



UNIVERSIDADE D  
**COIMBRA**

Pedro Filipe Gonçalves da Rocha

**A CIRCULARIDADE DA GESTÃO DE  
RESÍDUOS ORGÂNICOS EM PORTUGAL  
UMA ABORDAGEM À LUZ DOS OBJECTIVOS DE  
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL**

**Dissertação no âmbito do Mestrado em Administração Público-Privada, orientada pelo Professor João José Nogueira de Almeida e apresentada à Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra.**

DEZEMBRO de 2022





FACULDADE DE DIREITO  
UNIVERSIDADE DE  
COIMBRA

**Pedro Filipe Gonçalves da Rocha**

# **A Circularidade da Gestão de Resíduos Orgânicos em Portugal**

**Uma abordagem à luz dos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável**

*The Circularity of Organic Waste Management in Portugal*

*an approach under the light of the Sustainable Development Goals*

*Dissertação apresentada à Faculdade de Direito da  
Universidade de Coimbra, no âmbito do 2.º Ciclo de  
Estudos em Administração Público-Privada, sob  
orientação do Professor João José Nogueira de Almeida.*

**Coimbra, 2022**



## AGRADECIMENTOS

---

O trabalho que o leitor tem em mãos não é obra minha, mas, a par da sorte e da circunstância, é daqueles que me moldaram e me apoiaram, seja na minha vida pessoal ou no meu percurso académico. Os méritos que nele forem encontrados pertencem a estas pessoas. As falhas, essas, pertencem-me a mim e a mim apenas.

Ao Senhor Doutor João José Nogueira de Almeida, pelas suas cativantes lições de Finanças Públicas e por prontamente aceitar a orientação desta dissertação.

Ao Professor Ireneu de Oliveira Mendes, peça essencial para a realização deste trabalho, o qual nunca veria a luz do dia sem o seu conselho, a sua crítica, a sua honestidade e a sua motivação. A sua postura na sala de aula e na investigação científica são o melhor exemplo que um jovem estudante ou investigador poderia desejar.

Aos professores da Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra, aos quais devo importantíssima parte da minha formação.

À Biblioteca Geral e aos seus incansáveis trabalhadores.

Aos meus colegas da Licenciatura e Mestrado em Administração Público-Privada, com os quais partilhei tanto da minha vida durante estes anos, e aos amigos que aí criei.

À minha família. Em especial, aos meus pais e ao meu irmão, pelo constante e incondicional apoio em tudo. Pela paciência.

À Ana, a quem não posso pedir mais, porque me deu tudo. Há oito anos me dá tudo. E eu devo-lhe tanto.

*“Mas eu afinal sou ou não um homem honrado? Tôda a gente me conhece como um homem honrado, correcto. Que é o que se pede a um homem – que seja correcto. Nesta vida e talvez na outra vida. Se eu tivesse de aparecer diante de Jesus Cristo, dir-lhe-ei: – Construi uma casa – Ah! Ah!... – Tenho um depósito no banco – Ah! Ah! – Fiz mais sacrificios... – Mas vem-me um vômito. (...) Em vão rebusco um acto que me salve de mim próprio.*

**Raúl Brandão**

*O Pobre de Pedir, 1931*

## RESUMO

---

A transformação dos sistemas alimentares constitui hoje uma das prioridades na construção de uma sociedade mais sustentável. A transição de sistemas alimentares lineares para sistemas alimentares circulares exige acção não apenas na produção e no consumo – áreas nas quais releva de forma particular a prevenção da geração de resíduos – como também na gestão de resíduos orgânicos. Aí, impõe-se a discussão sobre como tratar de forma mais eficiente (considerados os aspectos ambiental, económico e social em que se materializa o triângulo da sustentabilidade) os resíduos e de como reintegrar os subprodutos gerados durante o seu tratamento na cadeia de produção.

Para o efeito, e com o objectivo de aferir quais os factores que influenciam a criação de sistemas alimentares circulares na sua particular dimensão de gestão circular de resíduos orgânicos, abordamos no nosso estudo a relevância do poder local – e, em particular, das cidades – em matéria de sistemas alimentares e de gestão circular dos resíduos orgânicos, tanto no impacto ambiental que a resposta às suas necessidades alimentares implica como nas oportunidades que se geram numa acção integrada sobre as mesmas.

No campo metodológico, aplicou-se um questionário aos responsáveis municipais mais directamente envolvidos na temática da gestão de resíduos orgânicos nos municípios na área de actuação da ERSUC – Resíduos do Centro e realizou-se uma entrevista a uma responsável da CCDRC. Da análise levada a cabo resultou o reconhecimento da percepção, por parte dos municípios em causa, de atrasos na implementação de sistemas alimentares circulares e de uma gestão circular de resíduos orgânicos e, ainda, de uma particular relevância dos factores “política e legislação” e “protecção do ambiente” no desenvolvimento destas políticas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Sustentabilidade; Economia Circular; Poder Local; Cidades; Sistema Alimentar; Desperdício Alimentar; Gestão de Resíduos Orgânicos.

## ABSTRACT

---

The transformation of food systems constitutes today one of the priorities in building a more sustainable society. The transition from linear food systems to circular food systems demands action not only in production and consumption – areas in which the prevention of waste generation is particularly important – but also in organic waste management. There, it is mandatory to have the discussion on how to deal more efficiently (considering the environmental, economic and social aspects in which the sustainability triangle materializes) with waste and how to reintegrate the by-products generated during its treatment into the production chain.

With this purpose, and with the aim of assessing which factors influence the creation of circular food systems in their particular dimension of circular organic waste management, we address in our study the relevance of local power – and, particularly, cities – on the subject of food systems and circular organic waste management, both in terms of the environmental impact that the response to their food needs entails and in the opportunities generated by taking an integrated action on them.

As for the methodology, a questionnaire was applied to the municipal officials most directly involved in organic waste management in the municipalities where ERSUC – Resíduos do Centro develops its operations, and an interview with an CCDRC official was conducted. The analysis carried out resulted in the recognition of the perception these municipalities have of delays in the implementation of circular food systems and circular organic waste management and, also, of the particular relevance of the factors “politics and legislation” and “environmental protection” in the development of these policies.

**KEYWORDS:** Sustainability; Circular Economy; Local Power; Cities; Food System; Food Waste; Organic Waste Management.



## LISTA DE ABREVIATURAS

---

<b>ABAE</b>	Associação Bandeira Azul da Europa
<b>AM</b>	Área Metropolitana
<b>CCDRC</b>	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro
<b>CIM</b>	Comunidade Intermunicipal
<b>CIRA</b>	Comunidade Intermunicipal Região de Aveiro
<b>COP</b>	Conference of the Parties
<b>EFA</b>	Ecological Footprint Accounting
<b>FAO</b>	Food and Agriculture Organization
<b>FEE</b>	Foundation for Environmental Education
<b>GFN</b>	Global Footprint Network
<b>ICLEI</b>	International Council for Local Environmental Initiatives
<b>ISWM</b>	Integrated Sustainable Waste Management
<b>MDG</b>	Millennium Development Goals
<b>MUFPP</b>	Milan Urban Food Policy Pact
<b>ODS</b>	Objectivos de Desenvolvimento Sustentável
<b>ONU</b>	Organização das Nações Unidas
<b>PIB</b>	Produto Interno Bruto
<b>SDG</b>	Sustainable Development Goals
<b>UNCED</b>	United Nations Conference on Environment and Development
<b>UNCSD</b>	United Nations Conference on Sustainable Development
<b>UNEP</b>	United Nations Environmental Programme
<b>UNFCCC</b>	United Nations Framework Convention on Climate Change
<b>WFS</b>	World Food Summit



## ÍNDICE

---

INTRODUÇÃO .....	1
1. Razão de Ser .....	1
CAPÍTULO I – REVISÃO DA LITERATURA .....	11
1. Sustentabilidade e Políticas Públicas: teoria e prática .....	11
1.1. Conceito de Sustentabilidade e sua evolução .....	11
2. Poder Local, Cidades, Sustentabilidade .....	33
2.1. O poder local e as cidades na concretização da sustentabilidade .....	33
2.2. Avaliar a sustentabilidade: indicadores de sustentabilidade ao nível local .....	43
3. Sistemas Alimentares Circulares e Gestão de Resíduos Orgânicos .....	53
3.1. Alimentação, resíduos e cidades: dos sistemas alimentares circulares ao problema-oportunidade dos resíduos .....	53
3.2. As opções de tratamento dos resíduos orgânicos: da perspectiva tradicional às exigências contemporâneas .....	62
3.3. Gestão de resíduos orgânicos: desafios actuais .....	73
CAPÍTULO II – METODOLOGIA .....	85
1. Introdução .....	85
2. Modelo de Investigação .....	86
3. Instrumentos de Recolha de Dados .....	91
3.1. Questionários .....	91
3.2. Entrevista .....	91
CAPÍTULO III – DISCUSSÃO DE RESULTADOS .....	93
1. Análise dos Dados: Questionário (Dimensão Quantitativa) .....	93
2. Análise dos Dados: Entrevista (Dimensão Qualitativa) .....	110
3. Comparação dos Dados do Questionário (Dimensão Quantitativa) e da Entrevista (Dimensão Qualitativa) .....	120
CAPÍTULO IV – CONCLUSÃO .....	125
BIBLIOGRAFIA .....	129



## ÍNDICE DE FIGURAS

---

Figura 1 - Triângulo da Sustentabilidade.....	13
Figura 2 - Comparação entre Metabolismo Linear e Metabolismo Circular .....	38
Figura 3 - Evolução do <i>overshoot day</i> da Terra (1971-2022).....	49
Figura 4 - Hierarquia do Desperdício Alimentar .....	64
Figura 5 - Modelo de Estudo Inicial .....	86
Figura 6 - Mapa de Actuação da ERSUC .....	89

## ÍNDICE DE GRÁFICOS

---

Gráfico 1 - Idade dos inquiridos .....	94
Gráfico 2 - Idade dos inquiridos .....	94
Gráfico 3 - Sexo dos inquiridos .....	94
Gráfico 4 - Sexo dos inquiridos .....	94
Gráfico 5 - Habilitações literárias dos inquiridos .....	95
Gráfico 6 - Habilitações literárias dos inquiridos .....	95
Gráfico 7 - Área de estudos dos inquiridos.....	95
Gráfico 8 - Área de estudos dos inquiridos.....	95
Gráfico 9 - Cargo exercido pelos inquiridos.....	96
Gráfico 10 - Cargo exercido pelos inquiridos.....	96
Gráfico 11 - Tempo de serviço dos inquiridos .....	96
Gráfico 12 - Dimensão 1: Sistema Alimentar Circular.....	97
Gráfico 13 - Dimensão 2: Aceitação Social e Comportamentos Pessoais.....	98
Gráfico 14 - Dimensão 3: Conhecimento Científico .....	99
Gráfico 15 - Dimensão 4: Protecção do Ambiente .....	100
Gráfico 16 - Dimensão 5: Política e Legislação .....	101
Gráfico 17 - Dimensão 6: Saúde Pública.....	102
Gráfico 18 - Dimensão 7: Valor dos Resíduos .....	103
Gráfico 19 – Resultados do questionário: medianas obtidas para as dimensões analisadas .....	104
Gráfico 20 – Resultados do questionário: influência dos vários antecedentes estudados sobre a dimensão “Sistema Alimentar Circular” .....	105

Gráfico 21 – Assinale, das seguintes, quais as medidas implementadas pelo seu Município em matéria de sistemas alimentares circulares e gestão de resíduos orgânicos.....	107
Gráfico 22 – A ERSUC mostra abertura à implementação de soluções mais descentralizadas e circulares de gestão dos resíduos orgânicos dentro do limite de cada município .....	108

## ÍNDICE DE QUADROS

---

Quadro 1 - Municípios objecto de questionário.....	87
Quadro 2 - Informação relativa aos Municípios nos quais a ERSUC actua .....	88
Quadro 3 - Comparação da informação relativa aos Municípios nos quais a ERSUC actua com a média dos Municípios portugueses .....	90
Quadro 4 - Municípios que responderam ao questionário .....	93
Quadro 5 - Dimensões e questões correspondentes .....	110

## ÍNDICE DE TABELAS

---

Tabela 1 - Millennium Development Goals .....	22
Tabela 2 - Os 17 Objectivos de Desenvolvimento Sustentável .....	24
Tabela 3 - Blocos de Acção dos ODS, de acordo com Sachs (2019) .....	25
Tabela 4 - Objectivos de Desenvolvimento Sustentável e respectivas metas orientadas para o crescimento económico.....	27
Tabela 5 - Objectivos estabelecidos pelo Pacto Ecológico Europeu (2019) .....	29

# INTRODUÇÃO

## 1. Razão de Ser

A escassez do dinheiro público obriga a uma utilização inteligente do mesmo. Esta verdade constitui a força motriz de uma parte significativa da investigação científica realizada pelas diferentes áreas da ciência e partes do mundo. Nada mais é a ciência, de facto, do que a procura, realizada através da observação e da experimentação, com obediência a um conjunto de regras lógicas pré-fixadas, assentes numa ideia imprescindível de racionalidade, da verdade. Da ciência resultam, pois, prescrições para o mundo real, através do afastar de determinadas soluções ou da sugestão de outras, alternativas, que integrem o saber adquirido e consolidado. Naturalmente, o exercício científico repercute-se na decisão política, à qual se vem exigindo crescentemente justificação no (e obediência ao) conhecimento científico.

Se muito se tem estudado como utilizar mais eficientemente os recursos públicos, que por natureza e definição são escassos, de forma a desenhar e implementar políticas públicas que consigam mais com menos, permanece por estudar o impacto que a implementação de políticas públicas holísticas ou integrais – isto é, a implementação de políticas públicas capazes de actuar em diferentes frentes simultaneamente e responder a várias necessidades ao mesmo tempo – pode ter não apenas na saúde dos cofres públicos como também, de forma especial, na sustentabilidade do planeta.

A escassez de recursos – não apenas monetários, mas materiais também – ganha especial relevo, de facto, quando considerada a causa da Sustentabilidade, a qual coloca um importante dilema ao poder público: como prosperar sem esgotar os recursos do planeta.

Tendo a Humanidade entrado na era do Antropoceno – entendido como o “presente intervalo de tempo geológico em que muitas condições e processos da Terra são profundamente alterados pelo impacto humano” (Anthropocene Working Group, 2019) – coloca-se hoje perante a Humanidade o seu maior desafio até à data: viver dentro dos limites do planeta (Galli et al., 2020). Com este objectivo em mente, situa-se hoje o esforço do estudo científico e, crescentemente, da acção pública, em reverter os efeitos negativos da

actividade humana e encontrar a harmonia entre esta e os ecossistemas, diminuindo a pressão humana sobre os mesmos, recuperando a biodiversidade e gerindo de forma mais inteligente os recursos que dela extraímos e os resíduos gerados na nossa actividade (Galli et al., 2014).

O desenvolvimento de uma consciência colectiva sobre a sustentabilidade do planeta tem feito alguns investigadores, pensadores, organizações (públicas, privadas ou outras, como organizações não governamentais (ONG) e associações privadas sem fins lucrativos (APSFL)), movimentos e grupos políticos questionar a estratégia do crescimento económico constante num planeta de recursos finitos, dividindo-se então as abordagens que encontram na eficiência a solução para desacoplar o crescimento económico da utilização de recursos daquelas que entendem que apenas uma estratégia de *degrowth* (Belmonte-Ureña et al., 2021) pode solucionar o *overshoot* ambiental (Borucke et al., 2013; Wackernagel et al., 2002) das economias.

Um novo entendimento sobre o desenvolvimento humano e sobre a sustentabilidade do planeta tem, de resto, originado crescentes dúvidas sobre a adequação do Produto Interno Bruto (PIB) como indicador único ou principal do desenvolvimento humano, falando-se hoje em dia de alternativas mais abrangentes na sua análise, como sejam o Human Development Index (HDI) (Lind, 2019; Sagar & Najam, 1998), o Genuine Progress Indicator (GPI) (Cook & Davíðsdóttir, 2021), o Gross National Happiness (GNH) (Bates, 2009), o Happy Planet Index (HPI) (Patrick et al., 2021; Tausch, 2011), o Green GDP (Li & Lang, 2010; Talberth & Bohara, 2006) ou o Better Life Index (BLI) (Kasparian & Rolland, 2012; Mizobuchi, 2014; Nikolaev, 2014). Abundam hoje, de resto, indicadores de felicidade (ou, talvez mais amplamente, de bem-estar), numa visão mais holística ou integral do que constitui a qualidade de vida e o desenvolvimento humano, os quais encontram âmbito de aplicação não apenas à escala nacional como igualmente ao nível local, dos municípios (Tavares, 2022).

Esta visão mais alargada do desenvolvimento humano é crescentemente contemplada nas definições de desenvolvimento sustentável, que, na literatura nacional, Bilhim (2004) descreve como “uma estratégia de desenvolvimento que gere todos os activos, recursos naturais e humanos, bem como os activos financeiros e físicos, para aumentar a riqueza a longo prazo e o bem-estar social” (p. 81).



Não obstante estarmos, quando falamos da pressão humana sobre o planeta e da necessidade de adoptar um modelo de desenvolvimento mais sustentável, perante uma questão global, não pode ser descurada a dimensão local desta temática. Não é de resto nova, para académicos ou profissionais, a tensão entre a natureza global dos problemas ambientais e a necessidade de acção ao nível local (Tavares, 2022), especialmente quando considerados os efeitos devastadores que pequenas alterações ambientais globais podem significar nas economias e sociedades locais, através, por exemplo, da deslocações de espécies ou da destruição de produções agrícolas, manifestações de que é localmente que se sentem os primeiros efeitos das alterações climáticas (Tavares, 2022).

