

# O potencial da co-digestão na construção de sistemas energéticos renováveis

**Raquel Francisco Pinto**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em  
**Engenharia do Ambiente**

## **Orientadores**

Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte

Doutor Edgar Caetano Fernandes

## **Júri:**

**Presidente:** Doutora Cláudia Saramago de Carvalho Marques dos Santos Cordovil, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

**Vogais:** Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora catedrática jubilada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Doutor Nuno Carlos Lapa dos Santos Nunes, Professor auxiliar da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

## **Agradecimentos**

Primeiramente gostaria de deixar o meu agradecimento à Professora Elizabeth Duarte, pela simpatia, ajuda, incentivo e o otimismo que demonstrou ao longo deste percurso. Ao Eng. Domingos e ao André Azevedo fica um agradecimento pela disponibilidade, ajuda e conhecimentos que adquiri com ambos.

Gostaria também de deixar uma palavra de agradecimento ao Professor Edgar Fernandes e ao Bruno Gouveia, pela disponibilidade e o apoio prestado, que contribuiu para o enriquecimento do trabalho desenvolvido.

Aos meus amigos. Ao Bruno e ao Marcos, pelos longos anos de amizade que nos une. Ao Tiago Gomes, à Isa e ao Tiago Santos, pelos fantásticos 5 anos que me proporcionaram no ISA. À Cristiana e à Inês, pela amizade, apoio, conselhos e motivação que me deram desde o primeiro dia, mas especialmente, durante a realização deste trabalho. A todos eles agradeço os momentos passados juntos, cheios de boas memórias.

À minha família agradeço todo o carinho e preocupação. Fica um agradecimento especial às minhas primas. À Beatriz, que me acompanhou, desde sempre, em todas as etapas mais importantes da minha vida. À Catarina, a quem tive a sorte de ver crescer.

Aos meus pais, por todo o amor e apoio incondicional que sempre me deram. Pelos valores e ensinamentos que levo, orgulhosamente, comigo. São os primeiros a acreditar em mim e sempre me proporcionaram as oportunidades necessárias para que conseguisse alcançar os meus objetivos, sem eles não teria chegado até aqui. Por tudo isto e muito mais, obrigada.

## Resumo

Este trabalho tem como principal objetivo analisar o potencial da valorização energética da casca de manga na co-digestão com lamas mistas (LM) produzidas numa estação de tratamento de águas residuais, com o intuito de otimizar a produção de biogás. O co-substrato utilizado durante os ensaios experimentais foi um “licor” produzido a partir da casca da manga (LCM).

Realizaram-se dois ensaios de co-digestão anaeróbia, cujos fluxos de alimentação foram preparados com diferentes proporções de substratos. Os ensaios tiveram uma duração de 90 dias e foram desenvolvidos num regime de temperatura mesófilo ( $34 \pm 1^\circ\text{C}$ ) com um tempo de retenção hidráulico (TRH) de 15 dias. Posteriormente, a produtividade dos ensaios de co-digestão foi comparada a um ensaio de referência, onde as lamas mistas foram utilizadas como substrato único.

No primeiro ensaio de co-digestão (Co-DA T1) foi utilizada uma proporção de 90LM:10LCM na preparação das misturas de alimentação. No segundo ensaio (Co-DA T2) a percentagem de LCM aumentou para 20%. Um dos parâmetros utilizados para analisar a produtividade dos ensaios foi a produção específica de biogás (SGP), para Co-DA T1 foi registado um valor de  $665 \text{ mL g}^{-1}_{\text{SVT}}$  e aquando do aumento da proporção de LCM no fluxo de alimentação este valor acresceu para um total de  $730 \pm 17 \text{ mL g}^{-1}_{\text{SVT}}$ . Os resultados obtidos revelaram que, relativamente ao ensaio de referência, a introdução do LCM promoveu uma melhoria do parâmetro SGP na ordem dos 300% a 345%. No que concerne à produção específica de bio-metano (SMP) os valores registados para os ensaios de co-digestão foram quatro vezes superiores ao ensaio de mono-digestão, no entanto, não foi observada uma melhoria muito significativa neste parâmetro entre Co-DA T1 e Co-DA T2.

O modelo MantisAD, disponível no programa GPS-X, demonstrou uma elevada precisão ( $R^2 \geq 0,977$ ) na previsão dos resultados obtidos experimentalmente.

## Palavras-chave

Energia renovável, co-digestão anaeróbia, resíduos de frutas e legumes, casca de manga, lamas de ETAR.

## Abstract

The purpose of this study is to evaluate the introduction of mango peel as a co-substrate in the anaerobic digestion process of mixed sewage sludge (LM) produced at a local wastewater treatment plant, in order to enhance biogas production. The co-substrate used during the experimental trials is a “pulp” obtained from the mango peel (LCM).

Two co-digestion trials were carried out in 90 days, under mesophilic conditions ( $34 \pm 1^\circ\text{C}$ ) with a hydraulic retention time of 15 days. The feeding mixtures of these trials were prepared using different ratios of LM and LCM. Afterwards, the biogas and methane production obtained during the co-digestion trials was compared to a reference scenario, conducted using only mixed sewage sludge as a substrate.

The first trial (Co-DA T1) was performed while using a feeding mixture prepared with a ratio of 90LM:10LCM (v:v), and in the second trial (Co-DA T2) the percentage of LCM increased to 20%. In order to assess biogas and methane yield, several parameters were evaluated. Regarding the specific gas production (SGP), which for the Co-DA T1 trial was  $665 \text{ mL g}^{-1}\text{TVS}$ , results show that by increasing the percentage of LCM in the second trial the SGP went up to a total of  $730 \pm 17 \text{ mL g}^{-1}\text{TVS}$ . These values reveal specific gas production increments from 300% to 345% in relation to the AD trial (digestion of mono-substrate-mixed sewage sludge). The specific methane production (SMP) in the co-digestion trials was four times higher than the values obtained in the reference scenario. However, the SMP did not show significant changes between Co-DA T1 and Co-DA T2.

The mathematical model MantisAD, available in the software GPS-X, proved to be very accurate ( $R^2 \geq 0,977$ ) when predicting the biogas production obtained during the experimental activities.

## Keywords

Renewable energy, anaerobic co-digestion, fruit and vegetable waste, mango peel, sewage sludge.

# Índice

1.	Introdução .....	1
1.1	Enquadramento e importância do trabalho.....	1
1.2	Objetivos.....	2
1.3	Estrutura da dissertação .....	2
2.	Revisão Bibliográfica.....	3
2.1	As energias renováveis – A transição energética .....	3
2.1.1	Escala global.....	4
2.1.2	União Europeia .....	5
2.1.3	Portugal.....	6
2.2	Economia Linear vs. Economia Circular .....	8
2.3	A biomassa como fonte de energia - Bioenergia .....	10
2.4	Digestão anaeróbia .....	11
2.4.1	Hidrólise.....	12
2.4.2	Acidogénese .....	12
2.4.3	Acetogénese .....	13
2.4.4	Metanogénese .....	13
2.5	Biogás.....	13
2.6	Parâmetros de controlo do processo de DA .....	16
2.6.1	pH.....	16
2.6.2	Temperatura .....	16
2.6.3	Razão Carbono/Azoto (C/N).....	17
2.6.4	Tempo de retenção hidráulico (TRH) .....	17
2.6.6	Taxa de carga orgânica (OLR).....	17
2.6.7	Nutrientes.....	18

2.7	Parâmetros operacionais para avaliação da produtividade e estabilidade do processo de DA.....	18
2.8	Co-digestão anaeróbia.....	19
2.9	Substratos.....	20
2.9.1	Lamas de ETAR.....	20
2.9.1.1	Fábrica de Água de Chelas – Processo de tratamento.....	20
2.9.2	Bioresíduos do processamento de fruta de legumes.....	23
2.9.2.1	Manga.....	24
2.10	GPS-X.....	25
3.	Materiais e Métodos.....	27
3.1	Origem dos substratos.....	27
3.1.1	As lamas espessadas e flotadas.....	27
3.1.2	Casca de manga.....	28
3.2	Planeamento e delineamento dos ensaios de co-digestão anaeróbia.....	28
3.3	Preparação das amostras.....	29
3.3.1	Licor de casca de manga.....	29
3.3.2	Lamas mistas.....	30
3.3.3	Mistura de alimentação.....	30
3.4	Caracterização físico-química das amostras.....	31
3.5	Os ensaios laboratoriais de Co-DA.....	32
3.5.1	A unidade laboratorial.....	32
3.5.1.1	Biogás.....	33
3.5.2	Desenvolvimento e monitorização dos ensaios laboratoriais.....	33
3.6	Parâmetros operacionais de avaliação da estabilidade e desempenho do processo de Co-DA.....	34
3.7	Análise estatística dos resultados.....	34
3.8	MantisAD.....	34

4.	Resultados e Discussão .....	36
4.1	Variabilidade da caracterização físico-química das lamas mistas, licor de manga e mistura de alimentação.....	36
4.2	Caracterização físico-química das amostras de LM, LCM e Misturas de alimentação..	38
4.3	Avaliação da estabilidade e desempenho do processo de Co-DA ao longo dos ensaios experimentais .....	41
4.3.1	Validação dos resultados experimentais .....	41
4.3.2	Eficiências de remoção de ST, SVT e CQO <sub>B</sub> .....	46
4.3.3	Parâmetros de avaliação da produtividade e estabilidade.....	47
5.	Conclusões e perspectivas de trabalho futuro.....	52
6.	Bibliografia .....	54

## Índice de Figuras

Figura 1 - Percentagem de energia consumida em 2018, em função da fonte energética (estimativa). Fonte: REN21, 2020 .....	4
Figura 2 - Produção de energia elétrica em 2019, em função da fonte energética. Fonte: REN21, 2020.....	5
Figura 3 - Energia proveniente de Fontes de energias renováveis na União Europeia. Fonte: Eurostat, 2020.....	6
Figura 4 - Energia proveniente de FER em Portugal. Fonte: DGEG, 2020 .....	7
Figura 5 - Geração de energia elétrica em Portugal, contributo das diversas fontes energéticas. Fonte: APREN,2019.....	8
Figura 6 - Tipo de tratamento aplicado aos resíduos (Fonte: Eurostat,2019).....	9
Figura 7 - Economia circular (Fonte: Parlamento Europeu, 2015) .....	10
Figura 8 - Processo de digestão anaeróbia. Adaptado de Zhang et al, 2014.....	12
Figura 9 - Instalações produtoras de Biogás na Europa. Adaptado de EBA, 2019 .....	14
Figura 10 - Substratos utilizados nas unidades de produção de biogás, na Europa. Fonte: Bioenergy Europe, 2020.....	15
Figura 11 - Instalações produtoras de bio-metano na Europa. Adaptado de EBA, 2019.....	15
Figura 12 - Esquema do processo de tratamento efetuado na fábrica de água de Chelas Fonte: Águas do Tejo Atlântico, 2020.....	21

Figura 13 - Desperdício alimentar em diferentes regiões. Fonte: Gustavsson et al., 2011.....	23
Figura 14 - Desperdício alimentar em diferentes regiões. Fonte: Gustavsson et al., 2011.....	24
Figura 15 – Ilustração esquemática da conversão de matéria orgânica assumida pelo modelo MantisAD durante o processo de DA. Adaptado de Copp et al., 2005.....	26
Figura 16 - Fábrica de Água de Chelas. Fonte: Águas do Tejo Atlântico, 2020 .....	27
Figura 17 - Delineamento dos ensaios experimentais de co-digestão anaeróbia.....	29
Figura 18 - Visualização da preparação do Licor de Casca de Manga .....	30
Figura 19 - Esquema da unidade de digestão anaeróbia.....	32
Figura 20 - Medidor de qualidade do biogás e o respetivo saco de armazenamento.....	33
Figura 21 - Teor de SVT nas Lamas Mistas ao longo dos ensaios experimentais. ....	36
Figura 22 - Teor de SVT no Licor de Casca de Manga ao longo dos ensaios experimentais.....	36
Figura 23 - Teor de SVT na mistura de alimentação ao longo dos ensaios experimentais. ....	37
Figura 24 - Evolução do pH da mistura de alimentação e digerido ao longo dos ensaios experimentais.....	39
Figura 25 - Produção diária de biogás ao longo dos ensaios experimentais.....	41
Figura 26 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T1-0.....	42
Figura 27 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T1-1.....	43
Figura 28 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T1-2.....	43
Figura 29 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T2-0.....	44
Figura 30 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T2-1.....	44
Figura 31 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T2-2.....	45
Figura 32- Teor de ST e SVT das misturas de alimentação e respetivos digeridos ao longo dos ensaios experimentais.....	46
Figura 33 - Teor de CQOB das misturas de alimentação e respetivos digeridos ao longo dos ensaios experimentais.....	46
Figura 34 - Taxa de produção de biogás (GPR) ao longo dos ensaios experimentais.....	48
Figura 35 - Produção específica de biogás e bio-metano ao longo dos ensaios experimentais..	49

Figura 36 - Produção específica de biogás e bio-metano e OLR verificadas ao longo dos ensaios experimentais..... 50

## **Índice de Tabelas**

Tabela 1 – Inputs e Outputs do programa GPS-X. .... 35

Tabela 2 - Caracterização físico-química do fluxo de alimentação utilizado nos diferentes ensaios experimentais..... 38

Tabela 3 - Parâmetros de avaliação da estabilidade e produtividade ao longo dos ensaios experimentais..... 47

## Lista de abreviaturas

Ácidos gordos voláteis - **AGV**

Alcalinidade em bicarbonatos - **AB**

Alcalinidade intermédia - **AI**

Alcalinidade total - **AT**

*American Public Health Association* - **APHA**

Associação Portuguesa de energias renováveis - **APREN**

Azoto amoniacal - **NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**

Azoto kjeldahl - **N<sub>k</sub>**

*British petroleum* - **BP**

Carência química de oxigénio - **CQO**

Carência química de oxigénio bruto - **CQO<sub>B</sub>**

Carência química de oxigénio solúvel - **CQO<sub>S</sub>**

Co-digestão anaeróbia – **Co-DA**

Condutividade elétrica - **CE**

Digestão Anaeróbia - **DA**

Dióxido de carbono - **CO<sub>2</sub>**

Direção geral de energia e geologia - **DGEG**

Economia circular - **EC**

Energias renováveis - **ER**

*European biogas association* - **EBA**

*European environment agency* - **EEA**

Fábrica de água - **FA**

Fontes de energia renovável - **FER**

Gases com efeito de estufa - **GEE**

*Gas production rate* - **GPR**

Hidrogénio - **H<sub>2</sub>**

*International Water Association* - **IWA**

Lamas espessadas - **LE**

Lamas flotadas - **LF**

Metano - **CH<sub>4</sub>**

*Organic loading rate* - **OLR**

Plano nacional de ação para as energias renováveis - **PNAER**

Plano nacional de energia e clima - **PNEC**

*Renewable energy directive I* - **RED I**

*Renewable energy directive II* - **RED II**

*Renewable energy policy network for the 21st century* - **REN21**

Sólidos dissolvidos totais - **SDT**

Sólidos dissolvidos voláteis totais - **SDVT**

Sólidos suspensos totais - **SST**

Sólidos suspensos voláteis totais - **SSVT**

Sólidos totais - **ST**

Sólidos voláteis totais - **SVT**

*Specific energy loading rate* - **SELR**

*Specific gas production* - **SGP**

*Specific methane production* - **SMP**

Sulfureto de hidrogénio - **H<sub>2</sub>S**

Tempo de retenção hidráulico - **TRH**

*Intergovernmental Panel on Climate  
Change - IPCC*

União Europeia - **UE**

*United Nations Framework Convention on  
Climate Change – UNFCCC*

# 1. Introdução

## 1.1 Enquadramento e importância do trabalho

A produção de energia a nível mundial é assegurada, em grande parte, através da utilização de combustíveis fósseis. Contudo, estes combustíveis são recursos não renováveis, e uma vez que a sua taxa de utilização é superior à taxa de renovação, isto significa que, futuramente, não serão capazes de suprimir as necessidades energéticas da população. Por outro lado, a queima de combustíveis fósseis é responsável pela emissão de grandes quantidades de gases com efeitos de estufa (GEE) todos os anos, o que faz com que o setor energético contribua, em grande parte, para o aquecimento global.

A transição energética é, por isso, cada vez mais uma inevitabilidade. Nesta dissertação será discutido o potencial da biomassa como fonte de energia e como a digestão anaeróbia pode contribuir para a produção de energia renovável e sustentável.

A digestão anaeróbia (DA) consiste num processo biológico onde, através da degradação de matéria orgânica por parte de um consórcio de microrganismos, ocorre a produção de biogás. O biogás é um gás rico em bio-metano que poderá posteriormente ter várias finalidades, podendo ser convertido em energia elétrica, térmica ou até mesmo inserido na rede de gás natural após a sua purificação.

Nas Fábricas de Água (FA) a digestão anaeróbia é, atualmente, bastante utilizada na estabilização de lamas provenientes do tratamento das águas residuais urbanas. Contudo, aquando da utilização individual deste substrato o processo apresenta baixas eficiências de conversão. Uma solução para este problema é a co-digestão das lamas com outro(s) substrato(s), desta forma será expectável um aumento na eficiência do processo, bem como uma maior produção de biogás.

No trabalho prático desenvolvido no âmbito desta dissertação o co-substrato escolhido foi a casca de manga. A utilização de bioresíduos resultantes do processamento de frutas e legumes como co-substrato durante DA não só representa uma oportunidade para a valorização energética destes resíduos, como também constitui uma alternativa à sua deposição em aterro, evitando assim a emissão para a atmosfera de gases como o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ).

## **1.2 Objetivos**

O tratamento das águas residuais urbanas gera elevadas quantidades de lamas que necessitam de passar por um processo de tratamento. A tecnologia mais utilizada para tal é a digestão anaeróbia. O aproveitamento do biogás produzido durante o processo de DA em sistemas de cogeração contribui para a autossuficiência energética das Fábricas de Água. Por este motivo, é necessário encontrar soluções que permitam a otimização da produção de biogás e bio-metano. A co-digestão de dois ou mais substratos é uma das tecnologias mais promissoras.

A presente dissertação pretende avaliar o impacto associado à introdução de um co-substrato preparado a partir da casca de manga na produtividade do processo de digestão anaeróbia, sendo que o principal objetivo do trabalho é melhorar a eficiência de conversão do processo DA na FA de Chelas, e assim contribuir para que a unidade atinga as suas metas de autossuficiência. Neste trabalho será também avaliada a precisão com que o modelo matemático MantisAD permite prever a produção de biogás esperada durante os ensaios experimentais, com o intuito de analisar qual o potencial de utilização deste modelo em trabalhos futuros.

## **1.3 Estrutura da dissertação**

O presente documento apresenta a seguinte estrutura:

1. Introdução;
2. Revisão Bibliográfica;
3. Materiais e Métodos;
4. Resultados e Discussão;
5. Conclusões e perspectivas de trabalho futuro;
6. Bibliografia.

## **2. Revisão Bibliográfica**

### **2.1 As energias renováveis – A transição energética**

Em 1950 existiam no mundo 2,6 mil milhões de pessoas e em 2019 foram ultrapassados os 7,7 mil milhões. É expectável que em 2030 e 2050 sejam atingidos, respetivamente, os valores de 8,5 e 9,7 mil milhões de pessoas (United Nations, 2019). O crescimento populacional acoplado ao crescimento económico originou um aumento na procura de energia a nível global, sendo que em 2019 esse aumento foi de 1,3% face ao ano anterior (BP, 2020).

Os recursos não-renováveis como o petróleo, carvão e gás natural, são atualmente a principal fonte de energia utilizada a nível global. No entanto, estes combustíveis fósseis são os principais responsáveis pelas emissões de gases com efeito de estufa. Estes gases têm a capacidade de reter calor na atmosfera, provocando a subida da temperatura média do planeta, um fenómeno denominado de aquecimento global.

Dos diversos GEE encontrados na atmosfera, o dióxido de carbono é o mais abundante. Em 2010 as emissões de gases com efeito de estufa associadas a atividades antropogénicas foram 49 ( $\pm$  4.5) Gt CO<sub>2</sub>-eq, e 76 % corresponderam a emissões de CO<sub>2</sub> (IPCC, 2014), o que torna a redução das emissões deste gás uma prioridade no combate às alterações climáticas.

Em 2015, os 197 membros da UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change), reuniram-se em Paris e chegaram a um acordo histórico que os juntou em torno de um objetivo comum, limitar o aumento da temperatura média do planeta a 1,5°C face a níveis pré-industriais, até ao final do presente século. As energias renováveis (ER), provenientes de fontes abundantes, sustentáveis e ilimitadas, são parte fulcral da solução para os desafios da atualidade. A aposta nas ER permite reduzir as elevadas emissões de GEE, limitando assim os impactes climáticos e ao mesmo tempo, assegura a disponibilidade de energia que apresenta um bom custo-benefício (Ellabban et al., 2014).

Para além disso, a dependência dos combustíveis fósseis expõe os países importadores à volatilidade dos preços e à instabilidade geopolítica muitas vezes verificada nos países exportadores destes recursos. O investimento nas energias renováveis possibilita minimizar esta dependência, contribuindo também para a autossuficiência energética dos territórios.

### 2.1.1 Escala global

As energias renováveis cresceram em 2018 e é estimado que cerca de 11% da energia consumida mundialmente seja proveniente de fontes renováveis. Apesar de ser um valor aquém do desejado, representa uma melhoria face aos 10,6% verificados em 2017. Os recursos mais utilizados continuam a ser os combustíveis fósseis, que no mesmo ano, contribuíram para a produção de cerca de 80% da energia gerada a nível global (REN21, 2020).

