente concentrações atmosféricas baixas e por isso sem impactes significativos, o Protocolo de Montreal não estipula regulamentação sob este composto [121, 122]. Contudo, Fang *et al*. [124], referem que “níveis substanciais de VSLs foram detetados na camada inferior da estratosfera” sendo que, as emissões de clorofórmio apresentam um crescimento anual de cerca de 3,5 %. Estas podem, potencialmente, causar uma redução na taxa de recuperação da camada de ozono, em particular na Antártida, isto porque, segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA) [125] uma vez que este composto chegue à camada de ozono, cada átomo de cloro pode destruir cerca de 100 000 moléculas de ozono.

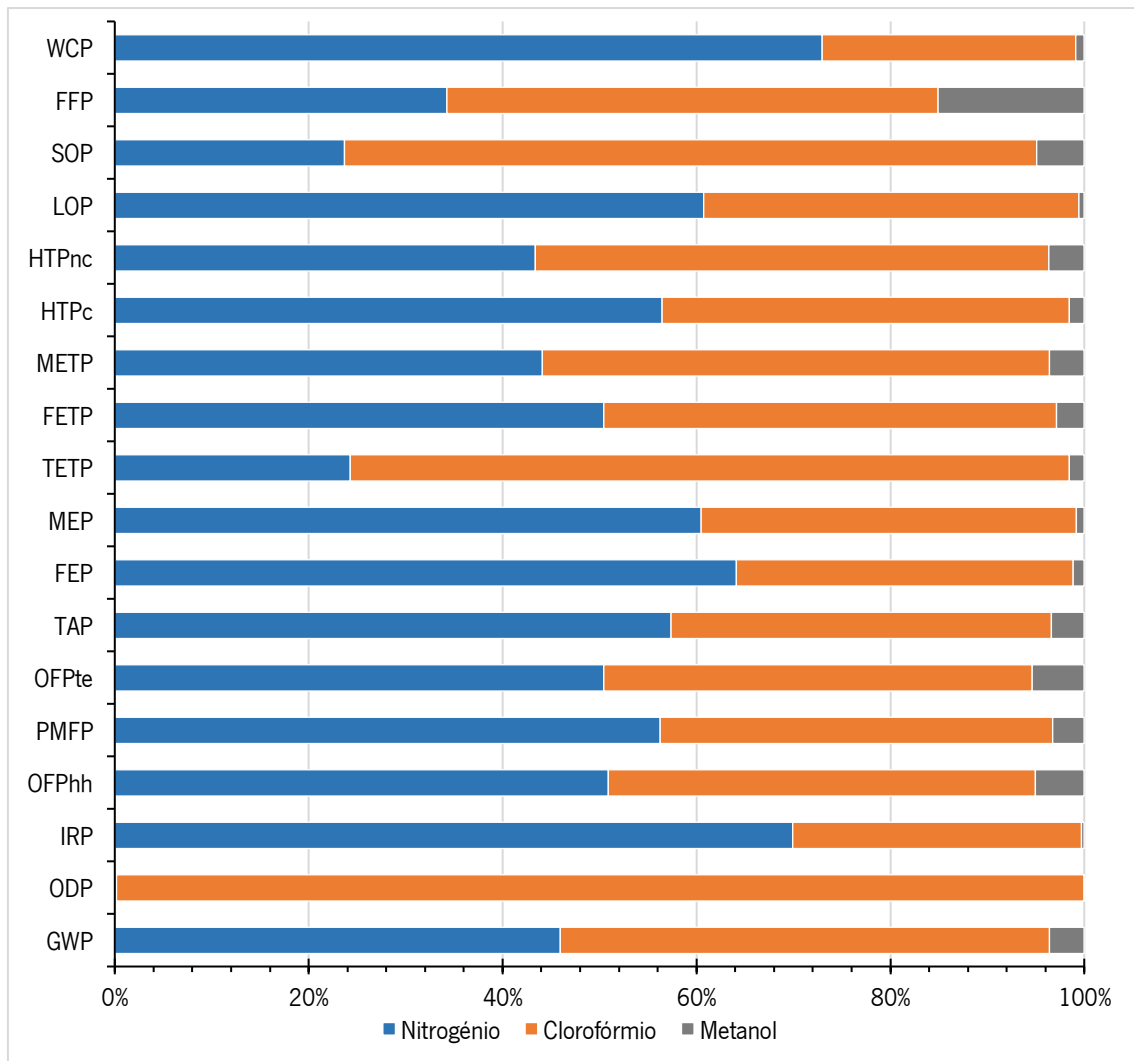


Figura 14- Análise relativa das categorias de impacto ambiental, por componentes auxiliares.

Vários métodos de extração de lípidos foram propostos na literatura ou são aplicados na prática, podendo alguns destes ser aplicáveis ao sistema em estudo e possuir um menor impacto ambiental por unidade funcional. Um exemplo, é a utilização de dióxido de carbono supercrítico, que Cequier-Sánchez *et al.* [126] referem apresentar resultados mais rápidos e menos dispendiosos (custo de operação), mas requer equipamento complexo e caro. Para além do mais, segundo Kumar *et al.* [122] têm consumo energético elevado devido às pressões altas aplicadas.

Outra solução passa pelo uso de outros solventes, como por exemplo a combinação de isopropanol e hexano, que possuem menor toxicidade em comparação à combinação de solventes como o clorofórmio e metanol. No entanto, apresentam um rendimento menor [125, 126], devido às ligações fracas (Van der Waals) entre o solvente não polar e os lípidos neutros, em comparação às ligações de hidrogénio entre lípidos e proteínas, que ocorrem no citoplasma [128].

Apesar do possível potencial de redução dos impactos ambientais através da utilização de solventes alternativos ou combinações solventes, ou mesmo de extração de lípidos diferentes, neste trabalho não foi explorada esta possibilidade. A não existência de dados experimentais e/ou outra informação não permite esta análise, além de que em muitos casos alterações desse tipo implicariam mudanças no equipamento.

4.2. Proposta de melhoria

Como já referido anteriormente, a grande importância do consumo de energia nos impactos impõe a necessidade de se analisar a origem da energia, de modo a encontrar uma ou mais opções que apresentem menores valores dos potenciais impactos ambientais. Deste modo, considerou-se neste trabalho a substituição do *mix* elétrico português por uma fonte de energia renovável, com um menor impacto ambiental na sua produção, em particular eletricidade integralmente produzida por painéis solares fotovoltaicos de silício, que são o tipo de painéis mais usados em aplicações práticas. A escolha da fonte fotovoltaica em vez de outras fontes de energia, como por exemplo a eólica, deveu-se ao fato de ser uma forma mais flexível de implementar sistemas de geração de eletricidade renovável. Assim, é possível ter sistemas com baixa capacidade de potência instalada, o que é conveniente em processos à escala local, e ser possível variar e ajustar a potência instalada em função da capacidade de produção instalada.

Na Figura 15 são apresentados os valores dos indicadores ambientais para cada categoria de impacto ambiental da energia proveniente de painéis solares fotovoltaicos (Energia Solar) em comparação com os valores provenientes *mix* elétrico português, que inclui ainda uma parte de energias fósseis. Como nas Figuras 10 e 11, os valores dos indicadores ambientais foram escalados, de modo a permitir a sua representação na mesma figura, assim como a incerteza dos valores calculados através de barras de erro.

Os resultados apresentados na Figura 15 mostram que os valores dos impactos ambientais baixam significativamente para a maior parte das categorias de impacto ambiental, com exceção das categorias ligadas à toxicidade humana. Em particular, as emissões de carbono equivalente (pegada carbónica/GW) quando se usa eletricidade fotovoltaica são 6,2 vezes menores que as da utilização do *mix* elétrico português, pois não envolvem a queima de hidrocarbonetos e, conseqüente emissão de CO₂ gasoso para a atmosfera.

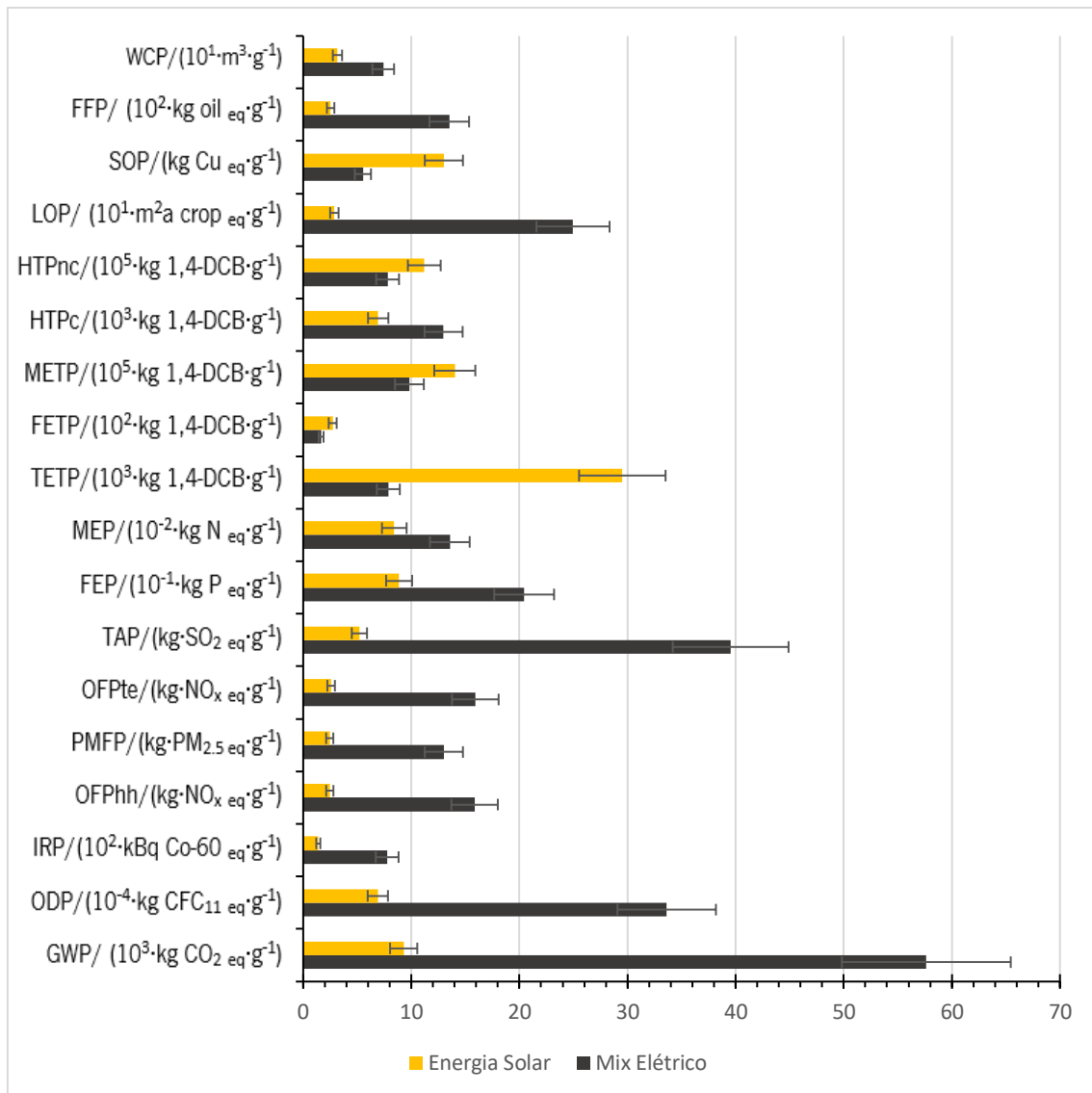


Figura 15- Comparação dos valores dos indicadores ambientais para os casos de eletricidade proveniente de painéis fotovoltaicos (Energia Solar) ou do *mix* elétrico português.

Contudo, os Potenciais das Toxicidades Marinha e Humana não cancerígena aumentaram 43 %, devido à produção do módulo fotovoltaico e do silício metalúrgico, em acordo com Bezerra *et al.* [129]. Já Rashedi e Khanam [130], concluíram que o aumento do Potencial de Toxicidade Marinha se devia à instalação elétrica dum painel de multicamada de silício. O Potencial da Escassez dos recursos minerais regista um aumento de 135 %, quando comparado com o *mix* elétrico português. Segundo Lieberei *et al.* [131], este aumento pode ser devido ao uso de metais como o cobre, nos cabos de eletricidade, o cromo na produção de aço inoxidável e até o ouro, por causa da infimidade das suas reversas naturais existentes.

O maior aumento é visualizado no Potencial de Ecotoxicidade Terrestre, num valor aproximado de 275 %. Rashedi e Khanam [130] afirmam que para um painel policristalino de

silício, a produção das multicamadas é o principal responsável, tal como Bezerra *et al.* [129] que referem que o principal contribuinte para esta categoria foi a produção dos *wafers* (fatia de um lingote de silício ultrapuro cristalizado).