Apesar dos desafios – limitações financeiras, dificuldades técnicas, dilemas de acção colectiva, iniciativas fragmentadas (Tavares, 2022) – da acção local, é esse o âmbito mais adequado – livre das grandes divergências da política nacional e mais afeita à conciliação (Giannakidis et al., 2018) – para dar resposta às preocupações do desenvolvimento sustentável. Aqui se destacam, particularmente, as cidades enquanto locais por excelência de aplicação de políticas para a sustentabilidade (Galli et al., 2020) e, mais especificamente, políticas para a promoção de modelos económicos mais circulares (Taelman et al., 2018).

O âmbito local constitui o nível mais adequado (Zotos et al., 2009) para responder, de resto, a um dos maiores desafios actuais da Humanidade e a principal razão para a transgressão dos limites do planeta (Galli, Pires, et al., 2020): a sustentabilidade dos sistemas alimentares, e, com ela, a implementação de sistemas alimentares circulares (Harder et al., 2021; Lamine et al., 2019; van der Wiel et al., 2019; Wohlfahrt et al., 2019). É nesse sentido entendido como circular aquele sistema alimentar que, segundo Jurgilevich et al. (2016) “implica a redução da quantidade de desperdício gerado no sistema alimentar, a reutilização de alimentos, a utilização dos produtos secundários e dos resíduos alimentares e a reciclagem de nutrientes”, o que implica medidas que “devem ser implementadas quer ao nível do produtor como do consumidor, e, finalmente, na gestão dos excessos e resíduos alimentares” (p. 2).

A ideia da transição para sistemas alimentares circulares encontra-se implícita nos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), relevando aqui de forma particular o ODS 12 (Produção e consumo sustentáveis) que além de, no que concerne às

responsabilidades públicas sobre estas matérias, colocar na agenda a transição para uma contração pública sustentável (Oliveira & Santos, 2015; Rainville, 2021; Sönnichsen & Clement, 2020) – como evidenciado pelo *target* 12.7 (“promover práticas de contratação pública sustentáveis, de acordo com as políticas e prioridades nacionais”) – dá conta da necessidade de, por um lado “reduzir substancialmente a produção de resíduos através da prevenção, redução, reciclagem e reutilização” (*target* 12.5) e de, especificamente na área alimentar, “até 2030, reduzir para metade, à escala global, o desperdício de alimentos per capita, tanto a nível de retalhistas como de consumidores, e reduzir os desperdícios de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento, incluindo os que ocorrem pós-colheita” (*target* 12.3).

A mesma hierarquia do desperdício é repetida pela Waste Framework Directive<sup>1</sup>. Embora, como lamentam Garske et al. (2020), esta não ofereça uma hierarquia específica para o desperdício alimentar, a mesma foi adaptada, em estudos como os de Papargyropoulou et al. (2014), à realidade alimentar e do desperdício orgânico.

Nesta hierarquia, construída para auxiliar o desenho e implementação de políticas públicas na área dos sistemas alimentares e da gestão de resíduos, mantém a prevenção (tanto nas fases iniciais, de produção, como na fase posterior, de consumo) o seu lugar cimeiro – avultando aí programas e projectos não-governamentais, como sejam o Save the Food (Estados Unidos da América) ou o Love Food, Hate Waste (Reino Unido) (Lemaire & Limbourg, 2019; UNEP, 2015) – seguida da reutilização, da reciclagem, da recuperação, e, apenas em último recurso, a deposição em aterro (Papargyropoulou et al., 2014).

Sendo verdade que a definição de “sistema alimentar circular”, de Jurgilevich et al. (2016) identifica na sua concretização a acção em três momentos essenciais (produção, consumo e gestão de resíduos), decidimos no nosso estudo centrar esforços na temática da gestão de resíduos orgânicos.

Responsável, ao nível europeu, por 8.3% dos empregos e por 4.4% do Produto Interno Bruto (PIB) (Lemaire & Limbourg, 2019), a alimentação constitui um dos principais sectores da economia. Simultaneamente, as cidades – *net consumers* de alimentos (Filippini et al., 2019) na insuficiência da agricultura urbana (Trimmer & Guest, 2018) – consomem

---

<sup>1</sup> Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas directivas; disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0098>

79% dos alimentos produzidos todos os anos (FAO, 2019), dados que dão simultaneamente conta da relevância da discussão sobre sistemas alimentares e da importância da análise destes temas do ponto de vista local e, particularmente, considerando as cidades como unidades fundamentais de análise (Lamine et al., 2019; van der Wiel et al., 2019; Wohlfahrt et al., 2019; Zotos et al., 2009).

Entendido como a diminuição em massa do material comestível ao longo da cadeia de abastecimento de alimentos, durante a produção, após a colheita e durante o processamento (Gustavsson et al., 2011), bem como durante o transporte, distribuição e na fase de consumo (Jurgilevich et al., 2016) – ou, segundo a Food and Agriculture Organization (FAO), numa definição que dominou os estudos sobre a matéria, correspondendo ao material comestível destinado ao consumo humano, surgido em qualquer ponto da cadeia de abastecimento alimentar, que seja descartado, perdido, degradado ou consumido por pragas (FAO, 1981) – o desperdício alimentar (*food waste*) corresponde a qualquer alimento ou parte não comestível de alimentos removida da cadeia de abastecimento alimentar para ser recuperada ou descartada (Ostergren et al., 2014).

Segundo dados do United Nations Environment Programme (UNEP) – publicados no Food Waste Index Report correspondente a 2021 – o desperdício de alimentos anual ronda hoje os 931 milhões de toneladas e corresponde a um terço de toda a comida produzida globalmente a cada ano (UNEP, 2021), o aproveitamento do qual garantiria alimento a dois mil milhões de pessoas (UNEP, 2015). Dados da UNEP mostram ainda diferenças nos hábitos de desperdício alimentar dos países em desenvolvimento – nos quais 80% das perdas de alimento ocorrem nas fases de produção, transporte e processamento – quando comparados com os países desenvolvidos – nos quais o desperdício alimentar ocorre essencialmente nas fases de distribuição e de consumo. A tendência apontada para os dados sobre o desperdício alimentar não é também ela positiva, somando-se a crescente pressão dos países em desenvolvimento, que apresentam necessidades alimentares renovadas tanto em dimensão como em tipo (Lemaire & Limbourg, 2019; Porter et al., 2016).

O desperdício alimentar não se resume, no entanto, a uma simples perda de alimentos. Além de um impacto económico que a FAO estima em 490 mil milhões de dólares anuais (Esparza et al., 2020), os efeitos ambientais negativos do desperdício alimentar fazem equivaler este ao terceiro país mais poluente do mundo (UNEP, 2015). O desperdício alimentar significa, em boa verdade, desperdícios e impactos em toda a linha, resultando em

emissões significativas de gases de efeito estufa e significativos gastos de água desnecessários (Sehnem et al., 2021), além da utilização de outros recursos naturais, fertilizantes e combustíveis não apenas na produção mas igualmente na conservação e no transporte de alimentos que acabam desperdiçados (Krishnan et al., 2020), uma multiplicação de perdas – numa indústria responsável por 26% das emissões de gases de efeito estufa (Sridhar et al., 2021) – que o planeta tem dificuldades em suportar. Além de a energia utilizada na produção de comida que acaba desperdiçada corresponder, em dados relativos aos Estados Unidos da América, a 2% do total da energia aí consumida (Cuéllar & Webber, 2010), são ainda de destacar os efeitos da ineficiência dos sistemas alimentares lineares na perda de biodiversidade e na desflorestação (Garrone et al., 2014), com a perda de quase um milhão de hectares para a produção de alimentos que acabam desperdiçados (Lemaire & Limbourg, 2019).

A par destes dados, são preocupantes as emissões de gases de efeito estufa originadas pela deposição não controlada de resíduos orgânicos em aterro (Gokarn & Kuthambalayan, 2017; Jurgilevich et al., 2016; Sehnem et al., 2021) – opção de tratamento que permanece predominante nos países em desenvolvimento – ou gerida através de outros métodos ambientalmente insustentáveis, de tal modo que a construção de sistemas de gestão de resíduos orgânicos mais sustentáveis (e, nesse sentido, mais circulares) se afirma central – a par dos esforços em matéria de prevenção – à resolução dos problemas ambientais dos sistemas alimentares, dando conta da relevância do estudo científico sobre esta matéria.

Em particular, dedicámos o nosso esforço, nesta dissertação, à análise dos antecedentes (ou *drivers*) – entendidos por Agamuthu et al. (2009) como os “factores que alteram positiva (ditos facilitadores) ou negativamente (ditos restrições) um sistema de gestão de resíduos existente” (p. 1), ou, por Wilson (2007), como “os mecanismos ou factores que impactam significativamente o desenvolvimento na gestão de resíduos” (p. 198) – da gestão circular de resíduos orgânicos dos trinta e seis (36) municípios portugueses da Região Centro que integram a área de actuação da ERSUC – Resíduos Sólidos do Centro S.A., aos quais aplicámos um questionário, com o objectivo de perceber a percepção dos mesmos acerca de quais os factores (entre aceitação social e comportamentos pessoais, conhecimento científico, protecção do ambiente, política e legislação, saúde pública e valor

dos resíduos) mais potenciadores na escolha da sua abordagem à gestão municipal dos resíduos orgânicos.

Creemos, de facto, que a compreensão da motivação dos municípios em adoptar determinadas políticas pode oferecer informação sobre o estado da gestão de resíduos orgânicos nesse município e ajudar a identificar quais os factores que atrasam a evolução das suas políticas de gestão de resíduos orgânicos para iterações mais sustentáveis das mesmas. Igualmente, poderá esta análise permitir ensaiar teorias sobre o que pode ser feito para avançar estas políticas num momento histórico tão sensível – pelos avultados desafios ambientais, entre os quais se encontra (e para os quais pode contribuir) a matéria relativa aos sistemas alimentares e à gestão de resíduos orgânicos – como aquele em que nos encontramos.

Partimos, pois, para a presente dissertação com a questão central de saber quais os factores que mais influenciam as políticas municipais de gestão de resíduos orgânicos.

Constitui objectivo principal do nosso estudo aferir quais os factores que influenciam a criação, nos municípios, de sistemas alimentares circulares na sua particular componente de gestão de resíduos orgânicos, tendo por objecto de estudo os trinta e seis municípios nos quais a ERSUC – Resíduos do Centro, S. A. opera a sua actividade de gestão de resíduos orgânicos.

Constituem ainda objectivos secundários da presente dissertação:

- Desenvolver uma análise das relações entre o poder local e as cidades e as temáticas dos sistemas alimentares circulares e da gestão de resíduos orgânicos;
- Obter uma visão informada – através da análise da literatura e da aplicação dos instrumentos metodológicos escolhidos – sobre o estado actual da gestão de resíduos orgânicos em Portugal;
- Perceber, com base nas respostas ao questionário aplicado e no que concerne aos municípios no seu âmbito de aplicação, a percepção dos municípios sobre a circularidade da sua política de gestão de resíduos orgânicos;
- Compreender, com base nas respostas ao questionário aplicado e no que concerne aos municípios no seu âmbito de aplicação, quais as medidas

implementadas pelos municípios em matéria de sistemas alimentares circulares e de uma gestão circular dos resíduos orgânicos;

- Aferir, com base nas respostas ao questionário aplicado e no que concerne aos municípios no seu âmbito de aplicação, se ERSUC mostra abertura à implementação de soluções mais descentralizadas e circulares de gestão dos resíduos orgânicos;
- Entender quais são, na opinião dos municípios auscultados, os factores mais desafiantes na adopção de soluções mais circulares e descentralizadas em matéria de resíduos orgânicos.

Face ao exposto, apresenta-se de seguida a estrutura da presente dissertação.

A revisão da literatura inicia-se com um ponto dedicado ao tema da Sustentabilidade, analisando-se conceitos conexos a esta, como sejam, desde logo, a ideia de desenvolvimento sustentável, o triângulo da sustentabilidade e, bem assim, a economia circular, não deixando de parte, o debate acerca da relação entre a sustentabilidade do planeta e o crescimento económico. Damos ainda conta, aí, dos principais momentos internacionais na evolução da agenda para a sustentabilidade, com particular destaque para os Objectivos de Desenvolvimento Sustentável, que hoje dominam e definem a agenda mundial, para o Acordo de Paris e, ao nível da União Europeia, para o Pacto Ecológico Europeu.

No segundo ponto, focamos o nosso estudo no papel do poder local (e, em particular, das cidades) na concretização da sustentabilidade. Analisamos então o interesse particular das cidades (pela sua dimensão e respectivo impacto enquanto consumidoras de recursos e emissoras de resíduos) na temática do desenvolvimento sustentável, não deixando de parte uma breve análise à luz da ideia de *Smart City*, conceito hoje em voga no discurso sobre (e estudo das) cidades enquanto unidades fundamentais de análise. Abordamos, igualmente, os principais marcos de sustentabilidade ao nível local (tanto do ponto de vista internacional como, mais especificamente, aqueles que encontraram reflexo em Portugal), bem como as iniciativas para a sustentabilidade que encontram na cidade o seu ponto fundamental de acção.

Ainda neste ponto estudamos a questão da medição da sustentabilidade e dos indicadores de sustentabilidade ao nível local, oferecendo considerações relevantes da comunidade científica a este nível. Indicamos aqui, igualmente, alguns dos programas mais relevantes no que concerne a indicadores de sustentabilidade – com particular foco nos estudos sobre a pegada ecológica (*ecological footprint*) – dando igualmente conta da participação dos municípios portugueses nos mesmos.

No terceiro ponto da presente dissertação dedicaremos a nossa atenção aos sistemas alimentares circulares e à gestão circular dos resíduos orgânicos, centro do nosso estudo.

Juntando as considerações realizadas em relação ao tema do desenvolvimento sustentável àquelas realizadas em relação ao poder local e às cidades mais especificamente, analisaremos num primeiro subponto a relevância da cidade no tema da sustentabilidade da alimentação e dos sistemas alimentares circulares e na gestão de resíduos orgânicos em particular, estudando então a exigência alimentar das cidades e enquadrando a alimentação e a gestão de resíduos como um problema/oportunidade local. Além de oferecermos uma definição de sistema alimentar circular, introduzimos a ideia de divisão urbano-rural (*urban rural divide*) e da possibilidade de criação de relações simbióticas entre cidades e espaços rurais através da aposta em sistemas alimentares circulares e numa gestão circular dos resíduos orgânicos. Analisamos ainda como se relacionam os Objectivos de Desenvolvimento Sustentável com a matéria dos sistemas alimentares e da gestão dos resíduos orgânicos. Não esquecemos ainda, aqui, uma análise sobre os dados do desperdício alimentar em Portugal e no Mundo e, bem assim, sobre o efeito de multiplicação dos impactos ambientais negativos do desperdício alimentar.

Num segundo subponto, abordamos especificamente as opções de tratamento dos resíduos orgânicos, analisando-as no seu impacto ambiental e nos subprodutos que geram, não sem antes enquadrar a gestão dos resíduos orgânicos na hierarquia do desperdício alimentar.

No terceiro subponto, oferecemos as nossas considerações sobre o que significa a circularidade (ou a economia circular) em matéria de gestão de resíduos orgânicos, explorando, nomeadamente, as ideias de circularidade dos nutrientes (*nutrient circularity*) e de distância viajada pelos nutrientes (*nutrient travel distance*) enquanto indicadores de circularidade do sistema de gestão de resíduos orgânicos, analisando ainda alguns dos mais

importantes contributos para a circularidade dos sistemas de gestão de resíduos orgânicos, dando especial destaque, neste âmbito, às directivas europeias. Por fim, centramos a nossa análise nos antecedentes (ou *drivers*) da gestão de resíduos em geral e da gestão de resíduos orgânicos em particular, realizando por um lado a compilação dos principais artigos científicos sobre a matéria e por outro lado, apresentando, uma visão histórica sobre a importância de cada um dos principais *drivers* ao longo do tempo, oferecendo ainda as nossas sugestões sobre outros *drivers* a considerar.

Depois da exploração da literatura sobre o tema em análise, procedemos à apresentação da metodologia adoptada no trabalho, analisando de seguida os resultados obtidos.

Apresentamos, então, as conclusões do nosso estudo, dando igualmente conta das limitações encontradas e apresentando as janelas de oportunidade para investigação futura sobre o tema estudado.



# CAPÍTULO I – REVISÃO DA LITERATURA

## 1. Sustentabilidade e Políticas Públicas: teoria e prática

### 1.1. Conceito de Sustentabilidade e sua evolução

Sob o prisma do olho comum, a ideia de “sustentabilidade”, considerada em si mesma, remete para aquela de “manutenção”, ou “permanência”, que só uma atitude de “conservação” permite, ou, pelo menos, é de imediato identificável com uma certa “garantia de futuro”, e de um consumo que – independentemente do nível – não ultrapasse a produção que o permite. A etimologia da palavra, por sua vez, transporta-nos para o latim *sustinere*, onde se conjugam as expressões *sub* (significando “abaixo”) e *tenere* (significando “segurar” ou “agarrar”), dando conta da sensível posição em que o planeta se encontra.