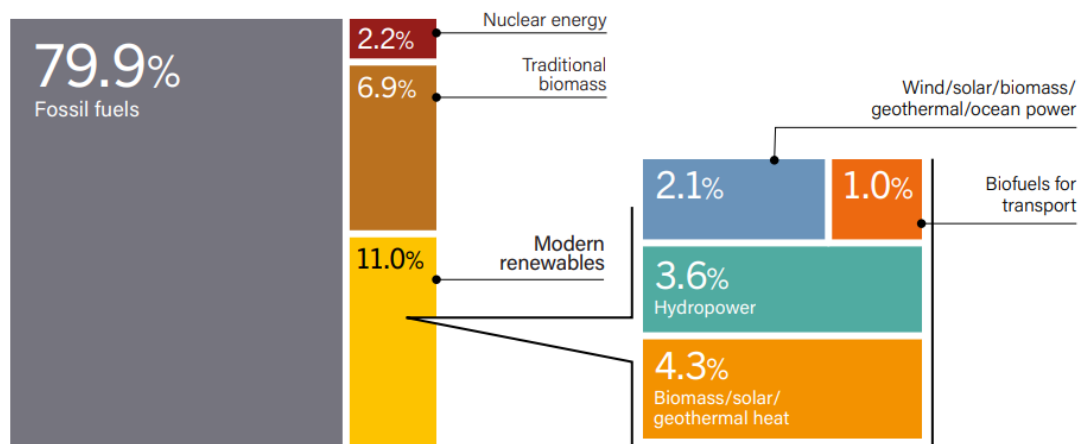


Figura 1 - Percentagem de energia consumida em 2018, em função da fonte energética (estimativa).  
Fonte: REN21, 2020

Relativamente à produção elétrica, em 2019 o setor elétrico verificou o maior crescimento das energias renováveis até à data. A capacidade de produção energética a partir de fontes renováveis aumentou 200 GW face ao ano anterior e atingiu, a nível global, um total de 2.588 GW, sendo que o país que mais contribuiu foi a China, seguida dos Estados Unidos da América, Brasil, Índia e Alemanha. (REN21, 2020).

Apesar deste aumento contabilizado na capacidade de produção de energia elétrica renovável, a eletricidade gerada a partir de fontes não-renováveis continua a ser predominante. As energias renováveis possibilitaram a produção de 27,3% da eletricidade consumida. Como é possível verificar na Figura 2, a energia hídrica foi a renovável que teve um papel mais preponderante.

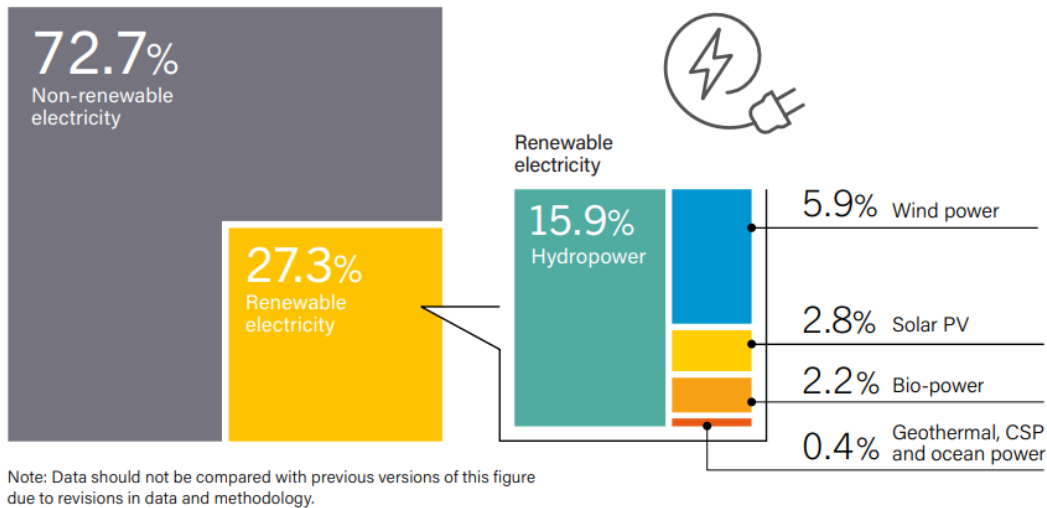


Figura 2 - Produção de energia elétrica em 2019, em função da fonte energética. Fonte: REN21, 2020

### 2.1.2 União Europeia

De forma a atingir os objetivos delineados no acordo de Paris, a união europeia (UE) pretende atingir a neutralidade climática em 2050. Para tal, foi estipulado um conjunto de metas para que esse objetivo seja alcançado.

No pacto ecológico europeu, publicado em 2019, é defendida uma redução de 55% das emissões de GEE face aos valores de 1990, sendo que esta meta deve ser atingida até 2030. A comissão europeia considera necessário que o sistema energético seja baseado em fontes de energia renováveis (FER) para que sejam atingidas as metas estabelecidas para 2030 e 2050 (Comissão Europeia 2019). O aumento do consumo de energias renováveis na UE origina um decréscimo na dependência e necessidade de importação de combustíveis fósseis, tornando a produção energética mais sustentável para o ambiente e para a economia dos estados membros (Saint Akadiri et al., 2019).

De modo a promover a transição energética no território europeu, a união europeia elencou várias metas para os anos de 2020 e 2030 relativamente ao consumo de energia renovável. A Renewable Energy Directive (REDI) (Diretiva das energias renováveis 2009/28/CE), estabelece como objetivo para 2020 que 20% da energia consumida no território deve ser proveniente de FER. Os estados membros ficaram encarregados de definir objetivos nacionais, sendo que estes são bastante diferenciados e variam entre 10% para Malta e 49% para a Suécia. Para além disso, todos os estados membros devem assegurar que 10% dos combustíveis para transportes são gerados a partir de FER.

Na Figura 3 estão representadas as quotas de energias renováveis nos diferentes estados membros em 2018. Na UE, a quota de energia renovável no consumo final bruto de energia foi de 18,9% (Eurostat, 2020).

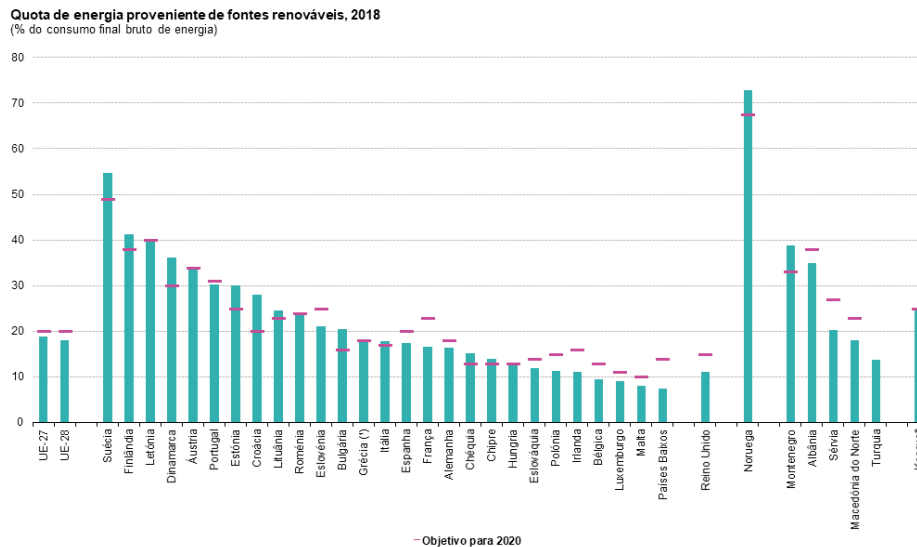


Figura 3 - Energia proveniente de Fontes de energias renováveis na União Europeia. Fonte: Eurostat, 2020

Em novembro de 2018 foi aprovada a Renewable Energy Directive II (REDII) (Diretiva das energias renováveis II, 2018/2001/EU) onde a União Europeia volta a vincular aquilo que são os seus objetivos relativamente à eficiência energética e descarbonização das economias europeias. Na REDII são descritas as metas para 2030, sendo que 32% da energia final consumida deve ser produzida com recurso às energias renováveis. Relativamente aos combustíveis para os transportes é esperado que 14% sejam provenientes de FER.

Mais uma vez, os estados membros têm a obrigação de elaborar os planos nacionais de energia e clima (PNEC), onde devem ser descritas as estratégias e metas nacionais no que diz respeito à descarbonização, eficiência e segurança energética, mercado interno da energia e a promoção da investigação, inovação e competitividade da economia.

### 2.1.3 Portugal

Ao abrigo da diretiva comunitária REDI, Portugal submeteu em 2010 o plano nacional de ação para as energias renováveis (PNAER), onde são fixados os objetivos relativos ao consumo de energias renováveis, descarbonização e eficiência energética para 2020. As metas estipuladas passam pela incorporação de 31% de energias renováveis no consumo final de energia e 60% no consumo elétrico nacional; 10% dos combustíveis para transportes devem ser

obtidos através de FER; e deve ainda haver uma redução das emissões de GEE de 18% a 23% face aos valores 1990.

De acordo com os dados publicados pela direção geral de energia e geologia (DGEG), em 2018 cerca de 30,3% da energia consumida em Portugal foi proveniente de energias renováveis, um valor ligeiramente a baixo do previsto para o ano de 2020 no PNAER. Os valores referentes ao contributo das FER no consumo energético estão representados na Figura 4.

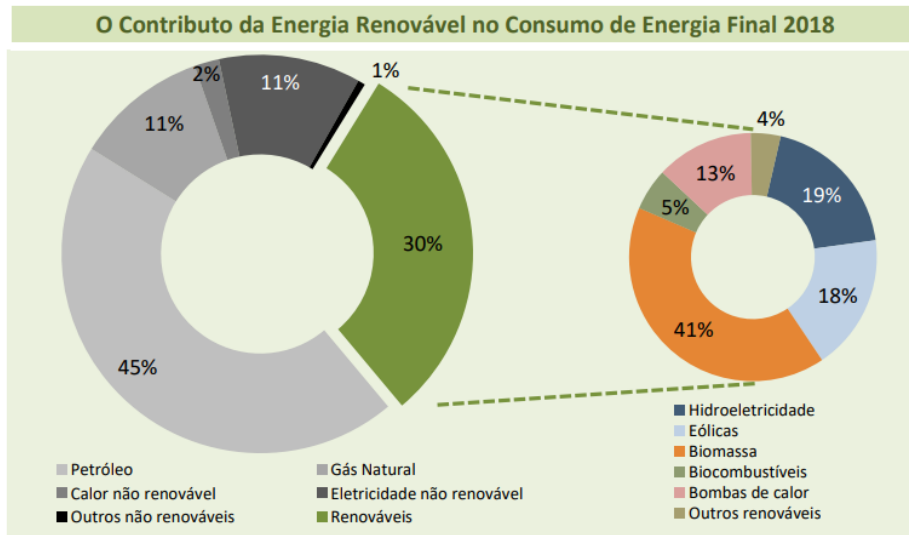


Figura 4 - Energia proveniente de FER em Portugal. Fonte: DGEG, 2020

A biomassa foi a fonte de energia que mais se destacou na produção de energia renovável no ano de 2018 (41%), seguida da energia hídrica (19%) e eólica (18%). Os recursos não-renováveis obtiveram uma participação de 70%, com o petróleo em grande destaque (45%). Estes valores são potenciados pela elevada taxa de utilização de combustíveis fósseis no setor dos transportes (DGEG, 2020).

Os números são mais animadores quando olhamos para o setor electroprodutor em Portugal, onde em 2019 as energias renováveis contribuíram para 56,0% da produção nacional, um valor equivalente a 27,3TWh. Em dezembro do mesmo ano foram verificados 5 dias consecutivos em que as necessidades de consumo foram suprimidas por eletricidade renovável, sendo que neste mês o contributo das renováveis atingiu os 77,2% (APREN, 2019). No entanto, também no setor elétrico o valor estabelecido para 2020 continua por atingir.

Na Figura 5 está esquematizada a importância de diferentes fontes de energia na produção elétrica nacional. No conjunto das energias renováveis e não-renováveis a eólica foi a fonte energética com mais preponderância (27,5%), seguida do gás natural (23,8%) e energia hídrica (20,6%).

#### Valores acumulados de janeiro a dezembro 2019

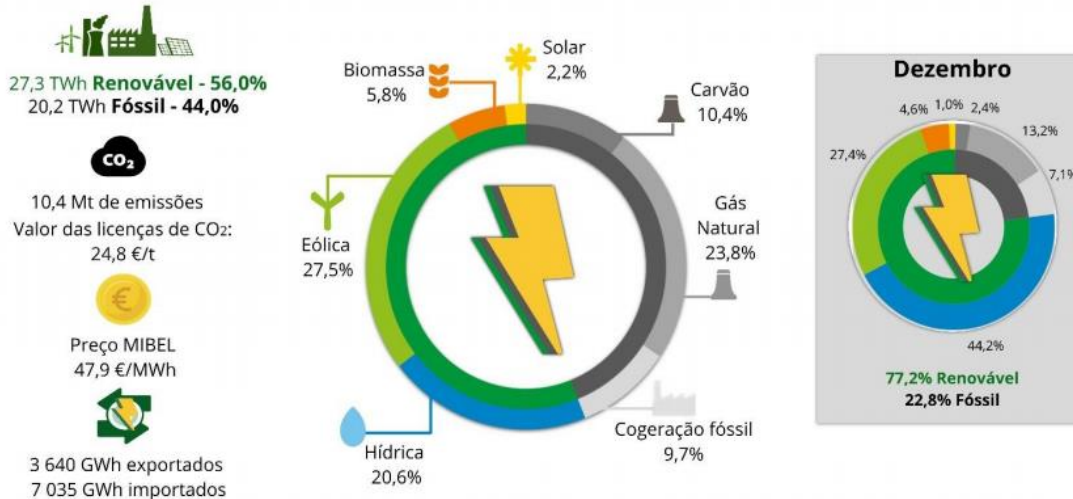


Figura 5 - Geração de energia elétrica em Portugal, contributo das diversas fontes energéticas.  
Fonte: APREN,2019

No PNEC, submetido à comissão europeia em 2019, Portugal reforça a sua posição no combate às alterações climáticas. As metas a atingir em 2030 passam por aumentar o contributo das FER no consumo energético final para 47% e no setor elétrico para 80%. No final desta década as ER devem assumir 20% dos combustíveis para transportes e deve ser verificada uma redução de 45% a 55% nas emissões de GEE.

## 2.2 Economia Linear vs. Economia Circular

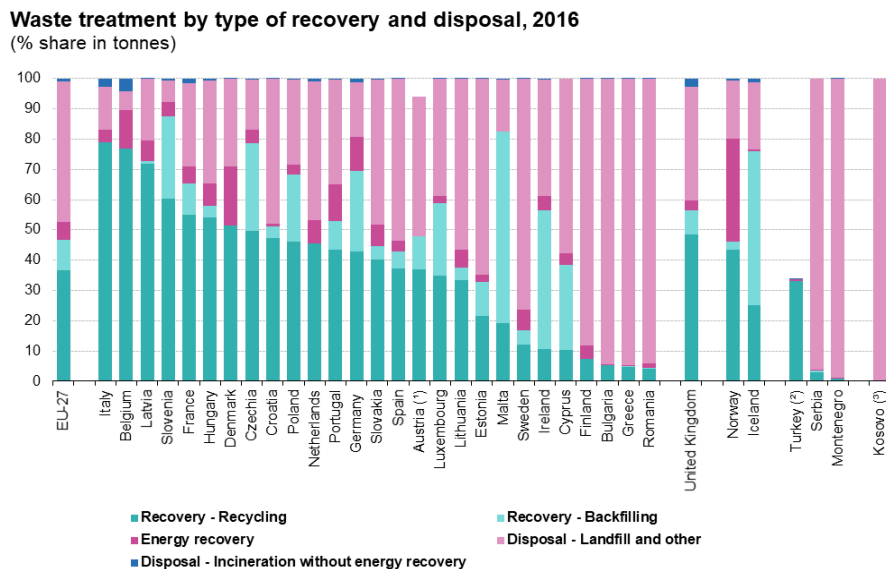
O modelo económico linear tem como princípio base a ideia de que os produtos e/ou matérias-primas são extraídos, produzidos, utilizados e por fim descartados sob a forma de resíduos. Contudo, existem diversos problemas associados a este modelo de produção e consumo.

Conforme mencionado anteriormente, a população mundial continua a aumentar e como consequência ocorre um aumento na procura de matérias-primas, provocando uma enorme pressão nos recursos naturais do nosso planeta. Acontece que estas matérias-primas são muitas

das vezes escassas e finitas, o que faz com que existam incertezas relativamente à sua disponibilidade no futuro. Por outro lado, o consumo energético e as elevadas emissões de GEE verificadas durante a extração e transformação destes materiais é prejudicial para o ambiente.

Em 2016, foram produzidas na união europeia 5,1 toneladas de resíduos per capita, sendo que cerca de 3,3 toneladas são resíduos minerais que estão associados às indústrias extrativas ou ao setor da construção. As restantes 1,8 toneladas têm origem nas mais diferenciadas atividades económicas, como é o caso da agricultura ou os serviços de tratamento de águas residuais, este valor também inclui os resíduos produzidos ao nível doméstico. (Eurostat, 2019).

De acordo com os dados publicados em 2019 pela Eurostat, no ano de 2016 foram tratadas aproximadamente 2.312 toneladas de resíduos na união europeia, 46,8% das quais foram depositadas em aterros ou eliminadas sem qualquer tipo de recuperação.



(\*) No data available for energy recovery and incineration without energy recovery.  
 (\*\*) No data available for incineration without energy recovery.  
 (\*\*\*) This designation is without prejudice to positions on status, and is in line with UNSCR 1244/1999 and the ICJ Opinion on the Kosovo Declaration of Independence.

Figura 6 - Tipo de tratamento aplicado aos resíduos (Fonte: Eurostat,2019)

A produção e consumo em massa colocam em risco a estabilidade do nosso futuro, tornando o modelo linear insustentável. A mudança de paradigma para um modelo circular é cada vez mais inevitável (Esposito et al., 2018).

O modelo económico circular surge como alternativa ao modelo linear, e promove a redução, reutilização, recuperação e a reciclagem de materiais, energia e produtos já existentes.

A Economia Circular (EC) pretende acabar com a ideia de “fim de vida” de um produto e tem como seu principal objetivo minimizar a produção de resíduos.

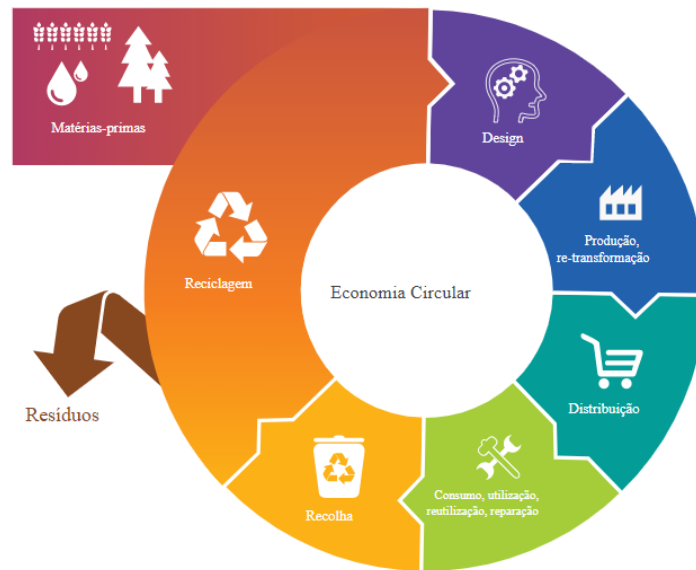


Figura 7 - Economia circular (Fonte: Parlamento Europeu, 2015)

A Economia Circular procura (1) aumentar o contributo das energias renováveis, (2) reduzir o consumo de matérias-primas e energia na economia, (3) proteger o ambiente através da redução de emissões e perdas de materiais (EEA, 2018).

De acordo com os dados publicados pela Ellen MacArthur Foundation (2019), a EC pode ter um papel preponderante no combate às alterações climáticas. O setor energético a nível mundial contribui com 55% das emissões de GEE, o que significa que a transição deste setor para as energias renováveis apenas poderá colmatar esta percentagem das emissões. Medidas que promovam a implementação da EC poderão dar resposta aos restantes 45% das emissões, que estão associadas à agricultura e às indústrias de produção de bens como carros, roupa e comida, etc.

### 2.3 A biomassa como fonte de energia - Bioenergia

A biomassa é definida no Decreto-Lei nº141/2010 como a fração biodegradável de produtos, resíduos ou detritos de origem biológica provenientes da agricultura, incluindo substâncias de origem animal ou vegetal, da exploração florestal e de indústrias afins, incluindo da pesca e aquicultura, bem como a fração biodegradável dos resíduos industriais e urbanos. A

biomassa tem um papel fundamental na implementação do modelo de economia circular, uma vez que a utilização deste recurso como fonte energética pode representar o aproveitamento de resíduos que poderiam, caso contrário, ser descartados.

A biomassa pode ser convertida em diversos tipos de bioenergia. Embora esta possa ser queimada de forma direta para a geração de energia térmica ou elétrica, também é possível proceder à sua transformação em biocombustíveis líquidos e gasosos (Ellabban et al., 2014). A transformação de biomassa em biocombustíveis pode solucionar os problemas ambientais associados ao setor dos transportes, que apresenta uma elevada dependência nos combustíveis fósseis (Demirbas et al., 2009).

A bioenergia é a principal energia renovável consumida a nível europeu, atingindo em 2016 uma produção de 116Mtoe, sendo que o setor do aquecimento e arrefecimento foi o que mais contribuiu para este valor. Em 2017, a capacidade de produção energética a partir da biomassa na União Europeia era de 32 GW, cerca de 3 vezes mais que a verificada em 2005 (Banja et al., 2019).

## **2.4 Digestão anaeróbia**

Os processos de tratamento anaeróbios são considerados uma alternativa mais sustentável do que os processos aeróbios, isto porque permitem evitar a emissão de gases como o CO<sub>2</sub> e o CH<sub>4</sub> para a atmosfera (Gómez et al., 2006). A digestão anaeróbia é, atualmente, um processo muito utilizado na estabilização de lamas provenientes do tratamento de águas residuais, sendo considerada um método viável para a degradação e tratamento de resíduos bem como um meio de produção de energia renovável (Di Maria et al., 2014), podendo deste modo, contribuir para as metas energéticas estabelecidas por diversos países.

No decorrer do processo de digestão anaeróbia ocorre a degradação da matéria orgânica, na ausência de oxigénio, por parte de um consórcio de microrganismos. Durante a DA dá-se a produção de gases como o metano e dióxido de carbono (Rabii et al., 2019). As quatro fases do processo são denominadas de hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese (Esteves et al., 2019; Mehariya et al., 2018).

A tecnologia de digestão anaeróbia permite obter dois produtos, o biogás e o digerido que apresenta um elevado potencial de valorização agronómica. Devido ao seu elevado teor em nutrientes este pode ser utilizado na agricultura como alternativa aos fertilizantes minerais (Felca

et al., 2018), contribuindo para a mitigação de alguns dos impactos ambientais associadas a esta atividade.