Apesar dos aumentos em 5 das categorias dos potenciais impactes ambientais, 13 das mesmas apresentam melhorias elevadas. Para além disto, a instalação *in situ* dos painéis fotovoltaicos é muito prática, podendo este ser um fator a ter em consideração na implementação desta tecnologia.

Na Figura 16, visualizam-se percentuais de importância relativa das etapas do processo, mas tendo como fonte de energia a eletricidade proveniente de painéis solares. Tal como anteriormente, estes valores são independentes do meio ou concentração utilizados, sendo possível realizar esta representação geral.

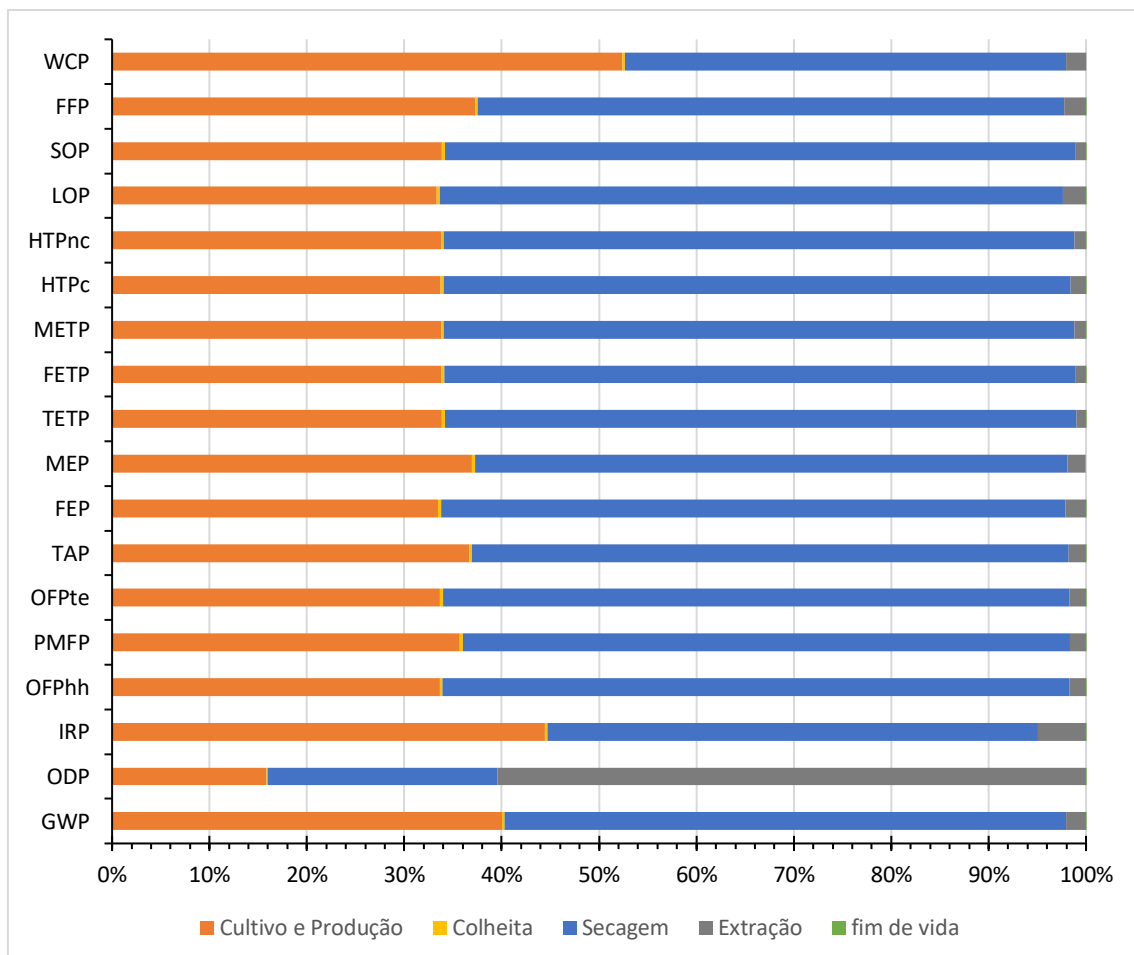


Figura 16- Análise relativa das categorias de impacte ambiental, por etapa do processo de produção, considerando a fonte de energia proveniente dos painéis solares.

Comparando os presentes valores com os da Figura 12, verifica-se, de forma qualitativa, que a etapa de secagem continua dominante na maioria dos impactes ambientais, seguida do

cultivo e produção. Contudo, as suas gamas percentuais são mais variáveis, uma vez que em certas categorias (WCP, IRP, GWP) averigua-se uma redução na dominância da etapa de secagem. A grande exceção confirma-se na categoria ODP, em que a etapa de extração possui um valor relativo de 60,4 %.

Estas ligeiras mudanças verificam-se segundo a hipótese de que a energia ainda permanece um componente cujo contributo é bastante significativo, pelo que é conveniente fazer uma análise dos seus impactes ambientais dos componentes principais do sistema. A Figura 17 apresenta os valores percentuais dos componentes do sistema para cada uma das categorias de impacte ambiental, tendo como fonte de energia a eletricidade proveniente de painéis solares. Estes valores são independentes do meio ou da concentração utilizados, sendo possível então realizar esta representação geral.

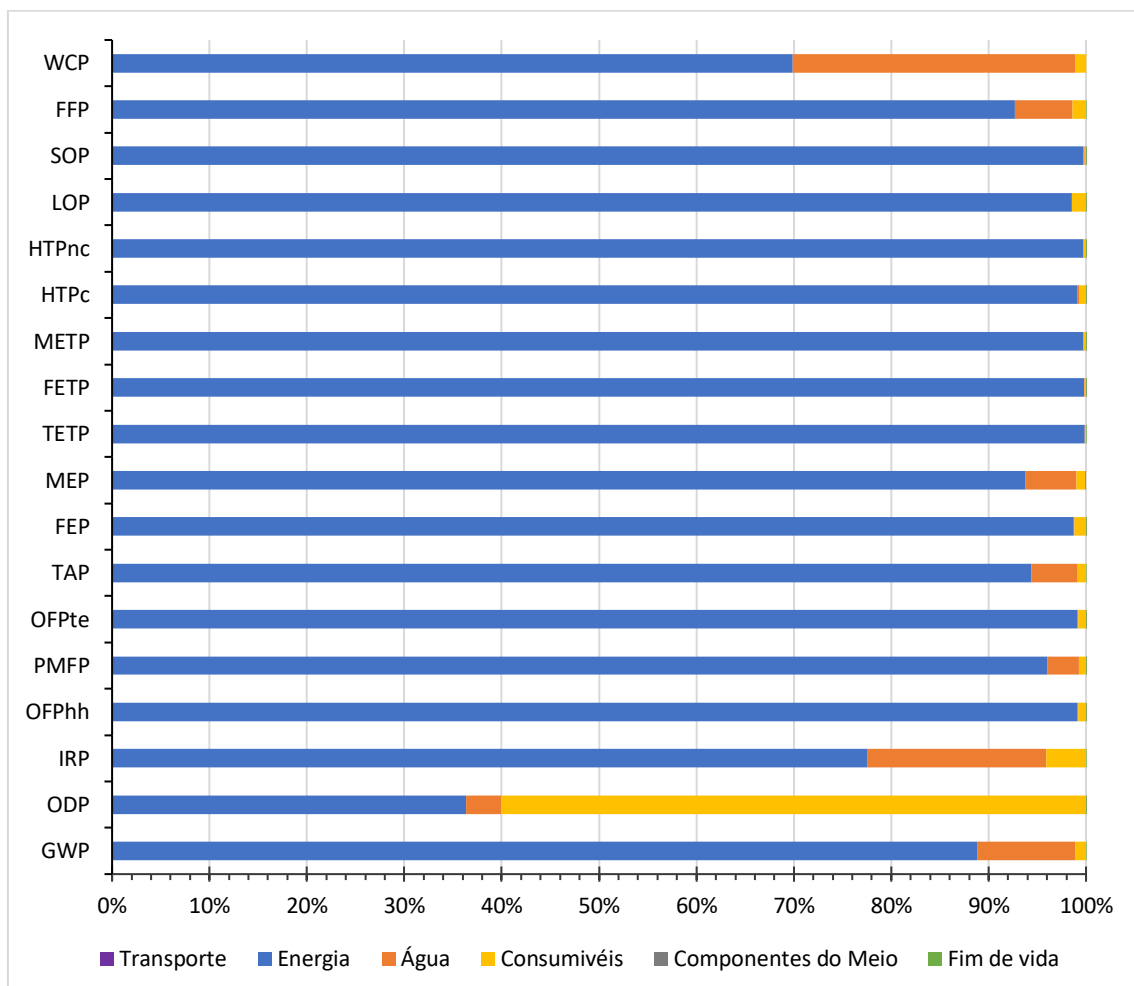


Figura 17- Análise relativa das categorias de impacte ambiental, aos componentes principais do sistema, considerando a fonte de energia proveniente dos painéis solares.

Os resultados da Figura 17 permitem afirmar a hipótese proferida anteriormente, mesmo modificando a fonte de energia, esta ainda permanece com um contributo dominante na maioria

das categorias de impacto. Com exceção do ODP cujo contributo maior provém dos consumíveis, cerca de 60,1 %. De realçar que, qualitativamente, também se verificam ligeiras mudanças nas categorias, WCP, IRP e GWP, na energia, porém ainda não substanciais (~10-18 %, dependendo da categoria).

Uma proposta para estudos futuros seria implementar fontes de energia renováveis com impactes ambientais menores, como por exemplo a energia proveniente de turbinas eólicas [132], uma vez que estas não necessitam de consumos de energia e de materiais tão elevados como os necessários para produzir painéis fotovoltaicos de silícios. Todavia, a energia eólica provém de uma tecnologia cuja implementação é feita quase sempre em larga escala, sendo uma solução alternativa comprar energia renovável a um fornecedor certificado.

5. Conclusões e Recomendações

Neste trabalho foi usada a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para estimar e comparar os impactos ambientais potenciais associados à utilização de dois meios de cultura para o crescimento de microalgas. Foram usados no inventário de ciclo de vida e a informação e resultados experimentais obtidos para cada meio. De modo a ser possível considerar todos os componentes usados foi modelizado para alguns destes o inventário de ciclo de vida. De igual modo, foi estimada a incerteza nos resultados tomando em conta a variabilidade experimental.

A comparação dos valores dos impactos ambientais permite concluir que o meio FO apresenta valores de impacto ambiental 1,28 a 2 vezes menores que os obtidos para o meio EA, dependendo das concentrações consideradas. Essas diferenças devem-se ao facto do meio FO, nomeadamente o M4, ter uma produção lipídica superior ao do meio EA.

Para o mesmo meio de cultivo, é possível identificar quais são as composições do meio FO ou EA que resultam em menores impactos ambientais, tomando em conta os valores experimentais médios. No entanto, tomando em conta a variabilidade experimental observada, o que permite ter uma estimativa da incerteza associada aos resultados, observa-se que não é possível definir qual dos meios é melhor para as várias categorias de impacto ambiental, visto que os valores de calculados têm gamas de variação que se sobrepõem entre si.

As etapas cujo contributo foi mais elevado neste sistema de cultivo de microalgas para obtenção de lípidos são a Secagem e o Cultivo e Produção, responsáveis por cerca 98% do contributo relativo para cada uma das categorias de impacto ambiental. Os fatores dominantes são os consumos de energia do liofilizador, da placa de agitação e da iluminação artificial, respetivamente. A exceção ocorre no caso do Potencial da Depleção de Ozono, na qual a Extração tem um contributo relativo de 25,6 % para o impacto ambiental global.

A Energia foi o componente dominante, de todo o processo de produção. Esta foi responsável por mais de 95 % dos diversos impactos ambientais potenciais calculados, exceto no Potencial de Consumo de Água (WCP), em que o consumo de água contribuiu 15,0 %, e no Potencial de Depleção de Ozono (ODP) em que os consumíveis contribuíram 25,0 %.

O clorofórmio foi responsável por 99,4 % do ODP, apesar de ser utilizado em quantidades reduzidas, quando comparadas com o Nitrogénio (diferença de cerca de 1 800 vezes), pois se

este conseguir permanecer na estratosfera por tempo suficiente, cada átomo de cloro pode destruir cerca de 100 000 moléculas de ozono.

Por fim, a substituição do *mix* energético por energia renovável obtida por via fotovoltaica, resulta em emissões de carbono equivalente (pegada carbónica) 6,2 vezes menores que as do *mix* energético, uma vez que não se realiza a queima de hidrocarbonetos. Contudo, os Potenciais das Toxicidades Marinha e Humana não cancerígena aumentam 43 %. Sendo que, o maior aumento foi visualizado no Potencial de Ecotoxicidade Terrestre, com um valor aproximado de 275 %.

Os resultados obtidos podem ser usados para o desenvolvimento de processos mais sustentáveis da obtenção de lípidos e/ou outros produtos a partir de microalgas. Por outro lado, na implementação do processo além da análise da performance ambiental será também necessário realizar uma análise económica, tomando em conta eventualmente os custos ambientais, de modo a permitir aferir a sustentabilidade do processo.