De facto, entrámos já – tendo votado o Grupo de Trabalho do Antropoceno (Anthropocene Working Group) para o seu reconhecimento – na “era do Antropoceno”, conforme popularizado por Crutzen & Stoermer (2000). Na definição da Comissão Estratigráfica Internacional (Anthropocene Working Group, 2019), o Antropoceno constitui o “presente intervalo de tempo geológico em que muitas condições e processos da Terra são profundamente alterados pelo impacto humano”, iniciado no advento da agricultura e exponencialmente acelerado a partir da Revolução Industrial, caracterizado por significativos impactos na geologia, nos ecossistemas e nas alterações climáticas (Yigitcanlar et al., 2018, 2019)

Publicado em 1972, o célebre estudo “Os Limites do Crescimento” (“The Limits to Growth”) (Meadows et al., 1972), alertava já para a insustentabilidade dos níveis de industrialização, poluição, produção alimentar e exploração dos recursos naturais à altura praticados, informando da consequência última, atingido em cem anos o limite de desenvolvimento do planeta, de uma súbita e significativa quebra na população mundial e na capacidade industrial.

Central nuns momentos e arrastado para o *background* noutros, a verdade é que a sustentabilidade é hoje um tema inescapável, que marca o debate político e influencia as

políticas públicas há várias décadas, e que promete vir a fazê-lo de forma ainda mais significativa nos próximos tempos.

O Relatório Brundtland (1987) é historicamente reconhecido como o primeiro momento essencial de entrada das preocupações com a sustentabilidade no debate político. Entendia-se aí a sustentabilidade como a capacidade das gerações presentes responderem às suas necessidades sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem as suas (World Commission on Environment and Development, 1987).

Não obstante o Relatório Brundtland (“Our Common Future”) ter respondido com mérito ao dilema intergeracional da sustentabilidade, ficou na sua definição sem resposta o dilema social da sustentabilidade que vivemos nos tempos hodiernos.

Para todos os efeitos, não prescreve o Relatório Brundtland, nesta definição, solução ao dilema que opõe as preocupações com a sustentabilidade às pretensões dos países em desenvolvimento, que liam naquela uma ameaça à sua capacidade de desenvolvimento (Kates et al., 2005). De facto, era nesta dimensão insensível a definição do Relatório Brundtland, que ignorava a condição dos mais desafortunados de cada geração, aos quais a prossecução da sustentabilidade parecia querer negar as pretensões de crescimento.

De igual forma, uma outra tendência política e científica acabaria por sugerir a insuficiência da definição de Brundtland, criticada por não fechar portas à coexistência do crescimento económico com a sustentabilidade (Mitchell, 1996). Para estes, o crescimento económico constante (condição de existência da economia actual) era, pela natureza finita dos recursos naturais na transformação dos quais aquele se baseia, incompatível com as preocupações com a sustentabilidade (Bosselmann, 2008).

### **1.1.1. O triângulo da sustentabilidade como elemento de sobriedade**

Não obstante Pearce et al (1993) ter identificado, no seu trabalho, mais de 60 definições de desenvolvimento sustentável, a definição oferecida pelo Relatório Brundtland é ainda hoje – pela sua formulação simples e natureza englobante – central no pensamento sobre o desenvolvimento sustentável.

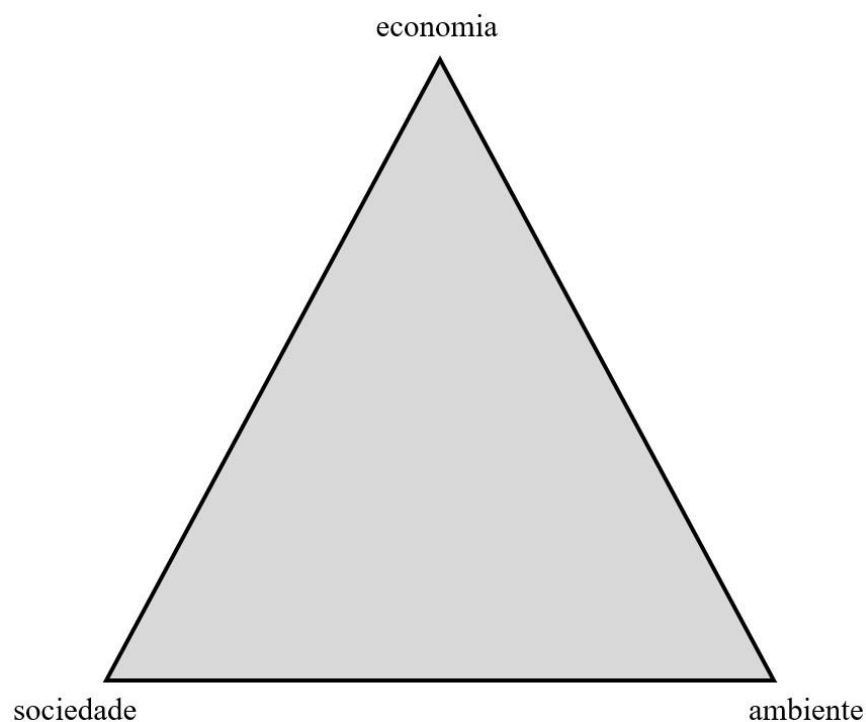
Para a resolução do dilema intergeracional – a necessidade de deixar o suficiente às gerações seguintes – sugere o desenvolvimento sustentável, como o nome indica, o

desenvolvimento. De facto, o conceito de “desenvolvimento sustentável”, que tomou e ainda hoje domina o debate sobre a sustentabilidade, remete para o crescimento económico como caminho para (e garantia de) um mundo mais sustentável.

Esta visão, da sustentabilidade através do desenvolvimento (Kates et al., 2005), conciliou ambientalistas e economistas e ofereceu uma visão integral da sustentabilidade sobre a qual ainda hoje assentam todas as decisões tomadas pelo poder público, nas quais se procura equilibrar necessidades económicas e exigências ambientais.

A manifestação mais evidente deste exercício de equilíbrio é oferecida pelo triângulo da sustentabilidade, que se consolidou enquanto elemento de sobriedade na discussão sobre a sustentabilidade (Mokosch et al., 2015; Munasinghe, 1993; Purvis et al., 2019).

**Figura 1 - Triângulo da Sustentabilidade**



Fonte: autoria própria, adaptado de Mokosch et al. (2015)

De facto, se num momento – e para alguns – a preocupação com a sustentabilidade constituía essencialmente uma preocupação com o estado do ambiente, a partir do momento

em que o triângulo da sustentabilidade se generaliza, o conceito de sustentabilidade transforma-se num garante do equilíbrio entre factores ambientais, factores económicos e factores sociais.

O triângulo da sustentabilidade ofereceu, pois, uma forma de visualizar o conceito definido no Relatório Brundtland, tendo suscitado réplicas materializadoras de diferentes perspectivas, originando assim diferentes versões do triângulo da sustentabilidade: umas mais estáticas (Zink, 2014), outras mais dinâmicas (Mokosch et al., 2015), ou mesmo a sua transformação num diagrama de Venn (Barbier, 1987; Hancock, 1999; International Council for Local Environmental Initiatives, 1996; Mebratu, 1998), em que a sustentabilidade se encontra na intersecção das condições ambientais, económicas e sociais, muitas vezes referidas como os três P's – Planeta, Preço e Pessoas (*Planet, Price e People*) – ou como os três E's – Ambiente, Economia e Equidade (*Environment, Economics e Equity*).

A maturidade caracterizadora do triângulo da sustentabilidade (ou das suas representações próximas) faz-se reflectir numa mudança de paradigma no que respeita à discussão sobre a sustentabilidade, substituindo-se esta pelo “desenvolvimento sustentável”. Se é verdade que o termo “desenvolvimento sustentável” já surgia antes do generalizar do triângulo da sustentabilidade (Purvis et al., 2019) – nomeadamente, desde logo, no Relatório Brundtland (World Commission on Environment and Development, 1987) – a verdade é a maturidade do conceito só se concretiza verdadeiramente mais tarde, quando se lhe entende uma particular vocação pragmática e antropológica (Moldan et al., 2012). A questão, agora, deixa de ser uma de protecção ambiental e passa a ser uma de equilíbrio entre as componentes ambiental, económica e social, numa perspectiva de desenvolvimento, em última instância, da Humanidade, porquanto, na visão dominante, no centro da sustentabilidade estão as necessidades humanas (Moldan et al., 2012).

Ao trazer para cima da mesa os elementos social e económico, o triângulo da sustentabilidade recentra a discussão académica e a decisão do agente político na necessidade de vários interesses distintos: ambientais, económicos e sociais. A sobriedade oferecida pelo triângulo da sustentabilidade previne o colapso da economia ou da coesão social em nome das preocupações ambientais.

Não obstante, não vão faltando autores que, ao longo do tempo, condenam a expressão “desenvolvimento sustentável”, encontrando-lhe enviesamentos ideológicos que

procuram colocar a economia à frente das preocupações ambientais e sociais (Dias & Loureiro, 2019; Redclift, 1987; Sneddon, 2000)

### **1.1.2. Economia circular: um salto de qualidade**

Um dos principais conceitos a orbitar o desenvolvimento sustentável é aquele da economia circular. Não se lhe conhecendo origem específica ou única (Winans et al., 2017), a economia circular é componente essencial – manifestação e ferramenta – de uma visão sustentável da economia. O destaque que obteve, tanto na indústria (Uemura Silva et al., 2021; Velenturf et al., 2019) como no âmbito da gestão dos recursos naturais de forma mais ampla (Barros et al., 2020; Ingrao et al., 2018) quase argumenta a autonomização desta da ideia de desenvolvimento sustentável.

A economia circular surge em oposição à ideia de economia linear, entendida como uma economia de desperdício (Taelman et al., 2018), baseada na abundância e disponibilidade de recursos e na capacidade ilimitada de gerar resíduos (Jurgilevich et al., 2016; Puntillo et al., 2021), desconsiderando os impactos ambientais da actividade humana.

A circularidade inerente ao mundo natural exige a adaptação da economia humana às regras do ecossistema, sob pena de significativos efeitos ambientais negativos, com impactos tanto a nível global como a nível local (Paes et al., 2019). Esta adaptação é, pois, materializada pelo conceito de economia circular, mobilizador da separação entre crescimento económico e utilização de recursos (Taelman et al., 2018).

Enquanto a economia linear segue o modelo *take-make-consume-dispose* (Puntillo et al., 2021) – ou simplesmente *take-make-dispose* (Ghisellini et al., 2016; Hartley et al., 2020; Merli et al., 2018) – a economia circular caracteriza-se pela reintrodução dos resíduos no sistema, adoptando o modelo *make-use-return* (Ellen MacArthur Foundation, 2013). Estamos, para Ghisellini (2016), perante um novo modelo de negócio, na base do qual se encontram as máximas dos 3R (reduzir, reutilizar e reciclar) (Ghisellini et al., 2016; Hartley et al., 2020; Wu et al., 2014) e, no âmbito particular da indústria, dos 6R (reutilizar, reciclar, redesenhar, remanufaturar, reduzir e recuperar) (Winans et al., 2017), que definem a atitude a adoptar na utilização dos recursos e gestão dos resíduos.

Muitas vezes entendida como uma simples atitude preferencial por reciclar e reutilizar (Kirchherr et al., 2017) – ao invés de uma alteração completa do modelo económico (Esmailian et al., 2018) – a verdade é que a economia circular procura ser a chave para desacoplar o crescimento económico do consumo de recursos (Belmonte-Ureña et al., 2021). Para outros, mais radicais, a economia circular é mesmo o negar do crescimento económico constante como estratégia para o planeta, surgindo nas visões mais extremas como a ferramenta principal para o *degrowth* (Belmonte-Ureña et al., 2021).

Não obstante a literatura, em diversos momentos e locais e para diversas áreas de estudo (da indústria à actuação pública e das visões sectoriais às perspectivas mais integrantes), ter esboçado diferentes definições de “economia circular” (Winans et al., 2017), a natureza deste conceito permanece imutável, devendo a economia circular ser entendida como uma expressão mais ambiciosa da sustentabilidade e, afinal, uma ferramenta para a concretização desta.

Mais do que um sistema sustentável, a economia circular, na lente de Geissdoerfer et al (2017), é um sistema regenerativo, no qual o *design* duradouro, a preocupação com a manutenção e a reparação, a reutilização, e, em última instância, a reciclagem fecham o círculo dos materiais e da energia. Independentemente da definição adoptada, surgem como objectivos da economia circular, simultaneamente, a sustentabilidade ambiental, a prosperidade económica e a equidade social (Hartley et al., 2020).

Ultrapassando as limitações dos esforços do desenvolvimento sustentável – muitas vezes focados principalmente nos problemas ambientais – o conceito de economia circular tem o mérito de cobrir igualmente os aspectos sociais e económicos da sustentabilidade (Esmailian et al., 2018).

A economia circular assenta no reconhecimento dos limites da natureza e da necessidade de imitar a natureza nos seus processos biológicos naturais, propondo uma actuação com foco na eficiência dos recursos (Puntillo et al., 2021). Tal significa a substituição do modelo de negócio tradicional (em que se gera valor lucrando da venda de produtos terminados) por modelos negócios em que o lucro é gerado pelo fluxo dos materiais e produtos ao longo do tempo (Puntillo et al., 2021), numa economia circular.

A grande alteração movida pela transição da economia linear para a economia circular é a devolução dos materiais a fases anteriores dos processos naturais ou de fabrico.

Numa perspectiva de promoção da sustentabilidade, procura-se extrair a maior utilidade, e, conseqüentemente, o maior valor dos bens e equipamentos utilizados (Comissão Europeia, 2014).

Para o efeito, assenta a economia circular numa acção tripartida, identificada por Geissdoerfer et al. (2017) quando define a economia circular como “um sistema regenerativo no qual a entrada e o desperdício de recursos, as emissões e a dissipação de energia são minimizadas pelo desacelerar, fechar e estreitar dos ciclos dos materiais e da energia” (p. 3). Também Esmailian et al. (2018) identifica esta acção tripartida da economia circular, dando conta da necessidade de desacelerar, fechar, e estreitar o ciclo dos produtos.

Já Hartley (2020) afirma que uma alteração de paradigma que assuma a economia circular como política de acção implica mudanças nos diferentes momentos da vida dos recursos e produtos: 1. Design e produção; 2. Uso e consumo; 3. Fim de vida; 4. Recirculação dos recursos.

No centro da economia circular está, pois, a ideia de eficiência, que se estende da optimização do *design* às soluções para o fim de vida do produto (Sehnm et al., 2021). O mesmo entendem Belmonte-Ureña et al. (2021), para os quais a economia circular não é mais do que uma *bricolage* de ideias económicas e ambientais antigas que sugere o aumento da eficiência dos recursos como caminho para alcançar o devido equilíbrio entre economia, ambiente e sociedade.

Para os críticos, o conceito de economia circular permanece ambíguo (Corvellec et al., 2022). Argumentam estes autores que tanto o conceito de economia circular não oferece soluções práticas concretas aos problemas do planeta como deixa por solucionar o problema das indústrias em que a circularidade constitui objectivo longínquo (Belmonte-Ureña et al., 2021), sendo ainda acusado de rejeitar a ciência estabelecida (Corvellec et al., 2022).

Ainda assim, a economia circular continua – pelo seu impacto na indústria e no debate político, onde encontrou amplo acolhimento – a constituir importante elemento na estratégia mundial para o desenvolvimento sustentável (Belmonte-Ureña et al., 2021).

Apesar de constituir hoje, tanto na indústria como na actuação pública, uma prioridade das políticas de sustentabilidade, a implementação da economia circular enquanto novo modelo de acção continua a sofrer de várias limitações.

Além da força dos comportamentos estabelecidos, da inadequação das infraestruturas e de modelos empresariais desadequados (Comissão Europeia, 2014), de factores culturais das organizações e de enviesamentos psicológicos individuais (Hartley et al., 2020; Kirchherr et al., 2018), as tecnologias existentes continuam a constituir um entrave ao avanço de soluções circulares (Cobo et al., 2018), deixando as economias reféns do modelo linear (Comissão Europeia, 2014). Na indústria, de forma específica, constitui especial preocupação a qualidade dos materiais reciclados (Winans et al., 2017), a degradação dos quais, na falta de tecnologia que devolva aos produtos as características desejáveis para reutilização, pode determinar o fim da reintrodução dos mesmos na cadeia de produção (Cobo et al., 2018).

Igualmente, a transição para a economia circular exige, para Jawahir & Bradley (2016), uma aposta significativa na educação de qualidade, capaz de criar novas metodologias e inovação nos processos e nos produtos. A transição para a economia circular encontra-se assente, para estes autores, no pensamento visionário, na falta do qual a implementação da economia circular continua a sofrer fortes limitações.

Em boa verdade, a aceitação que a economia circular encontrou no discurso político e académico – fazendo-se notar interesse de produtores, governos e investigadores na transição para um mundo mais circular – não encontra ainda reflexo nos dados mundiais sobre a circularidade. É feliz, nesse sentido, a expressão de Hartley et al. (2020, p. 1), para o qual o modelo linear continua “*baked in*” (isto é, continua sendo natural ou intrínseco) na economia, justificando os dados apresentados no *Circularity Gap Report* (Circle Economy, 2019), segundo o qual a economia global é apenas 9% circular, abaixo dos ainda escassos 12% apontados para a Europa.

A economia circular constitui, ainda assim, apenas um dos conceitos e ideias que orbitam a temática do desenvolvimento sustentável, destacando-se neste âmbito outros como sejam a economia verde (*green economy*) e a bioeconomia (*bioeconomy*).

Embora inclua alguns elementos da economia circular, a economia verde não se confunde com aquela, podendo ser pensada como uma economia *low carbon*, eficiente na utilização dos recursos e socialmente inclusiva (D’Amato & Korhonen, 2021). Já a bioeconomia utiliza o potencial dos recursos biológicos para desenvolver e comercializar bens e serviços, substituindo actividades baseadas na utilização de combustíveis fósseis por actividades baseadas na utilização de biomassa (D’Amato & Korhonen, 2021), não



admirando pois que – não obstante as críticas ao desempenho ambiental das soluções que advoga (Fritsche & Iriarte, 2014; Pfau et al., 2014)) – encontre grande aceitação a nível industrial, como *driver* de inovação, renovação e desenvolvimento (McCormick & Kautto, 2013).