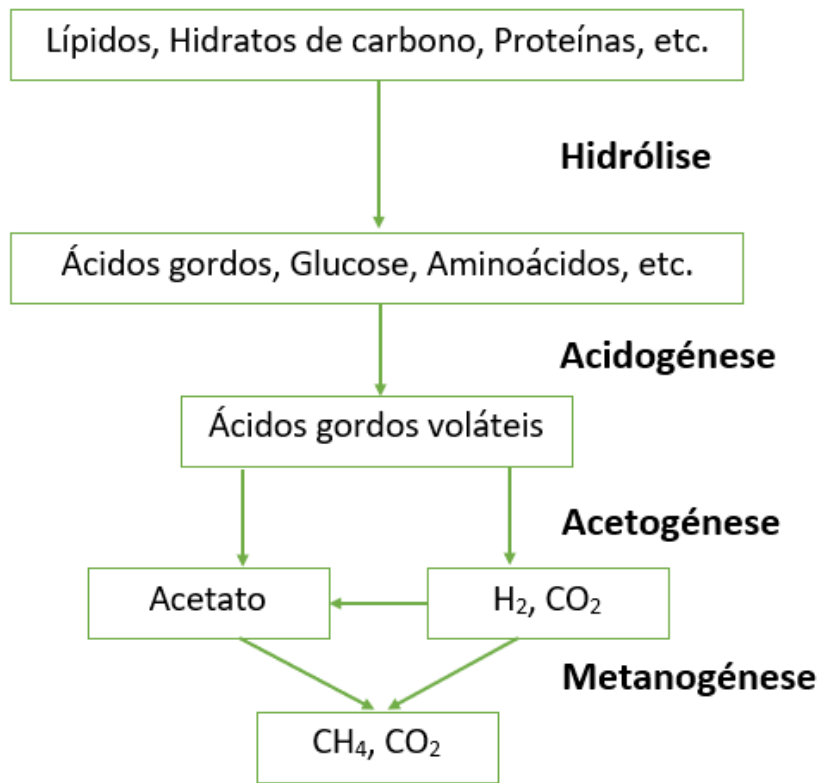


Figura 8 - Processo de digestão anaeróbia. Adaptado de Zhang et al, 2014.

#### 2.4.1 Hidrólise

Na primeira etapa do processo de DA os compostos orgânicos (polímeros) são transformados em unidades mais pequenas (monómeros) por enzimas como a celulase, amilase, protéase e lípase (Elalami et al., 2019), que são excretadas por um conjunto de bactérias hidrolíticas. Esta é considerada uma das etapas limitantes de todo o processo, a aplicação de pré-tratamentos permite quebrar as macromoléculas existentes nos substratos de modo a facilitar a etapa da hidrólise (Ambrose et al., 2020; Appels et al., 2008), acelerando o processo de digestão das lamas e contribuindo para uma maior eficiência do processo e um aumento na produção de biogás e bio-metano.(Zhen et al., 2017).

#### 2.4.2 Acidogénese

Na fase da acidogénese os produtos da etapa da hidrólise são transformados em hidrogénio (H<sub>2</sub>), dióxido de carbono (Zhen et al., 2017) e ácidos gordos voláteis (AGV), como o

ácido acético, ácido butírico e o ácido propiónico (Elalami et al., 2019). As bactérias responsáveis por esta etapa são denominadas de acidogénicas ou fermentativas e atuam em condições estritamente anaeróbias.

### **2.4.3 Acetogénese**

A terceira etapa do processo de digestão anaeróbia corresponde à acetogénese. Nesta fase coexistem dois tipos de bactérias, as sintróficas, responsáveis pela produção de acetato, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> a partir dos ácidos gordos voláteis, e as bactérias homoacetogénicas que convertem dióxido de carbono e hidrogénio em acetato (Elalami et al., 2019). Os produtos desta etapa servem de substrato para as *arquea* metanogénicas para a produção de metano (Zhang et al., 2014).

### **2.4.4 Metanogénese**

A produção de metano ocorre na fase da metanogénese e esta é realizada em três diferentes passos metabólicos: acetoclástico, hidrogenotrófico e metilotrófico.

A conversão do acetato em metano ocorre na etapa acetoclástica, e na etapa hidrogenotrófica dá-se a conversão do hidrogénio e dióxido de carbono em CH<sub>4</sub>. Estas duas etapas são responsáveis pela totalidade do metano produzido durante o processo de DA, sendo que 70% do CH<sub>4</sub> é atribuído à primeira etapa e os restantes 30% à segunda (Elalami et al., 2019) (Salama et al., 2019). A etapa metilotrófica é responsável pela conversão do metanol em dióxido de carbono e metano, contudo, a produção de CH<sub>4</sub> nesta fase é residual quando comparada às anteriores.

## **2.5 Biogás**

O biogás é um dos produtos da digestão anaeróbia de matéria orgânica, podendo ser produzido a partir de lamas de ETAR, chorume e estrume ou a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU). Estes substratos podem ser utilizados individualmente (mono-digestão) ou em conjunto (co-digestão) (Esteves et al., 2019). Este gás de origem renovável pode ser utilizado em sistemas de cogeração para produção de energia térmica e elétrica, purificado e introduzido na rede de gás natural ou então poderá ser aproveitado como biocombustível nos transportes, entre outras finalidades (Felca et al., 2018).

A composição do biogás consiste maioritariamente em bio-metano e dióxido de carbono, mas são também encontrados outros gases vestigiais, como é o caso do sulfureto de hidrogénio

(H<sub>2</sub>S). A percentagem destes componentes irá variar consoante o substrato utilizado no processo de digestão anaeróbia, sendo que a concentração de metano irá definir o valor energético do biogás (Nguyen et al., 2020).

A Alemanha, Itália e o Reino Unido são os maiores produtores de biogás na Europa e o substrato mais frequentemente utilizado é proveniente do setor agrícola e inclui culturas energéticas, estrume e outro tipo de resíduos gerados neste setor. Atualmente, o destino mais usual para o biogás é a geração de energia elétrica e energia térmica.

No relatório anual publicado pela EBA (2019) (Associação Europeia do Biogás), é referido que em 2018 existiam 18.202 instalações produtoras de biogás na união europeia, o correspondente a uma capacidade elétrica instalada de 11.082 MW e 63.511 GWh de biogás produzido.

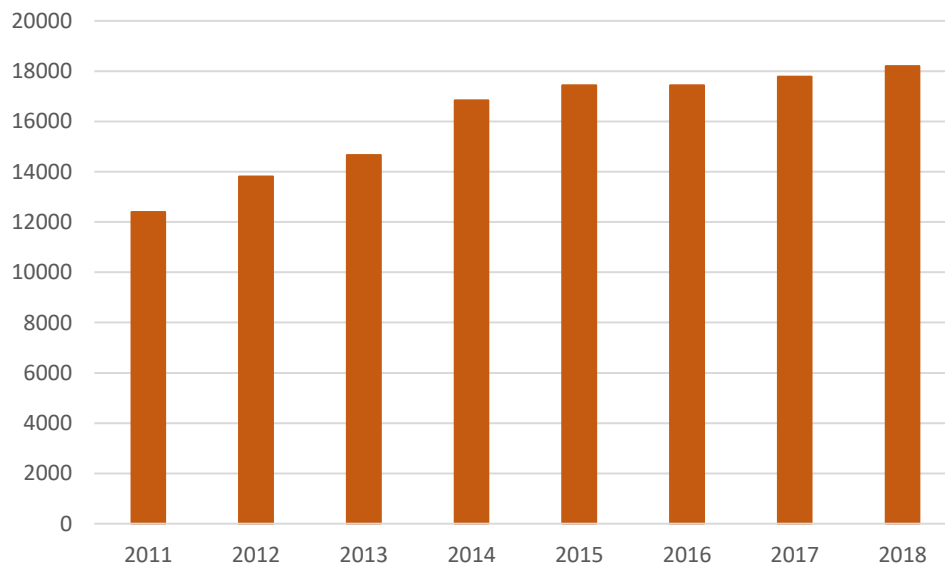
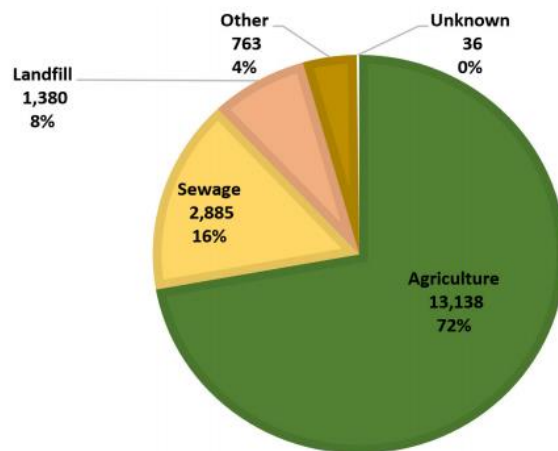


Figura 9 - Instalações produtoras de Biogás na Europa. Adaptado de EBA, 2019

Conforme ilustrado na Figura 10, cerca de 72% das unidades de produção de biogás existentes na Europa utilizam substratos de origem agrícola, 16% recorrem às lamas provenientes do tratamento das águas residuais, seguidas dos aterros com 8% e 4% das instalações utilizam outro tipo de substratos, como por exemplo os resíduos orgânicos municipais (Bioenergy Europe, 2020).



\*EU28 + Switzerland + Norway + Serbia + Iceland

Figura 10 - Substratos utilizados nas unidades de produção de biogás, na Europa. Fonte: Bioenergy Europe, 2020

Relativamente à qualidade do biogás, o dióxido de carbono e o sulfureto de hidrogénio requerem uma atenção acrescida, uma vez são a principal fonte de problemas. A presença destes elementos reduz o valor económico do biogás e limita os tipos de utilização possíveis (Nguyen et al., 2020). A purificação do biogás consiste na remoção dos componentes problemáticos, com o objetivo de aumentar o teor de bio-metano. O gás resultante deste processo de tratamento é equiparado ao gás natural, pelo que poderá, posteriormente, ser injetado na rede ou utilizado como combustível para transporte.

As unidades de produção de bio-metano na Europa têm vindo a aumentar ao longo dos anos, e em 2018 existiam no território 610 instalações (EBA, 2019).

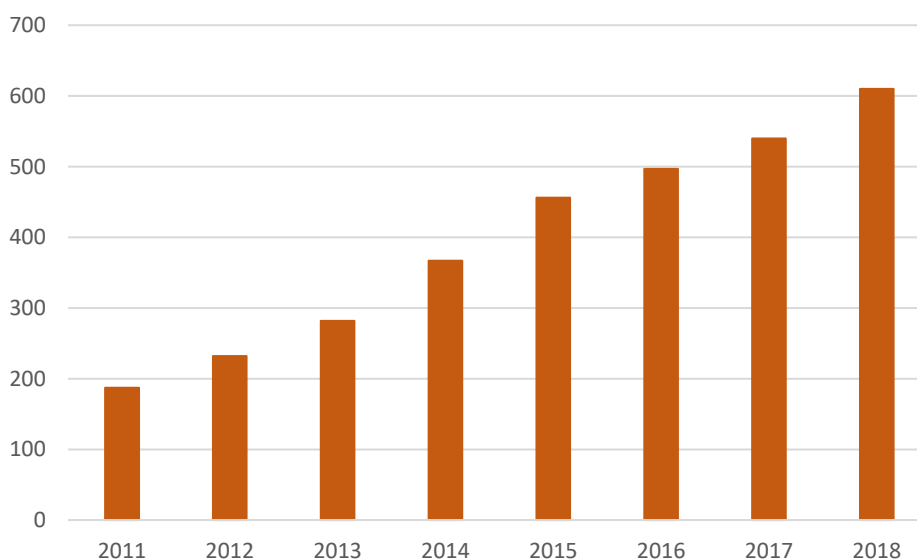


Figura 11 - Instalações produtoras de bio-metano na Europa. Adaptado de EBA, 2019

## 2.6 Parâmetros de controlo do processo de DA

### 2.6.1 pH

Os diferentes grupos de bactérias envolvidas no processo de digestão anaeróbia apresentam uma gama de pH ideal para o seu crescimento e atividade (Appels et al., 2008; Zhang et al., 2014). A elevada especificidade das *arquea* metanogénicas às oscilações do pH do meio torna o controlo deste parâmetro muito importante para o bom desenvolvimento do processo (Arhoun et al., 2019).

Idealmente, o pH no interior do biodigestor deve permanecer entre 6,5 e 7,5, para que se mantenha um balanço entre o consórcio microbiano, sendo que esta gama de valores também promove o crescimento das *arquea* metanogénicas (Elalami et al., 2019; Li et al., 2019). Ainda assim, existem diversos fatores que podem provocar oscilações no pH, como é o caso dos AGV, CO<sub>2</sub> e a concentração de bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Pramanik et al., 2019). No que diz respeito aos AGV, e apesar de serem um dos principais compostos para a produção de bio-metano, a sua formação na etapa da acidogénese provoca um decréscimo do pH. No entanto, esta descida é naturalmente compensada pela atividade das *arquea* metanogénicas, através da produção de CO<sub>2</sub> (Appels et al., 2008). Um dos parâmetros que permite controlar este fenómeno é a alcalinidade, que reflete a capacidade do digestor em neutralizar os ácidos gordos voláteis formados durante o processo de DA, mitigando as alterações do pH (Fonoll et al., 2015).

### 2.6.2 Temperatura

Existem três gamas de temperatura possíveis para o desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia, estas gamas são denominadas de Psicrófila (0-20°C), Mesófila (25-40°C) e Termófila (50-60°C) (Mehariya et al., 2018). A temperatura é um dos parâmetros que controla a DA de forma mais significativa, não só influencia a atividade enzimática como também a produção de bio-metano e a qualidade do digerido (Zhang et al., 2014). As *arquea* metanogénicas são particularmente afetadas pelas oscilações da temperatura no interior do reator.

Os digestores termófilos garantem uma maior produção de biogás e bio-metano, no entanto, esta gama de temperaturas está associada a uma maior necessidade energética e sensibilidade. A gama mesófila é a mais utilizada por garantir uma maior estabilidade do processo de DA (Kim et al., 2006).

### **2.6.3 Razão Carbono/Azoto (C/N)**

A razão carbono/azoto reflete o balanço entre estes dois elementos e é um parâmetro importante na estabilidade do processo de DA. Idealmente, a razão C/N deve estar compreendida entre 20 e 30 (Zhang et al., 2014; Elalami et al., 2019; Mehariya et al., 2018). A otimização deste parâmetro contribui para: (1) manter as condições adequadas no interior do bioreator, (2) fornecer a quantidade de nutrientes apropriada para o crescimento dos microrganismos anaeróbios (Pramanik et al., 2019; Zhang et al., 2014).

Se o valor da razão C/N for demasiado elevado, o azoto existente no substrato será consumido rapidamente pelas *arquea* metanogénicas, limitando a produção de biogás. Na situação oposta, caso a razão C/N esteja abaixo da gama desejada dá-se a acumulação de amoníaco, um gás tóxico para as bactérias o que provocará a inibição da sua atividade (Li et al., 2019).

### **2.6.4 Tempo de retenção hidráulico (TRH)**

O tempo de retenção hidráulico é o tempo médio durante o qual o substrato permanece no interior do biodigestor (Appels et al., 2008), e é calcula através do quociente entre o volume útil do bioreator e o fluxo de alimentação diário.

O TRH deve ser determinado em função do tipo de substrato utilizado, com o objetivo de otimizar a sua degradação (Mehariya et al., 2018). Quando o TRH é baixo a matéria orgânica não é corretamente degradada, uma vez que as bactérias anaeróbias não têm tempo suficiente para se desenvolverem.

### **2.6.6 Taxa de carga orgânica (OLR)**

A taxa de carga orgânica (organic loading rate, OLR) é definida como a massa de substrato alimentada ao biodigestor diariamente, por unidade de volume (Elalami et al., 2019). A OLR pode ser expressa em termos de sólidos voláteis totais (SVT) ou em carência química de oxigénio (CQO).

A OLR reflete o equilíbrio entre o substrato alimentado e os microrganismos, pelo que deve ser efetuado um controlo deste parâmetro de modo a que o equilíbrio entre as fases da acidogénese e metanogénese seja assegurado (Li et al., 2019). Caso a taxa de carga orgânica seja muito elevada pode verificar-se uma acumulação de ácidos gordos voláteis no interior do biodigestor (Pramanik et al., 2019), provocando a acidificação do meio e a inibição da atividade microbiana, o que consequentemente irá afetar a produção de biogás.

### 2.6.7 Nutrientes

Quando os nutrientes existentes no substrato se encontram em concentrações ideais possibilitam uma melhor estabilidade do processo de digestão anaeróbia, bem como uma maior taxa de conversão, contribuindo para a otimização da produção de CH<sub>4</sub>. Estes nutrientes podem pertencer a dois grupos, os macronutrientes e os micronutrientes.

Os macronutrientes como o azoto e o fosforo são necessários em maiores quantidades, enquanto que micronutrientes como o ferro (Fe), níquel (Ni) e o cobalto (Co) são precisos em quantidades residuais (Mehariya et al., 2018). Uma concentração excessiva poderá afetar de forma negativa o processo de DA, isto porque alguns destes elementos podem tornar-se tóxicos para as bactérias anaeróbias, inibindo a sua atividade.

## 2.7 Parâmetros operacionais para avaliação da produtividade e estabilidade do processo de DA

A avaliação da produtividade do processo de digestão anaeróbia é efetuada com o recurso a uma série de parâmetros. A produção de biogás pode ser avaliada através da taxa de produção de biogás (*gas production rate*, GPR), que reflete a quantidade de biogás produzido diariamente por unidade de volume útil do bioreator. A produção específica de biogás (*specific gas production*, SGP) ou a produção específica de bio-metano (*specific methane production*, SMP) indicam a produção obtida em função da carga de substrato alimentada ao bioreator, podendo ser expressa em termos de sólidos voláteis totais ou em carência química de oxigénio.

A estabilidade do processo de DA é analisada com recurso a dois parâmetros, o SELR e a alcalinidade. O SELR (*specific energy-loading rate*) representa a razão entre a carga orgânica alimentada diariamente ao digestor e a biomassa ativa no interior do mesmo. Quando o bioreator opera em condições de estabilidade os valores relativos a este parâmetro são inferiores a 0,4 d<sup>-1</sup> (Pinto et al., 2016).

Outro método frequentemente utilizado para avaliar a estabilidade do bioreator consiste na determinação da alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (ou dos bicarbonatos) (AB) e a alcalinidade intermédia (AI), que é calculada através da diferença entre as duas primeiras. Em condições de estabilidade do bioreator a razão AI/AB, que permite avaliar a capacidade tampão do meio, deve ser inferior a 0,3 (Martín-González et al., 2013).

## 2.8 Co-digestão anaeróbia

No contexto de economia circular, os resíduos orgânicos são considerados uma fonte de energia e nutrientes (Nguyen et al., 2020). A digestão anaeróbia de dois ou mais substratos, denominada de co-digestão, é uma opção viável para ultrapassar as desvantagens associadas à realização do processo de DA com apenas um substrato, promovendo a viabilidade económica do processo através do aumento da produção de biogás e bio-metano (Fonoll et al., 2015). Esta é uma tecnologia de interesse pois permite aumentar a eficiência de unidades de DA já existentes (Gómez et al., 2006), nomeadamente nas Fábricas de Águas.

Devido às suas características físico-químicas, a digestão anaeróbia das lamas de ETAR ou de resíduos hortofrutícolas como substrato único pode gerar a formação de substâncias inibidoras do processo. A incorporação destes dois substratos em sistemas de co-digestão anaeróbia (Co-DA) permite o seu tratamento e valorização energética. Na literatura existem diversos estudos na temática da co-digestão desenvolvidos com este tipo de substratos (Fonoll et al., 2015; Arhoun et al., 2013; Di Maria et al., 2015).

De acordo com Rabii et al. (2019) os benefícios da co-digestão passam por: (1) redução da concentração de substâncias tóxicas e inibidoras, (2) melhoria do balanço de nutrientes, (3) aumento da taxa da carga orgânica, (4) sinergia entre os microrganismos envolvidos no processo de DA, (5) é economicamente mais rentável, (6) maior produção de biogás e bio-metano por unidade de volume de digestor.

O aproveitamento de vários substratos durante a DA irá também contribuir para o ajuste dos parâmetros de controlo, como por exemplo a razão C/N, teor de humidade e o teor de nutrientes disponível na biomassa, com o intuito de melhorar a eficiência do processo (Elalami et al., 2019). Por este motivo, uma análise detalhada da composição dos diferentes substratos utilizados durante o processo de digestão anaeróbia é essencial para que seja possível determinar a proporção dos substratos mais adequada a implementar na mistura de alimentação, sem que seja comprometida a estabilidade do processo.

A aplicação de pré-tratamentos aos substratos também irá promover a otimização do processo de Co-DA. Os pré-tratamentos reduzem a natureza recalcitrante dos substratos e facilitam a etapa da hidrólise (Mehariya et al., 2018), que é amplamente considerada uma fase limitante do processo. Existem diversos tipos de pré-tratamentos que podem ser aplicados, como por exemplo, biológicos, térmicos, mecânicos e químicos. A escolha do tipo de pré-tratamento é influenciada pelas características dos substratos (Carvalho et al., 2019).

## **2.9 Substratos**

### **2.9.1 Lamas de ETAR**

O tratamento das águas residuais urbanas gera elevadas quantidades de lamas, que na sua constituição apresentam um conjunto de substâncias tóxicas como agentes patogénicos, metais pesados e contaminantes orgânicos que provocam odores e preocupações em termos de proteção do ambiente e da saúde pública (Zhen et al., 2017). Como tal, o processo de tratamento e forma de eliminação das lamas é importante para a proteção ambiental (Gherghel et al., 2019).

Os custos de operação e gastos energéticos associados ao processo de tratamento das águas residuais são bastante elevados, contudo, o tratamento das lamas resultantes desse mesmo processo representa cerca de 50% dos custos operacionais totais (Appels et al., 2008). Posto isto, existe cada vez mais a necessidade de encontrar soluções sustentáveis que permitam minimizar estes valores e que contribuam para a autossuficiência energética das unidades. Neste sentido, a produção de energia renovável sob a forma de biogás apresenta-se como uma opção viável para a redução dos custos operacionais.

A tecnologia mais utilizada no tratamento das lamas é a digestão anaeróbia, no entanto, o processo realizado nas FA tem como principal objetivo a estabilização das lamas e não a otimização da produção de biogás (Arhoun et al., 2019). A aplicação das lamas mistas como substrato único no processo de DA apresenta diversas adversidades, como por exemplo: (1) baixo potencial para a geração de bio-metano, (2) baixa razão C/N e (3) presença de metais pesados. A introdução de um co-substrato cujo potencial de geração de bio-metano é mais elevado irá promover uma maior produtividade da unidade de digestão (Elalami et al., 2019). A transformação do bio-metano em energia elétrica que poderá, posteriormente, ser utilizada na FA irá reduzir a necessidade de consumo de energia produzida externamente.