Referências Bibliográficas

- [1] Sampaio A S, Dimas B, Diniz E, Morais A F, Moura A R, Gameiro A, Garção B, Sequeira H, Loureiro M, Paula E, Rego P C, & Trindade R (2019). *CULTIVAR- Cadernos de Análise e Prospetiva: Bioeconomia* (Relatório n.º15). Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP).
- [2] Resolução do Conselho de Ministros n.º 163/2017 (2017). Diário da República: série I, n.º 210. <https://data.dre.pt/eli/resolconsmin/163/2017/10/31/p/dre/pt/html>
- [3] Ministério da Agricultura e do Mar. (2014). *Estratégia Nacional para o Mar, 2013-2020*. Lisboa: Uzina books.
- [4] Resolução do Conselho de Ministros n.º 12/2014 (2014). Diário da República:série I, n.º 30. <https://data.dre.pt/eli/resolconsmin/12/2014/02/12/p/dre/pt/html>
- [5] Comissão Europeia (n.d.). *Jobs and Wealth in the EU Bioeconomy*. Obtido a 31 de maio de 2021, em: <https://datam.jrc.ec.europa.eu/datam/mashup/BIOECONOMICS/index.html>
- [6] Consórcio de Indústrias de Base Biológica (BIC). (2021). *Mapping Portugal's bio-based potential: Country Report*. Bruxelas.
- [7] Abdo S M, El-Baz F K & Ali G (2015). Potential production of omega fatty acids from microalgae. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research*. **34** (2): 210-215.
- [8] Salem N Jr e Eggersdorfer M (2015). Is the world supply of omega-3 fatty acids adequate for optimal human nutrition?. *Current Opinion in Clinical Nutrition and Metabolic Care*. **18** (2):147-154. DOI: 10.1097/MCO.0000000000000145.
- [9] FAO (2018). *The global status of seaweed production, trade and utilization*. **124**: 1-6. Roma.
- [10] Associação Portuguesa De Nutrição. (2019). *Algas a gosto: Considerações nutricionais e de saúde*. E-book n.º 51. Porto: Associação Portuguesa de Nutrição.
- [11] Programa Operacional MAR 2020. Obtido a 26 de julho de 2021, em: <https://www.mar2020.pt/>

- [12] Portugal 2020 (2020). *Mar 2020 aposta no investimento produtivo de empresas aquícolas*. Obtido a 31 de maio de 2021, em: <https://www.portugal2020.pt/content/mar-2020-aposta-no-investimento-produtivo-de-empresas-aquicolas>
- [13] Algatec (2017). *MICROALGAS INOVAÇÃO BIOTECNOLOGIA*. Obtido a 27 de julho de 2021, em: <https://algatec.eu/>
- [14] A4F- algae for future (2021). Obtido a 27 de julho de 2021, em: <https://a4f.pt/pt>
- [15] Green Aqua (n.d.). Obtido a 27 de julho de 2021, em: <https://greenaqua.pt/>
- [16] Hychem (n.d.). *Química Sustentável*. Obtido a 27 de julho de 2021, em: <http://hychem.pt/>
- [17] Antena 1 (2017). *Portugal vai ter o maior centro de produção de microalgas da Europa*. Obtido a 31 de maio de 2021, em RTP Notícias: https://www.rtp.pt/noticias/pais/portugal-vai-ter-o-maior-centro-de-producao-de-microalgas-da-europa_a994600
- [18] Algatec (n.d.). *Produção*. Obtido a 31 de maio de 2021, em: <https://algatec.eu/producao/>
- [19] Sokoła-Wysoczanska E, Wysoczanski T, Wagner J, Czyz Z, Bodkowski R, Lochynski S & Patkowska-Sokoła B (2018). Polyunsaturated Fatty Acids and Their Potential Therapeutic Role in Cardiovascular System Disorders—A Review. *Nutrients*. **10** (10): 1561. <https://doi.org/10.3390/nu10101561>
- [20] Shahidi F & Senanayake S P J N (2008). Fatty Acids. *International Encyclopedia of Public Health*. 594-603. <https://doi.org/10.1016/B978-012373960-5.00433-0>
- [21] Alberts B, Bray D, Hopkin K, Johnson A, Lewis J, Raff M, Roberts K & Walter P (2014). *Essential Cell Biology* (4ª ed.). Nova Iorque: Garland Science, Taylor & Francis Group.
- [22] Ander B P, Dupasquier C M C, Prociuk M A & Pierce G N (2003). Polyunsaturated fatty acids and their effects on cardiovascular disease. *Experimental & Clinical Cardiology*. **8** (4): 164-172.
- [23] Martinho J P (2016). Neurobiological effects of long chain n-3 polyunsaturated fatty acids. (Dissertação de Mestrado em Biologia Humana e Ambiente não editada). Faculdade

de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

[24] Dhaka V, Gulia N, Ahlawat K S & Khatka B S (2011). Trans fats—sources, health risks and alternative approach - A review. *Journal of Food Science and Technology*. **48** (5): 534-541. DOI: 10.1007/s13197-010-0225-8

[25] Fennema O R (1996). *Food chemistry* (3.ª ed.). Nova Iorque: Marcel Dekker, Inc.

[26] Sun Q, Ma J, Campos H, Hankinson S E, Manson J E, Stampfer M J, Rexrode K M, Willett W C & Hu F B (2007). A Prospective Study of Trans Fatty Acids in Erythrocytes and Risk of Coronary Heart Disease. *Circulation*. **115**: 1858-1865. <https://doi.org/10.1161/CIRCULATIONAHA.106.679985>

[27] Lopez-Garcia E, Schulze M B, Meigs J B, Manson J E, Rifai N, Stampfer M J, Willett W C, Hu F B (2005). Consumption of Trans Fatty Acids Is Related to Plasma Biomarkers of Inflammation and Endothelial Dysfunction. *The Journal of Nutrition*. **135** (3): 562-566. <https://doi.org/10.1093/jn/135.3.562>

[28] Saini R K, Keum Y-S (2018). Omega-3 and omega-6 polyunsaturated fatty acids: Dietary sources, metabolism, and significance — A review. *Life Sciences*. **203**: 255-267. <https://doi.org/10.1016/j.lfs.2018.04.049>.

[29] FAO (2010). *Fats and fatty acids in human nutrition – Report of an expert consultation*. Roma: FAO.

[30] Balić A, Vlašić D, Žužul K, Marinović B & Mokos Z B (2020). Omega-3 Versus Omega-6 Polyunsaturated Fatty Acids in the Prevention and Treatment of Inflammatory Skin Diseases. *International Journal of Molecular Sciences*. **21** (3): 741. <https://doi.org/10.3390/ijms21030741>

[31] Simopoulos A P (2010). The omega-6/omega-3 fatty acid ratio: health implications. *Nutrition – Santé*. **17** (5): 267-275. <https://doi.org/10.1051/ocl.2010.0325>

[32] Harnack K, Andersen G & Somoza V (2009). Quantitation of alpha-linolenic acid elongation to eicosapentaenoic and docosahexaenoic acid as affected by the ratio of n6/n3 fatty acids. *Nutrition & Metabolism*. **6** (8). <https://doi.org/10.1186/1743-7075-6-8>.

[33] Simopoulos A P (2002). The importance of the ratio of omega-6/omega-3 essential

fatty acids. *Biomedicine & Pharmacotherapy*. **56** (8): 365-379. [https://doi.org/10.1016/S0753-3322\(02\)00253-6](https://doi.org/10.1016/S0753-3322(02)00253-6)

[34] Simopoulos A P (2006). Evolutionary aspects of diet, the omega-6/omega-3 ratio and genetic variation: nutritional implications for chronic diseases. *Biomedicine & Pharmacotherapy*. **60** (9): 502-507. <https://doi.org/10.1016/j.biopha.2006.07.080>

[35] Minihane A M, Armah C K, Miles E A, Madden J M, Clark A B, Caslake M J, Packard C J, Kofler B M, Lietz G, Curtis P J, Mathers J C, Williams C M, & Calder P C (2016). Consumption of Fish Oil Providing Amounts of Eicosapentaenoic Acid and Docosahexaenoic Acid That Can Be Obtained from the Diet Reduces Blood Pressure in Adults with Systolic Hypertension: A Retrospective Analysis. *The Journal of Nutrition*. **146** (3): 516-523. <https://doi.org/10.3945/jn.115.220475>

[36] Calder P C (2015). Marine omega-3 fatty acids and inflammatory processes: Effects, mechanisms and clinical relevance. *Biochim Biophys Acta – Molecular & Cell Biology of Lipids*. **1851** (4): 469-484. <https://doi.org/10.1016/j.bbalip.2014.08.010>

[37] Lavie C J, Milani R V, Mehra M R & Ventura H O (2009). Omega-3 Polyunsaturated Fatty Acids and Cardiovascular Diseases. *Journal of the American College of Cardiology*. **54** (7): 585-94. <https://doi.org/10.1016/j.jacc.2009.02.084>

[38] Liao Y, Xie B, Zhang H, He Q, Guo L, Subramaniapillai M, Fan B, Lu C & McIntyer R C (2019). Efficacy of omega-3 PUFAs in depression: A meta-analysis. *Translational Psychiatry*. **9** (190). <https://doi.org/10.1038/s41398-019-0515-5>

[39] Amminger G P, Schäfer M R, Schlögelhofer M, Klier C M & McGorry P D (2015). Longer-term outcome in the prevention of psychotic disorders by the Vienna omega-3 study. *Nature communications*. **6** (7934). <https://doi.org/10.1038/ncomms8934>

[40] Sergeant S, Rahbar E & Chilton F H (2016). Gamma-linolenic acid, Dihomo-gamma linolenic, Eicosanoids and Inflammatory Processes. *European Journal of Pharmacology*. **785**: 77-86. <https://doi.org/10.1016/j.ejphar.2016.04.020>

[41] EFSA. (2012). Scientific Opinion on the Tolerable Upper Intake Level of eicosapentaenoic acid (EPA), docosahexaenoic acid (DHA) and docosapentaenoic acid (DPA). *EFSA Journal*. **10** (7): 7–14. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2815>

- [42] dos Santos A A, Hort M A, Culbreth M, López-Granero C, Farina M, Rocha J B T & Aschner M. (2016). Methylmercury and brain development: A review of recent literature. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. **38**: 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2016.03.001>
- [43] Farina M, Aschner M & Rocha J B T (2011). Oxidative stress in MeHg-induced neurotoxicity. *Toxicology and Applied Pharmacology*. **256** (3): 405–417. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2011.05.001>
- [44] Syversen T & Kaur P (2012). The toxicology of mercury and its compounds. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. **26** (4): 215–226. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2012.02.004>
- [45] Cholewski M, Tomczykowa M & Tomczyk M (2018). A Comprehensive Review of Chemistry, Sources and Bioavailability of Omega-3 Fatty Acids. *Nutrients*. **10** (11): 1662. <https://doi.org/10.3390/nu10111662>
- [46] Oliver L, Dietrich T, Marañón I, Villarán M C & Barrio R J (2020). Producing Omega-3 Polyunsaturated Fatty Acids: A Review of Sustainable Sources and Future Trends for the EPA and DHA Market. *Resources*. **9** (12): 148. <https://doi.org/10.3390/resources9120148>
- [47] Priyadarshani I & Rath B (2012). Commercial and industrial applications of micro algae – A review. *Journal of Algal Biomass Utilization*. **3** (4): 89–100.
- [48] Mata T M, Martins A A & Caetano N S (2010). Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. **14** (1): 217-232. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.020>
- [49] Adarme-Vega T C, Lim D K Y, Timmins M, Vernen F, Li Y & Schenk P M (2012). Microalgal biofactories: a promising approach towards sustainable omega-3 fatty acid production. *Microbial Cell Factories*. **11** (96). <https://doi.org/10.1186/1475-2859-11-96>
- [50] Madureira L F F (2019). *Use of agro-industrial by-products for Pavlova spp. culture and heterotrophic growth of Nannochloropsis spp. as relevant production strategies for oleaginous microalgae*. (Dissertação de Mestrado em Biotecnologia não editada). Escola de Engenharia da Universidade do Minho, Braga.