Entendidas por D’Amato & Korhonen (2021) como “três narrativas que oferecem três receitas diferentes para responder aos objectivos económicos, sociais e ecológicos” (p. 1), não oferecendo nenhuma delas, por si própria, um pacote compreensivo de soluções, argumentam os autores a necessidade de mais investigação sobre como competem (e como se podem complementar) estes diferentes conceitos.

No campo dos conceitos relativos à relação entre crescimento económico e economia encontramos igualmente as ideias de *degrowth* e de *green growth*.

Num estudo que compara economia circular, *degrowth* e *green growth* na sua ligação com (e contribuição para) os objectivos de desenvolvimento sustentável, Belmonte-Ureña et al. (2021) definem o *degrowth* como a visão – baseada na ideia de que crescimento económico infinito não é possível num mundo finito – segundo a qual o crescimento económico não deve constituir objectivo principal e requisito para o bem-estar humano. Perspectiva dominante no campo do ambientalismo até à sua substituição pela ideia de “desenvolvimento sustentável” nos anos 90, perdeu a sua força à medida que os avanços tecnológicos foram provando a possibilidade de desacoplar o crescimento económico do consumo de recursos (Haberl et al., 2020).

Embora a ideia de *green growth* surja com diversas facetas, a mesma pode ser definida, de forma ampla, como uma visão que releva o papel do progresso económico ambientalmente sustentável na prossecução dos objectivos ambientais, sociais e económicos (Belmonte-Ureña et al., 2021). O *green growth*, enquanto perspectiva sobre a relação entre crescimento económico e sustentabilidade, entende o gasto na prevenção das alterações climáticas como um investimento e olha as crises económicas como oportunidades para a introdução de mudanças para a sustentabilidade (Belmonte-Ureña et al., 2021).

### **1.1.3. Marcos mundiais e europeus da discussão sobre o desenvolvimento sustentável**

#### **1.1.3.1. Os primeiros momentos da agenda mundial para o desenvolvimento sustentável**

Apesar da definição-modelo de sustentabilidade ter sido oferecida em 1987 pela Brundtland Comissão, a entrada da sustentabilidade na agenda mundial deu-se ainda antes, em 1972, na Conferência de Estocolmo (United Nations Conference on the Human Environment), da qual se extraiu, de forma significativa, a criação do Programa das Nações Unidas para o Ambiente (United Nations Environment Programme (UNEP)), responsável, ainda hoje, por estabelecer e promover a agenda ambiental a nível internacional. O Plano de Acção aprovado na Conferência de Estocolmo estabeleceu, para o efeito, 109 recomendações aos Estados participantes (United Nations, 1972b).

Da mesma forma, verteu esta Conferência, na Declaração de Estocolmo – em 26 princípios para a protecção do planeta (United Nations, 1972a) – as preocupações com o estado do ambiente e com as gerações futuras, revelando simultaneamente elevada maturidade, ao acautelar e ponderar as pretensões imediatas dos países em desenvolvimento, que viam no crescimento económico, e não no ambientalismo, as soluções aos seus principais e mais urgentes desafios (United Nations, 1972b).

Em 1992, duas décadas após a Conferência de Estocolmo e assente quer sobre esta, quer sobre a definição de sustentabilidade do Relatório Brundtland, teve lugar, no Rio de Janeiro, a ECO-92, na qual marcaram presença 178 países.

Lembrada, na memória colectiva do debate político e do conhecimento científico pela designação de Earth Summit, a United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) constituiu ponto de viragem na abordagem mundial à temática da sustentabilidade. Além de os seus trabalhos terem dado origem a importantes documentos temáticos, como o Rio Forest Principles (no âmbito da gestão, conservação e desenvolvimento sustentável das florestas) e convenções, como a Convention on Biological Diversity (no âmbito da conservação da diversidade biológica e acesso justo aos seus benefícios) e a United Nations Convention to Combat Desertification (no âmbito da

problemática da desertificação e das suas consequências económicas, sociais e humanas), a ECO-92 estabeleceu bases de trabalho mais abrangentes.

Resumindo os seus valores e aspirações num só documento, a UNCED aprovou a Declaração do Rio sobre Ambiente e Desenvolvimento (Rio Declaration), composta por 27 princípios que deveriam ordenar a actuação dos Estados na procura do desenvolvimento sustentável e na base da qual se deveria encontrar a cooperação (United Nations General Assembly, 1992)

Na perspectiva de uma acção completa, multinivelada e subsidiária, aprovou a UNCED, nos seus trabalhos, a Agenda 21. A executar a nível global, nacional e local num panorama temporal de 8 anos, a Agenda 21 surgiu como um plano de acção não vinculativo abrangente, organizando em objectivos e actividades as suas propostas para as dimensões social e económica, para a conservação e gestão dos recursos para o desenvolvimento, para o fortalecimento do papel dos “grandes grupos” e para os meios de implementação. Mais do que uma agenda para o clima estávamos já, em 1992, perante uma agenda para a Humanidade, comprova-o a amplitude de temas ali abordados.

O mais relevante e duradouro resultado da Cimeira da Terra haveria de ser, no entanto, a adopção da United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), no âmbito da qual se realizariam, nas décadas seguintes, as Conference of the Parties (COP) que têm determinado a agenda climática mundial até aos dias de hoje. O seu objectivo, conforme disposto no artigo 2.º, seria a estabilização, de forma atempada, da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera num nível que prevenisse uma interferência antropogénica perigosa com o sistema climático (United Nations, 1992).

Para o efeito, deveria a principal contribuição partir dos países mais desenvolvidos, aos quais caberia, nos termos da convenção, por um lado reduzir significativamente as emissões de gases de efeito estufa e, por outro, prestar assistência financeira e tecnológica aos países em desenvolvimento de tal maneira que estes fossem capazes de moderar as suas emissões e, simultaneamente, adaptarem-se aos efeitos das alterações climáticas.

Desde então, a agenda ambiental global tem avançado ao ritmo das COPs realizadas no âmbito da UNFCCC e dos tratados aí adoptados, bem como através das decisões aprovadas nas Earth Summit de 2002 e 2012.

Assim, no âmbito da 3.ª Conferência das Partes (COP 3) da UNFCCC, em 1997, foi adoptado o Protocolo de Quioto, responsável por operacionalizar limites concretos e

individualizados – de acordo com a responsabilidades partilhadas, mas capacidades diferenciadas de cada país (United Nations, 1997) – de emissões de gases de efeito estufa aos países desenvolvidos e em transição. A natureza radical do documento justificou a falta de consenso na sua ratificação. De facto, embora adoptado em 1997, o Protocolo de Quioto só viria a ser ratificado em 2005, com duração planeada até ao final de 2012, que a Doha Amendment, na COP 18, nesse mesmo ano, viria a estender até ao final de 2020.

### **1.1.3.2. Dos Millennium Development Goals aos Sustainable Development Goals**

Num reconhecimento da natureza abrangente da ideia de desenvolvimento sustentável, adoptaram as Nações Unidas, em 2000, a Millennium Declaration, no âmbito da qual se estabeleceram os Millennium Development Goals (MDG). A Millennium Summit encontraria na World Summit de 2005 uma reafirmação dos valores de 2000 e, com ela, um reforço dos compromissos assumidos cinco anos antes.

**Tabela 1 - Millennium Development Goals**

1. Erradicar a pobreza extrema e a fome
2. Alcançar o ensino primário universal
3. Promover a igualdade de género e a autonomização da mulher
4. Reduzir a mortalidade de crianças
5. Melhorar a saúde materna
6. Combater o VIH/SIDA, a malária e outras doenças
7. Garantir a sustentabilidade ambiental
8. Criar uma parceria global para o desenvolvimento

Fonte: autoria própria, com base em United Nations (2000)

Em 2002, no décimo aniversário da UNCED, teria lugar a World Summit on Sustainable Development 2002. Dos trabalhos da RIO +10 resultaria a Johannesburg Declaration on Sustainable Development, na qual os países participantes reafirmaram as preocupações de 1992, reconheceram os desafios a enfrentar e assumiram a cooperação como caminho para lhes oferecer resposta.

O próximo passo significativo no estabelecimento de uma agenda mundial para o desenvolvimento sustentável seria dado na United Nations Conference on Sustainable Development (UNCSD) ou Earth Summit 2012, realizada no vigésimo aniversário da Conferência do Rio.

Convocada para analisar os resultados da cimeira de 2002 e para discutir a implementação da Agenda 21, da UNCSD resultou o documento não vinculativo “The Future We Want”, responsável não só pelo reforço do UNEP e pelo reafirmar da Agenda 21, como pela decisão de lançar o processo de criação de um conjunto de objectivos capazes de promover o desenvolvimento sustentável. Para tal, aprovou a Assembleia Geral das Nações Unidas a criação de um Open Working Group (United Nations General Assembly, 2013), que deveria estabelecer objectivos limitados em número, fáceis de comunicar, e que fossem capazes de estabelecer um balanço adequado entre as facetas económica, social e ambiental do desenvolvimento sustentável (United Nations, 2012).

Este esforço resultaria, três anos depois (2015), na criação dos Sustainable Development Goals (SDG), que sucediam aos Millennium Development Goals de 2000 e que surgiam inseridos na 2030 Agenda aprovada na Sustainable Development Summit das Nações Unidas, realizada em Nova Iorque em Setembro de 2015, pelos 193 Estados-membros.

Plano de acção para quinze anos, a 2030 Agenda partilha a natureza tripartida da sustentabilidade (ambiente, economia e pessoas), lembrando igualmente a paz e as parcerias como condições essenciais para uma acção integrada sobre o futuro da Humanidade (United Nations General Assembly, 2015).

No centro desta agenda estariam, exactamente, os 17 Objectivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e respectivos *targets*. Constituindo apesar de tudo agenda não vinculativa, previa o texto da Agenda 2030 o estabelecimento de mecanismos

de acompanhamento e avaliação do progresso dos países no cumprimento dos objectivos na mesma estabelecidos (United Nations General Assembly, 2015).

Propunham estes objectivos – numa visão mais holística do que a estabelecida nos MDGs a que sucederam (Hickel, 2019) – a tomada de acção numa série de matérias críticas para o desenvolvimento sustentável do planeta.

**Tabela 2 - Os 17 Objectivos de Desenvolvimento Sustentável**

1. Erradicar a pobreza	10. Reduzir as desigualdades
2. Erradicar a fome	11. Cidades e comunidades sustentáveis
3. Saúde de qualidade	12. Produção e consumo sustentáveis
4. Educação de qualidade	13. Acção climática
5. Igualdade de género	14. Proteger a vida marinha
6. Água potável e saneamento	15. Proteger a vida terrestre
7. Energias renováveis e acessíveis	16. Paz, justiça e instituições eficazes
8. Trabalho digno e crescimento económico	17. Parcerias para a implementação dos objectivos
9. Indústria, inovação e infraestruturas	

Fonte: autoria própria, com base em United Nations General Assembly (2015)

Contrariamente aos MDGs, os Sustainable Development Goals estabelecem uma visão integrada do desenvolvimento económico e das preocupações ambientais, entre os quais reconhece ligação umbilical (Hickel, 2019). Para o efeito, viram os SDGs tanto um desdobramento dos objectivos dos Millennium Development Goals como, de forma geral, a actualização dos mesmos em função das novas prioridades e desafios mundiais que os últimos quinze anos haviam elevado à agenda mundial.

Assim, da mesma forma que se viram consolidados no SGD 3 (Saúde de qualidade) os MDG 4 (Reduzir a mortalidade de crianças), 5 (Melhorar a saúde materna) e 6 (Combater

o VIH/SIDA, a malária e outras doenças), também o objectivo vago estabelecido pelo MDG 7 (Garantir a sustentabilidade ambiental) se viu desdobrado em vários SDG, que passaram a oferecer uma visão mais integral de como atingir o objectivo da sustentabilidade ambiental. Para o efeito, reconheceram os SDG 7, 11, 12, 13, 14 e 15 a importância crítica das energias renováveis, de cidades e comunidades sustentáveis, de uma produção e consumo sustentáveis, do combate às alterações climáticas, dos oceanos mares e recursos marinhos e dos ecossistemas terrestres e da biodiversidade para a prossecução de um desenvolvimento sustentável.

Igualmente dignas de análise são as novidades do SDG 8 que, sem correspondência nos objectivos de 2000, dá conta da importância do trabalho digno e – de forma ainda mais relevante para as discussões ideológicas que rodeiam o tema da sustentabilidade – do crescimento económico para o desenvolvimento sustentável.

O reconhecimento da natureza intrageracional da sustentabilidade é oferecido pelo SDG 10. Da chamada para a redução das desigualdades resulta o entendimento de que a sustentabilidade não implica apenas, na definição do Relatório Brundtland, “a satisfação das necessidades da geração presente que não coloca em causa a satisfação das necessidades da geração futura” (World Commission on Environment and Development, 1987), mas o equilíbrio das condições de vida de todas as populações mundiais de uma mesma geração.

Por sua vez, se o SDG 17 (Parcerias para o desenvolvimento) encontra correspondência no antigo MDG 8 (Criar uma parceria global para o desenvolvimento), confirmando a relevância do trabalho conjunto para o desenvolvimento sustentável, o SDG 16 (Paz, justiça e instituições eficazes) não encontra raiz em nenhum dos MDG, não obstante constituir preocupação permanente e condição essencial para o desenvolvimento.

Na opinião de Sachs (2019) os Objectivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) implicam transformações em seis blocos de acção, apresentados na tabela abaixo.

**Tabela 3 - Blocos de Acção dos ODS, de acordo com Sachs (2019)**

1. Educação, género e desigualdade ( <i>education, gender and inequality</i> )
2. Saúde, bem-estar e demografia ( <i>health, well-being and demography</i> )
3. Descarbonização e indústria sustentável ( <i>energy decarbonization and sustainable industry</i> )

- |   |
|---|
| 4. Alimentação, terra, água e oceanos sustentáveis ( <i>sustainable food, land, water and oceans</i> )            |
| 5. Cidades e comunidades sustentáveis ( <i>sustainable cities and communities</i> )                               |
| 6. Revolução digital para o desenvolvimento sustentável ( <i>digital revolution for sustainable development</i> ) |

Fonte: autoria própria, com base em Sachs (2019)

De acordo com Sachs (2019), no centro desta mudança teria que estar, o conceito de economia circular. Para o efeito, “para atingir os ODS, os países devem alterar os padrões de consumo e produção, de maneira a desagregar o bem-estar humano da degradação ambiental, através da circularidade, que promove a reutilização e reciclagem dos materiais, bem como outras estratégias” (Sachs et al., 2019, p. 4).

Central, pois, ao ODS 12 (Produção e consumo sustentáveis) – como evidenciado pelo *target* 12.5 (“até 2030, reduzir substancialmente a geração de resíduos através da prevenção, redução, reciclagem e reutilização”) – , podem não só ser ainda encontradas fortes relações do princípio da circularidade com os ODS 6 (Água potável e saneamento), 7 (Energias renováveis e acessíveis), 8 (Trabalho digno e crescimento económico) e 15 (Proteger a vida terrestre), como também significativas sinergias com os restantes Objectivos de Desenvolvimento Sustentável (Belmonte-Ureña et al., 2021).

De forma a cumprir as metas estabelecidas no âmbito de cada objectivo, prometia a 2030 Agenda (United Nations General Assembly, 2015) o estabelecimento de um conjunto de indicadores globais – a ser complementados, igualmente, por indicadores regionais e nacionais – capazes de medir o progresso global no cumprimento das metas.

O conjunto de indicadores – no número de 247 – organizados pelos 17 *goals* e respectivos 169 *targets* haveria de ser adoptado pela Assembleia Geral das Nações Unidas em Junho de 2017 (United Nations General Assembly, 2017).

Para Wackernagel et al. (2017), os Objectivos de Desenvolvimento Sustentável não são sustentáveis o suficiente, acusando-os de não admitirem a existência de limites planetares e de, portanto, suportarem a continuação de um padrão de desenvolvimento insustentável.



Já Hickel (2019) vê nos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável uma contradição insanável, evidenciada pela coexistência de objectivos de protecção do ambiente – ODS 6 (Água e saneamento), 12 (Produção e consumo sustentáveis), 13 (Combater as alterações climáticas), 14 (Oceanos, mares e recursos marinhos) e 15 (Ecossistemas terrestres e biodiversidade) – com objectivos – ODS 8 (Trabalho digno e crescimento económico) e ODS 9 (Inovação e infraestruturas) – e metas – 8.1, 8.2 e 9.2 – orientadas para o crescimento económico, exigindo *trade-offs* que, na opinião de alguns autores (Gupta & Vegelin, 2016), afectam a implementação da agenda das Nações Unidas para a sustentabilidade.