#### **2.9.1.1 Fábrica de Água de Chelas – Processo de tratamento**

As águas residuais urbanas são recolhidas e transportadas para as instalações responsáveis pelo seu tratamento através de uma rede de coletores. O processo de tratamento efetuado na Fábrica de Água de Chelas apresenta três linhas de tratamento, a linha líquida, sólida e gasosa e está apresentado na Figura 12.

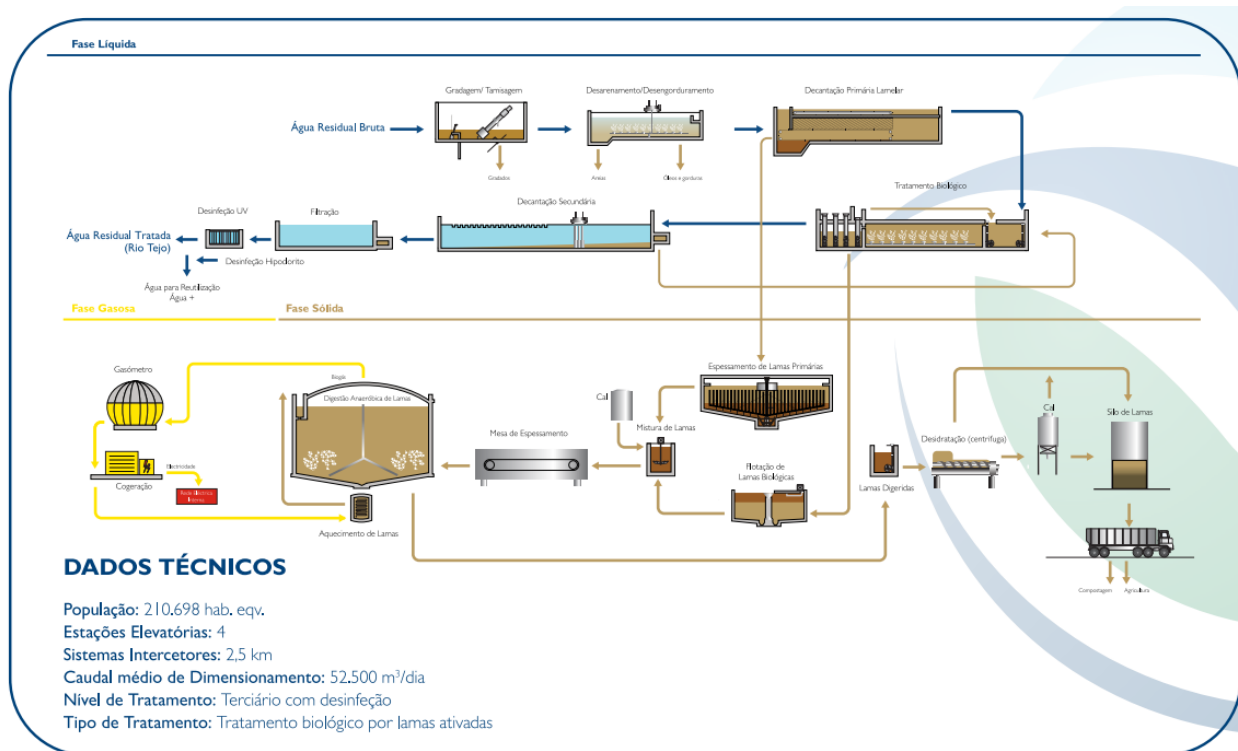


Figura 12 - Esquema do processo de tratamento efetuado na fábrica de água de Chelas  
 Fonte: Águas do Tejo Atlântico, 2020

- **Linha Líquida**

A primeira etapa da linha líquida consiste num pré-tratamento. Nesta fase a água residual passa pela câmara de gradados, desarenadores e desengorduradores, cujos objetivos são, respetivamente, remover os sólidos e partículas de maior dimensão, retirar as areias e as gorduras do afluente. O próximo passo corresponde ao tratamento primário, onde com o recurso à decantação primária são removidos os sólidos sedimentáveis através da ação da gravidade.

Durante o tratamento secundário, a água residual é encaminhada para os reatores biológicos. Nesta fase do processo é promovida a remoção da matéria orgânica suspensa ou sob a forma coloidal, através da ação microbiana. De seguida procedesse com a decantação secundária.

Na fase final da linha líquida ocorre a eliminação de contaminantes como bactérias, agentes patogénicos e excesso de nutrientes. A desinfecção do clarificado é efetuada com recurso à radiação ultravioleta. O principal objetivo do tratamento terciário é assegurar que a água cumpre os requisitos necessários para que possa ser descarregada no meio recetor natural ou para que possa ser aproveitada para outros fins, como por exemplo a rega de espaços públicos ou a lavagem de ruas.

- **Linha Sólida**

As lamas primárias e secundárias são um produto da linha líquida do tratamento e a sua formação ocorre durante a decantação primária e secundária.

Na decantação primária, como mencionado anteriormente são removidos os sólidos sedimentáveis e de maior dimensão da água residual, dando origem às lamas primárias que, posteriormente, afluem ao espessador gravítico, com o objetivo de aumentar o teor de sólidos totais. Por outro lado, as lamas secundárias ou biológicas são encaminhadas para um flotador, onde através da injeção de ar no interior tanque, as lamas ascendem à superfície de modo a facilitar a sua remoção.

De seguida, as lamas primárias espessadas (LE) juntamente com as lamas biológicas flotadas (LF) são conduzidas para um tanque de lamas mistas, posteriormente, na linha de tratamento encontra-se a mesa de espessamento onde é removida parte da água existente nas lamas mistas, o que permite elevar a concentração de sólidos das mesmas.

A última etapa da linha sólida do tratamento das águas residuais corresponde à digestão anaeróbia, que tem como principal objetivo realizar a estabilização das lamas mistas. As lamas primárias tendem a apresentar um teor mais elevado de sólidos totais e sólidos voláteis em relação às lamas secundárias (Gherghel et al., 2019) e devido à sua composição são de mais fácil degradação (Elalami et al., 2019; Li et al., 2019) o que as torna mais adequadas para o desenvolvimento do processo de DA. O estudo desenvolvido por Pinto et al. (2016) teve como objetivo determinar a proporção de LE e LF mais adequada para o desenvolvimento do processo de DA, tendo concluído por uma razão de 60LE:40LF. Na literatura é possível encontrar estudos cujos ensaios de digestão anaeróbia foram desenvolvidos nesta mesma proporção (Fonoll et al., 2015; Carvalho et al., 2019).

O processo de estabilização das lamas mistas produz um digerido, que tem como destino a valorização agronómica.

- **Linha Gasosa**

Após a finalização da linha sólida segue-se a linha gasosa do tratamento, cujo principal objetivo é a valorização do biogás na produção de energia renovável. Durante o processo de digestão anaeróbia ocorre a produção de biogás, que é posteriormente conduzido para um gasómetro e aproveitado num sistema de cogeração para que seja transformado em energia

térmica e elétrica. O aproveitamento do biogás produzido contribui para o melhoramento do balanço energético da própria instalação (Felca et al., 2018).

## 2.9.2 Bioresíduos do processamento de fruta de legumes

O desperdício alimentar ocorre em diversas fases da cadeia de abastecimento, desde a produção até ao consumidor final. Na união europeia são produzidas cerca de 88 milhões de toneladas de resíduos alimentares, o equivalente a 173 kg per capita (FUSIONS, 2016). De acordo com Zhang et al. (2013), em Portugal, cerca de 59% dos resíduos orgânicos produzidos ao nível doméstico correspondem a bioresíduos de frutas e legumes.

A produção de frutas e legumes é diretamente afetada pelo crescimento populacional e o aumento do consumo per capita. O desperdício associado a este setor chega aos 50% em algumas regiões. Se nas regiões em desenvolvimento o desperdício acontece maioritariamente nas fases do armazenamento, processamento e distribuição, o mesmo não se verifica em países desenvolvidos, onde os bioresíduos gerados na produção agrícola e por parte do consumidores assumem maiores proporções (Gustavsson et al., 2011). Nos países industrializados a produção de bioresíduos de frutas e legumes está fortemente ligada aos elevados padrões de qualidade exigidos pelos revendedores e consumidores (Esparza et al., 2020)

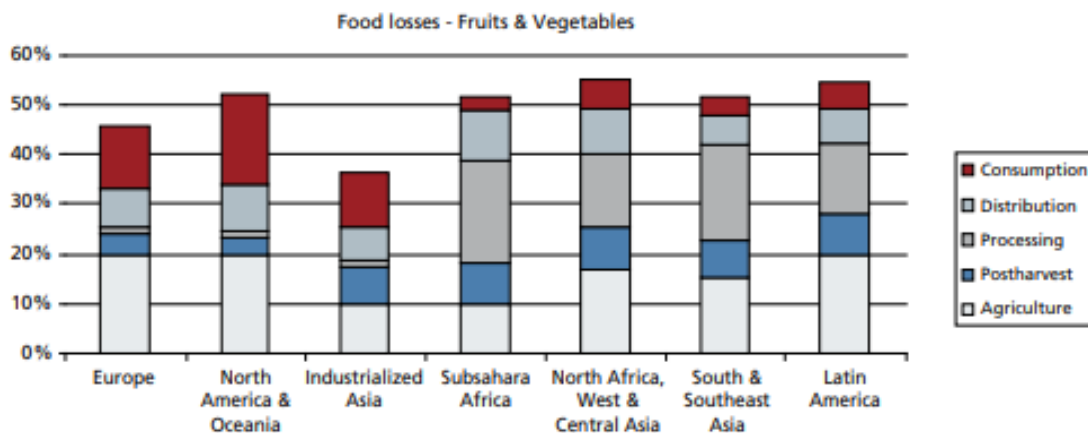


Figura 13 - Desperdício alimentar em diferentes regiões. Fonte: Gustavsson et al., 2011

Os bioresíduos de frutas e legumes apresentam um elevado conteúdo biodegradável, o que pode gerar impactos negativos no ambiente caso o seu tratamento e eliminação não sejam efetuados corretamente (Edwiges et al., 2018). Uma das alternativas à deposição de elevadas quantidades deste tipo de resíduos em aterros é a sua incorporação e valorização em processos de co-digestão (Ambrose et al., 2020).

A aplicação de pré-tratamentos a este tipo de substratos, como por exemplo um tratamento físico é benéfico para o desenvolvimento do processo, uma vez que permitem quebrar partículas agregadas e reduzir a sua dimensão (Esparza et al., 2020), facilitando a sua degradação por parte das bactérias anaeróbias.

### 2.9.2.1 Manga

A manga é fruto da mangueira (*Mangifera indica* L.), nativa do Sul e do Sudeste asiático, no entanto, é também produzida noutras regiões. A distribuição da produção deste fruto está representada na Figura 14. A produção da manga ocorre em áreas tropicais e subtropicais e esta é, atualmente, a fruta tropical mais produzida mundialmente, sendo a Índia o seu principal produtor, tendo em 2018 atingido 21,8 milhões de toneladas (FAO, 2020).

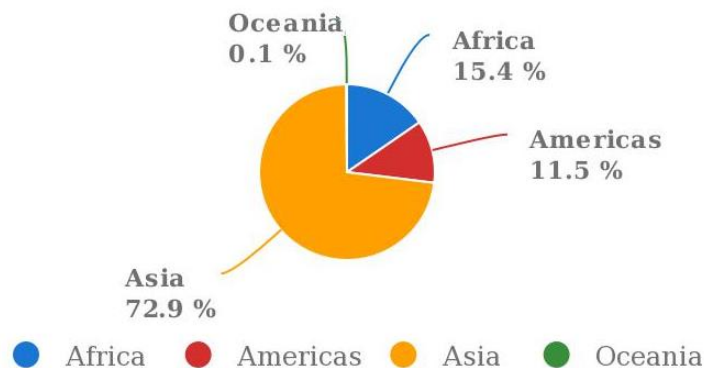


Figura 14 - Desperdício alimentar em diferentes regiões. Fonte: Gustavsson et al., 2011

Durante o processamento industrial da manga, a casca é descartada sob a forma de resíduo, tornando-se uma fonte de poluição uma vez que a sua eliminação não é efetuada de forma sustentável (Sánchez-Camargo et al., 2019).

A casca da manga representa entre 15 a 20% do peso do fruto (Ajila et al., 2008). Devido ao teor de azoto e fosforo bem como o elevado teor de humidade presente na sua composição, torna-se suscetível à degradação microbiana e consequente formação de lixiviados e emissões de GEE. Conforme mencionado anteriormente, uma das vias para a valorização deste resíduo é a sua incorporação em sistemas de co-digestão anaeróbia. A valorização energética da casca de manga em sistemas de Co-DA permite mitigar os potenciais impactos ambientais associados a este resíduo e simultaneamente promove a otimização do processo de DA.

A principal desvantagem associada a bioresíduos com estas características advém da sazonalidade da indústria do processamento da fruta, o que pode tornar difícil assegurar as mesmas condições operacionais durante longos períodos de tempo (Fonoll et al., 2015).

## **2.10 GPS-X**

O programa GPS-X, desenvolvido por uma empresa canadiana, Hydromantis, permite replicar o tratamento realizado nas estações de tratamento de águas residuais. Através do recurso a uma série de modelos matemáticos, é possível ajustar diversos parâmetros de operação com o objetivo de otimizar todo o processo, possibilitando uma melhor gestão e controlo do processo de tratamento desenvolvido nas FA. Ferramentas desta natureza são, cada vez mais, consideradas fundamentais no planeamento, desenvolvimento e conceção de infraestruturas de tratamento de águas residuais.

Nas últimas décadas foram desenvolvidos diversos modelos matemáticos que permitem simular o comportamento e condições operacionais do processo de digestão anaeróbia. O modelo desenvolvido pela International Water Association (IWA), ADM1, é considerado um dos modelos mais avançados, contudo, é um modelo bastante complexo.

Existem diversos modelos matemáticos disponíveis no programa GPS-X, que permitem modelar as diversas fases do tratamento das águas residuais. Tendo em conta a temática desta dissertação, o modelo escolhido foi o MantisAD, uma versão mais simplificada do ADM1, que permite simular o processo de DA através das caracterizações físico-químicas dos substratos e das condições operacionais delineadas no planeamento experimental dos ensaios de DA. Copp et al. (2005) concluíram que o modelo MantisAD quando é aplicado a uma instalação de grande escala é capaz de prever de forma precisa a produção de biogás esperada.

O modelo matemático assume as etapas da hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese na degradação da matéria orgânica. São considerados, em termos cinéticos, dois “caminhos” para a conversão do substrato em bio-metano durante o processo de DA. Na Tabela 15 está representada, esquematicamente, a desintegração da matéria orgânica descrita pelo modelo matemático MantisAD.

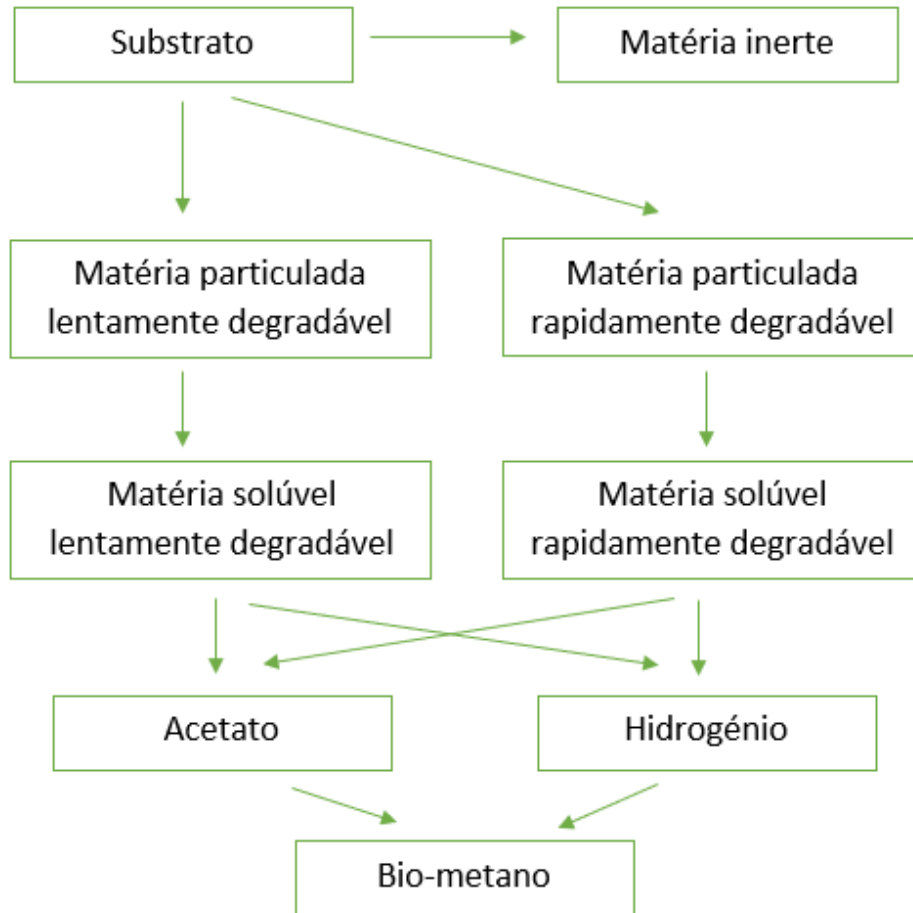


Figura 15 – Ilustração esquemática da conversão de matéria orgânica assumida pelo modelo MantisAD durante o processo de DA. Adaptado de Copp et al., 2005.

### 3. Materiais e Métodos

#### 3.1 Origem dos substratos

##### 3.1.1 As lamas espessadas e flotadas

As lamas utilizadas durante o desenvolvimento das atividades laboratoriais são provenientes da Fábrica de Água de Chelas. Esta instalação foi concebida para receber as águas residuais de 210.698 habitantes-equivalentes (HE), ao que corresponde um caudal médio de 52.500 m<sup>3</sup>/dia. A FA de Chelas pertence às Águas do Tejo Atlântico, a entidade responsável pela gestão e exploração do sistema multimunicipal de saneamento das águas residuais da área da Grande Lisboa e Oeste.



Figura 16 - Fábrica de Água de Chelas. Fonte: Águas do Tejo Atlântico, 2020

As águas residuais são recolhidas e conduzidas para a fábrica de água, onde sofrem uma série de tratamentos até que a água esteja pronta para ser descarregada no meio recetor natural. As lamas espessadas e flotadas são um produto desse mesmo tratamento.

À chegada à FA as águas residuais começam por passar por um pré-tratamento para que sejam removidos os sólidos de maior dimensão. De seguida, no tratamento primário ocorre a decantação primária, onde são removidas as partículas sedimentáveis. Deste processo resultam as lamas primárias que são posteriormente encaminhadas para um espessador gravítico, dando

origem às lamas espessadas (LE) utilizadas na atividade experimental. A fração líquida resultante do tratamento primário prossegue para o tratamento biológico.

Durante o tratamento secundário (processo biológico) dá-se a degradação da matéria orgânica suspensa sob a forma coloidal, a atuação dos microrganismos promove o aumento da dimensão das partículas existentes no afluente. De seguida, na decantação secundária são geradas as lamas ativadas, que são conduzidas para o tanque de flotação, de onde provém as lamas flotadas (LF). O clarificado derivado do tratamento secundário continua na linha líquida até que atinja a qualidade exigida.

A quantidade e características das lamas produzidas está diretamente relacionada com a composição da água residual que afluí à FA, tipo de tratamento efetuado nas instalações e condições meteorológicas. Após a recolha das lamas espessadas e flotadas, estas eram entregues no ISA e armazenadas a uma temperatura de 4°C.

### **3.1.2 Casca de manga**

O co-substrato utilizado durante os ensaios laboratoriais foi um “licor” de casca de manga (LCM). A casca de manga usada na preparação do co-substrato foi fornecida por pessoas singulares que após o consumo da manga, disponibilizaram os bioresíduos de forma a que estes fossem incorporados nos ensaios.

## **3.2 Planeamento e delineamento dos ensaios de co-digestão anaeróbia**

As atividades experimentais desenvolvidas ao abrigo desta dissertação permitiram dar continuidade ao trabalho desenvolvido na unidade laboratorial do ISA. Os ensaios de co-digestão apresentados neste documento terão como referência os resultados previamente obtidos durante a realização de ensaios de mono-digestão, que utilizaram como substrato único as lamas mistas provenientes da FA de Chelas. Os ensaios de referência foram desenvolvidos em condições operacionais semelhantes às dos ensaios de Co-DA (mesmo tempo de retenção hidráulico), a mistura das lamas mistas foi preparada com a mesma proporção (60LE:40LF) e o pré-tratamento aplicado ao fluxo de alimentação foi também igual.

Para os dois ensaios de co-digestão a realizar foi definido um TRH de 15 dias. A atividade experimental durou um total de 90 dias, tendo sido iniciada no dia 2 de junho de 2020 e terminado a 31 de agosto do mesmo ano. Cada ensaio teve uma duração de 45 dias, uma vez que foram realizados três ciclos para cada ensaio.

Para o desenvolvimento do primeiro ensaio de co-digestão, denominado de Co-DA T1, foi definida uma proporção de 90% de lamas mistas (LM) e 10% de licor de casca de manga (LCM). Durante o segundo ensaio, Co-DA T2, a percentagem de incorporação do co-substrato foi aumentada para um total de 20%.

Estes ensaios tiveram como principal objetivo determinar se a incorporação de um co-substrato, em diferentes proporções, permite o aumento da produção de biogás e bio-metano sem comprometer a estabilidade do processo. O delineamento experimental está ilustrado na Figura 17, onde se incluí o cronograma temporal dos ensaios realizados.