- [51] Yousuf A. (2019). *Microalgae Cultivation for Biofuels Production*. 11–29. Elsevier.
- [52] Chen F. (1996). High cell density culture of microalgae in heterotrophic growth. *Trends in Biotechnology*. **14** (11): 421–426. [https://doi.org/10.1016/0167-7799\(96\)10060-3](https://doi.org/10.1016/0167-7799(96)10060-3)
- [53] Zhan J, Rong J & Wang Q (2017). Mixotrophic cultivation, a preferable microalgae cultivation mode for biomass/bioenergy production, and bioremediation, advances and prospect. *International Journal of Hydrogen Energy*. **42** (12): 8505-8517. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.12.021>
- [54] Tonon T, Harvey D, Larson T R & Graham I A (2002). Long chain polyunsaturated fatty acid production and partitioning to triacylglycerols in four microalgae. *Phytochemistry*. **61** (1): 15-24. [https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(02\)00201-7](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(02)00201-7)
- [55] Hu Q, Sommerfeld M, Jarvis E, Ghirardi M, Posewitz M, Seibert M & Darzins A (2008). Microalgal triacylglycerols as feedstocks for biofuel production: perspectives and advances. *Plant Journal*. **54** (4): 621-39. <https://doi.org/10.1111/j.1365-313X.2008.03492.x>
- [56] Bendif E M, Probert I, Hervé A, Billard C, Goux D, Lelong C, Cadoret JP & Véron B (2011). Integrative Taxonomy of the Pavlovophyceae (Haptophyta): A Reassessment. *Protist*. **162** (5): 738-61. <https://doi.org/10.1016/j.protis.2011.05.001>
- [57] Butcher R W (1952). Contributions to our knowledge of the smaller marine algae. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. **31** (1): 175-191. Obtido a 26 de fevereiro de 2021, em Semantic Scholar: <https://www.semanticscholar.org/paper/Contributions-to-our-knowledge-of-the-smaller-algae-Butcher/7f7170db76210676469a7fde4196a800ff0f6000>
- [58] J. C. Green (1967). A new species of Pavlova from Madeira. *British Phycological Bulletin*. **3** (2): 299–303. DOI: 10.1080/00071616700650181.
- [59] Morais W G Jr, Gorgich M, Corrêa P S, Martins A A, Mata T M & Caetano N S (2020). Microalgae for biotechnological applications: Cultivation, harvesting and biomass processing. *Aquaculture*. **528**. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735562>
- [60] Kalogirou S A (Org.) (2017). *Building Integration of Solar Thermal Systems: Design and applications handbook*. 201-222. [s.l.]: COST Action TU1205 (BISTS).

- [61] Bragança L & Mateus R (2012). *Life-cycle analysis of buildings: Environmental impact of building elements*. Portugal: iiSBE Portugal.
- [62] Comité Europeu de Normalização – CEN (2006). *EN ISO 14040:2006 – Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e enquadramento*. Bruxelas.
- [63] Comité Europeu de Normalização – CEN (2006). *EN ISO 14044:2006 – Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e linhas de orientação*. Bruxelas.
- [64] Dašić P, Nedeff V & Ćurčić S. (2007). Analysis and evaluation of software tools for life cycle assessment. *Annals of the University of Petroșani, Electrical Engineering*. **9**: 6–15.
- [65] Unger N, Beigl P & Wassermann G. (2004). *General requirements for LCA software tools*. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/2944179>
- [66] Guinée J B, Heijungs R, Huppes G, Zamagni A, Masoni P, Buonamici R, Ekvall T & Rydberg T. (2011). Life cycle assessment: Past, present, and future. *Environmental Science and Technology*. **45** (1): 90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>
- [67] de Azevedo A J T. (2018). *Análise do Ciclo de Vida de quadros de bicicleta em aço, alumínio e fibra de carbono* (Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente não editada). Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- [68] Herrmann I T & Moltesen A. (2015). Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose? - A comparative assessment of SimaPro and GaBi. *Journal of Cleaner Production*. **86**: 163–169. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.004>
- [69] Silva D A L, Nunes A O, Piekarski C M, Moris V A S, de Souza L S M & Rodrigues T O. (2019). Why using different Life Cycle Assessment software tools can generate different results for the same product system? A cause–effect analysis of the problem. *Sustainable Production and Consumption*. **20**: 304–315. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.07.005>
- [70] Sphera (2021). *GaBi Databases & Modelling Principles*. 1-3.
- [71] Sphera (n.d.). *GaBi Life Cycle Engineering Suite*.
- [72] Sphera (n.d.). *What is GaBi Software?*. Obtido a 25 de junho de 2021, em: <https://gabi.sphera.com/america/overview/what-is-gabi-software/>

- [73] Sphera (n.d.). *GaBi 5 Databases*. Obtido a 25 de junho de 2021, em: <https://gabi.sphera.com/america/databases/gabi-databases/>
- [74] Ciroth D A, Noi C D, Lohse T & Srocka M. (2019). *OpenLCA - Comprehensive User Manual*. 1-3. Berlim: GreenDelta.
- [75] GreenDelta (2021). *OpenLCA is open source software – what exactly does this mean?*. Obtido a 25 de junho de 2021, em OpenLCA: <https://www.openlca.org/open-source/>
- [76] PRé Sustainability (2020). *SimaPro database manual-Methods library*(v. 4.15). 2–7.
- [77] PRé Sustainability (2021). *About SimaPro*. Obtido a 25 de junho de 2021, em SimaPro: <https://simapro.com/about/>
- [78] GreenDelta (2021). *LCA data*. Obtido a 25 de junho de 2021, em OpenLCA: <https://www.openlca.org/lca-data/> (accessed Jun. 25, 2021).
- [79] PRé Sustainability (2021). *LCI databases in SimaPro*. Obtido a 25 de junho de 2021, em SimaPro: <https://simapro.com/databases/>
- [80] Menoufi K A I (2011). *Life Cycle Analysis and Life Cycle Impact Assessment methodologies: A state of the art*. (Dissertação de Mestrado em Ciências Aplicadas à Engenharia). Escola Politécnica Superior da Universidade de Lérida, Lérida.
- [81] Acero A P, Rodríguez C & Changelog A C (2016). *LCIA methods: Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories*. Bruxelas: GreenDelta.
- [82] Laurent A, Clavreul J, Bernstad A, Bakas I, Niero M, Gentil E, Christensen T H & Hauschild M Z (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems - Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*. **34** (3): 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>
- [83] Blok K, Huijbregts M, Roes L, Van Haaster B, Patel M, Hertwich E, Wood R, Hauschild M Z, Sellke P, Antunes P, Hellweg S, Ciroth A & Harmelink M (2013). *A Novel Methodology for the Sustainability Impact Assessment of New Technologies*. Projeto prosuete (encerrado). Comissão Europeia.
- [84] Bueno C, Hauschild M Z, Rossignolo J A, Ometto A R & Mendes N C (2016).

Sensitivity analysis of the use of Life Cycle Impact Assessment methods: A case study on building materials. *Journal of Cleaner Production*. **112**: 2208–2220. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.006>

[85] Cavalett O, Chagas M F, Seabra J E A & Bonomi A (2013). Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **18** (3): 647–658. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>.

[86] Dekker E, Zijp M C, van de Kamp M E, Temme E H M & van Zelm R (2020). A taste of the new ReCiPe for life cycle assessment: consequences of the updated impact assessment method on food product LCAs. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **25** (12): 2315–2324. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01653-3>.

[87] Hauschild M Z, Goedkoop M, Guinée J, Heijungs R, Huijbregts M, Jolliet O, Margni M, De Schryver A, Humbert S, Laurent A, Sala S & Pant R (2013). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **18** (3): 683–697. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5>

[88] Comissão Europeia (2011). *International reference life cycle data system (ILCD) handbook general guide for life cycle assessment: provisions and action steps*. EUR 24571 EN. Luxemburgo: Serviço de Publicações da União Europeia.

[89] Comissão Europeia (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook general guide for life cycle assessment: detailed guidance*. EUR 24708 EN. Luxemburgo: Serviço de Publicações da União Europeia.

[90] Comissão Europeia (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook framework and requirements for life cycle impact assessment: models and indicators*. EUR 24586 EN. Luxemburgo: Serviço de Publicações da União Europeia.

[91] Huijbregts M A J, Steinmann Z J N, Elshout P M F, Stam G, Verons F, Vieira M D M, Hollander A, Zijp M & van Zelm R (2017). *ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level*. Report I: Characterization. RIVM Report 2016-0104. Instituto Nacional do Ambiente e Saúde Pública. Bilthoven: Ministro da Saúde, Bem-Estar e Desporto.

[92] Huijbregts M A J, Steinmann Z J N, Elshout P M F, Stam G, Verones F, Vieira M,

Zijp M, Hollander A & van Zelm R (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **22** (2): 138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

[93] Bare, J. C., Hofstetter, P., Pennington, D. W., & Udo De Haes, H. A. (2000). Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. **5** (6): 319–326. <https://doi.org/10.1007/BF02978665>

[94] Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M A J, De Schryver A, Struijs J & van Zelm R (2009) *ReCiPe 2008: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and endpoint levels*. Report I: characterization. Países Baixos: Ministério da Habitação, Ordenamento do Território e Ambiente (VROM).

[95] De Schryver A M, Humbert S & Huijbregts M A J (2013). The influence of value choices in life cycle impact assessment of stressors causing human health damage. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **18** (3): 698–706. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0504-x>

[96] Faber T E (2019). *Fluids Mechanics*. Obtido a 22 de junho de 2021, em Britannica: <https://www.britannica.com/science/fluid-mechanics>

[97] Landau L D e Lifshitz E M (1959). *Fluid Mechanics*. Elsevier. 1–46. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-029142-0.50006-4>

[98] Çengel Y A e Cimbala J M (2014). *Fluid Mechanics: Fundamentals and Applications*. (3.^a ed.). Nova Iorque: McGraw-Hill Companies, Inc.

[99] Collotta M, Busi L, Champagne P, Mabee W, Tomasoni G & Alberti M (2016). Evaluating microalgae-to-energy -systems: different approaches to life cycle assessment (LCA) studies. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. **10** (6): 883–895. <https://doi.org/10.1002/bbb.1713>

[100] Jez S, Spinelli D, Fierro A, Dibenedetto A, Aresta M, Busi E & Basosi R (2017). Comparative life cycle assessment study on environmental impact of oil production from microalgae and terrestrial oilseed crops. *Bioresource Technology*. **239**: 266–275. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.027>

- [101] Foteinis S, Antoniadis-Gavriil A & Tsoutsos T (2018). Life cycle assessment of algae-to-biodiesel shallow pond production systems in the Mediterranean: influence of species, pond type, by(co)-product valorisation and electricity mix. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. **12** (4): 542–558. <https://doi.org/10.1002/bbb.1871>
- [102] Barr W J & Landis A E (2018). Comparative life cycle assessment of a commercial algal multiproduct biorefinery and wild caught fishery for small pelagic fish. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **23** (5): 1141–1150. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1395-7>
- [103] Smetana S, Sandmann M, Rohn S, Pleissner D & Heinz V (2017). Autotrophic and heterotrophic microalgae and cyanobacteria cultivation for food and feed: life cycle assessment. *Bioresource Technology*. **245**: 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.113>
- [104] Maga D (2017). Life cycle assessment of biomethane produced from microalgae grown in municipal waste water. *Biomass Conversion and Biorefinery*. **7** (1). <https://doi.org/10.1007/s13399-016-0208-8>
- [105] Grierson S, Strezov V & Bengtsson J (2013). Life cycle assessment of a microalgae biomass cultivation, bio-oil extraction and pyrolysis processing regime. *Algal Research*. **2** (3): 299–311. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2013.04.004>
- [106] Campbell P K, Beer T & Batten D (2011). Life cycle assessment of biodiesel production from microalgae in ponds. *Bioresource Technology*. **102** (1): 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.048>
- [107] Togarcheti S C, Mediboyina M, Kumar C V S, Mukherji S, Ravi S & Mudliar S N (2017). Life cycle assessment of microalgae based biodiesel production to evaluate the impact of biomass productivity and energy source. *Resources, Conservation and Recycling*. **122**: 286–294. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.008>
- [108] Diniz G S, Tourinho T C O, Silva A F & Chaloub R M (2017). Environmental impact of microalgal biomass production using wastewater resources. *Clean Technologies and Environmental Policy*. **19** (10): 2521–2529. <https://doi.org/10.1007/s10098-017-1433-y>
- [109] Pérez-López P, De Vree J H, Barbosa M J, Moreira M T, Wijffels R H, Buxel A J B V, & Kleinegris D M M (2017). Comparative life cycle assessment of real pilot reactors for microalgae cultivation in different seasons. *Applied Energy*. **205**.

<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.102>

[110] Wu W, Lei Y C & Chang J S (2019). Life cycle assessment of upgraded microalgae-to-biofuel chains. *Bioresource Technology*. **288**.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121492>

[111] Geisler G, Hofstetter T B & Hungerbühler K (2004). Production of Fine and Speciality Chemicals: Procedure for the Estimation of LCIs. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **1** (3): 101–113.

[112] Comissão Europeia (2010). *International reference life cycle data system (ILCD) Handbook: Specific guide for Life Cycle Inventory data sets*. EUR 24705 EN. Luxemburgo: Serviço de Publicações da União Europeia. DOI: 10.2788/39726.