**Tabela 4 - Objectivos de Desenvolvimento Sustentável e respectivas metas orientadas para o crescimento económico**

ODS	Metas
ODS 8 – Trabalho digno e crescimento económico	Meta 8.1: “Sustentar o crescimento económico per capita de acordo com as circunstâncias nacionais e, em particular, um crescimento anual de pelo menos 7% do produto interno bruto [PIB] nos países menos desenvolvidos”
	Meta 8.2: “Atingir níveis mais elevados de produtividade das economias através da diversificação, modernização tecnológica e inovação, inclusive através da focalização em setores de alto valor agregado e dos setores de mão-de-obra intensiva”
ODS 9 – Inovação e infraestruturas	Meta 9.2: “Promover a industrialização inclusiva e sustentável e, até 2030, aumentar significativamente a participação da indústria no setor do emprego e no PIB, de acordo com as circunstâncias nacionais, e duplicar a sua participação nos países menos desenvolvidos”

Fonte: autoria própria

A coexistência destes objectivos é, para Hickel (2019), sinal de que os ODS assumem que a economia pode continuar a crescer enquanto as emissões de gases de efeito estufa diminuem (e que diminuirão em medida suficiente que permita cumprir o limite de

2°C de subida da temperatura média global), bastando para tal – como as Nações Unidas creem ser possível – desagregar o crescimento económico da utilização de recursos, através de uma utilização mais eficiente dos mesmos. Isto é, assumem os ODS que “as melhorias na eficiência [da utilização de recursos] chegarão para reconciliar as tensões entre crescimento e sustentabilidade ecológica” (Hickel, 2019, p. 1). De acordo com o autor, no entanto, um crescimento global da economia de 3% ao ano, torna impossível atingir os objectivos da limitação do uso de recursos e de redução da emissão dos gases de efeito estufa em medida suficiente para manter o aquecimento global abaixo dos 2°C decididos no Acordo de Paris (Hickel, 2019).

Segundo Hickel (2019), o ODS 8 (Trabalho digno e crescimento económico) encontra-se em violação dos objectivos de sustentabilidade estabelecidos nos restantes SDG. Sugere assim o autor alterações às metas aí estabelecidas, oferecendo como soluções a retirada do requisito do crescimento global agregado, a introdução de objectivos de uso de recursos *per capita* (com substanciais reduções nos países mais desenvolvidos) e a redução, em toda a linha, do uso de recursos.

As críticas de Belmonte-Ureña et al. (2021), por sua vez, centram-se na definição de metas e indicadores inadequados e na ambiguidade dos ODS no que toca à sua aplicação ao nível da indústria o que, na opinião destes autores, levou muitas empresas a prosseguir apenas alguns dos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável, em vez da adopção desta agenda na sua totalidade.

### **1.1.3.3. De recomendações a uma agenda vinculativa**

Ainda em 2015 aprovaram as Nações Unidas, no âmbito da COP 21 da UNFCCC e com o mesmo panorama temporal de 15 anos que a 2030 Agenda já havia definido, o Acordo de Paris (Paris Agreement).

Adoptado por 196 países, o Acordo de Paris constitui, como primeiro acordo vinculativo a estabelecer um limite ao aquecimento global, momento-chave da agenda mundial para a sustentabilidade.

Nesse sentido, aponta o texto do Acordo de Paris para o limitar da subida da temperatura média global nos 2°C acima dos níveis pré-industriais, estabelecendo simultaneamente a subida em apenas 1.5°C como objectivo preferencial (United Nations,

2015). Para o efeito, deveriam os países atingir o pico das suas emissões de gases de efeito estufa e começar a reduzir as mesmas para níveis aceitáveis o mais rapidamente possível (United Nations, 2015).

A par da limitação da subida da temperatura média global, estabelecia o Acordo de Paris como prioridade, reconhecendo a inevitabilidade daquela, o reforço da capacidade de adaptação dos países (nomeadamente no âmbito da protecção da sua produção agrícola) ao aumento da temperatura do planeta e aos desafios que a mesma encetaria (United Nations, 2015).

A agenda mundial do desenvolvimento sustentável encontraria novo ímpeto em 2019, através do Pacto Ecológico Europeu (European Green Deal). Enquanto a COP 25 não ofereceu, ao nível das Nações Unidas, grandes avanços à agenda climática, o mesmo não pode ser dito acerca do European Green Deal.

Com o desiderato de atingir a neutralidade carbónica em 2050 – e constituído ainda por um objectivo intermédio de redução em pelo menos 50% (com uma meta preferencial de 55%) da emissão de gases de efeito estufa até 2030 – o Pacto Ecológico Europeu constitui-se num conjunto de iniciativas destinadas a estabelecer uma nova estratégia de crescimento (European Commission, 2019), baseada numa economia eficiente e neutra, capaz de atingir os objectivos da Agenda 2030.

Para o efeito, o Pacto Ecológico Europeu (2019) estabelece objectivos ao nível da energia, da indústria, construção e renovação, mobilidade, sistema alimentar, biodiversidade e poluição.

**Tabela 5 - Objectivos estabelecidos pelo Pacto Ecológico Europeu (2019)**

<b>Áreas de actuação</b>	<b>Objectivos</b>
<b>energia</b>	fornecer energia limpa, acessível e segura
<b>indústria</b>	mobilizar a indústria para uma economia limpa e circular
<b>construção e renovação</b>	construir e renovar de forma eficiente em energia e recursos
<b>mobilidade</b>	acelerar a transição para uma mobilidade sustentável e inteligente

<b>sistema alimentar</b>	do “Prado ao Prato”: conceber um sistema alimentar justo, saudável e amigo do ambiente
<b>biodiversidade</b>	preservar e restaurar ecossistemas e biodiversidade
<b>poluição</b>	uma ambição de poluição zero para um ambiente livre de tóxicos

Fonte: autoria própria, com base em European Commission (2019)

No âmbito destas áreas de actuação, apresentaria a Comissão Europeia diversas estratégias e planos de acção, tais como a reedição do Circular Economy Action Plan (CEAP), a proposta de legislação em matéria de *ecodesign*, a Farm to Fork Strategy, a 2030 Biodiversity Strategy, o Zero Pollution Action Plan, a Renewed Sustainable Finance Strategy, o 2030 Climate Target Plan ou o European Climate Pact.

Proposta pela Comissão Europeia em março de 2020, a Lei Europeia do Clima (European Climate Law) entrou em efeito a 29 de julho de 2021. Braço legislativo principal do Pacto Ecológico Europeu, aí se transformaria de compromisso político em obrigação juridicamente vinculativa a redução em 55% (face ao nível de 1990), até 2030, das emissões de gases de efeito estufa, da neutralidade carbónica europeia em 2050 e de emissões negativas a partir desse ano.

Para efeito de acompanhamento do progresso dos Estados-membros na redução das suas emissões, estabeleceu a Lei Europeia do Clima a obrigatoriedade da avaliação, em períodos de 5 anos e a partir de 2023, das medidas tomadas pelos mesmos em matéria de redução da emissão de gases de efeito estufa e de adaptação às alterações climáticas, ficando estes sujeitos a recomendações e conseqüente prestação de contas sobre a sua implementação à Comissão Europeia.

Ainda em 2021, e assente nos objectivos da mitigação, adaptação, através do financiamento da transição climática e através da promoção da colaboração, aprovou a COP 26 o Pacto de Glasgow (Glasgow Climate Pact).

Responsável por substituir de forma definitiva o objectivo de limitar o aquecimento global aos 2°C por um mais ambicioso objectivo de 1.5°C, o Glasgow Climate Pact constituiu momento decisivo no reconhecimento da emergência climática e no processo de implementação do Acordo de Paris.

Depois de analisado o conceito de desenvolvimento sustentável e, em particular, aquele de economia circular, e de apontados os principais marcos mundiais e europeus da discussão sobre o desenvolvimento sustentável, onde demos particular relevo aos ODS, ao Acordo de Paris e ao Pacto Ecológico Europeu, passamos agora a estudar a relação entre poder local e cidades e sustentabilidade.

Para o efeito, analisaremos a ideia das cidades enquanto unidades fundamentais nas políticas para a sustentabilidade – chamando à colação, aí, o conceito de *smart cities* e dando conta das principais movimentações na sustentabilidade local ao nível nacional e internacional – e apontaremos os principais indicadores de sustentabilidade ao nível local.



## **2. Poder Local, Cidades, Sustentabilidade**

### **2.1. O poder local e as cidades na concretização da sustentabilidade**

#### **2.1.1. A cidade como unidade nas políticas para a sustentabilidade**

Conhecem-se hoje os efeitos que pequenas alterações na temperatura média global podem originar localmente. As deslocações de espécies e a destruição de produções agrícolas-chave trazem consequências económico-sociais catastróficas que, não afectando directa e seriamente a economia global, transtornam significativamente a economia e sociedade local.

É, pois, por se fazerem sentir, localmente, os primeiros efeitos sociais e económicos das alterações climáticas (Tavares, 2022), que importa discutir o papel do local (e, mais concretamente, das cidades) na concretização da sustentabilidade. Porque deve o poder local ser o primeiro e principal preocupado com a prossecução da sustentabilidade, cabe-lhe igualmente – na posição privilegiada que ocupa (Giannakidis et al., 2018), livre das grandes divergências que atrasam a política nacional – o papel de impulsionador das políticas para a sustentabilidade. Aí se encontram, afinal de contas e pela natureza dos problemas que se lhes apresentam, as posições mais conciliáveis, naturais de quem procura proteger o património da sua terra.

Consequência natural da “tragédia dos comuns” (Hardin, 1968), a destruição do património ambiental comum exige para o seu combate uma atitude comunitária, que reconheça o impacto dos problemas críticos globais no futuro das comunidades. Assim, não obstante a importância de políticas globais para a sustentabilidade (Dagilienė et al., 2021) e a habitual dificuldade de encontrar a ligação entre acções locais e impactos globais (Mitchell, 1996), o problema da sustentabilidade tem que ser trazido para o nível local (Dagilienė et al., 2021), o campo, por natureza, das acções de baixo custo e grande impacto.

Para a discussão sobre a sustentabilidade temos, pois, que convocar, de forma natural, as cidades. De facto, de acordo com estimativas da Organização das Nações Unidas (ONU), publicadas na revisão de 2018 do Relatório “World Urbanization Prospects” (2019),

a percentagem de população mundial a viver em cidades atingirá 68%, em 2050, valor que se fixa actualmente em perto de 55% (United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2018). Nos países mais ricos, esta percentagem encontra-se já nos 81%, prometendo subir para os 88% até 2050, enquanto que na Europa a percentagem de população a viver em cidades promete subir de 74.9% (em 2020) para 83.7% em 2050 (United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2019). Esta subida em percentagem é acompanhada por uma subida em números absolutos, prevendo-se que mundialmente venham a viver em cidades, em 2050, 6.6 mil milhões de pessoas (United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2019).

Já as megacidades (entendidas como os aglomerados populacionais com mais de dez milhões de habitantes (United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2006)) que actualmente, no número de trinta e três (33), albergam cerca de 7% da população mundial (United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2019), prometem continuar a aumentar em número, prevendo-se que cheguem às quarenta e três (43) já em 2030.

Apesar de corresponderem a apenas 3% de toda a superfície terrestre (Paiho et al., 2020), as cidades são responsáveis por cerca de 70% do Produto Interno Bruto (PIB) global (United Nations Conference on Housing and Sustainable Urban Development, 2016). Em contrapartida, consomem 70 a 75% dos recursos naturais e energia, produzem 50% a 70% dos resíduos globais e emitem 60 a 80% dos gases de efeito de estufa (Giannakidis et al., 2018; UNEP-DTIE, 2017; United Nations Conference on Housing and Sustainable Urban Development, 2016; Yigitcanlar et al., 2018). Os dados da migração para as cidades (que apontam para o seu crescimento anual na ordem dos 3% a 5%) reforçam a preocupação sobre a sustentabilidade das cidades, que podem ver a sua geração de resíduos duplicar a cada década (Esmailian et al., 2018).

Assim se revela a centralidade da cidade – mesmo numa época em que urbano e rural se confundem e em que definir os limites da cidade apresenta dificuldade crescente (López-Goyburu & García-Montero, 2018) – na análise dos temas da sustentabilidade. De facto, a concentração da população em centros urbanos coloca inúmeros desafios, quer quanto à forma de gerir o espaço urbano quer, mais amplamente, quanto à forma de o sustentar, não fosse a cidade tão dependente dos ecossistemas para assegurar as condições



de vida e de bem-estar dos seus residentes (Gomes & Batista, 2019). Urge, pois, dar resposta às externalidades do crescimento das cidades no ambiente e na sociedade (Yigitcanlar et al., 2019).

Como escrevem Aragão et al. (2019), não há locais, no nosso planeta, onde a presença humana tenha tão nítida e decisiva influência na configuração do sistema terrestre como as cidades, encontrando-se aí infinitos reflexos ambientais na transformação do solo, das águas, da paisagem, do ar e do clima, num conjunto de problemas (poluição, perda de biodiversidade, aumento do volume de resíduos, aumento da temperatura média e fenómenos meteorológicos extremos com consequências no ambiente urbano) aos quais as administrações das cidades têm cada vez maior dificuldade de responder (Yigitcanlar et al., 2019)

O crescente relevo da cidade, no entanto, permite-nos adoptar uma postura diferente perante o tema da sustentabilidade. Para todos os efeitos, a continuação da tendência de crescimento da percentagem da população a habitar em cidades permitir-nos-á pensar o mundo – para efeitos de políticas de sustentabilidade – como um aglomerado de um sem fim de unidades que o compõem: as cidades (Rees & Wackernagel, 1996). Nessa nova perspectiva, garantir a sustentabilidade – aqui pensada como a capacidade de, por si só, prover a todas as suas necessidades sem colocar em causa as outras populações ou as gerações futuras – individual de cada uma dessas unidades (as cidades) que constituem o mundo, significa, a final, garantir a sustentabilidade do planeta (Marceau, 2008). Afinal, se é das cidades – e da produção que as suporta – que resultam os maiores impactos ambientais, é da actuação na cidade (ou, pelo menos, da actuação sobre as preocupações que concernem à cidade) que resultará a garantia da sustentabilidade futura do planeta como um todo (Crane et al., 2021).

Passa, pois, essa nova perspectiva, por considerar as cidades como unidades básicas (de análise e de implementação) para efeito de uma política integrada de sustentabilidade. O mesmo é reconhecido não só pelas Nações Unidas – quando considera cruciais para a implementação da Agenda 2030 as tendências de evolução da urbanização (Paiho et al., 2020; United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2018) – como pela União Europeia – que releva o papel das cidades na transição para sociedades sustentáveis e *low-carbon* e na resposta aos desafios colocados pela urbanização (European Commission, 2017; Paiho et al., 2020).

Aqui, avulta a ideia fundamental da *Smart City*, que, sujeita variadas definições, se caracteriza pelos objectivos da diminuição das emissões de carbono (e eventual neutralidade carbónica), eficiência energética, construção de uma cidade mais verde, promoção do acesso a informação, promoção de práticas comunitárias sustentáveis e promoção da harmonia social na cidade (Ojo et al., 2014).

### **2.1.2. Smart cities, sustainable cities**

Com raízes no movimento do desenvolvimento urbano sustentável (Yigitcanlar et al., 2019), o conceito de *Smart City* surgiu do reconhecimento da importância da cidade e, conseqüentemente, da necessidade de implementar na mesma, através da tecnologia, uma agenda integrada capaz de responder aos desafios sociais, ambientais e económicos enfrentados pela urbanização crescente (Yigitcanlar et al., 2018).

As *smart cities* surgiriam, nessa perspectiva, como solução aos problemas da cidade, num movimento assente na utilização da tecnologia e na eficiência para a criação da mudança (Yigitcanlar et al., 2019).

Não beneficiando de definição única consensual (Yigitcanlar et al., 2018) – dificultada, ademais, pela constante adaptação do conceito às agendas particulares de agentes políticos, investigadores e organizações (Yigitcanlar et al., 2018) – a ideia de *Smart City* assenta sobre alguns componentes essenciais (tecnologia, economia, sociedade, ambiente e governança), seus antecedentes (comunidade, tecnologia e política) e seus conseqüentes (produtividade, sustentabilidade, acessibilidade, bem-estar e habitabilidade) (Yigitcanlar et al., 2018).

A ideia de *Smart City* remete, pois, para a necessidade de uma acção integrada – geralmente assente nas valências oferecidas pela utilização da tecnologia – e eficiente sobre a cidade, que invista no crescimento humano, social e ambiental (Yigitcanlar et al., 2019).

Embora desde o nascimento da ideia de *Smart City* os autores frisem a relevância da tecnologia na criação de cidades inteligentes (Esmailian et al., 2018), é crescente o número de estudiosos que dão conta de uma dominância excessiva da mesma no pensamento sobre a *Smart City* (Yigitcanlar et al., 2019), relevando-se hoje, antes, a necessidade de uma

abordagem holística à *Smart City* (Angelidou, 2017; Castelnovo et al., 2016; Fernandez-Anez et al., 2018; Mora et al., 2017).

Não faltam, ainda assim, críticos do conceito e do fenómeno das *smart cities*, nas quais veem uma nova veste da agenda para o crescimento, argumentando a insuficiência dos ganhos de eficiência para garantir a sustentabilidade das cidades (Yigitcanlar et al., 2019).

Se uns olham para a sustentabilidade como consequência natural da prossecução da *Smart City*, outros entendem ser necessário redefinir a *Smart City* como *smart sustainable city* (Dindarian, 2022; Yigitcanlar et al., 2019), porquanto, para uma cidade ser *smart* tem desde logo que ser *sustainable* (Yigitcanlar et al., 2019). Para Sodiq et al. (2019), pois, uma cidade sustentável deve ter presente determinados elementos: educação sustentável, energias renováveis, eficiência energética, edifícios sustentáveis, transportes sustentáveis e gestão de resíduos sustentável.

Aqui avulta ainda a ideia de *eco-cities*, popularizada num programa governamental japonês orientado para a criação de vilas mais ecológicas e sustentáveis (Ghisellini et al., 2016).