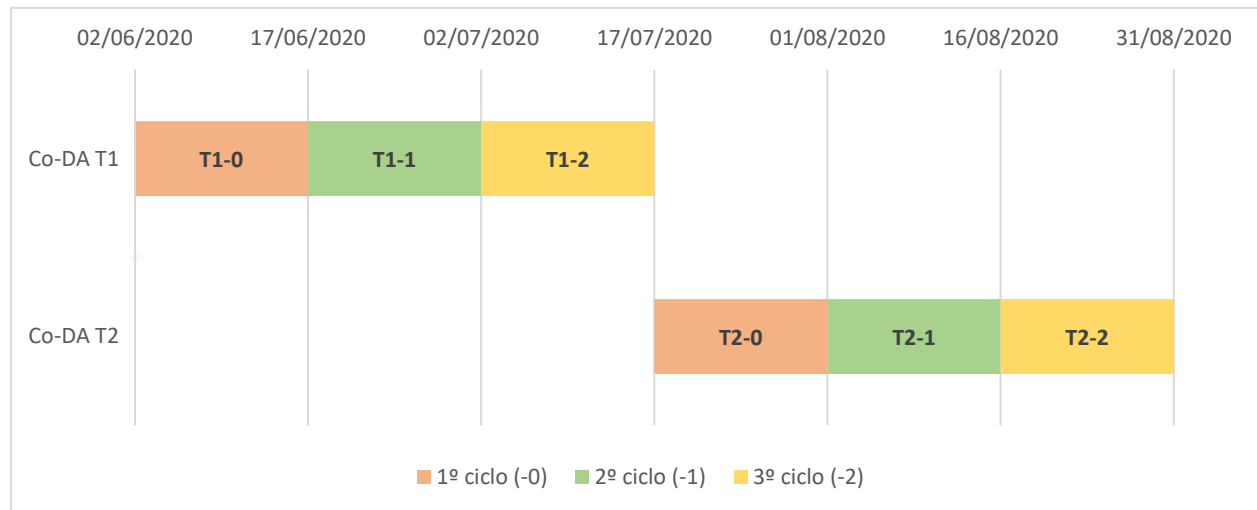


Figura 17 - Delineamento dos ensaios experimentais de co-digestão anaeróbia.

### 3.3 Preparação das amostras

#### 3.3.1 Licor de casca de manga

O licor utilizado como co-substrato no decorrer dos ensaios foi preparado a partir da casca da manga. A preparação desta amostra segue os seguintes passos:

1. Primeiramente a casca da manga é cortada em pedaços de pequenas dimensões, de modo a facilitar a sua trituração.
2. A casca da manga é pesada e é determinada a quantidade de água a adicionar, numa proporção pré-definida de 100g de casca de manga para 400mL de água.
3. A mistura é colocada numa liquidificadora durante dois minutos (P=400W).
4. Com o auxílio de um crivo de 2mm, são retirados os pedaços de maior dimensão que não foram bem processados na etapa anterior.

5. Por fim, o licor de manga é armazenado e colocado num frigorífico a uma temperatura de 4°C



Figura 18 - Visualização da preparação do Licor de Casca de Manga

### 3.3.2 Lamas mistas

A amostra das lamas mistas foi preparada a partir das lamas primárias espessadas e das lamas biológicas flotadas, recolhidas e transportadas para o laboratório do ISA pelos operadores da FA de Chelas. Esta amostra é preparada numa proporção de 60LE:40LF (v:v).

### 3.3.3 Mistura de alimentação

A preparação da mistura de alimentação diferiu nos dois ensaios experimentais. No ensaio de Co-DA T1, a mistura de alimentação foi preparada numa proporção de 90LM:10LCM, enquanto que para o ensaio de Co-DA T2, a razão foi de 80LM:20LCM.

Após a preparação da mistura, procedia-se à aplicação de um pré-tratamento mecânico, que consistia na agitação da mistura de alimentação durante 10 minutos a uma velocidade de 1300 rpm. Esta etapa do pré-tratamento permite incorporar o LCM e ao mesmo tempo separar

algumas partículas existentes no fluxo de alimentação, promovendo uma maior biodisponibilidade dos substratos mais difíceis de degradar aos microrganismos anaeróbios.

### 3.4 Caracterização físico-química das amostras

Foi estabelecido um plano de monitorização para a realização de diversas análises físico-químicas ao longo dos ensaios experimentais, que permitiram controlar o processo de Co-DA. As caracterizações físico-químicas dos substratos (LM e LCM) bem como da mistura de alimentação e dos respetivos digeridos são indicadores chave para uma melhor compreensão dos resultados obtidos e respetiva discussão. As análises foram efetuadas de acordo com as normas definidas em *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2017).

No caso das LM, LCM e mistura de alimentação foram determinados os seguintes parâmetros:

- pH e condutividade elétrica (CE,  $\text{ms cm}^{-1}$ ),
- Sólidos totais (ST,  $\text{gL}^{-1}$ ) e sólidos voláteis totais (SVT,  $\text{gL}^{-1}$ ),
- Sólidos dissolvidos totais (SDT,  $\text{gL}^{-1}$ ) e sólidos dissolvidos voláteis totais (SDVT,  $\text{gL}^{-1}$ ),
- Sólidos suspensos totais (SST,  $\text{gL}^{-1}$ ) e sólidos suspensos voláteis totais (SSVT,  $\text{gL}^{-1}$ ),
- Carência química em oxigénio bruto (CQO<sub>B</sub>,  $\text{gL}^{-1}$ ) e a carência química em oxigénio solúvel (CQO<sub>S</sub>,  $\text{gL}^{-1}$ ),
- Azoto Kjeldahl (N<sub>k</sub>,  $\text{gL}^{-1}$ ) e azoto amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>,  $\text{gL}^{-1}$ ),
- Carbono orgânico (C<sub>org</sub>,  $\text{gL}^{-1}$ ),
- Razão C/N.
- No caso do licor de manga, foi também determinado o teor de sólidos solúveis (°Brix)

As amostras do digerido foram recolhidas todos os dias durante uma semana, desta forma seriam mais representativas dos ciclos. Para caracterizar esta amostra foram realizadas as análises acima referidas, excetuando o CQO<sub>S</sub>. Para a caracterização do digerido foram adicionados os seguintes parâmetros:

- Alcalinidade total ( $\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$ ), alcalinidade em bicarbonatos ( $\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$ ) e a alcalinidade intermédia ( $\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$ ),

- Razão (AI/AB) ( $\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$ ). Este parâmetro permite avaliar a estabilidade do processo no interior do reator.
- SELR ( $\text{d}^{-1}$ ), este parâmetro permite analisar a estabilidade do processo.

### 3.5 Os ensaios laboratoriais de Co-DA

#### 3.5.1 A unidade laboratorial

A unidade laboratorial do ISA está equipada com um reator de mistura completa (CSTR), cujo volume total é de 16L e o útil de 11,3L, a diferença corresponde ao volume ocupado pelo biogás libertado durante o processo de digestão anaeróbia.

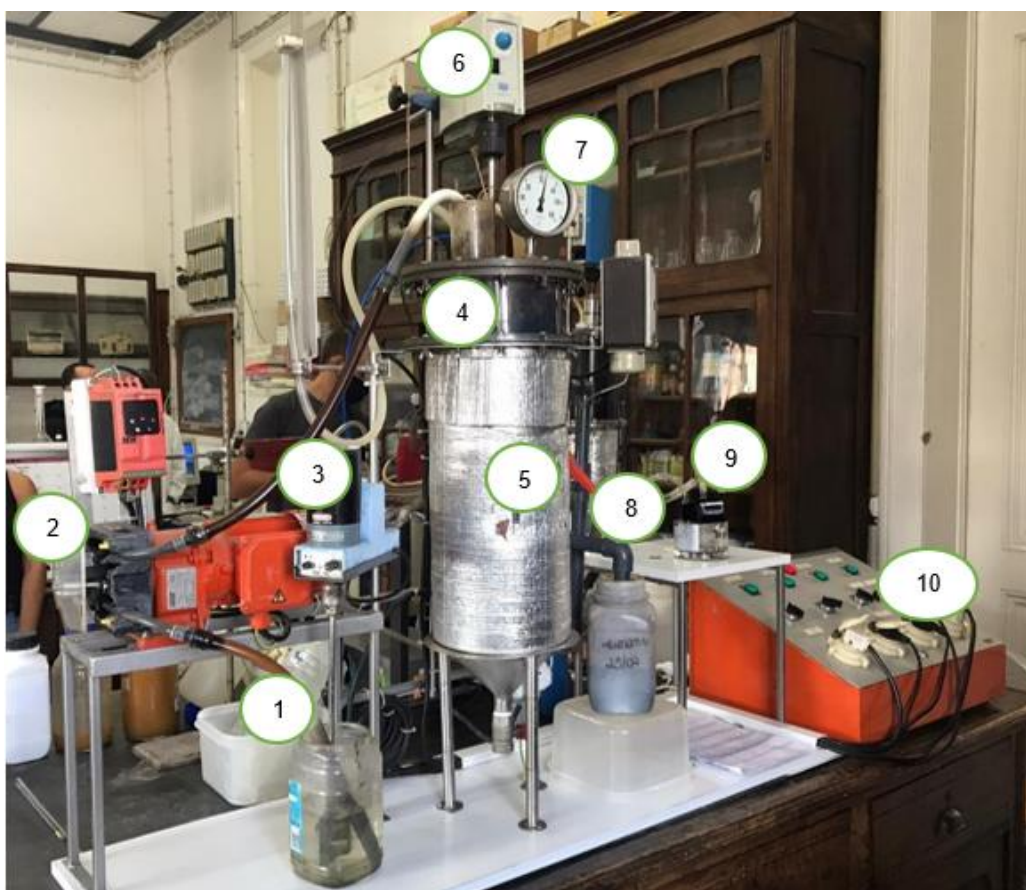


Figura 19 - Esquema da unidade de digestão anaeróbia

O equipamento está representado na Figura 19 e apresenta os seguintes componentes: (1) reservatório de armazenamento da mistura de alimentação, (2) bomba de alimentação, (3) agitador da mistura de alimentação, (4) reator (CSTR), (5) manta de aquecimento, (6) agitador do digester, (7) termostato, (8) reservatório de armazenamento do digerido, (9) contador do biogás e (10) painel de controlo.

### 3.5.1.1 Biogás

Um passo importante no desenvolvimento dos ensaios foi o registo das leituras do biogás, que permitem determinar a sua composição. A medição do biogás foi realizada semanalmente e o analisador (LMSxi Multifunction Landfill Gas Analyser) utilizado está representado na Figura 20. Os resultados obtidos para os gases de maior importância como o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) são expressos em percentagem. Os resultados relativos ao sulfureto de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) são expressos em ppm (partes por milhão).

Na Figura 20 está também ilustrado um saco Tedlar com capacidade de 100L que permite o armazenamento do biogás produzido durante os ensaios.



Figura 20 - Medidor de qualidade do biogás e o respetivo saco de armazenamento.

### 3.5.2 Desenvolvimento e monitorização dos ensaios laboratoriais

Para a realização dos ensaios foi definido que o regime de alimentação do bioreator fosse efetuado apenas nos dias úteis. O regime utilizado é importante para a determinação do volume de alimentação diário, uma vez que este é calculado em função do volume útil do reator e o número de cargas efetuadas ao longo dos 15 dias que correspondem o TRH previamente definido. Antes de se proceder com a alimentação, o conteúdo no interior do digestor era agitado durante alguns minutos de modo a promover a sua homogeneização. Seguidamente era efetuada a alimentação do bioreator, mantendo-se a agitação para promover o contacto entre o fluxo de alimentação e a biomassa microbiana. Simultaneamente dá-se a saída do fluxo de digerido, que era recolhido para que posteriormente fossem realizadas as respetivas análises físico-químicas. Os ensaios foram desenvolvidos num regime mesófilo, pelo que a temperatura do bioreator foi controlada e mantida a uma temperatura de  $34 \pm 1$  °C.

A medição do pH e condutividade elétrica (CE) da mistura de alimentação e do digerido foi realizada todos os dias úteis. Outras atividades que eram efetuadas diariamente consistiam no registo da temperatura do bioreator e a leitura do contador de biogás, de modo a que fosse obtida a produção média diária de biogás ao longo dos diferentes ciclos.

### 3.6 Parâmetros operacionais de avaliação da estabilidade e desempenho do processo de Co-DA

De forma a avaliar a estabilidade e o desempenho dos diferentes ciclos foram determinados os seguintes parâmetros:

- Taxa de produção de biogás e bio-metano (*Gas production rate*, GPR)
  - $GPR_{\text{Biogás}}$  ( $\text{mL L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$ ) e  $GPR_{\text{CH}_4}$  ( $\text{mL L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$ )
- Taxa de carga orgânica (*Organic loading rate*, OLR)
  - $OLR$  ( $\text{g SVT L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$ ) e  $OLR$  ( $\text{g CQO}_B \text{ L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$ )
- Produção específica de biogás (*Specific gas production*, SGP)
  - $SGP$  ( $\text{mL g}^{-1}\text{SVT}$ ) e  $SGP$  ( $\text{mL g}^{-1}\text{CQO}_B$ )
- Produção específica de bio-metano (*Specific methane production*, SMP)
  - $SMP$  ( $\text{mL CH}_4 \text{ g}^{-1}\text{SVT}$ ) e  $SMP$  ( $\text{mL CH}_4 \text{ g}^{-1}\text{CQO}_B$ )

A determinação destes parâmetros possibilita uma análise comparativa entre os diferentes ciclos. Para além de permitir uma avaliação em função da produção média diária de biogás (GPR), é também possível fazê-lo através da SGP ou SMP, que representam a quantidade de biogás e bio-metano produzido em função da carga de alimentação média expressa em termos de SVT ou  $\text{CQO}_B$ .

### 3.7 Análise estatística dos resultados

Os resultados obtidos no decorrer das atividades experimentais serão apresentados mediante das respetivas médias e desvios-padrões.

### 3.8 MantisAD

O modelo matemático MantisAD, inserido no programa GPS-X, permite estimar a produção de biogás esperada durante os diferentes ciclos. Para tal acontecer é necessário introduzir no programa as condições operacionais definidas no delineamento das atividades experimentais, bem como a caracterização físico-química das misturas de alimentação. Após a conclusão de cada atividade experimental, os resultados obtidos foram comparados com a

previsão do modelo MantisAD. Esta análise é feita de forma minuciosa, uma vez que os modelos matemáticos não permitem prever certas anomalias que podem ocorrer durante a realização das atividades experimentais.

Na Tabela 1 são apresentados os inputs introduzidos no *software* e os outputs considerados no desenvolvimento deste trabalho. É importante mencionar que o modelo matemático tem em consideração outros parâmetros para além dos indicados, no entanto, para essas variáveis foram considerados os valores padrão do próprio modelo. É de realçar a importância do parâmetro CQO (carência química de oxigénio), uma vez que os balanços de massa efetuados pelo modelo MantisAD são baseados nesta unidade.

Tabela 1 – Inputs e Outputs do programa GPS-X.

	Variável	Simbologia	Unidades
<b>INPUTS</b>	CQO <sub>B</sub>	cod	g CQO/m <sup>3</sup>
	SST	x	g/m <sup>3</sup>
	N <sub>k</sub>	tkn	g N/m <sup>3</sup>
	CQO <sub>x</sub> /SSVT	icv	g COD/g VSS
	Razão NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /N <sub>k</sub>	fnh	---
	Razão SSVT/SST	ivt	g VSS/g TSS
	pH	---	---
	Caudal	---	L/dia
	Volume máximo (volume útil do bioreator)	vm	L
	Volume da fase gasosa (biogás)	vg	L
	Temperatura	temp	°C
		<i>Pumped flow control</i>	
<b>OUTPUTS</b>	Produção cumulativa de biogás		L

## 4. Resultados e Discussão

### 4.1 Variabilidade da caracterização físico-química das lamas mistas, licor de manga e mistura de alimentação

As Figuras 21, 22 e 23 apresentam o teor de sólidos voláteis totais observado nos respectivos substratos e na mistura de alimentação ao longo dos diferentes ciclos realizados.

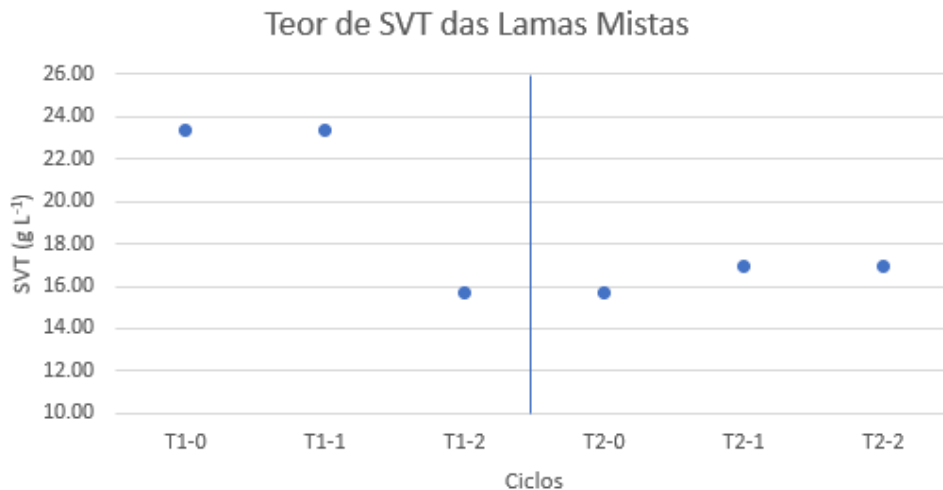


Figura 21 - Teor de SVT nas Lamas Mistas ao longo dos ensaios experimentais.

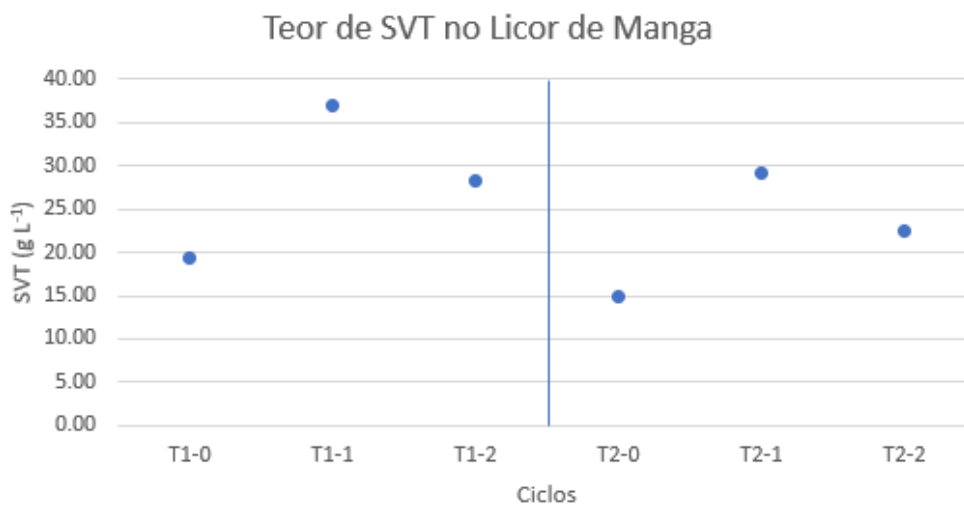


Figura 22 - Teor de SVT no Licor de Casca de Manga ao longo dos ensaios experimentais.

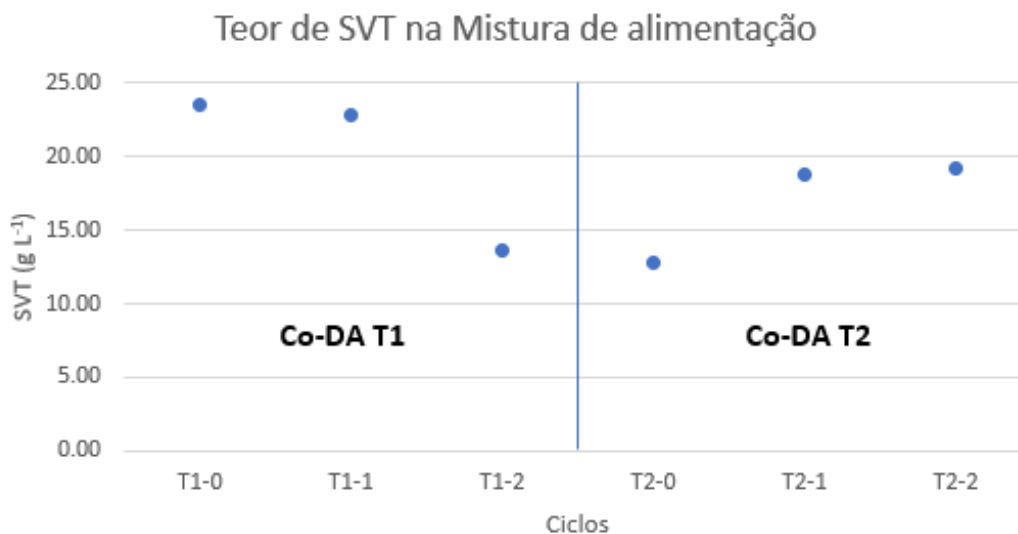


Figura 23 - Teor de SVT na mistura de alimentação ao longo dos ensaios experimentais.

O teor em sólidos voláteis totais das amostras está correlacionado com a matéria orgânica existente no substrato e é um parâmetro fulcral para o bom desenvolvimento dos ensaios de digestão anaeróbia. Uma análise dos gráficos permite concluir que as amostras utilizadas apresentaram, ao longo dos ensaios, uma variabilidade relativamente ao teor de SVT. No caso das lamas mistas a caracterização foi de  $20,81 \pm 3,64 \text{ gL}^{-1}$  para o ensaio T1 e  $16,52 \pm 0,61 \text{ gL}^{-1}$  para o ensaio T2, uma diferença na ordem dos 21%. Para os diferentes licores de casca de manga preparados ao longo da atividade experimental foi observado um teor de sólidos voláteis totais de  $28,14 \pm 7,21 \text{ gL}^{-1}$  e  $22,21 \pm 5,85 \text{ gL}^{-1}$  nos ensaios T1 e T2, o que corresponde a uma disparidade de 21%. Estes valores revelam que o licor de casca manga contém um teor em sólidos voláteis totais 35% superior ao das lamas mistas no primeiro ensaio e de 34% no segundo ensaio.

As diferenças verificadas nas LM podem estar associadas a diversos fatores, como uma alteração na composição das águas residuais que afluem à FA ou até mesmo alterações meteorológicas verificadas durante o período em que decorreram os ensaios experimentais. Por outro lado, os licores foram preparados a partir de cascas de manga de diferentes variedades e origens, o que pode justificar a variabilidade observada no teor de sólidos voláteis do co-substrato.

A variabilidade das características físico-químicas do substrato e co-substrato gerou, naturalmente, oscilações na composição das misturas de alimentações preparadas para os diferentes ciclos, sendo que existe uma maior influência das lamas mistas uma vez que é o

substrato com uma maior proporção no fluxo da mistura de alimentação. Uma análise das Figuras 21 e 23 permite observar uma semelhança entre os perfis de ambos os gráficos. O teor de SVT dos ciclos cujas misturas de alimentação foram preparadas a partir das mesmas lamas mistas apresentam uma maior conformidade entre si.