[113] Sundaravaradan, N., Patnaik, D., Ramakrishnan, N., Marwah, M., & Shah, A. (2011). Discovering Life Cycle Assessment Trees from Impact Factor Databases. *Proceedings of the AAAI Conference on Artificial Intelligence*. **25** (1): 1415-1420. Disponível em: <https://ojs.aaai.org/index.php/AAAI/article/view/7805>

[114] Cuéllar-Franca R M, García-Gutiérrez P, Taylor S F R, Hardacre C & Azapagic A (2016). A novel methodology for assessing the environmental sustainability of ionic liquids used for CO₂ capture. *Faraday Discussions*. **192**: 283–301. <https://doi.org/10.1039/c6fd00054a>

[115] Dasan Y K, Lam M K, Yusup S, Lim J W & Lee K T (2019). Life cycle evaluation of microalgae biofuels production: Effect of cultivation system on energy, carbon emission and cost balance analysis. *Science of the Total Environment*. **688**: 112–128. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.181>

[116] Chen C L, Chang J S, & Lee D J (2015). Dewatering and Drying Methods for Microalgae. *Drying Technology*. **33** (4): 443–454. <https://doi.org/10.1080/07373937.2014.997881>

[117] Prakash J, Pushparaj B, Carlozzi P, Torzillo G, Montaini E & Materassi R (1997). Microalgal biomass drying by a simple solar device. *International Journal of Solar Energy*. **18** (4): 303–311. <https://doi.org/10.1080/01425919708914325>

[118] Brennan L & Owende P (2010). Biofuels from microalgae-A review of technologies

for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. **14** (2): 557–577). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.10.009>

[119] Ryckebosch E, Muylaert K, Eeckhout M, Ruysen T & Foubert I (2011). Influence of drying and storage on lipid and carotenoid stability of the Microalga *Phaeodactylum tricornutum*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. **59** (20): 11063–11069. <https://doi.org/10.1021/jf2025456>

[120] Collet P, Lardon L, Hélias A, Bricout S, Lombaert-Valot I, Perrier B, Lépine O, Steyer J P & Bernard O (2014). Biodiesel from microalgae - Life cycle assessment and recommendations for potential improvements. *Renewable Energy*. **71**: 525–533. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.06.009>

[121] Musa M, Ayoko G A, Ward A, Rösch C, Brown R J & Rainey T J (2019). Factors Affecting Microalgae Production for Biofuels and the Potentials of Chemometric Methods in Assessing and Optimizing Productivity. *Cells*. **8** (8). <https://doi.org/10.3390/cells8080851>

[122] Kumar R R, Rao P H & Arumugam M (2015). Lipid extraction methods from microalgae: A comprehensive review. *Energy Research*. **3** (61). <https://doi.org/10.3389/fenrg.2014.00061>

[123] Dow to Earth (2018). *Chloroform emissions may slow down Ozone layer recovery*. Obtido a 15 de outubro de 2021, em: <https://www.downtoearth.org.in/news/climate-change/chloroform-emissions-may-slow-down-ozone-layer-recovery-62571>

[124] Fang X, Park S, Saito T, Tunnicliffe R, Ganesan A L, Rigby M, Li S, Yokouchi Y, Fraser P J, Harth C M, Krummel P B, Mühle J, O'Doherty S, Salameh P K, Simmonds P G, Weiss R F, Young D, Lunt M F, Manning A J, Gressent A & Prinn R G (2019). Rapid increase in ozone-depleting chloroform emissions from China. *Nature Geoscience*. **12** (2): 89–93. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0278-2>

[125] U.S. EPA. Basic Ozone Layer Science. Obtido a 15 de outubro de 2021, em: <https://www.epa.gov/ozone-layer-protection/basic-ozone-layer-science>

[126] Cequier-Sánchez E, Rodríguez C, Ravelo Á G, & Zárata R (2008). Dichloromethane as a solvent for lipid extraction and assessment of lipid classes and fatty acids from samples of different natures. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. **56** (12): 4297–4303.

<https://doi.org/10.1021/jf073471e>

[127] Wang Q, Oshita K & Takaoka M (2021). Effective lipid extraction from undewatered microalgae liquid using subcritical dimethyl ether. *Biotechnology for Biofuels*. **14** (1). <https://doi.org/10.1186/s13068-020-01871-0>

[128] Ansari F A, Gupta S K, Shrivastav A, Guldhe A, Rawat I & Bux F (2017). Evaluation of various solvent systems for lipid extraction from wet microalgal biomass and its effects on primary metabolites of lipid-extracted biomass. *Environmental Science and Pollution Research*. **24** (18): 15299–15307. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9040-3>

[129] Lustosa J, Antônio M, T. Lira T & da Silva E A (2018). *Avaliação do ciclo de vida aplicada a painéis fotovoltaicos*. Gramado: Associação Brasileira de Energia Solar.

[130] Rashedi A & Khanam T (2020). Life cycle assessment of most widely adopted solar photovoltaic energy technologies by mid-point and end-point indicators of ReCiPe method. *Environmental Science and Pollution Research*. **27** (23): 29075–29090. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09194-1>

[131] Lieberei J & Gheewala S H (2017). Resource depletion assessment of renewable electricity generation technologies—comparison of life cycle impact assessment methods with focus on mineral resources. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. **22** (2): 185-198. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1152-3>

[132] Gibon T, Menacho Á H e Guiton M (Org.) (2021). *Life Cycle Assessment of Electricity Generation Options*. Genebra: UNECE.

[133] Engineering Software (2021). *Nitrogen Physical Properties Online Calculator*. Obtido a 20 de junho de 2021, em: <https://www.engineering-4e.com/n2-physical-properties-calculator>

[134] Chemical Portal (n.d.). *Massa Molar, Peso Molecular e Calculadora da Composição Elementar*. Obtido a 25 de julho de 2021, em WebQC: <https://pt.webqc.org/mmcalk.php>

Anexo A – Meio do Fertilizante Orgânico

De modo a quantificar os impactes ambientais é necessário de conhecer os componentes do meio utilizado. Na tabela seguinte encontram-se registados e quantificados (em massa) os componentes que se consideram pertencentes ao fertilizante orgânico, segundo as diferentes diluições (M4, M1 e M2, exceto os elementos a sombreado) a partir da concentração base, C_{base} . De notar que os componentes são apenas uma aproximação (meio de Conway), uma vez que a composição do meio usado é confidencial.

Tabela A.10- Valores mássicos e concentração base dos componentes para o meio Fertilizante Orgânico

Componente		C_{base}	M4	M1	M2
		mg/L	mg	mg	mg
Nitrato de Potássio	KNO_3	1×10^2		$1,6 \times 10^{-1}$	
Fosfato Trissódico	Na_3PO_4	2×10^1		$3,2 \times 10^{-2}$	
Molibdato de Amónio	$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	$1,8 \times 10^0$		$2,88 \times 10^{-3}$	
Sulfato de Cobre (II)	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	4×10^0	$1,6 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-5}$	$8,00 \times 10^{-4}$
Cloreto de Zinco	$ZnCl_2$	$4,2 \times 10^0$	$1,68 \times 10^{-3}$	$8,40 \times 10^{-5}$	$8,40 \times 10^{-4}$
Cloreto de Manganês (II)	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	$3,6 \times 10^{-1}$	$1,44 \times 10^{-4}$	$7,20 \times 10^{-6}$	$7,20 \times 10^{-5}$
Cloreto de Ferro (III)	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	$1,3 \times 10^0$	$5,2 \times 10^{-4}$	$2,60 \times 10^{-5}$	$2,60 \times 10^{-4}$
Cloreto de Cobalto (II)	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	4×10^0	$1,6 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-5}$	$8,00 \times 10^{-4}$
Ácido Bórico	H_3BO_3	$3,34 \times 10^1$	$1,34 \times 10^{-2}$	$6,68 \times 10^{-4}$	$6,68 \times 10^{-3}$
Sal de EDTA Dissódico	$Na_2H_2EDTA \cdot 2H_2O$	$4,5 \times 10^1$	$1,8 \times 10^{-2}$	$9,00 \times 10^{-4}$	$9,00 \times 10^{-3}$

Para além disso, na Tabela A.11 visualiza-se o conteúdo lipídico obtido na experiência realizada por Madureira [50].

Tabela A.11- Conteúdo Lipídico para cada concentração (M4, M1 e M2) no meio FO

Meio de cultura	Biomassa/g	w/w	Conteúdo Lipídico		
			-	g	+
M1	0,05	$15,47 \pm 1,47\%$	$7,000 \times 10^{-3}$	$7,735 \times 10^{-3}$	$8,470 \times 10^{-3}$
M2	0,05	$13,92 \pm 1,12\%$	$6,400 \times 10^{-3}$	$6,960 \times 10^{-3}$	$7,520 \times 10^{-3}$
M4	0,05	$15,72 \pm 2,53\%$	$6,595 \times 10^{-3}$	$7,860 \times 10^{-3}$	$9,125 \times 10^{-3}$

Anexo B – Meio do Efluente de Aquacultura

De modo a quantificar os impactes ambientais da experiência é necessário conhecer os componentes do meio utilizado. Na tabela seguinte encontram-se registados e quantificados (em massa) os componentes que se consideram pertencentes ao Efluente de Aquacultura, segundo as diferentes concentrações dos elementos a sombreado (PIE, PRE e PLE).

Tabela B.12- Valores mássicos e concentração base dos componentes para o meio Efluente Aquacultura

Componente		C_{base}	PIE	PRE	PLE
		mg/L	mg	mg	mg
Nitrato de Potássio	KNO ₃	.*	$1,75 \times 10^0$	$1,37 \times 10^0$	$2,14 \times 10^0$
Nitrito de Sódio	NaNO ₂	.*	$2,70 \times 10^{-2}$	$2,90 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$
Fosfato de Monopotássio	KH ₂ PO ₄	.*	$3,35 \times 10^{-2}$	$6,90 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-3}$
Cloreto de Sódio	NaCl	$2,70 \times 10^4$		$2,70 \times 10^{-2}$	
Sulfato de Magnésio	MgSO ₄ .7H ₂ O	$6,60 \times 10^3$		$6,60 \times 10^1$	
Cloreto de Cálcio	CaCl ₂	$1,50 \times 10^3$		$1,50 \times 10^1$	
Nitrato de Potássio	KNO ₃	$1,00 \times 10^3$		$1,00 \times 10^1$	
Fosfato de Monopotássio	KH ₂ PO ₄	$7,00 \times 10^1$		$7,00 \times 10^{-1}$	
Cloreto de Ferro (III)	FeCl ₃ .6H ₂ O	$1,40 \times 10^1$		$1,40 \times 10^{-1}$	
Sal EDTA Dissódico	Na ₂ H ₂ EDTA.2H ₂ O	$1,90 \times 10^1$		$1,90 \times 10^{-1}$	
Ácido Bórico	H ₃ BO ₃	$6,00 \times 10^2$		$6,00 \times 10^{-2}$	
Cloreto de Cobalto (II)	CoCl ₂ .6H ₂ O	$1,50 \times 10^0$		$1,50 \times 10^{-4}$	
Sulfato de Cobre (II)	CuSO ₄ .5H ₂ O	$4,00 \times 10^1$		$4,00 \times 10^{-3}$	
Cloreto de Manganês (II)	MnCl ₂	$4,00 \times 10^2$		$4,00 \times 10^{-2}$	
Molibdato de Amónio	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	$3,70 \times 10^2$		$3,70 \times 10^{-2}$	
Sulfato de Zinco	ZnSO ₄ .7H ₂ O	$4,00 \times 10^1$		$4,00 \times 10^{-3}$	

*estes componentes variam a sua concentração base entre os meios

Para além disso, na Tabela B.13 visualiza-se o conteúdo lipídico obtido na experiência realizada por Madureira [50].

Tabela B.13- Conteúdo Lipídico para cada concentração (PIE, PRE e PLE) no meio EA

Meio de cultura	Biomassa/g	w/w	Conteúdo Lipídico		
			-	g	+
PRE	0,05	10,15±1,34%	$4,405 \times 10^{-3}$	$5,075 \times 10^{-3}$	$5,745 \times 10^{-3}$
PIE	0,05	10,87±2,72%	$4,075 \times 10^{-3}$	$5,435 \times 10^{-3}$	$6,795 \times 10^{-3}$
PLE	0,05	7,77±1,24%	$3,265 \times 10^{-3}$	$3,885 \times 10^{-3}$	$4,505 \times 10^{-3}$

Anexo C – Volume de Nitrogénio (Exemplo de Cálculo)

Para obter o volume de Nitrogénio, N_2 , utilizado nas experiências, procedeu-se da seguinte maneira. Primeiramente, aplica-se a equação de Bernoulli, desprezando as perdas por atrito. (v_2 é a velocidade a que o nitrogénio sai do tubo)

$$P_1 + \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot v_1^2 + \rho \cdot g \cdot h_1 = P_2 + \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot v_2^2 + \rho \cdot g \cdot h_2$$

Em que:

$$P_1 = 5 \text{ bar} = 5 \times 10^5 \text{ Pa}; P_2 = 1 \text{ bar} = 1 \times 10^5 \text{ Pa};$$

$$v_1 = 0; h_1 = h_2; g = 9,8 \text{ m/s}^2$$

Assim sendo,

$$\frac{1}{2} \cdot \rho \cdot v_2^2 = P_1 - P_2$$

$$v_2 = \sqrt{2 \times \frac{P_1 - P_2}{\rho}}$$

Considerou-se uma temperatura de 17,5 °C, em que $\rho = 5,8734 \text{ kg/m}^3$ (calculada através de uma base de dados online [132]).

$$v_2 = \sqrt{2 \times \frac{5 \times 10^5 - 1 \times 10^5}{5,8734}} \cong 1,167 \text{ m/s}$$

Posteriormente, utilizando as seguintes equações é possível obter o caudal volumétrico, M_v :

$$M_v = A_s \times v_2$$

$$A_s = \pi \times \left(\frac{d}{2}\right)^2$$

em que:

$$d = 0,001 \text{ m};$$

$$A_s = \pi \times \left(\frac{0,001}{2}\right)^2$$

$$A_s \cong 7,854 \times 10^{-7} \text{ m}^2$$

Substituindo:

$$M_v = 7,854 \times 10^{-7} \times 1,167 \cong 9,166 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$$

Finalmente, sendo $t = 4 \text{ h} = 14\,400 \text{ s}$,

$$V = M_v \times t = 9,166 \times 10^{-7} \times 14\,400 \cong 0,013 \text{ m}^3$$

Anexo D – Consumo Energético

Relativamente ao consumo energético dos instrumentos usados nas experiências de Madureira [50], encontram-se na tabela seguinte os valores obtidos das descrições técnicas dos equipamentos usados.