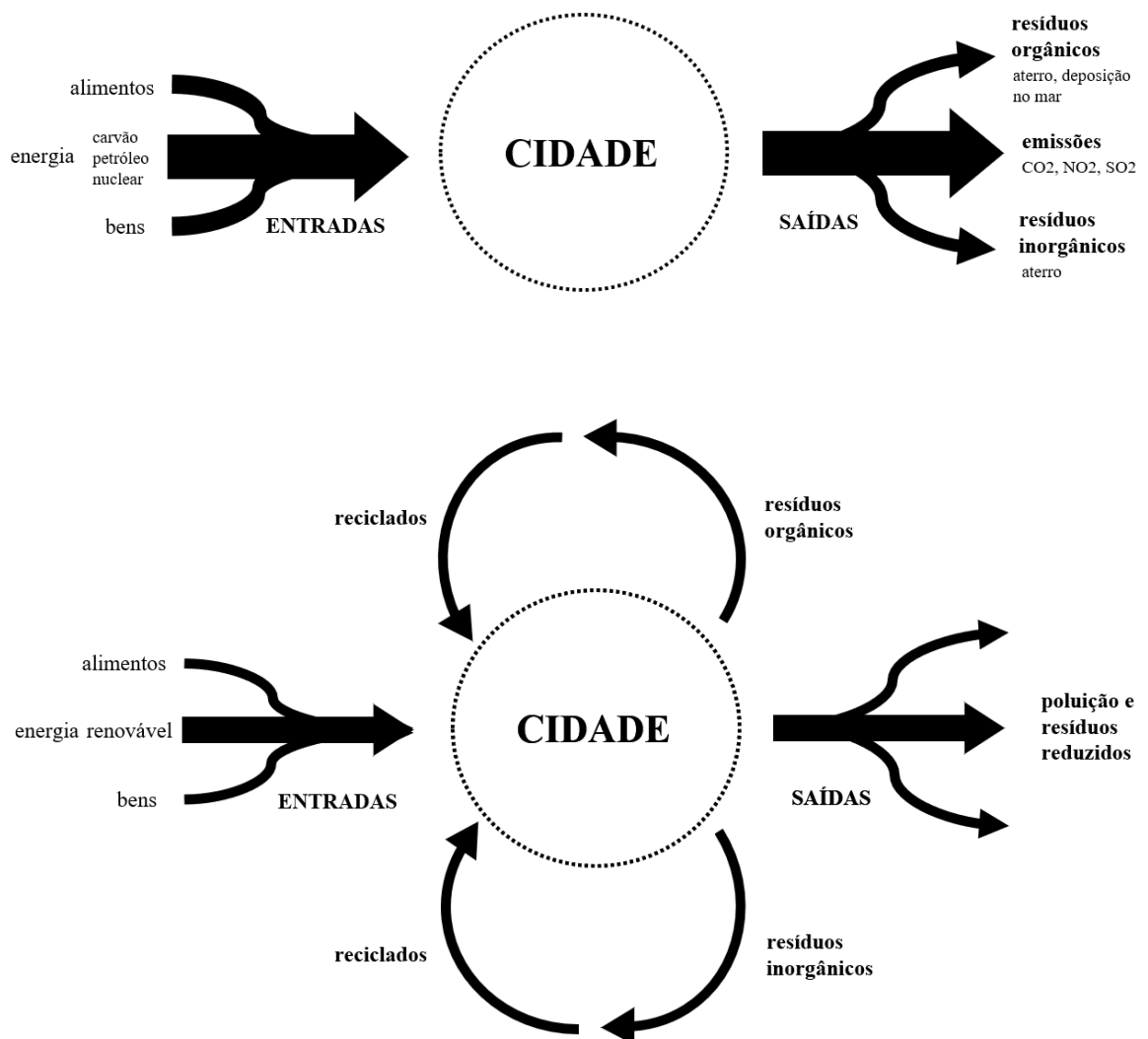
Igualmente relevante para a discussão das *smart cities* e das *sustainable cities* (ou, bem assim, das *smart sustainable cities*) é a ideia da *circular city* (cidade circular), entendida como:

a cidade que põe em prática os princípios da economia circular para fechar o ciclo dos recursos em parceria com os *stakeholders* da cidade (cidadãos, comunidade e negócios) com o objectivo de pôr em prática a sua visão de uma cidade à prova do futuro. (Prendeville et al., 2018, p. 17)

Baseada na integração de sistemas, na flexibilidade, na inteligência e na cooperação (Paiho et al., 2020), a cidade circular constrói-se sobre as ideias da economia circular de redução, reutilização, reparação e reciclagem (Paiho et al., 2021) e da sua aplicação a todos os desafios da cidade (Domínguez et al., 2022).

O conceito de *smart e sustainable cities* convocou para muitos investigadores a ideia de olhar para as cidades como corpos ou organismos vivos (Athanassiadis et al., 2017), assim nascendo, há mais de cinquenta anos (Zhang et al., 2015), os estudos sobre metabolismo urbano (*urban metabolism*) e sobre a transição de metabolismos lineares (*linear metabolism*) para metabolismos circulares (*linear metabolism*) (Rogers, 1997).

**Figura 2 - Comparação entre Metabolismo Linear e Metabolismo Circular**



Fonte: autoria própria, adaptado de Rogers (1997)

O metabolismo urbano constitui um modelo que facilita a descrição e a análise dos fluxos de materiais e de energia nas cidades (Tanguy et al., 2020), complementando metodologias como aquela da análise de fluxo de materiais (*material flow analysis*), porquanto não se limita a descrever os fluxos de entrada e saída de materiais nas cidades, antes dando conta de quem consome, o que consome, onde consome e porque consome.

A ideia de metabolismo urbano oferece uma estrutura holística para analisar todas as entradas e saídas de materiais e energia no contexto do ambiente biofísico circundante (McDonald & Patterson, 2007), gerando assim uma melhor perspectiva acerca da sustentabilidade dos sistemas e da severidade dos problemas urbanos (Zhang et al., 2015).

Ora, se na natureza os organismos vivos gerem os seus recursos com base num metabolismo naturalmente circular, também as cidades o devem fazer, desviando-se do metabolismo linear e dos seus impactos na destruição dos recursos ambientais. A ideia de metabolismo urbano, e, particularmente, de um metabolismo urbano circular, constitui, ao inspirar-se aos sistemas naturais para a construção de uma cidade mais sustentável, mais eficiente e mais estável, uma solução baseada na natureza (*nature based solution*) (Zhang et al., 2015).

### **2.1.3. Os objectivos de desenvolvimento sustentável e outros marcos essenciais da sustentabilidade ao nível local em Portugal e pelo Mundo**

Não faltam, ao nível local e, de forma particular, das cidades, organizações e projectos dedicados à sustentabilidade no ambiente urbano.

Criada com o objectivo de colaborar para a tomada de acção urgente em matérias climáticas, o C40 Cities (também conhecido como Grupo C40 de Grandes Cidades para a Liderança Climática) é uma rede de líderes locais de mais de 100 cidades, de base colaborativa e com uma abordagem assente na ciência.

Na base do seu trabalho está o Global Green New Deal, apresentado em Copenhaga, em 2019, na C40 World Mayors Summit, que se caracteriza por uma abordagem holística e interseccional aos desafios da transição para um mundo mais sustentável (C40 Cities, 2019).

Fundido em 2015 com a iniciativa Mayors Adapt, o Covenant of Mayors for Climate & Energy foi lançado na Europa em 2008, com o objectivo de trazer o poder local para o centro das políticas para a sustentabilidade. Hoje centralizado no Global Covenant of Mayors for Climate & Energy, o compromisso com o objectivo de cidades carbonicamente neutras conta actualmente com o compromisso de 11.792 lideranças locais.

Fundado em 1990 como International Council for Local Environmental Initiatives, o ICLEI – Local Governments for Sustainability constitui uma rede global de mais de 2.500 autoridades locais ou regionais de mais de 125 países comprometidos com as exigências do desenvolvimento urbano sustentável. Uma das organizações não governamentais mais importante na prossecução da sustentabilidade ao nível local, o ICLEI promove o desenvolvimento sustentável oferecendo consultoria aos governos locais nas diversas dimensões que este contempla. A presença portuguesa no ICLEI permanece, no entanto, muito reduzida (Tavares, 2022), contando com a participação de sete municípios: Águeda, Almada, Cascais, Lisboa, Oeiras, Torres Vedras e Seixal.

No âmbito particular da mobilidade urbana – componente essencial, como vimos, de uma *smart* (e *sustainable*) *city* – encontramos a CIVITAS (acrónimo representativo do tríptico *City-Vitality-Sustainability*), programa lançado em 2002 para auxiliar a Comissão Europeia no atingir dos objectivos de mobilidade e transporte sustentáveis. Procura a CIVITAS, através da troca de *expertise*, avançar a investigação e a inovação no âmbito da mobilidade urbana.

Já no âmbito da política (e segurança) alimentar – componente também ela essencial de uma *smart* (e *sustainable*) *city* – encontramos o Milan Urban Food Policy Pact (MUFPP).

Lançado pelo Município de Milão em 2004 com o objectivo de agregar o maior número possível de cidades em torno do desenvolvimento de cidades alimenticiamente sustentáveis, o MUFPP materializa-se numa *Framework for Action* constituída por 37 acções recomendadas em 6 categorias: governança, dietas sustentáveis e nutrição, equidade social e económica, produção alimentar, abastecimento e distribuição alimentar e desperdício

alimentar (MUFPP, 2015). Assinado em 2015 por 100 cidades, o MUFPP conta hoje com 225 cidades assinantes, representantes de mais de 400 milhões de habitantes.

Com especial relevo para a prossecução da sustentabilidade ao nível local surge ainda a Agenda 21 Local. Havendo resultado dos trabalhos da UNCED, em 1992, um plano de acção não vinculativo para o desenvolvimento sustentável da Humanidade – conhecido por Agenda 21 – a executar a nível global, nacional e local, cumpria explorar a potencialidade do envolvimento dos poderes locais na implementação da mesma.

Em boa verdade, a necessidade de envolvimento dos governos locais era não apenas reconhecida como foi exposta pela UNCED no próprio texto da Agenda 21, que dedicou o seu capítulo 28 (Local Authorities' Initiatives in Support of Agenda 21) ao papel das “autoridades locais” no concretizar da sustentabilidade, argumentando que “muitos dos problemas e soluções abordados pela Agenda 21 têm a sua raiz nas actividades locais” (United Nations Conference on Environment and Development, 1992, p. 285), pelo que a cooperação do poder local teria papel determinante no cumprimento dos objectivos da mesma.

Nas actividades aí propostas (ponto 28.3) sugeria-se que cada autoridade local, em colaboração com o sector privado, organizações locais e cidadãos criasse e adoptasse uma Agenda 21 local (United Nations Conference on Environment and Development, 1992), num processo participativo que delineasse as acções estratégicas para promover localmente o desenvolvimento sustentável.

O primeiro passo para a transposição da Agenda 21 para o âmbito local haveria de ser dado em Aalborg, na Dinamarca, dois anos depois da realização da UNCED. Aí, na primeira Conferência Europeia sobre Cidades e Vilas Sustentáveis (European Conference on Sustainable Cities & Towns), foi aprovada a Carta das Cidades Europeias para a Sustentabilidade (também conhecida por Carta de Aalborg), na qual as cidades e vilas europeias se comprometeram com a implementação das suas próprias Agenda 21 Local.

A Carta de Aalborg seria complementada, dois anos depois, na Segunda Conferência Europeia sobre Cidades e Vilas Sustentáveis, realizada em Lisboa, na qual foi aprovado o Plano de Acção de Lisboa: da Carta à Acção, responsável pela tradução dos princípios da Carta de Aalborg num plano de acção para a implementação da mesma.

Apesar de tudo, viriam a esboçar-se largas críticas à Agenda 21 Local, pela falta de apoio do poder central, implementação desinteressada e falta de acompanhamento e seguimento por novas políticas e programas (Fidélis & Pires, 2009; Pires & Fidélis, 2015).

De facto, não obstante a centralidade adquirida pela Agenda 21 Local entre os instrumentos de políticas públicas mais relevantes para, segundo Tavares (2022), “operacionalizar o conceito de desenvolvimento sustentável ao nível local” (p. 287), a verdade é que a adesão à mesma foi parca e, de resto, inferior à dos restantes Estados-membros.

Além de uma fraca comunicação e de uma débil participação pública, é apontada como causa essencial do fracasso da Agenda 21 Local a ausência de um plano estratégico a nível nacional (Tavares, 2022), dando conta da relevância do planeamento estratégico como “fator decisivo na efetivação de políticas de Sustentabilidade” (Mendes, 2017).

Outra importante figura da prossecução do desenvolvimento sustentável ao nível local é o programa ECO XXI. Programa internacional de educação para a sustentabilidade, promovido pela Foundation for Environmental Education (FEE) e desenvolvido em Portugal pela Associação Bandeira Azul da Europa (ABAE), o ECO XXI procura reconhecer e promover boas práticas de sustentabilidade ao nível municipal, nomeadamente nas matérias de educação ambiental para o desenvolvimento sustentável, sociedade civil, instituições, conservação da natureza, ar, água, energia, resíduos, mobilidade, ruído, agricultura, turismo e ordenamento do território, sendo para tal actualmente composto por 21 indicadores nas dimensões indicadas.

À semelhança da Agenda 21 Local, também a Plataforma ODS Local (Plataforma Municipal dos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável) nasce da transposição para o nível local de agendas e programas globais.

Visa a Plataforma ODS Local mobilizar os municípios portugueses para a concretização, ao nível local, dos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável propostos pelas Nações Unidas na Agenda 2030. Para o efeito, oferece aos Municípios participantes ferramentas para a monitorização do desempenho dos mesmos na prossecução dos ODS e estimula a criação de agendas locais para a sustentabilidade, funcionando simultaneamente para o cidadão como plataforma de divulgação do progresso dos municípios na concretização dos ODS.



Analisaremos pois, de seguida, os indicadores de sustentabilidade ao nível local, não deixando de tecer as principais considerações da comunidade científica acerca dos diferentes métodos e técnicas de medição do desenvolvimento sustentável.

## **2.2. Avaliar a sustentabilidade: indicadores de sustentabilidade ao nível local**

Se da sustentabilidade se pretende, mais do que uma palavra de ordem ou bandeira política, uma realidade, exige-se a avaliação dos resultados dos esforços realizados pelo poder público nesta matéria. Medir o progresso para o desenvolvimento sustentável implica, pois, monitorizar (Martinho, 2021). Até recentemente escassos, encontramos hoje numa situação – caracterizada pela hiperabundância de informação, de proliferação de tecnológicas de recolha, armazenamento, produção e gestão de dados e de diminuição dos custos da informação (Pires, 2017a) – de abundância de dados, que permite o seu tratamento através de um grande número e de uma significativa variedade de métodos.

Aqui – e perante a proliferação de diferentes métodos e abordagens na medição do desenvolvimento sustentável (Ramos & Caeiro, 2017) – assumem papel central os indicadores de desenvolvimento sustentável (*sustainable development indicators*) (Martinho, 2021), que transformam a sustentabilidade num objectivo concreto e de grau de concretização mensurável, através da representação dos efeitos dos passos tomados pelo poder público em dados reais. Com graus de complexidade e acessibilidade diversos, os dados daí retirados tanto podem servir a comunidade científica como a população em geral, provando-se aí essencial, conforme o objectivo a servir, escolher os indicadores a adoptar e partilhar com a comunidade científica e com a população em geral (Martinho, 2021; Mitchell, 1996). Só assim serão os indicadores úteis para transmitir o compromisso do poder público para com a sustentabilidade, e, assim, validar a acção governativa.

Surge com particular relevo a definição de Innes (1990), que entende os indicadores como “um conjunto de regras para a recolha e organização de dados, para que lhes possa ser atribuído significado”, querendo com isto significar que “são uma forma de reduzir a incerteza e extrair ideias simples de ideias complexas” (p. 291). Estes indicadores podem assumir tanto uma natureza quantitativa (tradicionalmente de natureza mais científica) como uma natureza qualitativa (Gallopín, 1997).

A utilização dos indicadores de desenvolvimento sustentável foi ganhando grande popularidade pelas vantagens apontadas pelos estudiosos, como sejam, a nível técnico, a avaliação e comparação de tendências no desenvolvimento sustentável (Bradley Guy & Kibert, 1998; Brugmann, 1997; Gallopin, 1997; Hammond et al., 1995), quer, ao nível societário, o seu relevo para a melhor compreensão de valores, necessidades, preocupações e expectativas de indivíduos e sociedade (Kline, 2000; Pires, 2017b), sendo de destacar igualmente o seu impacto na participação pública informada e consciente (Hoernig & Seasons, 2004), particularmente quando lidando com indicadores menos técnicos, e, portanto, mais acessíveis, com consequente impacto na própria transparência na prossecução da sustentabilidade. Nesse exacto sentido, argumentam Rosenström & Kyllönen (2007), ainda, que os indicadores de desenvolvimento sustentável permitem a mobilização da sociedade em torno do objectivo comum da sustentabilidade.

Assim, os indicadores de desenvolvimento sustentável não são meros indicadores científicos (Hezri & Dovers, 2006), sendo possíveis reconhecer-lhes diferentes tipos de usos (Hezri, 2004): instrumental; conceptual; tático; simbólico; e, ainda, político.

Por outro lado, a discussão sobre os indicadores de desenvolvimento sustentável vem também tratando das diferentes abordagens na construção dos indicadores, podendo a este nível destacar-se as abordagens técnica (predominante num primeiro momento, em que se olhava para estes indicadores, essencialmente, como instrumentos de avaliação do progresso em matéria de desenvolvimento sustentável), participativa (que “coloca no centro das suas preocupações o processo de selecção e operacionalização desses indicadores, enquanto processo inerentemente participativo” (Pires, 2017b, p. 53), abrindo portas a uma acção pública transparente e a um debate alargado (Pires, 2017a)) e de governação (onde releva de forma especial os usos simbólicos e políticos dos indicadores utilizados (Pires, 2017b; Pulselli et al., 2016)).