Relativamente às misturas de alimentação foi observado um teor de SVT de  $19,96 \pm 4,49$  gL<sup>-1</sup> para T1, enquanto que para T2 esse valor foi de  $16,90 \pm 2,93$  gL<sup>-1</sup>.

## 4.2 Caracterização físico-química das amostras de LM, LCM e Misturas de alimentação

A caracterização físico-química das amostras de LM, LCM e misturas de alimentação está apresentada na Tabela 1.

Tabela 2 - Caracterização físico-química do fluxo de alimentação utilizado nos diferentes ensaios experimentais.

	Ensaio de Co-Digestão T1			Ensaio de Co-Digestão T2		
	Lamas Mistas	Licor de Manga	Mistura de Alimentação	Lamas Mistas	Licor de Manga	Mistura de Alimentação
<b>pH</b>	6,25 ± 0,29	3,94 ± 0,68	5,33 ± 0,33	5,94 ± 0,51	3,98 ± 0,37	5,46 ± 0,39
<b>CE (ms cm<sup>-1</sup>)</b>	1,48 ± 0,29	1,52 ± 0,10	2,68 ± 0,79	2,52 ± 1,02	1,18 ± 0,14	2,37 ± 0,53
<b>ρ (kg/ m<sup>3</sup>)</b>	968 ± 25	984 ± 3	1001 ± 17	1025 ± 66	974 ± 17	1002 ± 43
<b>ST (gL<sup>-1</sup>)</b>	25,00 ± 4,53	29,41 ± 7,35	23,83 ± 5,37	20,02 ± 1,01	23,26 ± 5,95	19,84 ± 3,43
<b>SVT (gL<sup>-1</sup>)</b>	20,81 ± 3,64	28,14 ± 7,21	19,96 ± 4,49	16,52 ± 0,61	22,21 ± 5,85	16,90 ± 2,93
<b>SVT/ST (%)</b>	83	96	84	83	95	85
<b>SDT (gL<sup>-1</sup>)</b>	1,36 ± 0,31	21,99 ± 6,64	4,60 ± 2,37	2,58 ± 1,17	17,47 ± 6,28	5,34 ± 1,43
<b>SDVT (gL<sup>-1</sup>)</b>	0,56 ± 0,21	20,86 ± 6,51	3,19 ± 2,04	1,23 ± 0,68	16,66 ± 6,20	4,01 ± 1,19
<b>SST (gL<sup>-1</sup>)</b>	23,64 ± 4,22	7,43 ± 1,62	19,23 ± 5,10	17,44 ± 0,16	5,80 ± 0,92	14,50 ± 2,45
<b>SSVT (gL<sup>-1</sup>)</b>	20,25 ± 3,43	7,29 ± 1,63	16,76 ± 4,09	15,29 ± 0,07	5,55 ± 1,07	12,89 ± 2,13
<b>CQO<sub>B</sub> (gL<sup>-1</sup>)</b>	---	---	35,13 ± 8,08	---	---	28,67 ± 5,20

<b>CQO<sub>s</sub> (gL<sup>-1</sup>)</b>	---	---	6,15 ± 2,59	---	---	5,54 ± 3,17
<b>CQO<sub>s</sub>/CQO<sub>B</sub> (%)</b>	---	---	18	---	---	22
<b>N<sub>k</sub> (gL<sup>-1</sup>)</b>	1,67 ± 0,30	0,45 ± 0,13	1,50 ± 0,34	1,33 ± 0,05	0,33 ± 0,09	1,14 ± 0,15
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (gL<sup>-1</sup>)</b>	0,48 ± 0,12	0,03 ± 0,01	0,39 ± 0,08	0,23 ± 0,06	0,02 ± 0,01	0,13 ± 0,04
<b>Corg (gL<sup>-1</sup>)</b>	12,07 ± 2,11	16,32 ± 4,18	11,57 ± 2,61	9,58 ± 0,35	15,00 ± 1,94	9,80 ± 1,70
<b>C/N</b>	7	36	8	7	46	9
<b>Teor de sólidos solúveis (°Brix)</b>		3,4			2,4 ± 0,20	

Uma análise comparativa entre o substrato e o co-substrato permite concluir que apresentam caracterizações físico-químicas distintas. Os valores de pH observados para ambos os substratos estão coerentes com a literatura, uma vez que o pH das lamas mistas está mais perto da neutralidade, enquanto que os bioresíduos de frutas e legumes apresentam um pH mais ácido (Arhoun et al., 2019; Santos et al., 2020). A análise dos valores do pH das misturas de alimentação indica que são ligeiramente inferiores aos valores recomendados para o processo de DA (Elalami et al., 2019), no entanto, os digeridos apresentaram um pH de  $7,08 \pm 0,15$  para T1 e  $6,87 \pm 0,1$  para T2, o que demonstra a capacidade tampão do meio, uma vez que o pH no interior do bioreator permaneceu na gama de valores indicadores da estabilidade do processo (Lin et al., 2011; Carvalho et al., 2019). Os valores referentes ao pH estão representados no gráfico da Figura 24.

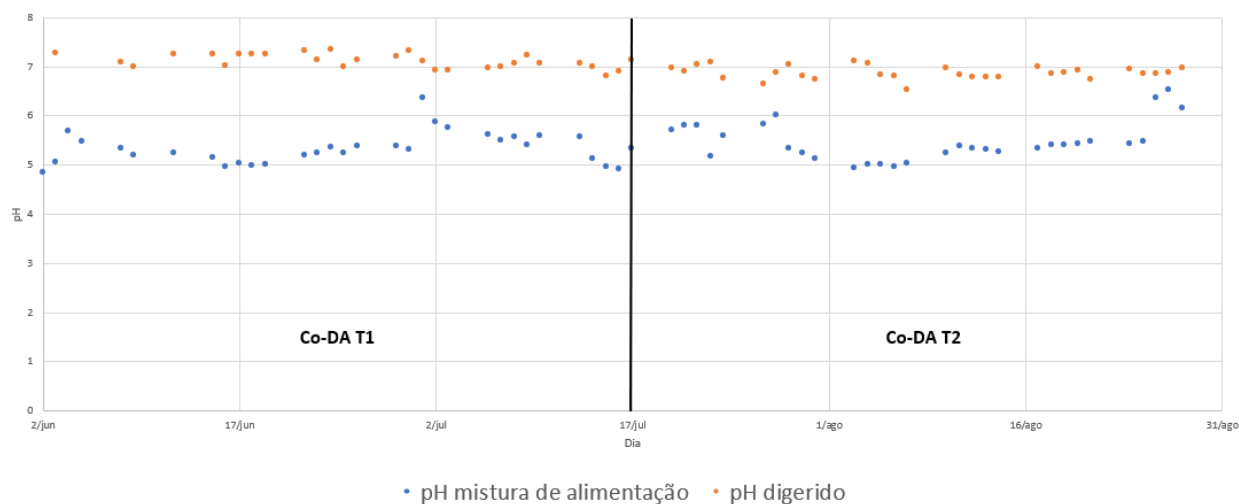


Figura 24 - Evolução do pH da mistura de alimentação e digerido ao longo dos ensaios experimentais.

No que concerne à razão C/N o LCM apresentou, para T1 e T2, valores cerca de 5 vezes e 6,5 vezes superior às LM. Esta diferença observada é muito interessante para a otimização deste parâmetro, uma vez que um dos principais objetivos da co-digestão é melhorar a razão C/N do fluxo de alimentação (Carvalho et al., 2019).

Para o ensaio T1 a mistura de alimentação apresentou uma razão C/N de 8, enquanto que para T2 foi verificada uma ligeira melhoria, tendo o valor aumentado para 9. O acréscimo observado neste parâmetro deve-se, por isso, à maior taxa de incorporação do LCM. A gama ótima de valores para a razão C/N é de 20 a 30 (Arhoun et al., 2019), o que significa que apesar do aumento de 12,5% verificado entre o ensaio T1 e T2, os valores para este parâmetro continuaram aquém do desejado.

Relativamente ao teor de SVT, e conforme analisado no ponto 4.1, o LCM apresenta um conteúdo orgânico superior quando comparado com as LM, facto que pode ser comprovado pelo parâmetro SVT/ST, tendo o LCM apresentado valores de 95% e 96%, resultados semelhantes ao obtidos por Santos et al. (2020) para bioresíduos de frutas. Analisando os valores expressos na Tabela 2 é possível observar que para a mistura de alimentação de T1 a razão SVT/ST foi de 84%, o que representa um crescimento de apenas 1% face aos 83% verificados nas LM. No ensaio T2 esta razão foi de 85%, o que representa um aumento de 2% em relação às LM (83%). O crescimento observado indica uma melhoria no potencial de transformação orgânica.

A razão  $CQO_s/CQO_B$  é considerada um bom indicador da biodisponibilidade da matéria orgânica para uma maior taxa de crescimento da biomassa microbiana, sendo por isso desejável que este valor seja o mais elevado possível. Os ensaios de co-digestão T1 e T2 apresentaram para esta variável, respetivamente, 18% e 22%. O aumento da biodisponibilidade da matéria orgânica no ensaio T2 face a T1 é justificada pela maior taxa de incorporação do LCM.

Os resultados aqui apresentados reforçam a ideia de que os teores mais elevados de  $CQO_B$ , ST e SVT verificados no co-substrato asseguram um maior conteúdo orgânico biodegradável à mistura de alimentação, tornando-a mais adequada ao processo de DA (Ambrose et al., 2020).

### 4.3 Avaliação da estabilidade e desempenho do processo de Co-DA ao longo dos ensaios experimentais

#### 4.3.1 Validação dos resultados experimentais

Na Figura 25 está representada a produção diária de biogás em ambos os ensaios experimentais.

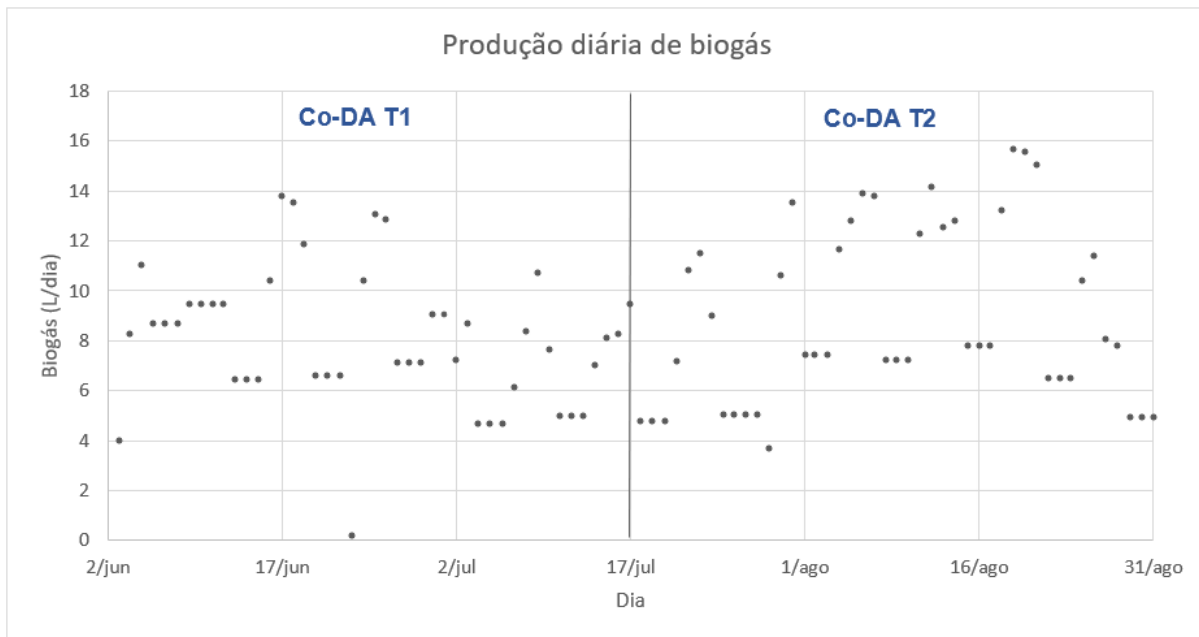


Figura 25 - Produção diária de biogás ao longo dos ensaios experimentais

No ensaio designado por Co-DA T1 foi registada uma produção diária de  $8,01 \pm 0,83$   $L_{\text{Biogás}} d^{-1}$ , enquanto que, no segundo ensaio de co-digestão, onde a mistura de alimentação foi preparada com 20% de LCM foi obtida uma produção de  $8,95 \pm 1,30$   $L_{\text{Biogás}} d^{-1}$ . Estes resultados revelam um aumento de cerca de 12% na produção diária de biogás aquando de uma maior incorporação do co-substrato. O crescimento observado no ensaio T2 face a T1 é coerente com o que foi discutido na análise das caracterizações físico-químicas das respetivas misturas de alimentação. O substrato alimentado no segundo ensaio apresentou, de facto, uma maior biodisponibilidade da matéria orgânica, o que contribuiu para uma maior produção de biogás.

Na Figura 25 é possível constatar que existem dias consecutivos que apresentam produções diárias de biogás iguais. Estes registos correspondem aos fins de semana ou feriados, dias em que não foram efetuadas alimentações ao bioreator.

No final de cada atividade procedeu-se com a comparação entre os resultados obtidos experimentalmente e os calculados pelo modelo matemático. Através da caracterização físico-

química das diferentes misturas de alimentação, o modelo MantisAD permitiu obter a produção de biogás cumulativa esperada para cada ciclo.

As Figura 26, 27 e 28 apresentam a produção cumulativa de biogás obtida experimentalmente e a produção prevista pelo modelo matemático nos diferentes ciclos do ensaio T1. Os valores experimentais estão representados pelos pontos e a produção esperada pelo modelo MantisAD está evidenciada pela linha contínua.

É importante realçar que a alimentação do bioreator foi efetuada apenas nos dias úteis, no entanto, o programa pressupõe um regime contínuo, ou seja, que as alimentações foram efetuadas todos os dias. Esta diferença não apresenta qualquer influência na comparação entre a produção cumulativa de biogás calculada pelo modelo e aquela obtida experimentalmente porque as misturas de alimentação foram preparadas de forma a compensar o défice esperado durante o fim de semana, deste modo, os resultados obtidos pelo programa GPS-X e os registados a nível laboratorial são obtidas com base na mesma quantidade de substrato.

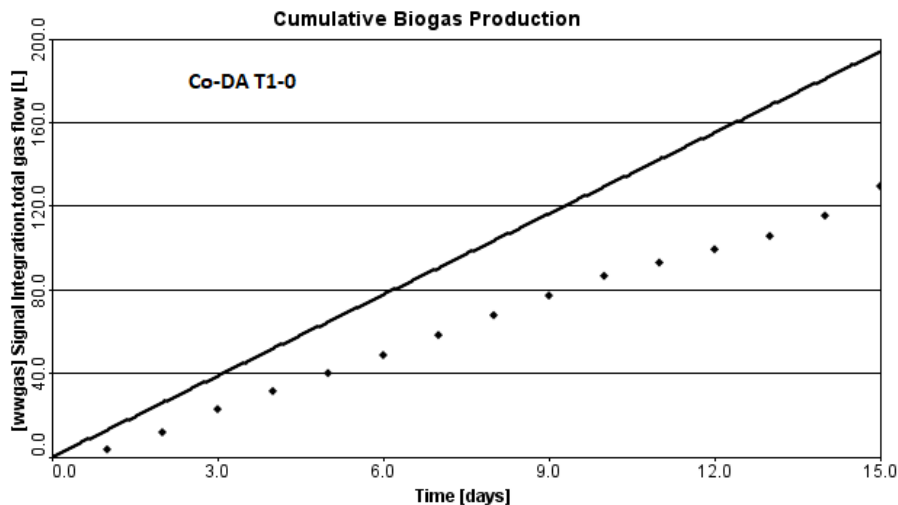


Figura 26 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T1-0

No ciclo T1-0 a produção cumulativa de biogás foi de 130L face aos 194L previstos pelo modelo, esta diferença revela que a matéria orgânica presente na mistura de alimentação não foi totalmente degradada. O modelo matemático MantisAD pressupõe que o bioreator se encontra em estado estacionário (“*steady-state*”), no entanto, esta condição não se verificou no ciclo T1-0. Antes do início dos ensaios de co-digestão e devido ao confinamento imposto pela pandemia causada pelo vírus SARS-CoV-2, o bioreator esteve a funcionar em regime de *batch*, sendo que essa alimentação foi efetuada apenas com lamas mistas. O regime de *batch* provocou uma diminuição na população bacteriana no interior do biodigestor, o que consequentemente originou

uma produção de biogás abaixo do expectável no ciclo T1-0. Neste sentido, este ciclo contribuiu para a adaptação do consórcio bacteriano à nova mistura de alimentação.

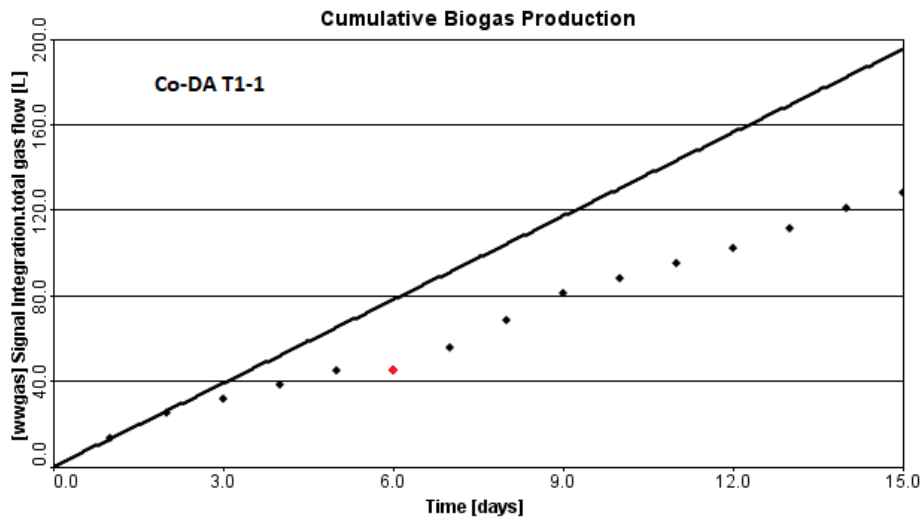


Figura 27 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T1-1

O ciclo T1-1 apresenta uma situação semelhante, a produção cumulativa de biogás determinada pelo programa foi de 195L e experimentalmente foram produzidos 128L de biogás, contudo, este défice não se deve apenas ao facto de o bioreator não se encontrar em estado estacionário. No sexto dia deste ciclo houve uma anomalia no contador de biogás, pelo que apenas foi contabilizada uma produção diária de 153mL, o que justifica parte da diferença observada.

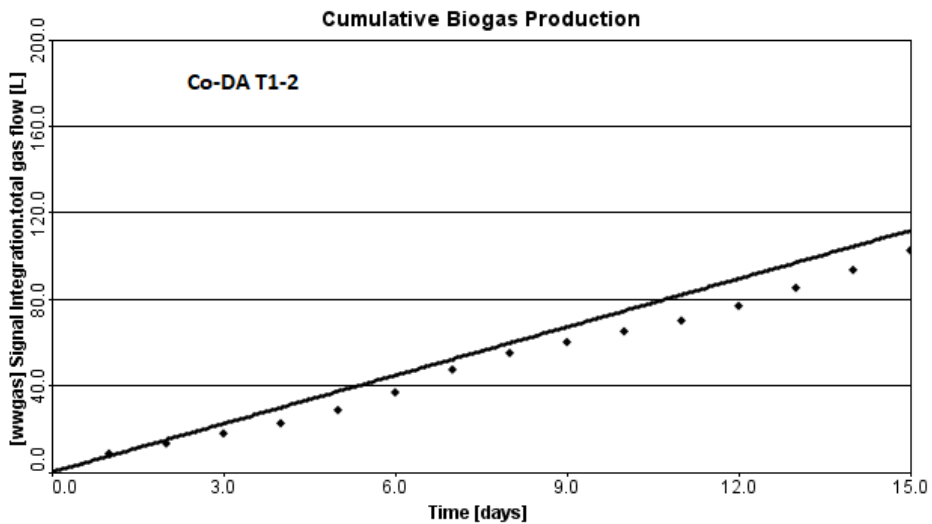


Figura 28 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T1-2

Para o terceiro ciclo (T1-2) o modelo matemático antecipou uma produção cumulativa de biogás de 112L, sendo que neste ciclo a produção acumulada atingiu os 103L, uma diferença substancialmente inferior quando comparada com os ciclos analisados anteriormente, o que reflete uma estabilização do bioreator. Os resultados entre o modelo matemático e os ensaios experimentais são bastante precisos. O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) para este ciclo é de 0,995, o que significa que a reta obtida pelo modelo descreve 99,5% dos valores observados experimentalmente.

Os resultados relativos ao ensaio T2, representados nas Figuras 29, 30 e 31, revelam uma consonância entre os resultados obtidos pelo programa e aqueles alcançados experimentalmente.