Tabela D.14 Consumo Elétrico para cada instrumento

Instrumento	kWh
Autoclave	2
Centrifugadora 1	0,4
Centrifugadora 2	0,336
Agitador	23,52
Liofilizador	80,64
Ultrassons	0,8
Iluminação artificial	16,53
<i>Vortex</i> (extração)	0,009
Subtotal	124,24

Para o cálculo da energia utilizada nos equipamentos: autoclave; centrifugadoras (1-colheita e 2-extração); agitador; aparelho de ultrassons e agitador *vortex* utilizou-se a seguinte equação base:

$$E = P_o \times t$$

Deste modo, a energia da autoclave é:

$$E = 6 \times 20 \times 1 / 60 \times (\text{kW} \times \text{min.} \times \text{h} / \text{min.}) = 2 \text{ kWh}$$

Para as centrifugadoras: (1-colheita e 2-extração)

$$1 - E = 1,2 \times 20 \times 1 / 60 \times (\text{kW} \times \text{min.} \times \text{h} / \text{min.}) \cong 0,4 \text{ kWh}$$

$$2 - E = 9 \times (0,224 \times 10 \times 1 / 60) \times (\text{kW} \times \text{min.} \times \text{h} / \text{min.}) \cong 0,336 \text{ kWh}$$

Para o agitador:

$$E = 0,07 \times 14 \times 24 / 1 \times (\text{kW} \times \text{dias} \times \text{h} / \text{dia}) \cong 23,5 \text{ kWh}$$

Para o aparelho de ultrassons:

$$E = 8 \times (0,2 \times 30 \times 1 / 60) \times (\text{kW} \times \text{min.} \times \text{h} / \text{min.}) \cong 0,8 \text{ kWh}$$

para o *vortex*:

$$E = 9 \times (0,03 \times 2 \times 1 / 60) \times (\text{kW} \times \text{min.} \times \text{h} / \text{min.}) \cong 0,009 \text{ kWh}$$

Para a energia usada na iluminação artificial, utiliza-se o seguinte processo de cálculo:

$$E_{il} = P_{o_{il}} \times t \times L$$

$$E_{il} = 0,012 \times 14 \times 24 / 1 \times 5 \times 0,82 \times (\text{kW} / \text{m} \times \text{dias} \times \text{h} / \text{dia} \times \text{m}) \cong 16,5 \text{ kWh}$$

Para a energia usada no liofilizador, utiliza-se o seguinte processo de cálculo

$$E_l = PA \times t \times FP$$

$$E_1 = 1,4 \times 72 \times 0,8 \times (kVA \times h \times kW/kVA) = 80,6 \text{ kWh}$$

Na figura D. 18, são apresentados os contributos relativos do consumo de energia para cada um dos equipamentos utilizados no sistema de cultivo de microalgas para a obtenção de lípidos.

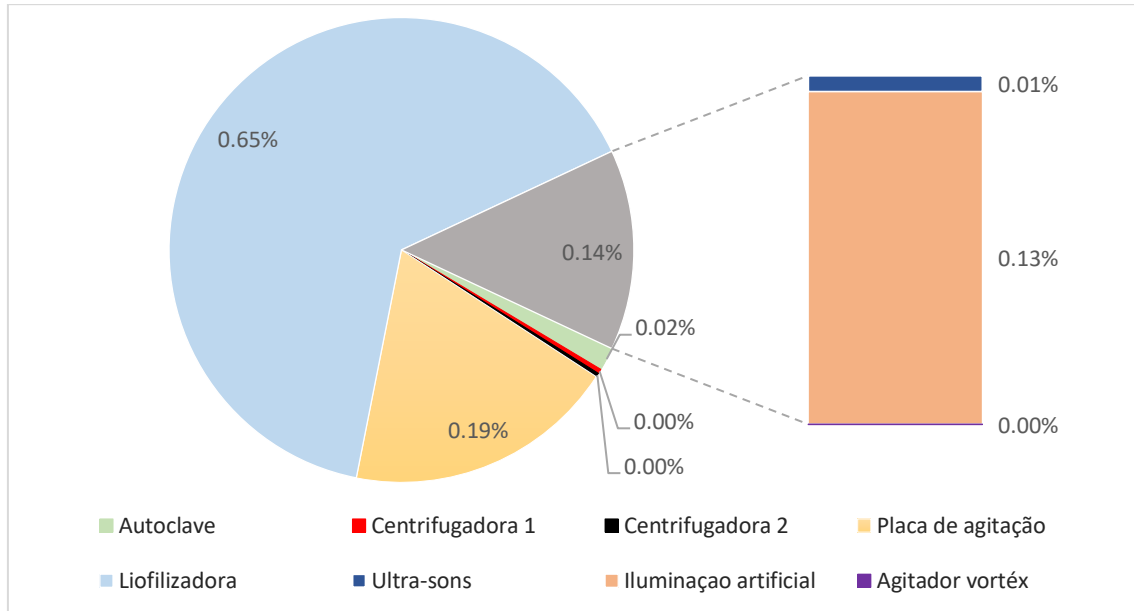


Figura D. 18- Valores percentuais do consumo de energia de cada equipamento.

Anexo E – Transporte de Componentes

Para o cálculo dos impactes ambientais associados ao transporte dos componentes considerou-se que este é dependente da massa dos componentes utilizada e da distância que os componentes percorrem até ao local onde as experiências foram realizadas. Uma vez que os componentes podem na sua maioria ser adquiridos em Portugal, mas em locais diferentes, considerou-se uma distância média. Assim, pode-se apenas usar a massa total de cada meio de cultura utilizado e multiplicar pela distância percorrida pelo meio de transporte. Na Tabela E.15, encontram-se os resultados provenientes do cálculo do transporte dos componentes, TC , para cada meio.

	Fertilizante Orgânico			Efluente de Aquacultura		
	M4	M1	M2	PIE	PRE	PLE
TC/tkm	5,90E-09	5,09E-09	6,13E-09	1,34E-05	1,43E-05	1,88E-05

Por exemplo, para o cálculo do TC para o meio M4, prosseguiu-se da seguinte maneira:

$$TC_{M4} = m_{t_{M4}} \times d_m$$

Sendo:

$$\begin{aligned} m_{t_{M4}} &= 2,95 \times 10^{-2} \text{ mg} = 2,95 \times 10^{-2} \times 1/1000000000 \times (\cancel{\text{mg}} \times \text{t} / \cancel{\text{mg}}) \\ &= 2,95 \times 10^{-11} \text{ t} \end{aligned}$$

$d_m = 200$ km. Sendo que,

$$TC_{M4} = 2,95 \times 10^{-11} \times 200 (\text{t} \times \text{km}) = 5,90 \times 10^{-9} \text{ t} \cdot \text{km}$$

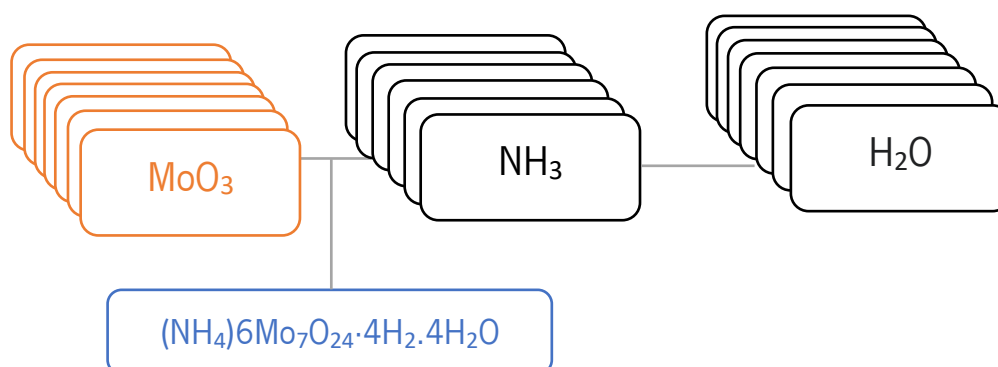
Anexo F – Modelização dos Componentes

Para alguns componentes do inventário de ciclo não foi possível encontrar dados na base de dados de inventário ou na literatura, em particular: molibdato de amónio, cloreto de zinco, cloreto de manganês (II), cloreto de cobalto (II), fosfato de monopotássio. De modo a ser possível considerá-los no estudo, em particular os impactes ambientais associados à sua produção, é necessária uma estimativa do inventário foi obtida usando a metodologia da “árvore de ciclo de vida” simplificada, tomando em conta a forma como são produzidos.

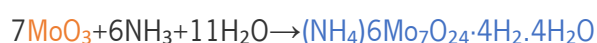
De seguida são apresentadas as árvores de ciclo de vida para cada um dos quatro compostos referidos anteriormente. Algumas notas são listadas de seguida para melhor compreender os diagramas.

- Os reagentes e subprodutos principais encontram-se ligados pela linha cinzenta: —
- Os subprodutos secundários (que não reagem) encontram-se ao lado do sinal: +
- Assume-se sempre que as reações químicas são completas, e que estas se realizam em condições PTN (pressão e temperatura normais), para facilitar os cálculos.
- Os valores das massas molares, *MM*, foram obtidos através do *Chemical Portal* [133]

Molibdato de Amónio $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$



Paramolibdato de Amónio (Molibdato de Amónio)



$$7 \times MM(\text{MoO}_3) + 6 \times MM(\text{NH}_3) + 11 \times MM(\text{H}_2\text{O}) = MM((\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O})$$

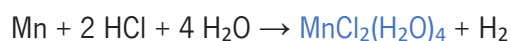
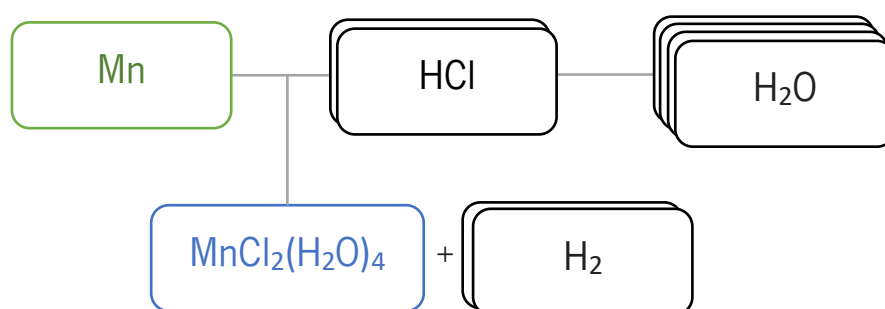
$$7 \times 143,9582 + 6 \times 17,03052 + 11 \times 18,01528 = 1244,0610$$

$$1007,707 + 102,1831 + 198,1681 = 1244,0610$$

Para 1 kg = 1000 g de $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$: (usando regra de “três simples”)