Para além das discussões, nos estudos sobre indicadores de desenvolvimento sustentável, sobre “i) abordagens *top-down* («técnicas») versus abordagens *bottom-up* («participativas»); ii) indicadores específicos/contextuais versus indicadores normalizados/harmonizados; iii) indicadores agregados versus indicadores simples; iv) diferentes modelos conceptuais [e] v) critérios determinantes na escolha de indicadores”

(Pires, 2017b, p. 55), releva ainda o problema da avaliação de desempenho dos indicadores de sustentabilidade, que corresponde, essencialmente, ao problema de saber quem avalia o avaliador, ou, no caso, quem avalia os métodos de avaliação. Estamos perante a questão da meta-avaliação. Como escrevem Ramos & Caeiro (2017), “monitorizar e avaliar a forma como os indicadores são utilizados e aprender a partir dessa informação (...) são, no mínimo, requisitos tão importantes como a própria selecção de indicadores” (p. 172).

Raramente os sistemas de indicadores de desenvolvimento sustentável incluem a avaliação da sua própria eficácia (Ramos & Caeiro, 2017), pelo que fica em falta validar os indicadores que dão conta do progresso dos países, de regiões ou de comunidades em matéria de desenvolvimento sustentável.

Se é verdade que se vem verificando uma crescente preocupação, pelo poder local, com os temas da sustentabilidade e do desenvolvimento sustentável, com os municípios a quererem arrebatar para si o selo da sustentabilidade, assumindo-se como pioneiros das práticas sustentáveis, não é no entanto verdade que tal intenção tenha encontrando ainda grande reflexo, olhando para o panorama geral do poder local português, na assunção de sistemas de indicadores de desenvolvimento sustentável. De facto, em inquérito realizado aos municípios portugueses (ao qual responderam, validamente, 161 ou 52% dos municípios), 81% destes (131) afirmaram não ter um sistema integrado de indicadores, o que significa que apenas 19% das respostas válidas – correspondentes a 30 municípios – apresentavam, nestes dados de 2011, um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável (Pires, 2011).

De facto, algumas cidades, embora apresentem uma estratégia para a sustentabilidade, não apresentam – pela impossibilidade de adaptar indicadores nacionais à escala local e pela falta dos dados requeridos – indicadores de desenvolvimento sustentável (Paiho et al., 2020). Não é novo, de facto, o problema dos indicadores de desenvolvimento sustentável, já exposto por Mitchell (1996) que, já em 1996, apontava tanto para o problema dos indicadores – que, construídos para a escala nacional, se provavam inadaptáveis ao contexto local – como para o problema da proliferação de indicadores, que, por vezes contraditórios, sabotavam a agenda do desenvolvimento sustentável.

Como elaborava Pires (2011) nesse estudo dos municípios portugueses, a maioria (19) dos municípios que apresentavam sistemas de indicadores de desenvolvimento

sustentável haviam-no feito pela necessidade de implementação de processos da Agenda 21 Local, que encontra base na Agenda 21 elaborada nos trabalhos da Earth Summit ou ECO92, realizada no Rio de Janeiro em 1992. Apesar de tudo, esboçam-se, como atrás indicámos e cremos que com razão, largas críticas à Agenda 21 Local, pela falta de apoio do poder central, implementação desinteressada e falta de acompanhamento e seguimento por novas políticas e programas (Fidélis & Pires, 2009; Pires & Fidélis, 2015).

Ainda no âmbito do poder local, registaram-se alguns avanços em matéria de indicadores de desenvolvimento sustentável com o programa ECO XXI, que, sob a influência das instituições europeias, ofereceu ao poder local uma oportunidade de *benchmarking* entre os diferentes municípios associados a este projecto, no sentido em que significou a utilização, por todos os participantes, de indicadores de desenvolvimento comuns, constituindo assim o primeiro sinal de standardização ao nível dos indicadores de desenvolvimento sustentável no poder local português (Pires et al., 2014).

Já ao nível da economia circular, apresentou a Comissão Europeia, em 2018, a Circular Economy Monitoring Framework, com o objectivo de medir o progresso dos países europeus e da União Europeia em direcção a uma economia mais circular. Para isso, apresenta a Monitoring Framework um conjunto de indicadores e sub-indicadores agrupados em quatro dimensões: produção e consumo, gestão de resíduos, matérias-primas secundárias e competitividade e inovação (European Commission, 2018).

Igualmente significativa na utilização de indicadores de sustentabilidade ao nível local – e na sua standardização – a Plataforma ODS Local transpôs para o nível local os Objectivos de Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 aprovada na Sustainable Development Summit das Nações Unidas, em 2015.

Com um *website* em que podem ser consultados os progressos dos municípios em cada ODS e respectivas metas – através dos indicadores de referência aí apresentados – a Plataforma ODS Local dá um passo significativo na vinculação dos municípios portugueses à Agenda 2030. De igual forma, a apresentação do progresso dos municípios em indicadores standardizados e globalmente comparáveis oferece um nível de transparência até agora em falta na prossecução da agenda ambiental.

Introduzida por Mathis Wackernagel e William Rees no início dos anos 90, a Ecological Footprint Accounting (EFA) constitui uma metodologia para a medição da dimensão ambiental da sustentabilidade, comparando a exigência que o ser humano coloca nos bens ecológicos da Terra com a disponibilidade e produtividade desses mesmos bens (Galli, Pires, et al., 2020).

A EFA oferece um sistema de contabilização que mede quanta da capacidade regenerativa do planeta os seres humanos exigem para a produção dos recursos e serviços ecológicos necessários para as suas vidas diárias, comparando-a com a capacidade regenerativa disponível dos bens ecológicos (Galli et al., 2014).

Constituindo uma métrica da exigência humana sobre a biosfera e da disponibilidade e capacidade de regeneração (e absorção de resíduos) desta (Borucke et al., 2013), a EFA constitui, pois, “uma potencial ferramenta para medir simultaneamente os limites do planeta e a medida em que a Humanidade os está a exceder” (Borucke et al., 2013, p. 519).

O instrumento da Ecological Footprint Accounting pode ser utilizado a qualquer escala: na análise de um produto, de um indivíduo, de uma cidade, de um país (a sua utilização mais comum), ou mesmo da Humanidade como um todo (Galli et al., 2014). Para tal, utiliza dois indicadores: a pegada ecológica (*ecological footprint*) e a biocapacidade (*biocapacity*).

Enquanto que, do lado da procura, a pegada ecológica diz respeito ao espaço biologicamente produtivo exigido por determinada população humana, a biocapacidade, do lado da oferta, diz respeito à disponibilidade do espaço biológico produtivo para satisfazer as exigências biológicas (de produção e de assimilação de resíduos) dessa mesma população (Wackernagel et al., 2002).

Para Galli et al. (2020), noutras palavras, a pegada ecológica diz respeito aos recursos naturais renováveis e serviços ecológicos exigidos para suportar a actividade de uma população em determinado ano, enquanto que a biocapacidade corresponde à quantidade de recursos e serviços que os ecossistemas são capazes de providenciar em determinado ano, ou, noutras palavras, aos bens ecológicos disponíveis em regiões, países ou ao nível global e a sua capacidade de produzir recursos renováveis e serviços ecológicos (Galli et al., 2014). Assim, o impacto ecológico de qualquer produto, indivíduo, município, região, país, ou de toda a Humanidade é medido como a área biologicamente produtiva

necessária na produção dos recursos e na assimilação dos resíduos gerados (Wackernagel et al., 2002).

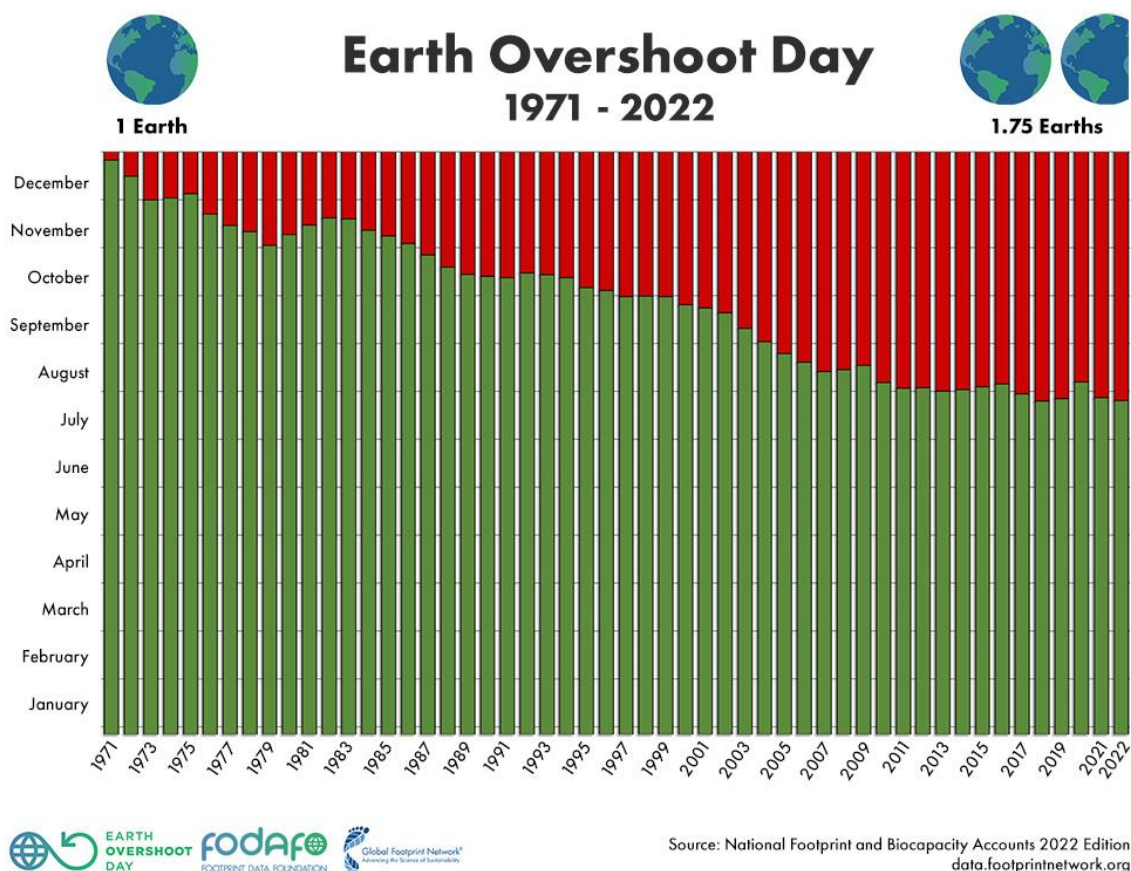
Para efeitos de standardização dos dados da pegada ecológica e biocapacidade, é utilizada uma unidade globalmente comparável – o *global hectare* (gha) – representativo da capacidade produtiva de um hectare de terra com a produtividade média mundial (Galli et al., 2014).

É da comparação dos valores da pegada ecológica e da biocapacidade – traduzidos em hectares globais (gha) – de determinada cidade, região, país ou de toda a Humanidade que se retiram conclusões sobre a capacidade dos territórios suportarem o estilo de vida daqueles que o habitam. Para o efeito, assume aqui particular relevo a ideia de *ecological overshoot*, representativa de uma exigência da actividade humana sobre o ecossistema (pegada ecológica) superior à produtividade do mesmo (biocapacidade), situação em que o planeta se encontra desde os anos 80 (Wackernagel et al., 2002).

Noutras palavras, fala-se em *overshoot* nas “situações em que a exigência total de bens e serviços ecológicos excede a oferta disponível em determinada localização” (Borucke et al., 2013, p. 1). Uma situação de *overshoot* significa, pois, que o stock de capital ecológico está a desaparecer ou que resíduos se estão a acumular (Borucke et al., 2013).

O cálculo da percentagem, em determinado ano, em que a exigência humana sobre o planeta excede a capacidade produtiva deste permite encontrar, anualmente, o dia em que a Humanidade excede o seu limite. O *overshoot day*, em que esta conta se materializa, constitui eficaz ferramenta de comunicação da emergência climática ao cidadão médio (Global Footprint Network, 2022). Um overshoot de 75% (referente ao ano de 2022 (Overshoot Day, 2022)) significa, pois, que seriam necessários 1.75 planetas Terra (ou um planeta Terra por 1.75 anos) para gerar o exigido pela Humanidade nesse ano para manter o seu estilo de vida (e, conseqüentemente, o seu consumo) actuais (Wackernagel et al., 2002). Em Portugal, em 2022, o *overshoot day* situa-se a 7 de Maio (Expresso, 2022), significando que, se todo o planeta vivesse com o estilo de vida português, seriam necessários mais de dois planetas, anualmente, para suportar a pressão ambiental exercida sobre a Terra nesse ano.

Figura 3 - Evolução do *overshoot day* da Terra (1971-2022)



Fonte: Global Footprint Network (2022)

Embora a considerem necessária, Wackernagel et al. (2002) reconhecem a insuficiência da metodologia do Ecological Footprint Accounting. Como dão conta Galli et al. (2014), as variáveis medidas pela EFA são apenas algumas daquelas que uma análise da pressão total exercida pela Humanidade sobre os bens ecológicos do planeta exige que se considerem.

Amplamente aceite na comunidade científica, no discurso político e na acção pública, a metodologia da EFA encontra ainda assim relevantes críticas (Blomqvist et al., 2013; van den Bergh & Grazi, 2015), nomeadamente pela sua insistência – vista como irresponsável por Giampietro e Saltelli – em reduzir a complexidade da medição da exigência humana sobre a natureza num único número (Galli et al., 2016), bem como por não capturar o impacto negativo das práticas agrícolas insustentáveis no seu modelo, ao

considerar na biocapacidade a produtividade de terreno gerido de forma insustentável (Galli et al., 2016).

Não obstante estas críticas, a Ecological Footprint Accounting permanece actualmente como uma das mais importantes ferramentas para aferir o impacto humano no ecossistema e a capacidade de este oferecer respostas às exigências daquele, sendo hoje adoptada por países e governos locais e servindo de base de estudo a um número crescente de artigos científicos, para além de constituir hoje, pela simplicidade dos dados que gera, uma das metodologias mais acessíveis para os cidadãos.

Aplicada de forma dispersa em Portugal (Galli et al., 2020), a metodologia da Ecological Footprint Accounting encontrou o seu auge no nosso país numa parceria entre a Global Footprint Network (GFN), a Common Home of Humanity, a ZERO – Associação Sistema Terrestre Sustentável e a Unidade de Investigação GOVCOPP, da Universidade de Aveiro. Num estudo com um panorama temporal de três anos (2018-2020), procurava-se comparar as exigências ambientais das cidades portuguesas (pegada ecológica) com a disponibilidade dos recursos localmente disponíveis para satisfazer tais exigências (biocapacidade). Para o efeito, foram seis os municípios portugueses a integrar o projecto em causa: Almada, Bragança, Castelo Branco, Guimarães, Lagoa e Vila Nova de Gaia (Galli et al., 2020), tendo igualmente aderido, em 2019, tanto o Município de Barcelos como a Comunidade Intermunicipal Região de Aveiro (CIRA) e, individualmente, os municípios que a compõem: Águeda, Albergaria-a-Velha, Anadia, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Murtosa, Oliveira do Bairro, Ovar, Sever do Vouga e Vagos.

Com a análise aí encetada, pretendia-se, além de informar a população e os municípios em causa, propor e influenciar novas políticas públicas (Wackernagel et al., 2002) para conservar o capital natural das cidades portuguesas e reforçar a gestão sustentável dos territórios e recursos nacionais que as servem, em ordem a atingir os objectivos de desenvolvimento sustentável da Agenda 2030.

Não faltam hoje, pois, indicadores e metodologias para a medição do impacto humano no ambiente e da capacidade regenerativa deste, cada qual com as suas vantagens e desvantagens. Ecological Footprint Accounting (EFA), Planetary Boundaries, Material Footprint, Carbon Footprint, Genuine Saving, Inclusive Wealth, Genuine Progress Indicator



(GPI) ou Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) e Human Appropriation of Net Primary Productivity (HANPP), criadas por diferentes organizações, procuram responder a diferentes questões do desenvolvimento sustentável através de abordagens amplamente distintas (Galli et al., 2016).

De acordo com Martinho (2021), a escolha de indicadores a utilizar é complicada pela dificuldade de considerar todas as dimensões que podem afectar o foco de análise, de evitar métricas conflitantes e de encontrar indicadores padronizados.

Não existindo nenhuma métrica capaz de abarcar toda a complexidade do problema da sustentabilidade (Galli et al., 2020), surge como crescentemente importante explorar as sinergias entre as diferentes metodologias e indicadores, de maneira a entender como estes se podem complementar, e, em conjunto, oferecer uma melhor imagem do progresso na prossecução da sustentabilidade (Galli et al., 2016).