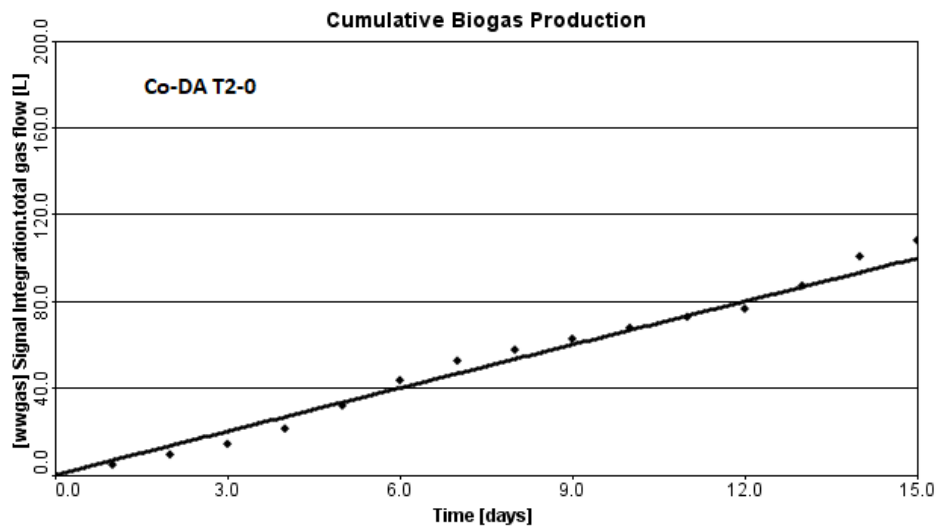


Figura 29 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T2-0

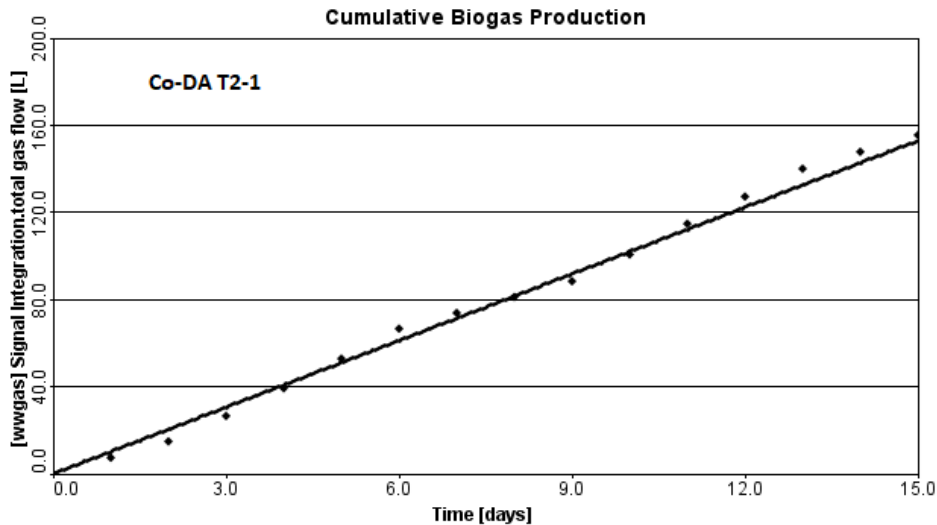


Figura 30 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T2-1

Para T2-0 e T2-1 foram calculadas pelo programa produções de 100L e 153L, enquanto que em termos práticos foram produzidos 108L e 156L de biogás. Estes resultados revelam que o modelo matemático foi bastante preciso na previsão da produção cumulativa de biogás em ambos os ciclos. Relativamente aos coeficientes de determinação, estes foram, respetivamente,  $R^2 = 0,989$  e  $R^2 = 0,997$ .

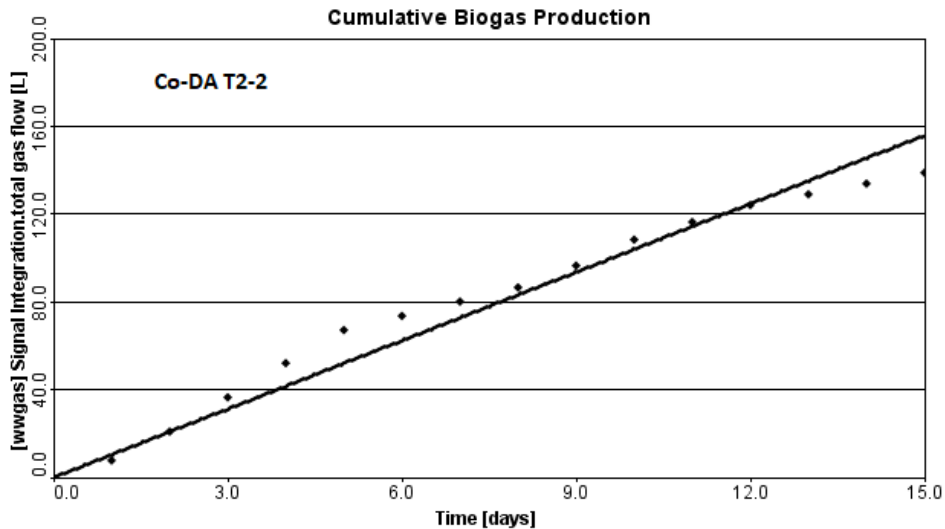


Figura 31 - Produção cumulativa de biogás prevista pelo modelo MantisAD para o ciclo de codigestão T2-2

No que se refere ao ciclo T2-2, laboratorialmente foi contabilizada uma produção de 139L de biogás, sendo que o modelo matemático determinou uma produção esperada de 156L. A partir do décimo dia do ciclo em questão, a mistura de alimentação passou a ser preparada com uma nova amostra de lamas mistas. Após a realização das devidas análises foi constatada uma diferença muito significativa entre o teor SVT das lamas mistas que tinham vindo a ser usadas ( $16,95 \pm 0,1$  g/L) e as novas lamas mistas ( $10,8 \pm 0,13$  g/L). Na Figura 31 é possível atestar que no décimo-primeiro dia do ciclo T2-2 houve um declínio na produção diária de biogás, justificado pela mudança da caracterização físico-química do substrato alimentado ao bioreator. O decréscimo observado na produção de biogás não apresentou uma influência significativa no coeficiente de determinação, que para este ciclo foi de  $R^2 = 0,977$ , um valor bastante apreciável.

Para a determinação da OLR deste ciclo (T2-2) foi efetuada uma média ponderada entre as duas misturas de alimentação utilizadas, desta forma, os resultados referentes ao ensaio de Co-DA T2 apresentados nos próximos pontos são mais representativos deste ensaio.

O software GPS-X permitiu modelar, em regime contínuo, os ensaios experimentais cujas alimentações foram efetuadas apenas nos dias úteis. Desta forma, foi possível simular as condições operacionais implementadas à escala real, particularmente na FA de Chelas. Os

resultados apresentados sugerem que caso o bioreator fosse alimentando num regime contínuo a produção de biogás seria muito semelhante à obtida.

#### 4.3.2 Eficiências de remoção de ST, SVT e CQO<sub>B</sub>

A eficiência de remoção de ST, SVT e CQO<sub>B</sub> é um bom e importante indicador para avaliar o desempenho do bioreator. Na análise das eficiências de remoção, no que diz respeito ao ensaio T1, apenas será contabilizado o ciclo T1-2.

Os teores de ST, SVT e CQO<sub>B</sub> das misturas de alimentação e respectivos digeridos determinados ao longo dos ensaios experimentais estão representados nas Figuras 32 e 33.

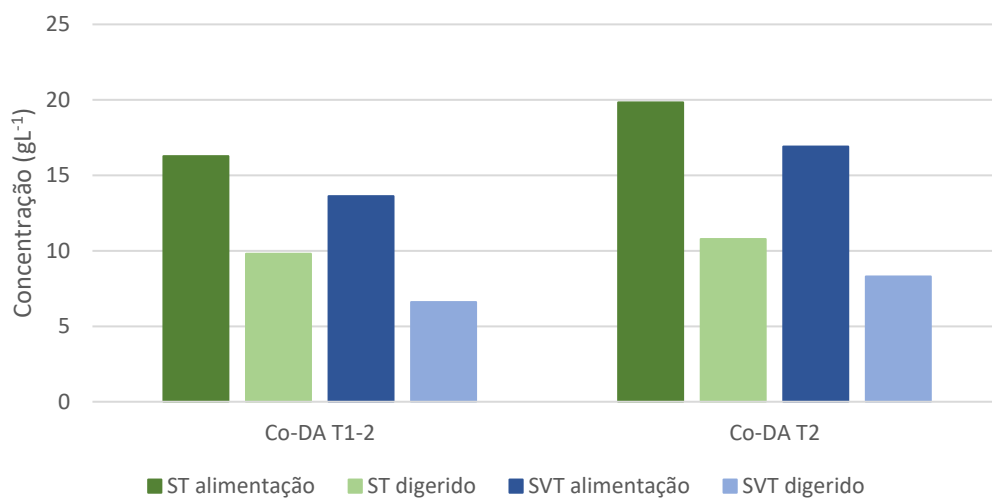


Figura 32- Teor de ST e SVT das misturas de alimentação e respectivos digeridos ao longo dos ensaios experimentais

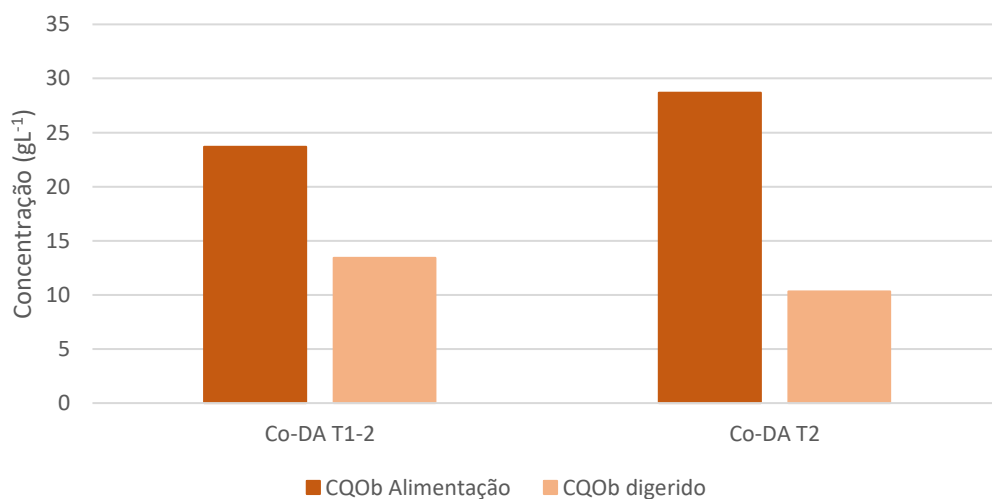


Figura 33 - Teor de CQOB das misturas de alimentação e respectivos digeridos ao longo dos ensaios experimentais

As eficiências de remoção dos parâmetros de ST, SVT e CQO<sub>B</sub> foram superiores no ensaio T2. No que diz respeito aos sólidos totais, para T1-2 a eficiência de remoção foi de 40% enquanto que para T2 esse valor foi de 46%, já para os sólidos voláteis totais estes mesmo ensaios obtiveram eficiências de remoção de 43% e 51%. Relativamente à eficiência de remoção de CQO<sub>B</sub>, para o primeiro ensaio foi observada um eficiência de remoção de 43%, face aos 64% verificados no segundo ensaio.

Segundo Arhoun et al. (2019), os sólidos voláteis presentes nos bioresíduos de frutas e legumes são mais biodegradáveis, sendo que a eficiência de remoção durante a DA será tanto maior quanto maior for a percentagem de incorporação de co-substrato, uma tendência também verificada nos resultados aqui apresentados. O aumento verificado nas eficiências de remoção no ensaio T2 é também justificado pela maior biodisponibilidade da matéria orgânica das respetivas misturas de alimentação, comprovado pelo aumento observado na razão CQO<sub>S</sub>/CQO<sub>B</sub>.

#### 4.3.3 Parâmetros de avaliação da produtividade e estabilidade

Na Tabela 3 estão representados os parâmetros de avaliação da estabilidade e produtividade dos ensaios de Co-DA e do ensaio de referência de mono-digestão. Para a realização da análise comparativa entre os ensaios, no que diz respeito ao ensaio de co-DA T1 e pelos motivos elencados anteriormente, apenas será contabilizado o terceiro ciclo (T1-2).

Tabela 3 - Parâmetros de avaliação da estabilidade e produtividade ao longo dos ensaios experimentais.

	DA-T0 <sup>(1)</sup>	Co-DA T1-2	Co-DA T2
<b>Produção de biogás (L d<sup>-1</sup>)</b>	2,85 ± 0,33	6,83	8,95 ± 1,3
<b>GPR<sub>Biogás</sub> (mL L<sup>-1</sup>reator d<sup>-1</sup>)</b>	252± 33	605	792 ± 115
<b>GPR<sub>CH4</sub> (mL L<sup>-1</sup>reator d<sup>-1</sup>)</b>	154 ± 21	369	451 ± 81
<b>SGP (mL g<sup>-1</sup><sub>SVT</sub>)</b>	164±2	665	730 ± 17
<b>SMP (mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup><sub>SVT</sub>)</b>	100±4	406	414 ± 21
<b>SGP (mL g<sup>-1</sup><sub>CQO</sub>)</b>	---	382	431 ± 14
<b>SMP (mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup><sub>CQO</sub>)</b>	---	233	244 ± 12
<b>OLR (g SVT L<sup>-1</sup><sub>reator</sub> d<sup>-1</sup>)</b>	1,80 ± 0,31	0,91	1,09 ± 0,17
<b>OLR (g CQO L<sup>-1</sup><sub>reator</sub> d<sup>-1</sup>)</b>	---	1,58	1,84 ± 0,3

<b>SELR (d<sup>-1</sup>)</b>	0,22 ± 0,4	0,23	0,26 ± 0,06
<b>Alcalinidade em Bicarbonatos (mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>)</b>		2110	1500 ± 90
<b>Alcalinidade Total (mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>)</b>		2320	1680 ± 42
<b>Razão AI/AB</b>		0,10	0,12

(1) – (Carvalho et al., 2019)

O gráfico da taxa de produção de biogás (GPR) está apresentado na Figura 34.

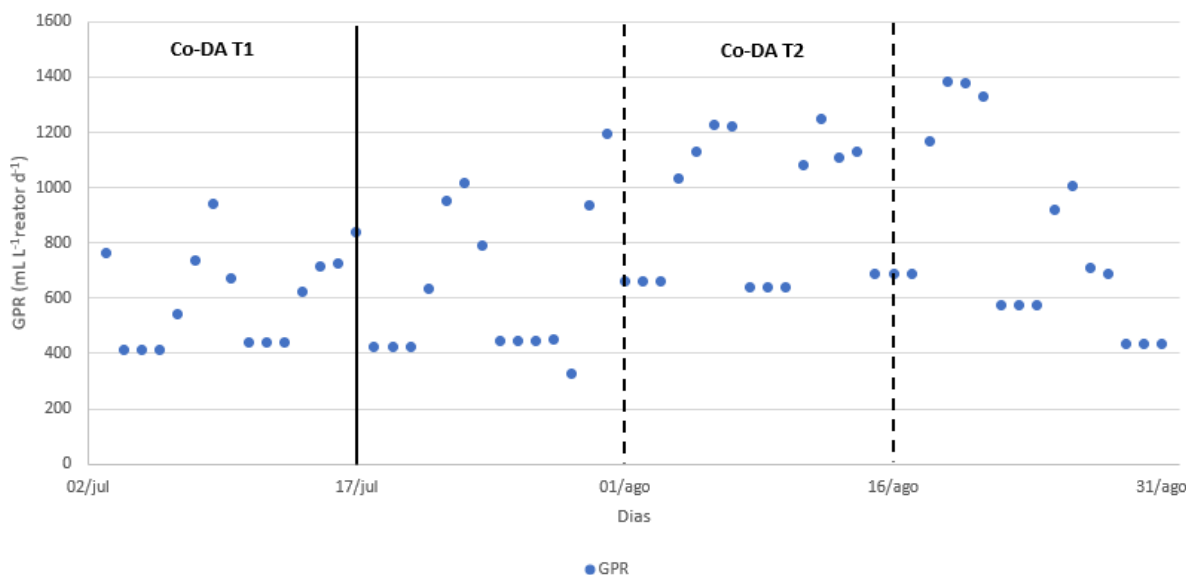


Figura 34 - Taxa de produção de biogás (GPR) ao longo dos ensaios experimentais

No primeiro ensaio de co-digestão foi observada uma taxa de produção de biogás de 605 mL L<sup>-1</sup><sub>reator</sub> d<sup>-1</sup>. No segundo ensaio, quando foi aumentada a percentagem de LCM alimentada ao digestor, este parâmetro aumentou 31% para um total de 792 ± 115 mL L<sup>-1</sup><sub>reator</sub> d<sup>-1</sup>. No que diz respeito a este parâmetro, o ensaio de mono-digestão (T0) registou uma produção de 252 mL L<sup>-1</sup><sub>reator</sub> d<sup>-1</sup>, o que significa que para T1-2 e T2 houve um aumento na produção de biogás por unidade de volume e dia de cerca de 2,4 e 3,1 vezes.

Os valores apresentados na Tabela 3 revelam um acréscimo 20% na OLR expressa em termos de SVT e de 16% na OLR expressa em CQO<sub>B</sub>. Estes resultados indicam que durante os ensaios de co-digestão houve um aumento da massa de substrato alimentada diariamente ao bioreator. Apesar da melhoria observada, estes valores mantiveram-se abaixo da OLR verificada para o ensaio de referência (T0) (1,80 ± 0,31 g<sub>SVT</sub>L<sup>-1</sup><sub>reator</sub>d<sup>-1</sup>). Conforme mencionado anteriormente, neste ensaio, o bioreator foi alimentado apenas com o substrato de lamas mistas

preparadas numa proporção de 60LE:40LF. Contudo, este fluxo de alimentação apresentou um teor de sólidos voláteis totais de  $21,68 \pm 3,48 \text{ gL}^{-1}$  (Carvalho et al., 2019), um valor cerca de 10% e 28% superior ao verificado nas misturas de alimentação dos ensaios de co-digestão T1-2 e T2 (Tabela 2), facto que justifica a diferença verificada entre as OLR do ensaio de referência e dos ensaios aqui apresentados.

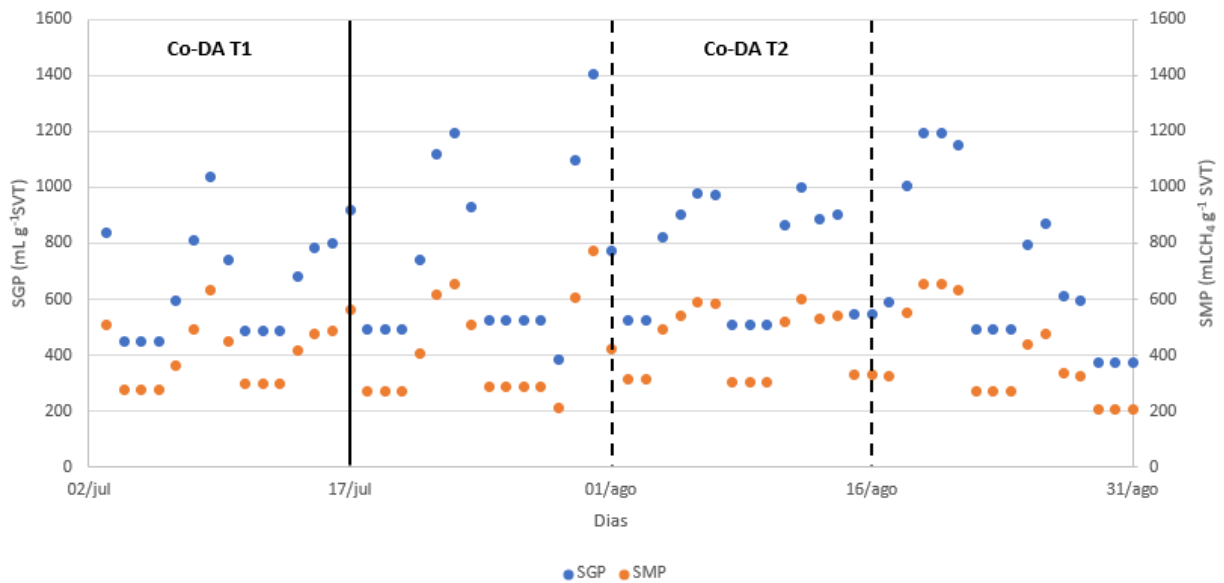


Figura 35 - Produção específica de biogás e bio-metano ao longo dos ensaios experimentais

A produção específica de biogás e bio-metano ao longo dos ensaios experimentais está apresentada na Figura 35. Relativamente à SGP, foi observada uma produção de  $665 \text{ mL}_{\text{Biogás}} \text{ g}^{-1} \text{SVT}$  para T1-2 e  $730 \pm 17 \text{ mL}_{\text{Biogás}} \text{ g}^{-1} \text{SVT}$  para T2, um aumento de aproximadamente 10% quando a taxa de incorporação de co-substrato aumentou para 20%. Comparativamente ao ensaio T0, estes valores revelam aumentos de 305% e 345%, para T1-2 e T2. O aumento verificado entre os ensaios de mono-digestão e co-digestão é superior aos registados em literatura. Carvalho et al. (2019), autores do ensaio de mono-digestão utilizado como referência, reportaram uma melhoria de 191% no parâmetro de SGP aquando da adição de um co-substrato preparado a partir de casca de laranja.

Relativamente à produção específica de bio-metano (SMP) foram obtidos para T1-2 e T2, respetivamente, 406 e  $414 \pm 21 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{SVT}$ , uma melhoria na ordem dos 2%, o que significa que a maior proporção de LCM implementada na preparação das misturas de alimentação no ensaio T2 não se revelou significativamente benéfica para o aumento da produção de  $\text{CH}_4$ . No entanto, estes resultados foram cerca de 4 vezes superiores aos registados no ensaio de referência.

Diversos autores estudaram a incorporação de resíduos hortofrutícolas em sistemas de co-digestão com lamas mistas. Fonoll et al. (2015) realizaram um estudo onde foram adicionados diferentes co-substratos (pêssego, banana e maçã) a uma mistura de lamas mistas preparada numa proporção de 60LE:40LF, sendo que o valor mais elevado de SMP registado foi de  $300 \pm 20 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1}_{\text{SVT}}$ . Noutro ensaio foram obtidos resultados de SMP semelhantes aos apresentados na Tabela 2. Para uma taxa de incoorporação de co-sbustrato de 20%, Di Maria et al. (2015) atestaram uma produção de bio-metano de  $430 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1}_{\text{SVT}}$ , contudo, este valor foi obtido com uma OLR mais elevada à do presente estudo. Serrano et al. (2014) reportaram produções específicas de bio-metano inferiores às observadas no presente estudo aquando da utilização de casca de laranja como co-substrato.

A qualidade do biogás foi determinada ao longo dos ensaios exprimentais, para T1-2 o biogás continha 61% de  $\text{CH}_4$ , enquanto que para T2 este valor sofreu um ligeiro decréscimo para  $57 \pm 2\%$ . Arhoun et al. (2013) registaram um comportamento semelhante na composição do biogás, aquando de uma descida do pH no interior do bioreator a percentagem de bio-metano presente no biogás decresceu. Conforme analisado na Figura 24 o pH diminuiu de  $7,08 \pm 0,15$  para  $6,87 \pm 0,1$  no ensaio T2. Esta diminuição na “qualidade” do biogás explica a proximidade observada no parâmetro de SMP dos ensaios de co-digestão.