$$810,014 + 82,1367 + 159,1681 = 1000$$

Cloreto de Manganês (II) $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$



$$MM(\text{Mn}) + 2 \times MM(\text{HCl}) + 4 \times MM(\text{H}_2\text{O})$$

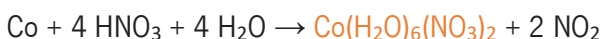
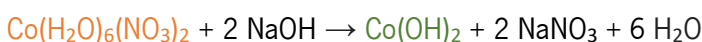
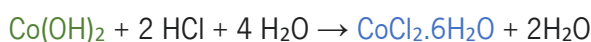
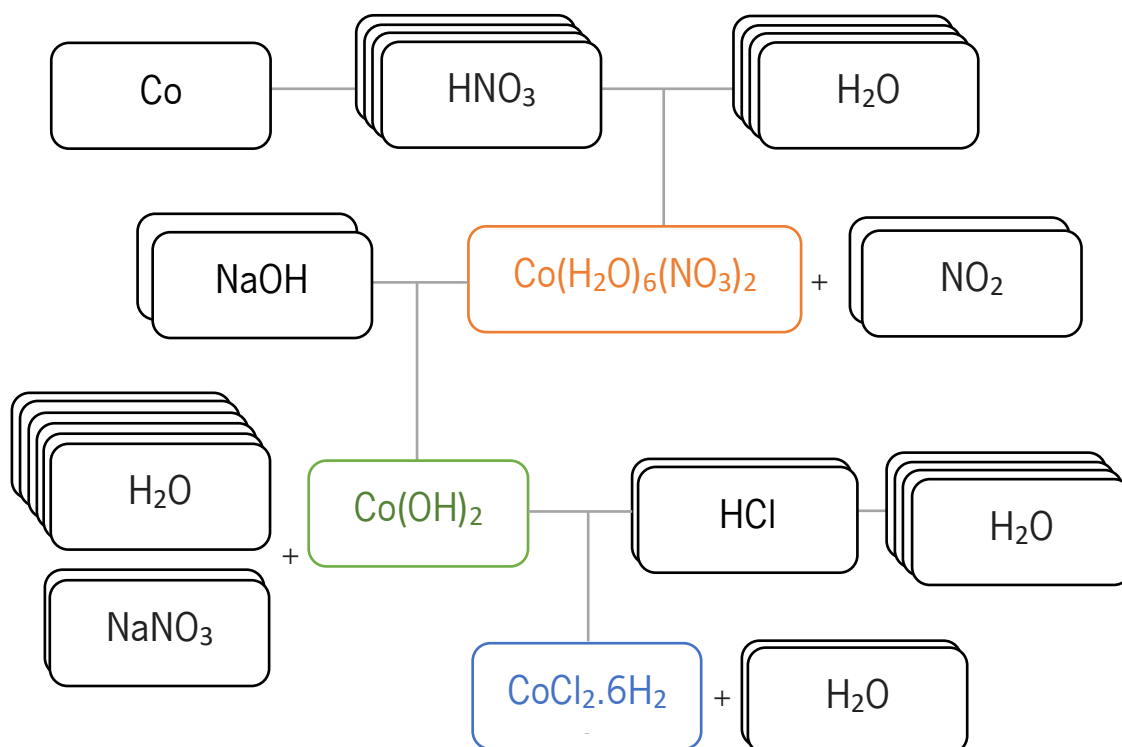
$$= MM(\text{MnCl}_2(\text{H}_2\text{O})_4) + MM(\text{H}_2)$$

$$54,9380 + 2 \times 36,4609 + 4 \times 18,01528 = 197,9052 + 2,0159$$

$$54,9380 + 72,9218 + 72,0611 = 197,9052 + 2,0159$$

Para 1 kg = 1000 g de $\text{MnCl}_2(\text{H}_2\text{O})_4$

$$277,5976 + 368,4683 + 364,1193 = 1000 + 10,1862$$

Cloreto de Cobalto (II) $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 

1ª equação:

$$MM(\text{Co}(\text{OH})_2) + 2 \times MM(\text{HCl}) + 4 \times MM(\text{H}_2\text{O})$$

$$= MM(\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}) + 2 \times MM(\text{H}_2\text{O})$$

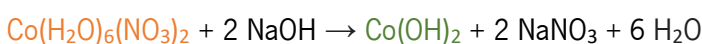
$$92,9479 + 2 \times 36,4609 + 4 \times 18,01528 = 237,9309 + 2 \times 18,0153$$

$$92,9479 + 72,9218 + 72,0611 = 237,9309 + 36,0306$$

Para 1 kg = 1000 g de $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

$$390,6508 + 306,4831 + 302,8567 = 1000 + 151,4330$$

2ª equação:



$$MM(\text{Co}(\text{H}_2\text{O})_6(\text{NO}_3)_2) + 2 \times MM(\text{NaOH})$$

$$= MM(\text{Co}(\text{OH})_2) + 2 \times MM(\text{NaNO}_3) + 6 \times MM(\text{H}_2\text{O})$$

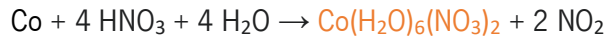
$$291,0347 + 2 \times 39,9971 = 92,9479 + 2 \times 84,9947 + 6 \times 18,0153$$

$$291,0347 + 79,9942 = 92,9479 + 169,9894 + 108,0918$$

Para 390,6508 g de $\text{Co}(\text{OH})_2$:

$$1223,190 + 336,208 = 390,6508 + 714,449 + 454,299$$

3ª equação:



$$MM(\text{Co}) + 4 \times MM(\text{HNO}_3) + 4 \times MM(\text{H}_2\text{O}) = MM(\text{Co}(\text{H}_2\text{O})_6(\text{NO}_3)_2) + 2 \times MM(\text{NO}_2)$$

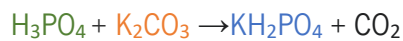
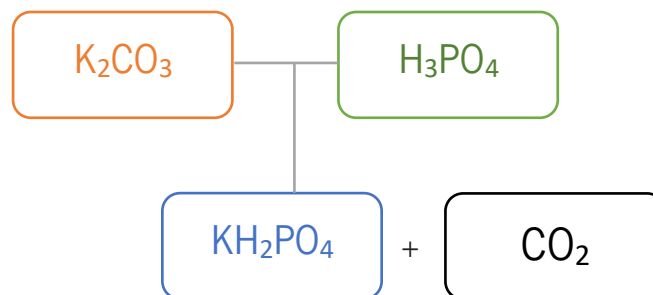
$$58,9332 + 4 \times 63,0128 + 4 \times 18,0153 = 291,0347 + 2 \times 46,0055$$

$$58,9332 + 252,0512 + 72,0612 = 291,0347 + 92,011$$

Para 1223,190 g de $\text{Co}(\text{H}_2\text{O})_6(\text{NO}_3)_2$:

$$247,6904 + 1059,346 + 308,866 = 1223,190 + 386,713$$

Fosfato de Monopotássio KH_2PO_4



$$MM(\text{H}_3\text{PO}_4) + MM(\text{K}_2\text{CO}_3) = MM(\text{KH}_2\text{PO}_4) + MM(\text{CO}_2)$$

$$97,9952 + 138,2055 = 136,0855 + 44,0095$$

Para 1 kg = 1000 g de KH_2PO_4

$$720,1000 + 1015,5781 = 1000 + 323,3958$$

Anexo G – Cálculos dos Impactes Ambientais (Exemplo de Cálculo)

Para o cálculo dos impactes ambientais associados a cada termo de inventário, e posteriormente dos valores dos impactes ambientais globais, procedeu-se da seguinte maneira. Por exemplo, na categoria de impacte GW, para a eletricidade, no meio M4, calculou-se o seguinte impacte ambiental:

$$FC_{I_{\text{eletricidade,M4,GW}}} = I_{\text{GW,eletricidade}} \times va_{\text{eletricidade,M4}}$$

$$FC_{I_{\text{eletricidade,M4,GW}}} = 0,36467012 \text{ kgCO}_2 \text{ eq/1 kWh} \times 15806,13 \frac{\text{kWh}}{\text{g}}$$

$$FC_{I_{\text{eletricidade,M4,GW}}} = 5,764,02 \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}}$$

Para o cálculo do valor do impacte ambiental associado à categoria de impacte GW, no meio M4, soma-se todos os contributos de todos os componentes do inventário de ciclo de vida, na seguinte forma:

$$FC_{M4,GW} = FC_{I_{\text{transporte,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{eletricidade,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{nitrogenio,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{agua,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{cloroformio,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{metanol,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{EDTA,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{CuSO}_4,M4,GW}} + FC_{I_{\text{H}_3\text{BO}_3,M4,GW}} + FC_{I_{\text{NaPO}_4,M4,GW}} + FC_{I_{\text{KNO}_3,M4,GW}} + FC_{I_{\text{ZnCl}_2,M4,GW}} + FC_{I_{\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{(NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{MnCl}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O,M4,GW}}} + FC_{I_{\text{EOL,M4,GW}}}$$

$$FC_{M4,GW} = 4,99 \times 10^{-7} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 5,76 \times 10^3 \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 9,32 \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 1,05 \times 10^2 \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 2,56 \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 1,81 \times 10^{-1} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 9,45 \times 10^{-6} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 7,99 \times 10^{-7} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 1,39 \times 10^{-6} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 1,18 \times 10^{-5} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 2,79 \times 10^{-5} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 2,44 \times 10^{-7} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 4,6 \times 10^{-8} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 9,78 \times 10^{-6} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 1,68 \times 10^{-8} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 8,24 \times 10^{-7} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} + 5,66 \times 10^{-3} \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}} = 5,88 \times 10^3 \frac{\text{kgCO}_2 \text{ eq}}{\text{g}}$$

Anexo H – Tabelas dos resultados dos indicadores ambientais

De seguida visualizam-se, em tabelas, os valores dos indicadores ambientais (em triplicado) e desvio padrão, de todos os meios e diferentes concentrações.

Tabela H.15- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio M4

Potenciais Impactes Ambientais	-	M4	+	Desvio padrão
GWP/(kg CO ₂ eq·g ⁻¹)	$7,01 \times 10^3$	$5,88 \times 10^3$	$5,07 \times 10^3$	$7,97 \times 10^2$
ODP/(kg CFC ₁₁ eq·g ⁻¹)	$5,45 \times 10^{-3}$	$4,57 \times 10^{-3}$	$3,94 \times 10^{-3}$	$6,19 \times 10^{-4}$
IRP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$9,74 \times 10^2$	$8,17 \times 10^2$	$7,04 \times 10^2$	$1,11 \times 10^2$
OFPhh/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$1,89 \times 10^1$	$1,59 \times 10^1$	$1,37 \times 10^1$	2,15
PMFP/(kg PM _{2.5} eq·g ⁻¹)	$1,56 \times 10^1$	$1,31 \times 10^1$	$1,13 \times 10^1$	1,78
OFPte/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$1,90 \times 10^1$	$1,59 \times 10^1$	$1,37 \times 10^1$	2,16
TAP/(kg SO ₂ eq·g ⁻¹)	$4,75 \times 10^1$	$3,98 \times 10^1$	$3,43 \times 10^1$	5,40
FEP/(kg P eq·g ⁻¹)	2,45	2,05	1,77	$2,78 \times 10^{-1}$
MEP/(kg N eq·g ⁻¹)	$1,68 \times 10^{-1}$	$1,41 \times 10^{-1}$	$1,22 \times 10^{-1}$	$1,91 \times 10^{-2}$
TETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$9,42 \times 10^3$	$7,90 \times 10^3$	$6,81 \times 10^3$	$1,07 \times 10^3$
FETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,98 \times 10^2$	$1,66 \times 10^2$	$1,43 \times 10^2$	$2,25 \times 10^1$
METP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,18 \times 10^6$	$9,87 \times 10^5$	$8,50 \times 10^5$	$1,34 \times 10^5$
HTPc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,55 \times 10^4$	$1,30 \times 10^4$	$1,12 \times 10^4$	$1,77 \times 10^3$
HTPnc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$9,34 \times 10^5$	$7,84 \times 10^5$	$6,75 \times 10^5$	$1,06 \times 10^5$
LOP/(m ² a crop eq·g ⁻¹)	$2,98 \times 10^2$	$2,50 \times 10^2$	$2,15 \times 10^2$	$3,39 \times 10^1$
SOP/(kg Cu eq·g ⁻¹)	6,62	5,56	4,79	$7,53 \times 10^{-1}$
FFP/(kg óleo eq·g ⁻¹)	$1,63 \times 10^3$	$1,37 \times 10^3$	$1,18 \times 10^3$	$1,86 \times 10^2$
WCP/(m ³ ·g ⁻¹)	$1,05 \times 10^2$	$8,77 \times 10^1$	$7,55 \times 10^1$	$1,19 \times 10^1$