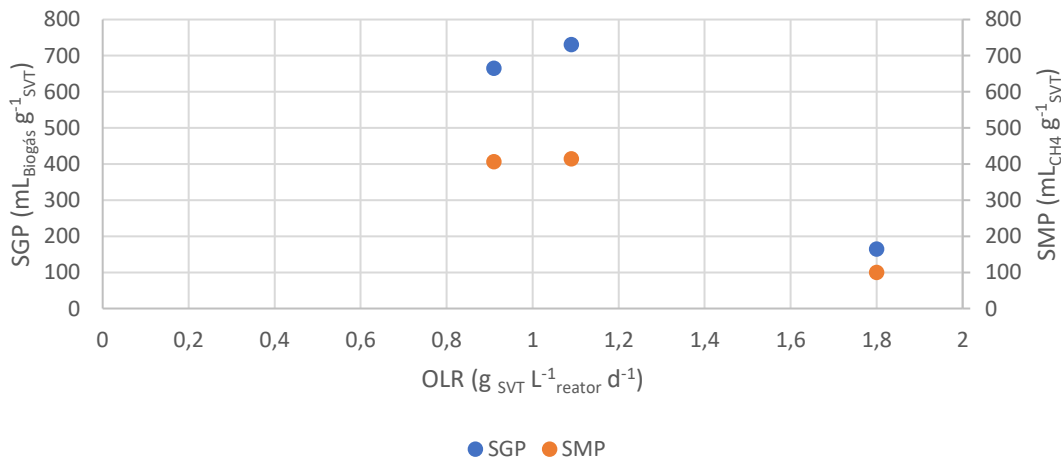


Figura 36 - Produção específica de biogás e bio-metano e OLR verificadas ao longo dos ensaios experimentais.

O gráfico da Figura 36 relaciona as produções específicas de biogás e bio-metano com as respetivas OLR verificadas ao longo dos ensaios exprimentais. Através de uma análise do gráfico é possível concluir que a OLR mais elevada, que corresponde ao ensaio de mono-digestão, não obteve a maior produção de biogás ou bio-metano. Os ensaios de Co-DA, apesar de apresentarem OLR mais reduzidas possibilitaram uma maior produção. Conforme mencionado

anteriormente, a incorporação do LCM possibilitou o aumento do conteúdo biodegradável e uma maior biodisponibilidade da matéria orgânica na mistura de alimentação. Desta forma, apesar de uma menor carga de substrato alimentada foi possível melhorar a produtividade do processo nos ensaios de co-digestão.

Ao longo das atividades experimentais foram determinados um conjunto de parâmetros que permitem analisar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia. O SELR permite determinar se o bioreator operou em condições de estabilidade, para tal este parâmetro deve assumir valores inferiores a  $0,4 \text{ d}^{-1}$  (Pinto et al., 2016). Conforme indicado na Tabela 3 foram observados valores de SELR de 0,23 para T1-2 e  $0,26 \pm 0,06$  para T2, estes resultados encontram-se abaixo do limite recomendado, o que indica a possibilidade de aumentar a carga orgânica de alimentação sem comprometer a estabilidade do digestor.

A razão AI/AB também permite avaliar a estabilidade do bioreator, o valor limite recomendado para este parâmetro é de 0,3 (Martín-González et al., 2013). Para T1-2 foi determinada uma razão de 0,10, enquanto que para T2 houve um ligeiro aumento para 0,12. Estes resultados indicam que o digestor se encontrou estável durante ambos os ensaios de co-digestão.

## 5. Conclusões e perspectivas de trabalho futuro

O estudo desenvolvido demonstrou o potencial da incorporação do licor de casca manga em sistemas de co-digestão com lamas mistas para a otimização da produção de biogás e bio-metano. A incorporação do LCM no fluxo de alimentação possibilitou uma melhoria nos parâmetros de controlo do processo de DA, nomeadamente nas razões C/N e  $CQO_s/CQO_B$ , o que contribuiu para o aumento da bioconversão da matéria orgânica introduzida no bioreator.

O modelo matemático MantisAD, disponível no programa GPS-X, revelou uma elevada precisão ( $R^2 \geq 0,977$ ) na previsão da produção cumulativa de biogás. Com a exceção dos ciclos T1-0 e T1-1, os resultados obtidos ao nível laboratorial foram coerentes com a produção prevista pelo modelo matemático. Dito isto, futuros estudos que sejam desenvolvidos na temática da digestão anaeróbia podem beneficiar com esta ferramenta. O GPS-X poderá ser utilizado antes de se dar início às atividades experimentais, com o intuito de determinar quais as proporções de substrato e co-substrato que irão otimizar a produtividade dos ensaios. O modelo matemático MantisAD também permite o ajuste de parâmetros operacionais como o TRH ou a temperatura. Desta forma é possível avaliar a sua influência na produção de biogás.

Os resultados obtidos nos ensaios de co-digestão são muito promissores quando comparados ao ensaio de referência, particularmente no ensaio de Co-DA T2, onde o aumento da produção de biogás face a Co-DA T1-2 foi notório, algo justificado pela maior taxa de incorporação de LCM. No ensaio de Co-DA T1-2 a produção específica de biogás foi 305% superior à do ensaio de referência. No segundo ensaio, onde o volume de co-substrato alimentado ao digestor duplicou, o valor de SGP obtido foi 345% superior ao ensaio de mono-digestão das lamas mistas. No que concerne à produção específica de bio-metano dos ensaios de co-digestão, foram registados valores quatro vezes superiores face ao ensaio de referência. Posto isto, o acréscimo registado na SMP entre T1-2 e T2 revelou-se pouco significativo (2%), tendo sido contabilizada uma produção de  $406 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{ SVT}$  para T1-2 e  $414 \pm 21 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \text{ g}^{-1} \text{ SVT}$  para T2.

A avaliação dos parâmetros de estabilidade, SELR e razão AI/AB, permitem concluir que o bioreator operou em condições de estabilidade em ambos os ensaios. Os valores obtidos para o parâmetro SELR sugerem que um aumento na carga orgânica de alimentação não irá afetar a estabilidade do digestor, pelo que, futuramente, poderá ser interessante testar taxas de incorporação de LCM superiores.

Os resultados apresentados no presente documento revelam o potencial da implementação de um regime de co-digestão na FA de Chelas. O aumento verificado na produção de biogás e bio-metano aquando da adição do co-substrato poderá contribuir para uma melhoria da autossuficiência energética da unidade, permitindo reduzir os custos de operação associados ao tratamento das águas residuais. Seria também importante a realização de um estudo da viabilidade da aplicação desta tecnologia na Fábrica de Água em questão.

## 6. Bibliografia

- Ajila, C. M., K. Leelavathi, e U. J. S. Prasada Rao. 2008. «Improvement of Dietary Fiber Content and Antioxidant Properties in Soft Dough Biscuits with the Incorporation of Mango Peel Powder». *Journal of Cereal Science* 48(2):319–26. doi: 10.1016/j.jcs.2007.10.001.
- Ambrose, H. W., L. Philip, G. K. Suraishkumar, A. Karthikaichamy, e T. K. Sen. 2020. «Anaerobic Co-Digestion of Activated Sludge and Fruit and Vegetable Waste: Evaluation of Mixing Ratio and Impact of Hybrid (Microwave and Hydrogen Peroxide) Sludge Pre- Treatment on Two-Stage Digester Stability and Biogas Yield». *Journal of Water Process Engineering* 37:101498. doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101498.
- APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater (2017) 23rd Edition. American Public Health Association, Washington DC.
- Appels, L., J. Baeyens, J. Degrève, e R. Dewil. 2008. «Principles and Potential of the Anaerobic Digestion of Waste-Activated Sludge». *Progress in Energy and Combustion Science* 34(6):755–81. doi: 10.1016/j.pecs.2008.06.002.
- APREN. 2019. Boletim energias renováveis. Acedido a 16 de Outubro de 2020. Disponível em [https://www.apren.pt/contents/publicationsreportcarditems/boletim-energias-renovaveis-dezembro-2019-vf.pdf?fbclid=IwAR2Q3hIAnJ0\\_Pa7\\_073fDci5dmcf4GPTuH-aKI4HLuQYWEiig087g\\_Mfpkk](https://www.apren.pt/contents/publicationsreportcarditems/boletim-energias-renovaveis-dezembro-2019-vf.pdf?fbclid=IwAR2Q3hIAnJ0_Pa7_073fDci5dmcf4GPTuH-aKI4HLuQYWEiig087g_Mfpkk).
- Arhoun, B., A. Bakkali, R. El Mail, J. M. Rodriguez-Maroto, e F. Garcia-Herruzo. 2013. «Biogas Production from Pear Residues Using Sludge from a Wastewater Treatment Plant Digester. Influence of the Feed Delivery Procedure». *Bioresource Technology* 127:242–47. doi: 10.1016/j.biortech.2012.09.075.
- Arhoun, B., M. Villen-Guzman, C. Gomez-Lahoz, J. M. Rodriguez-Maroto, F. Garcia-Herruzo, e C. Vereda-Alonso. 2019. «Anaerobic Co-Digestion of Mixed Sewage Sludge and Fruits and Vegetable Wholesale Market Waste: Composition and Seasonality Effect». *Journal of Water Process Engineering* 31:100848. doi: 10.1016/j.jwpe.2019.100848.
- Banja, M., R. Sikkema, M. Jégard, V. Motola, e J. Dallemand. 2019. «Biomass for Energy in the EU – The Support Framework». *Energy Policy* 131:215–28. doi: 10.1016/j.enpol.2019.04.038.

- BP. 2020. Statistical Review of World Energy. Acedido a 28 de Setembro de 2020. Disponível em <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2020-full-report.pdf>
- Carvalho, A., R. Fragoso, J. Gominho, e E. Duarte. 2019. «Effect of Minimizing D-Limonene Compound on Anaerobic Co-Digestion Feeding Mixtures to Improve Methane Yield». *Waste and Biomass Valorization* 10(1):75–83. doi: 10.1007/s12649-017-0048-1.
- Comissão Europeia. 2019. «Pacto Ecológico Europeu». Acedido a 29 de Setembro de 2020. Disponível em [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0008.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0008.02/DOC_1&format=PDF)
- Copp, J. B., E. Belia, S. Snowling, e O. Schraa. 2005. «Anaerobic digestion: a new model for plant-wide wastewater treatment process modelling». *WaterScience&Technology* 52(10–11):1–11.
- Decreto-Lei nº141/2010 de 31 de Dezembro. Diário da República nº253/2010, I Série. Ministério da Economia, da Inovação e do Desenvolvimento. Lisboa
- Demirbas, M. F., M. Balat, e H. Balat. 2009. «Potential Contribution of Biomass to the Sustainable Energy Development». *Energy Conversion and Management* 50(7):1746–60. doi: 10.1016/j.enconman.2009.03.013.
- DGEG. 2020. Renováveis - estatísticas rápidas - no 189 - agosto de 2020. Acedido a 4 de Dezembro de 2020. Disponível em <https://www.dgeg.gov.pt/media/f2hj3rgb/dgeg-arr-2020-08.pdf>
- Di Maria, F., A. Sordi, G. Cirulli, G. Gigliotti, L. Massaccesi, e M. Cucina. 2014. «Co-Treatment of Fruit and Vegetable Waste in Sludge Digesters. An Analysis of the Relationship among Bio-Methane Generation, Process Stability and Digestate Phytotoxicity». *Waste Management* 34(9):1603–8. doi: 10.1016/j.wasman.2014.05.017.
- Di Maria, F., A. Sordi, G. Cirulli, e C. Micale. 2015. «Amount of Energy Recoverable from an Existing Sludge Digester with the Co-Digestion with Fruit and Vegetable Waste at Reduced Retention Time». *Applied Energy* 150:9–14. doi: 10.1016/j.apenergy.2015.01.146.

- EBA. 2019. Annual report 2019. Acedido a 5 de Novembro de 2020. Disponível em <https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2020/01/EBA-AR-2019-digital-version.pdf>
- Edwiges, T., L. Frare, B. Mayer, L. Lins, J. Mi Triolo, X. Flotats, e M. S. S. de Mendonça Costa. 2018. «Influence of Chemical Composition on Biochemical Methane Potential of Fruit and Vegetable Waste». *Waste Management* 71:618–25. doi: 10.1016/j.wasman.2017.05.030.
- EEA. 2018. The Circular Economy and the Bioeconomy: Partners in Sustainability. Acedido a 23 de Setembro de 2020. Disponível em [https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/the\\_circular\\_economy\\_and\\_the\\_bioeconomy\\_-\\_partners\\_in\\_sustainabilitythal18009enn.pdf](https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/the_circular_economy_and_the_bioeconomy_-_partners_in_sustainabilitythal18009enn.pdf)
- Elalami, D., H. Carrere, F. Monlau, K. Abdelouahdi, A. Oukarroum, e A. Barakat. 2019. «Pretreatment and Co-Digestion of Wastewater Sludge for Biogas Production: Recent Research Advances and Trends». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 114:109287. doi: 10.1016/j.rser.2019.109287.
- Ellabban, O., H. Abu-Rub, e F. Blaabjerg. 2014. «Renewable Energy Resources: Current Status, Future Prospects and Their Enabling Technology». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 39:748–64. doi: 10.1016/j.rser.2014.07.113.
- Ellen MacArthur Foundation. 2019. Completing the picture how the circular economy tackles climate change. Acedido a 23 de Setembro de 2020. Disponível em [https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Completing\\_The\\_Picture\\_How\\_The\\_Circular\\_Economy-\\_Tackles\\_Climate\\_Change\\_V3\\_26\\_September.pdf](https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Completing_The_Picture_How_The_Circular_Economy-_Tackles_Climate_Change_V3_26_September.pdf)
- Esparza, I., N. Jiménez-Moreno, F. Bimbela, C. Ancín-Azpilicueta, e L. M. Gandía. 2020. «Fruit and Vegetable Waste Management: Conventional and Emerging Approaches». *Journal of Environmental Management* 265:110510. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110510.
- Esposito, M., T. Tse, e K. Soufani. 2018. «Introducing a Circular Economy: New Thinking with New Managerial and Policy Implications». *California Management Review* 60(3):5–19. doi: 10.1177/0008125618764691.

Esteves, E. M. M., A. M. N. Herrera, V. P. P. Esteves, e C. R. V. Morgado. 2019. «Life Cycle Assessment of Manure Biogas Production: A Review». *Journal of Cleaner Production* 219:411–23. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.02.091.

EU 2009, Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.

EU 2018, Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources.

Eurostat. 2019. «Estatísticas sobre resíduos - Statistics Explained». Obtido 21 de Setembro de 2020 ([https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Estat%C3%ADsticas\\_sobre\\_res%C3%ADduos](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Estat%C3%ADsticas_sobre_res%C3%ADduos)).

Eurostat. 2020. «Estatísticas das energias renováveis - Statistics Explained». Obtido 15 de Outubro de 2020 ([https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Renewable\\_energy\\_statistics/pt](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Renewable_energy_statistics/pt)).

FAO. 2020. «Food and Agriculture Organization of the United Nations». Obtido 28 de Novembro de 2020 (<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC/visualize>).

Felca, A. T. A., R. M. Barros, G. L. Tiago Filho, I. F. S. dos Santos, e E. M. Ribeiro. 2018. «Analysis of Biogas Produced by the Anaerobic Digestion of Sludge Generated at Wastewater Treatment Plants in the South of Minas Gerais, Brazil as a Potential Energy Source». *Sustainable Cities and Society* 41:139–53. doi: 10.1016/j.scs.2018.04.035.

Fonoll, X., S. Astals, J. Dosta, e J. Mata-Alvarez. 2015. «Anaerobic Co-Digestion of Sewage Sludge and Fruit Wastes: Evaluation of the Transitory States When the Co-Substrate Is Changed». *Chemical Engineering Journal* 262:1268–74. doi: 10.1016/j.cej.2014.10.045.

FUSIONS. 2016. Estimates of European Food Waste Levels. Acedido a 12 de Novembro de 2020. Disponível em <http://eu-fusions.org/phocadownload/Publications/Estimates%20of%20European%20food%20waste%20levels.pdf>

- Gherghel, A., C. Teodosiu, e S. De Gisi. 2019. «A Review on Wastewater Sludge Valorisation and Its Challenges in the Context of Circular Economy». *Journal of Cleaner Production* 228:244–63. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.04.240.
- Gómez, X., M. J. Cuetos, J. Cara, A. Morán, e A. I. García. 2006. «Anaerobic Co-Digestion of Primary Sludge and the Fruit and Vegetable Fraction of the Municipal Solid Wastes: Conditions for Mixing and Evaluation of the Organic Loading Rate». *Renewable Energy* 31(12):2017–24. doi: 10.1016/j.renene.2005.09.029.
- Gustavsson, J., C. Cederberg, e U. Sonesson. 2011. *Global Food Losses and Food Waste*. Acedido a 12 de Novembro de 2020. Disponível em [http://www.fao.org/fileadmin/user\\_upload/sustainability/pdf/Global\\_Food\\_Losses\\_and\\_Food\\_Waste.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/sustainability/pdf/Global_Food_Losses_and_Food_Waste.pdf)
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change. Acedido a 25 de Setembro de 2020. Disponível em [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR\\_AR5\\_FINAL\\_full.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full.pdf)
- Kim, J. K., B. R. Oh, Y. N. Chun, e S. W. Kim. 2006. «Effects of Temperature and Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Food Waste». *Journal of Bioscience and Bioengineering* 102(4):328–32. doi: 10.1263/jbb.102.328.
- Li, Y., Y. Chen, e J. Wu. 2019. «Enhancement of Methane Production in Anaerobic Digestion Process: A Review». *Applied Energy* 240:120–37. doi: 10.1016/j.apenergy.2019.01.243.
- Lin, J., J. Zuo, L. Gan, P. Li, F. Liu, K. Wang, L. Chen, e H. Gan. 2011. «Effects of Mixture Ratio on Anaerobic Co-Digestion with Fruit and Vegetable Waste and Food Waste of China». *Journal of Environmental Sciences* 23(8):1403–8. doi: 10.1016/S1001-0742(10)60572-4.
- Martín-González, L., X. Font, e T. Vicent. 2013. «Alkalinity Ratios to Identify Process Imbalances in Anaerobic Digesters Treating Source-Sorted Organic Fraction of Municipal Wastes». *Biochemical Engineering Journal* 76:1–5. doi: 10.1016/j.bej.2013.03.016.
- Mehariya, S., A. K. Patel, P. K. Obulisamy, E. Punniyakotti, e J. W. C. Wong. 2018. «Co-Digestion of Food Waste and Sewage Sludge for Methane Production: Current Status and Perspective». *Bioresource Technology* 265:519–31. doi: 10.1016/j.biortech.2018.04.030.

- Nguyen, L. N., J. Kumar, M. T. Vu, J. A. H. Mohammed, N. Pathak, A. S. Commault, D. Sutherland, J. Zdarta, V. K. Tyagi, e L. D. Nghiem. 2020. «Biomethane Production from Anaerobic Co-Digestion at Wastewater Treatment Plants: A Critical Review on Development and Innovations in Biogas Upgrading Techniques». *Science of The Total Environment* 142753. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142753.
- Pinto, N., A. Carvalho, J. Pacheco, e E. Duarte. 2016. «Study of Different Ratios of Primary and Waste Activated Sludges to Enhance the Methane Yield: Waste Activated Sludges to Enhance the Methane Yield». *Water and Environment Journal* 30(3–4):203–10. doi: 10.1111/wej.12188.
- Pramanik, S. K., F. B. Suja, S. M. Zain, e B. K. Pramanik. 2019. «The Anaerobic Digestion Process of Biogas Production from Food Waste: Prospects and Constraints». *Bioresource Technology Reports* 8:100310. doi: 10.1016/j.biteb.2019.100310.
- Rabii, A., S. Aldin, Y. Dahman, e E. Elbeshbishy. 2019. «A Review on Anaerobic Co-Digestion with a Focus on the Microbial Populations and the Effect of Multi-Stage Digester Configuration». *Energies* 12(6):1106. doi: 10.3390/en12061106.
- REN21. 2020. *Renewables 2020 Global Status Report*. Acedido a 1 de Outubro de 2020. Disponível em [https://www.ren21.net/wp-content/uploads/2019/05/gsr\\_2020\\_full\\_report\\_en.pdf](https://www.ren21.net/wp-content/uploads/2019/05/gsr_2020_full_report_en.pdf)
- Saint Akadiri, S., A. A. Alola, A. C. Akadiri, e U. V. Alola. 2019. «Renewable Energy Consumption in EU-28 Countries: Policy toward Pollution Mitigation and Economic Sustainability». *Energy Policy* 132:803–10. doi: 10.1016/j.enpol.2019.06.040.
- Salama, E., S. Saha, M. B. Kurade, S. Dev, S. W. Chang, e B. Jeon. 2019. «Recent Trends in Anaerobic Co-Digestion: Fat, Oil, and Grease (FOG) for Enhanced Biomethanation». *Progress in Energy and Combustion Science* 70:22–42. doi: 10.1016/j.pecs.2018.08.002.
- Sánchez-Camargo, A. d. P., L. Gutiérrez, S. M. Vargas, H. A. Martínez-Correa, F. Parada-Alfonso, e C. Narváez-Cuenca. 2019. «Valorisation of Mango Peel: Proximate Composition, Supercritical Fluid Extraction of Carotenoids, and Application as an Antioxidant Additive for an Edible Oil». *The Journal of Supercritical Fluids* 152:104574. doi: 10.1016/j.supflu.2019.104574.

- Santos, L. A., R. B. Valença, L. C. S. Silva, S. H. B. Holanda, A. F. V. Silva, J. F. T. Jucá, e A. F. M. S. Santos. 2020. «Methane Generation Potential through Anaerobic Digestion of Fruit Waste». *Journal of Cleaner Production* 256:120389. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.120389.
- Serrano, A., J. A. S. López, A. F. Chica, M. Martin, F. Karouach, A. Mesfioui, e H. E. Bari. 2014. «Mesophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge and orange peel waste». *Environmental Technology* 35(7):898–906. doi: 10.1080/09593330.2013.855822.
- United Nations. 2019. *World Population Prospects 2019: Highlights*. Acedido a 24 de Setembro de 2020. Disponível em [https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019\\_Highlights.pdf](https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Highlights.pdf)
- Zhang, C., H. Su, J. Baeyens, e T. Tan. 2014. «Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste for Biogas Production». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 38:383–92. doi: 10.1016/j.rser.2014.05.038.
- Zhang, Y., R. Arnold, T. Paavola, F. Vaz, C. Neiva, C. Cavinato, S. Kusch, e S. Heaven. 2013. «Compositional Analysis of Food Waste Entering the Source Segregation Stream in Four European Regions and Implications for Valorisation via Anaerobic Digestion». *Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium*, 12.
- Zhen, G., X. Lu, H. Kato, Y. Zhao, e Y. Li. 2017. «Overview of Pretreatment Strategies for Enhancing Sewage Sludge Disintegration and Subsequent Anaerobic Digestion: Current Advances, Full-Scale Application and Future Perspectives». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 69:559–77. doi: 10.1016/j.rser.2016.11.187.