Tabela H.16- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio M1

Potenciais Impactes Ambientais	-	M1	+	Desvio padrão
GWP/(kg CO ₂ eq·g ⁻¹)	$6,60 \times 10^3$	$5,98 \times 10^3$	$5,46 \times 10^3$	$4,69 \times 10^2$
ODP/(kg CFC ₁₁ eq·g ⁻¹)	$5,13 \times 10^{-3}$	$4,64 \times 10^{-3}$	$4,24 \times 10^{-3}$	$3,64 \times 10^{-4}$
IRP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$9,18 \times 10^2$	$8,30 \times 10^2$	$7,58 \times 10^2$	$6,51 \times 10^1$
OFPhh/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$1,78 \times 10^1$	$1,61 \times 10^1$	$1,47 \times 10^1$	1,27
PMFP/(kg PM _{2,5} eq·g ⁻¹)	$1,47 \times 10^1$	$1,33 \times 10^1$	$1,22 \times 10^1$	1,04
OFpte/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$1,79 \times 10^1$	$1,62 \times 10^1$	$1,48 \times 10^1$	1,27
TAP/(kg SO ₂ eq·g ⁻¹)	$4,47 \times 10^1$	$4,05 \times 10^1$	$3,70 \times 10^1$	3,17
FEP/(kg P eq·g ⁻¹)	2,31	2,09	1,91	$1,64 \times 10^{-1}$
MEP/(kg N eq·g ⁻¹)	$1,59 \times 10^{-1}$	$1,44 \times 10^{-1}$	$1,31 \times 10^{-1}$	$1,13 \times 10^{-2}$
TETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$8,87 \times 10^3$	$8,03 \times 10^3$	$7,33 \times 10^3$	$6,30 \times 10^2$
FETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,87 \times 10^2$	$1,69 \times 10^2$	$1,54 \times 10^2$	$1,33 \times 10^1$
METP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,11 \times 10^6$	$1,00 \times 10^6$	$9,16 \times 10^5$	$7,86 \times 10^4$
HTPc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,47 \times 10^4$	$1,33 \times 10^4$	$1,21 \times 10^4$	$1,04 \times 10^3$
HTPnc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$8,80 \times 10^5$	$7,97 \times 10^5$	$7,28 \times 10^5$	$6,25 \times 10^4$
LOP/(m ² a crop eq·g ⁻¹)	$2,81 \times 10^2$	$2,54 \times 10^2$	$2,32 \times 10^2$	$1,99 \times 10^1$
SOP/(kg Cu eq·g ⁻¹)	6,24	5,65	5,16	$4,43 \times 10^{-1}$
FFP/(kg óleo eq·g ⁻¹)	$1,54 \times 10^3$	$1,39 \times 10^3$	$1,27 \times 10^3$	$1,09 \times 10^2$
WCP/(m ³ ·g ⁻¹)	$9,85 \times 10^1$	$8,91 \times 10^1$	$8,14 \times 10^1$	6,99

Tabela H.17- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio M2

Potenciais Impactes Ambientais	-	M2	+	Desvio padrão
GWP/(kg CO ₂ eq·g ⁻¹)	7,22× 10 ³	6,64× 10 ³	6,15× 10 ³	4,40× 10 ²
ODP/(kg CFC ₁₁ eq·g ⁻¹)	5,61× 10 ⁻³	5,16× 10 ⁻³	4,78× 10 ⁻³	3,42× 10 ⁻⁴
IRP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	1,00× 10 ³	9,23× 10 ²	8,54× 10 ²	6,11× 10 ¹
OFPhh/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	1,95× 10 ¹	1,79× 10 ¹	1,66× 10 ¹	1,19
PMFP/(kg PM _{2,5} eq·g ⁻¹)	1,61× 10 ¹	1,48× 10 ¹	1,37× 10 ¹	9,80× 10 ⁻¹
OFpte/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	1,96× 10 ¹	1,80× 10 ¹	1,67× 10 ¹	1,19
TAP/(kg SO ₂ eq·g ⁻¹)	4,89× 10 ¹	4,50× 10 ¹	4,16× 10 ¹	2,98
FEP/(kg P eq·g ⁻¹)	2,52	2,32	2,15	1,54× 10 ⁻¹
MEP/(kg N eq·g ⁻¹)	1,73× 10 ⁻¹	1,60× 10 ⁻¹	1,48× 10 ⁻¹	1,06× 10 ⁻²
TETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	9,71× 10 ³	8,93× 10 ³	8,26× 10 ³	5,91× 10 ²
FETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	2,04× 10 ²	1,88× 10 ²	1,74× 10 ²	1,24× 10 ¹
METP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	1,21× 10 ⁶	1,11× 10 ⁶	1,03× 10 ⁶	7,38× 10 ⁴
HTPc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	1, × 10 ⁴	1,47× 10 ⁴	1,36× 10 ⁴	9,75× 10 ²
HTPnc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	9,63× 10 ⁵	8,85× 10 ⁵	8,20× 10 ⁵	5,86× 10 ⁴
LOP/(m ² a crop eq·g ⁻¹)	3,07× 10 ²	2,82× 10 ²	2,61× 10 ²	1,87× 10 ¹
SOP/(kg Cu eq·g ⁻¹)	6,83	6,28	5,81	4,16× 10 ⁻¹
FFP/(kg óleo eq·g ⁻¹)	1,68× 10 ³	1,55× 10 ³	1,43× 10 ³	1,03× 10 ²
WCP/(m ³ ·g ⁻¹)	1,08× 10 ²	9,90× 10 ¹	9,17× 10 ¹	6,56

Tabela H.18- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio PIE

Potenciais Impactes Ambientais	-	PIE	+	Desvio padrão
GWP/(kg CO ₂ eq·g ⁻¹)	$1,13 \times 10^4$	$8,51 \times 10^3$	$6,80 \times 10^3$	$1,87 \times 10^3$
ODP/(kg CFC ₁₁ eq·g ⁻¹)	$8,82 \times 10^{-3}$	$6,61 \times 10^{-3}$	$5,29 \times 10^{-3}$	$1,46 \times 10^{-3}$
IRP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,58 \times 10^3$	$1,18 \times 10^3$	$9,45 \times 10^2$	$2,60 \times 10^2$
OFPhh/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$3,06 \times 10^1$	$2,30 \times 10^1$	$1,84 \times 10^1$	5,06
PMFP/(kg PM _{2.5} eq·g ⁻¹)	$2,53 \times 10^1$	$1,90 \times 10^1$	$1,52 \times 10^1$	4,18
OFPte/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$3,08 \times 10^1$	$2,31 \times 10^1$	$1,84 \times 10^1$	5,08
TAP/(kg SO ₂ eq·g ⁻¹)	$7,69 \times 10^1$	$5,76 \times 10^1$	$4,61 \times 10^1$	$1,27 \times 10^1$
FEP/(kg P eq·g ⁻¹)	3,96	2,97	2,38	$6,54 \times 10^{-1}$
MEP/(kg N eq·g ⁻¹)	$2,72 \times 10^{-1}$	$2,04 \times 10^{-1}$	$1,63 \times 10^{-1}$	$4,50 \times 10^{-2}$
TETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,52 \times 10^4$	$1,14 \times 10^4$	$9,14 \times 10^3$	$2,52 \times 10^3$
FETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$3,21 \times 10^2$	$2,41 \times 10^2$	$1,92 \times 10^2$	$5,30 \times 10^1$
METP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,90 \times 10^6$	$1,43 \times 10^6$	$1,14 \times 10^6$	$3,14 \times 10^5$
HTPc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$2,52 \times 10^4$	$1,89 \times 10^4$	$1,51 \times 10^4$	$4,16 \times 10^1$
HTPnc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,51 \times 10^6$	$1,13 \times 10^6$	$9,07 \times 10^5$	$2,50 \times 10^5$
LOP/(m ² a crop eq·g ⁻¹)	$4,82 \times 10^2$	$3,62 \times 10^2$	$2,89 \times 10^2$	$7,96 \times 10^1$
SOP/(kg Cu eq·g ⁻¹)	$1,07 \times 10^1$	8,04	6,43	1,77
FFP/(kg óleo eq·g ⁻¹)	$2,65 \times 10^3$	$1,98 \times 10^3$	1,59 c	$4,37 \times 10^2$
WCP/(m ³ ·g ⁻¹)	$1,69 \times 10^2$	$1,27 \times 10^2$	$1,01 \times 10^2$	$2,79 \times 10^1$

Tabela H.19- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio PRE

Potenciais Impactes Ambientais	-	PRE	+	Desvio padrão
GWP/(kg CO ₂ eq·g ⁻¹)	$1,05 \times 10^4$	$9,11 \times 10^3$	$8,05 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$
ODP/(kg CFC ₁₁ eq·g ⁻¹)	$8,16 \times 10^{-3}$	$7,08 \times 10^{-3}$	$6,25 \times 10^{-3}$	$7,79 \times 10^{-4}$
IRP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,46 \times 10^3$	$1,27 \times 10^3$	$1,12 \times 10^3$	$1,39 \times 10^2$
OFPhh/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$2,83 \times 10^1$	$2,46 \times 10^1$	$2,17 \times 10^1$	2,71
PMFP/(kg PM _{2.5} eq·g ⁻¹)	$2,34 \times 10^1$	$2,03 \times 10^1$	$1,79 \times 10^1$	2,23
OFPte/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$2,84 \times 10^1$	$2,47 \times 10^1$	$2,18 \times 10^1$	2,72
TAP/(kg SO ₂ eq·g ⁻¹)	$7,11 \times 10^1$	$6,17 \times 10^1$	$5,45 \times 10^1$	6,79
FEP/(kg P eq·g ⁻¹)	3,67	3,18	2,81	$3,50 \times 10^{-1}$
MEP/(kg N eq·g ⁻¹)	$2,52 \times 10^{-1}$	$2,19 \times 10^{-1}$	$1,93 \times 10^{-1}$	$2,41 \times 10^{-2}$
TETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,41 \times 10^4$	$1,22 \times 10^4$	$1,08 \times 10^4$	$1,35 \times 10^3$
FETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$2,97 \times 10^2$	$2,58 \times 10^2$	$2,28 \times 10^2$	$2,84 \times 10^1$
METP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,76 \times 10^6$	$1,53 \times 10^6$	$1,35 \times 10^6$	$1,68 \times 10^5$
HTPc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$2,33 \times 10^4$	$2,02 \times 10^4$	$1,79 \times 10^4$	$2,22 \times 10^3$
HTPnc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,40 \times 10^6$	$1,21 \times 10^6$	$1,07 \times 10^6$	$1,34 \times 10^5$
LOP/(m ² a crop eq·g ⁻¹)	$4,46 \times 10^2$	$3,87 \times 10^2$	$3,42 \times 10^2$	$4,26 \times 10^1$
SOP/(kg Cu eq·g ⁻¹)	9,92	8,61	7,61	$9,47 \times 10^{-1}$
FFP/(kg óleo eq·g ⁻¹)	$2,45 \times 10^3$	$2,12 \times 10^3$	$1,88 \times 10^3$	$2,34 \times 10^2$
WCP/(m ³ ·g ⁻¹)	$1,56 \times 10^2$	$1,36 \times 10^2$	$1,20 \times 10^2$	$1,49 \times 10^1$

Tabela H.20- Fatores de caracterização, em triplicado, e desvio padrão no meio PLE

Potenciais Impactes Ambientais	-	PLE	+	Desvio padrão
GWP/(kg CO ₂ eq·g ⁻¹)	$1,42 \times 10^4$	$1,19 \times 10^4$	$1,03 \times 10^4$	$1,60 \times 10^3$
ODP/(kg CFC ₁₁ eq·g ⁻¹)	$1,10 \times 10^{-2}$	$9,25 \times 10^{-3}$	$7,98 \times 10^{-3}$	$1,24 \times 10^{-3}$
IRP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,97 \times 10^3$	$1,65 \times 10^3$	$1,43 \times 10^3$	$2,22 \times 10^2$
OFPhh/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$3,82 \times 10^1$	$3,21 \times 10^1$	$2,77 \times 10^1$	4,31
PMFP/(kg PM _{2.5} eq·g ⁻¹)	$3,16 \times 10^1$	$2,65 \times 10^1$	$2,29 \times 10^1$	3,56
OFPte/(kg NO _x eq·g ⁻¹)	$3,84 \times 10^1$	$3,23 \times 10^1$	$2,78 \times 10^1$	4,33
TAP/(kg SO ₂ eq·g ⁻¹)	$9,59 \times 10^1$	$8,06 \times 10^1$	$6,95 \times 10^1$	$1,08 \times 10^1$
FEP/(kg P eq·g ⁻¹)	4,95	4,16	3,59	$5,58 \times 10^{-1}$
MEP/(kg N eq·g ⁻¹)	$3,40 \times 10^{-1}$	$2,86 \times 10^{-1}$	$2,46 \times 10^{-1}$	$3,84 \times 10^{-2}$
TETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,90 \times 10^4$	$1,60 \times 10^4$	$1,38 \times 10^4$	$2,15 \times 10^3$
FETP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$4,01 \times 10^2$	$3,37 \times 10^2$	$2,90 \times 10^2$	$4,52 \times 10^1$
METP/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$2,38 \times 10^6$	$2,00 \times 10^6$	$1,72 \times 10^6$	$2,68 \times 10^5$
HTPc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$3,14 \times 10^4$	$2,64 \times 10^4$	$2,28 \times 10^4$	$3,54 \times 10^3$
HTPnc/(kg1,4-DCB·g ⁻¹)	$1,89 \times 10^6$	$1,59 \times 10^6$	$1,37 \times 10^6$	$2,13 \times 10^5$
LOP/(m ² a crop eq·g ⁻¹)	$6,02 \times 10^2$	$5,06 \times 10^2$	$4,36 \times 10^2$	$6,79 \times 10^1$
SOP/(kg Cu eq·g ⁻¹)	$1,34 \times 10^1$	$1,12 \times 10^1$	9,70	1,51
FFP/(kg óleo eq·g ⁻¹)	$3,30 \times 10^3$	$2,77 \times 10^3$	$2,39 \times 10^3$	$3,73 \times 10^2$
WCP/(m ³ ·g ⁻¹)	$2,11 \times 10^2$	$1,77 \times 10^2$	$1,53 \times 10^2$	$2,38 \times 10^1$