Não obstante encontrarmo-nos ainda numa fase embrionária no que diz respeito à utilização de indicadores de desenvolvimento sustentável no poder local português, podem já retirar-se algumas consequências positivas dos casos em que estes foram experimentados (Pires, 2017b), como sejam o adquirir de novas capacidades de informação (com a criação, ao nível municipal, de um sistema integrado e transversal de informação), o desenvolver de melhores estruturas organizativas e uma integração vertical reforçada (tem-se verificado, com a participação destes programas orientados para a sustentabilidade, o desenvolver da coordenação entre diferentes departamentos, bem como o aprimorar das relações de trabalho), o estabelecer de novas ligações a outras redes e experiências semelhantes (que permitem a partilha de boas práticas, reforçando um sentido de rede e enquadrando-se nas ferramentas de *benchmarking* que podem apresentar vasta utilidade para os municípios portugueses), uma melhoria da percepção do papel dos indicadores de sustentabilidade na formação e na compreensão dos desafios do desenvolvimento sustentável, e, ainda, a aferição de múltiplos usos dos sistemas de indicadores (Pires, 2017b).

Depois de analisadas as relações entre poder local e cidades e sustentabilidade – onde estudámos o papel central das cidades na prossecução da sustentabilidade, a relevância das *smart cities* nesse debate, os marcos essenciais da sustentabilidade ao nível local em Portugal e pelo Mundo e, ainda, a temática da avaliação da sustentabilidade e dos indicadores

de sustentabilidade ao nível local – passamos de seguida à revisão da literatura relativa aos sistemas alimentares circulares e à gestão de resíduos orgânicos.

Aí, além de estudarmos a relação entre alimentação e resíduos e cidades – numa perspectiva de entender a relevância das cidades no tema da sustentabilidade da alimentação e dos sistemas alimentares e da gestão dos resíduos orgânicos – analisaremos as principais opções de tratamento dos resíduos orgânicos e, ainda, os mais relevantes desafios actuais da gestão de resíduos orgânicos, terminando a nossa análise com um estudo dos principais *drivers* da mesma.

### **3. Sistemas Alimentares Circulares e Gestão de Resíduos Orgânicos**

#### **3.1. Alimentação, resíduos e cidades: dos sistemas alimentares circulares ao problema-oportunidade dos resíduos**

##### **3.1.1. A relevância da cidade no tema da sustentabilidade da alimentação e dos sistemas alimentares e da gestão dos resíduos orgânicos**

O crescimento da percentagem e do número absoluto de população a viver nas cidades – em dados apresentados no segundo capítulo da presente dissertação – convoca a discussão de como garantir a sustentabilidade daquelas. Para todos os efeitos, as cidades são construções humanas inerentemente insustentáveis. Exigindo, para sustentar a sua actividade e o estilo de vida dos que a habitam, a importação de recursos que não conseguem por si próprias produzir e a exportação dos resíduos por si gerados, as cidades transformam-se em “*telecoupling nodes*” (Galli et al., 2020), acabando por ocupar, com os impactos (e, conseqüentemente, com as exigências) da sua actividade, muito mais do que o terreno edificado que entendemos por “cidade”.

De facto, os impactos das cidades estendem-se muito além dos seus limites geográficos, consumindo estas a grande percentagem dos bens, serviços e energia disponíveis e gerando a maior parte dos resíduos do planeta (Taelman et al., 2018).

A exigência da cidade sobre os ecossistemas é particularmente gritante no campo da alimentação, consideradas as limitações da agricultura urbana, que, pesem embora os esforços na sua disseminação e nos ganhos de produtividade, permanece insuficiente para dar resposta às exigências alimentares dos grandes centros urbanos (Trimmer & Guest, 2018).

Representando, a nível europeu, 8.3% dos empregos e 4.4% do PIB (Lemaire & Limbourg, 2019), a alimentação representa um dos mais importantes sectores da economia, do qual as cidades são o principal *driver* (Calori et al., 2017). Porque são *net consumers* de alimentos (Filippini et al., 2019), consumindo 79% dos alimentos produzidos anualmente

(FAO, 2019), as cidades surgem como foco essencial de análise das políticas de sustentabilidade alimentar.

Aí relevam também, desde cedo, as questões dos desertos de alimentos (*food deserts*), definidos como as “regiões em que 500 residentes, ou um terço da população de determinada região, vive a mais de uma milha da mais próxima loja de conveniência” (Abel & Faust, 2020, p. 1). Conceito nascido na Escócia, nos anos 90, para descrever as regiões em que as pessoas mais pobres não tinham acesso a alimentação saudável devido à falta de lojas na proximidade, foi posteriormente adotado por investigadores para descrever, quer em zonas rurais quer em zonas urbanas, a falta de acesso a alimentação (Abel & Faust, 2020)

Encontramo-nos pois, quando falamos da alimentação e da gestão dos resíduos orgânicos, perante o exemplo perfeito de um problema-oportunidade local, como nos confirma a deriva das cadeias alimentares globais para as cadeias alimentares locais (Schmitt et al., 2016), motivada, segundo Feldmann & Hamm (2015), pela qualidade superior dos produtos aí encontrados, preocupações com a segurança alimentar, preocupações ambientais e vontade dos consumidores em apoiar as economias locais.

De facto, conforme vem sendo defendido por diversos autores, numa perspectiva que subscrevemos, o poder local constitui o nível mais adequado para responder aos desafios do desenvolvimento sustentável (Zotos et al., 2009), e, em particular, às questões da alimentação e da gestão de resíduos orgânicos (Harder et al., 2021; Lamine et al., 2019; van der Wiel et al., 2019; Wohlfahrt et al., 2019). O mesmo entendem Taelman et al. (2018), para os quais é nas cidades que se concentram não só as mais fortes críticas à economia linear como se desenvolvem as mais relevantes experiências com modelos económicos mais circulares.

### **3.1.2. Sistemas alimentares circulares e resíduos orgânicos**

A relevância das cidades no tema da alimentação e da gestão dos resíduos orgânicos é, na verdade, uma questão não apenas da insustentabilidade das cidades quando consideradas por si próprias, mas, antes, da sustentabilidade que pode originar do fortalecimento da sua ligação com os territórios rurais.

Na definição de Jurgilevich et al. (2016), o sistema alimentar circular “implica a redução da quantidade de desperdício gerado no sistema alimentar, a reutilização de alimentos, a utilização dos produtos secundários e dos resíduos alimentares e a reciclagem de nutrientes”. De acordo com o mesmo, ainda, as medidas para o sistema alimentar circular “devem ser implementadas quer ao nível do produtor como do consumidor, e, finalmente, na gestão dos excessos e resíduos alimentares” (p. 2). Os sistemas alimentares circulares distinguem-se assim dos sistemas alimentares lineares, caracterizados por uma falta de preocupação: pela redução das emissões na produção e transporte dos alimentos, pelo aproveitamento total das colheitas e redução do desperdício em todas as fases do sistema alimentar e pelo tratamento adequado dos resíduos gerados, com a sua transformação em energia ou produtos fertilizantes.

A economia circular no contexto dos sistemas alimentares implica, pois, uma acção em três fases: produção, consumo e gestão de resíduos (Jurgilevich et al., 2016).

Por um lado, o crescimento da população mundial coloca especial pressão sobre a produção agrícola, à qual é pedida, simultaneamente, mais produtividade e maior sustentabilidade (O’Sullivan et al., 2018). Por outro lado, exige-se, para a concretização de um sistema alimentar mais circular, um consumo cada vez mais consciente. Nesse sentido, espera-se um consumo respeitador da hierarquia do desperdício alimentar (Papargyropoulou et al., 2014), em que se prefira, por ordem de favorabilidade: a prevenção (entendida como “as medidas tomadas antes de uma substância, material ou produto se tornar num resíduo, que reduzam: (a) a quantidade de resíduos, incluindo através da reutilização de produtos ou da extensão da vida útil dos mesmos; (b) os impactos negativos dos resíduos gerados no ambiente e na saúde humana; (c) o conteúdo de substâncias nocivas nos materiais e produtos” e que se manifesta através, por exemplo, de uma produção agrícola, armazenamento e transporte mais inteligentes); a reutilização (aí se destacando – quando autonomizada da prevenção – a temática, especialmente importante nos países desenvolvidos (Garrone et al., 2014), da gestão dos excedentes alimentares (UNEP, 2015), através da distribuição dos mesmos – *surplus food distribution* – enquanto estratégia para responder aos desafios ambientais e sociais da alimentação (Garnett, 2013; Garrone et al., 2014)); a reciclagem (para alimentação animal ou para transformação em compostagem); a

recuperação (através da recuperação de energia através do tratamento dos resíduos orgânicos); e, apenas em situação limite, a deposição em aterro.

É no entanto no âmbito da terceira fase – a gestão dos resíduos orgânicos – onde, segundo Jurgilevich et al. (2016), importa actuar para a prossecução de um sistema alimentar circular, que centraremos agora o nosso estudo.

Para o efeito (e como argumentámos atrás) cremos poderem ser retiradas, da ligação entre território urbano e território rural, relações simbióticas com significativos impactos positivos não apenas na segurança alimentar das cidades como também na implementação de modelos de gestão de resíduos orgânicos mais circulares. De facto, da mesma maneira que a expansão urbana depende da capacidade do espaço rural produzir o alimento da cidade, também o campo depende da cidade para a produção do seu alimento, através da compostagem, fertilizantes e outros aditivos agrícolas que podem ser obtidos através da gestão de resíduos orgânicos.

A ideia de uma rutura urbano-rural (*urban-rural divide*), que tem interessado os investigadores, encontra hoje transposição na temática da produção e consumo de alimentos, cujo processo de urbanização tem crescentemente vindo a separar (Trimmer & Guest, 2018), deixando as cidades cada vez mais dependentes da capacidade de produção de alimentos das zonas rurais (Filippini et al., 2019). O fluxo assimétrico de nutrientes dos espaços rurais para as cidades resulta pois numa acumulação de nutrientes nos locais onde os alimentos são consumidos e no esgotamento de nutrientes nos locais onde os alimentos são produzidos (Harder et al., 2021). Tal situação sugere a análise, por um lado, do que pode ser feito pela segurança alimentar das cidades – condição essencial para um desenvolvimento urbano sustentável (Filippini et al., 2019) – e, por outro, do grau em que os nutrientes recuperáveis se alinham espacialmente com a produção de alimentos – condição essencial para, através de uma gestão mais circular dos resíduos orgânicos, fechar os ciclos dos nutrientes (Trimmer & Guest, 2018).

Assim, importa discutir como uma gestão de resíduos orgânicos mais circular pode originar relações simbióticas entre as áreas urbanas (que, na insuficiência da agricultura urbana (Trimmer & Guest, 2018), garantem a sua segurança alimentar recorrendo às produções agrícolas das zonas mais rurais, para a eficiência das quais podem contribuir com a valorização dos resíduos orgânicos que geram) e as áreas rurais (que, através da valorização

dos resíduos orgânicos gerados na cidade – com o redireccionar do desperdício alimentar para a alimentação animal ou para a produção de fertilizantes variados – beneficia da criação de oportunidades de negócio e de emprego e, em geral, de melhorias na sua qualidade de vida (Masullo, 2017)), e, assim, ajudar a fechar a *urban-rural divide*, criando, através da exploração da simbiose analisada, territórios urbano-rurais mais sustentáveis (Galli, Pires, et al., 2020).

De resto, as políticas alimentares e de gestão dos resíduos orgânicos constituem igualmente componente essencial das *smart cities*, sendo difícil conceber uma *Smart City* que ignore a importância de implementar um sistema alimentar circular e uma gestão de resíduos orgânicos que a sirva (Reed & Keech, 2017), reconhecendo Esmailian et al. (2018) o potencial das *smart cities* no desenvolvimento de melhores estratégias ao nível da gestão dos resíduos.

A preocupação com a adopção de sistemas alimentares circulares encontra reflexo, desde logo, no ODS 12 (“Produção e consumo sustentáveis”) (Lemaire & Limbourg, 2019; Paiho et al., 2020) e, em particular, na sua meta 12.3 (“Até 2030, reduzir para metade o desperdício de alimentos per capita a nível mundial, de retalho e do consumidor, e reduzir os desperdícios de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento, incluindo os que ocorrem pós-colheita”), bem como no ODS 2 (“Erradicar a fome”) e, em particular, na sua meta 2.4 (“Até 2030, garantir sistemas sustentáveis de produção de alimentos e implementar práticas agrícolas resilientes, que aumentem a produtividade e a produção, que ajudem a manter os ecossistemas, que fortaleçam a capacidade de adaptação às alterações climáticas, às condições meteorológicas extremas, secas, inundações e outros desastres, e que melhorem progressivamente a qualidade da terra e do solo”).

Prova igualmente significativa da importância da alimentação e agricultura – e dos sistemas alimentares circulares (nos seus momentos de produção, consumo e gestão de resíduos) – é o facto da FAO, agência das Nações Unidas especializada na luta contra a fome e pela segurança alimentar, ser guardiã (*custodian*) de 21 dos 247 indicadores da metodologia dos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável, além de se constituir como agência contribuinte (*contributing agency*) de 5 outros indicadores (FAO, 2020).

### 3.1.3. O desperdício alimentar e os resíduos orgânicos em Portugal e no Mundo

Jurgilevich et al. (2016) entende o desperdício alimentar como aquele que é desnecessário, isto é, que poderia ter sido evitado se a comida fosse preparada ou preservada. Já para Ladele et al. (2021), o desperdício alimentar abrange tanto a perda de alimentos comestíveis originalmente destinados ao consumo humano como o descarte de alimentos não comestíveis.

Na definição de Östergren et al. (2014), por sua vez, o desperdício alimentar corresponde a qualquer alimento ou parte não comestível de alimentos removida da cadeia de abastecimento alimentar para ser recuperada ou descartada.

Definido pela FAO como o material comestível destinado ao consumo humano, surgido em qualquer ponto da cadeia de abastecimento alimentar (*food supply chain*), que seja descartado, perdido, degradado ou consumido por pragas (FAO, 1981), o desperdício alimentar (*food waste*) corresponde à diminuição em massa do material comestível ao longo da cadeia de abastecimento de alimentos, durante a produção, após a colheita e durante o processamento (Gustavsson et al., 2011), bem como durante o transporte, distribuição e na fase de consumo (Jurgilevich et al., 2016).

Em números absolutos, o United Nations Environment Programme (UNEP) aponta, no seu Food Waste Index Report 2021 para um desperdício alimentar anual de 931 milhões de toneladas (UNEP, 2021), 570 (61%) das quais ocorrem ao nível doméstico, o que corresponde a um desperdício de um terço de toda a comida produzida globalmente num ano (Blakeney, 2019; FAO, 2011; Gustavsson et al., 2011; Lemaire & Limbourg, 2019; Salemdeeb et al., 2017) e cujo aproveitamento integral garantiria alimento para dois mil milhões de pessoas (UNEP, 2015). Nos países em desenvolvimento, em particular, o desperdício alimentar situa-se hoje entre 100 a 170 kg *per capita*, por ano (Ingrao et al., 2018). À severidade destes dados soma-se ainda a pressão crescente dos países em desenvolvimento, com necessidades alimentares renovadas tanto em dimensão – pelo crescimento, em número das suas populações – como em tipo – consideradas as mudanças de hábitos alimentares que o crescimento económico destes países impõe (Lemaire & Limbourg, 2019; Porter et al., 2016).



Outras definições de desperdício alimentar afectam estes números absolutos e percentagens, como demonstrado em Stuart (2009), para o qual o desperdício alimentar se encontra entre os 30% e os 50% nos Estados Unidos da América e na Europa.

Tal problema – o de saber como definir desperdício alimentar (*food waste*) ou de saber se esta constitui ou não, na verdade, a métrica mais adequada para a prossecução dos objectivos de redução da produção de resíduos orgânicos – tem vindo a preocupar os estudiosos.

De facto, argumenta Esparza et al. (2020), a definição de desperdício alimentar de Östergreen et al. (2014), comumente aceite entre a comunidade científica, não inclui nas suas contas as fracções de alimentos removidos da cadeia de abastecimento alimentar destinadas à alimentação animal, mas apenas aquelas depositadas em aterro, incineradas, compostadas ou de outra forma transformadas em energia ou novos produtos.

Sugere, nesse sentido, Esparza et al. (2020) a adopção do conceito *food supply chain wastes*, capaz de abarcar todo o desperdício gerado ao longo da cadeia de abastecimento alimentar (Maina et al., 2017).

Igualmente importante é aqui a distinção estabelecida entre o *avoidable* (evitável) e *unavoidable* (inevitável) *food waste* (de Sadeleer et al., 2020). Enquanto que – tomando a definição de Papargyropoulou et al. (2014) – o *avoidable food waste* diz respeito aos alimentos ou partes de alimentos considerados comestíveis para a vasta maioria das pessoas, ou, nas palavras de Östergreen et al. (2014), os alimentos que poderiam ter sido comidos e, bem assim, aqueles que passaram de prazo, o *unavoidable food waste* corresponde aos alimentos que, em circunstâncias normais, não poderiam ser comidos, tais como ossos ou cascas de laranja (Östergren et al., 2014).

Segundo a UNEP (2015), os países desenvolvidos distinguem-se nesta matéria dos países em desenvolvimento. Enquanto nestes a maior parte do desperdício alimentar é inevitável, naqueles a percentagem maioritária do desperdício alimentar é considerado evitável. Igualmente, em dados também da UNEP (2015), enquanto que nos países em desenvolvimento 80% das perdas de alimentos ocorrem durante as fases de produção, transporte e processamento, nos países desenvolvidos é ao nível da distribuição e do consumo que ocorre a maior parte do desperdício alimentar (Ncube et al., 2021).

Se, por um lado, uma percentagem do desperdício alimentar será sempre inevitável, a sua dimensão e composição flutuam ao longo das linhas socioculturais ou da preferência pessoal (Papargyropoulou et al., 2014), e, bem assim, do desenvolvimento de novas utilizações para alimentos ou parte de alimentos de outra forma desperdiçados.

Bem vistas as coisas, o desperdício alimentar não se resume à simples perda – por qualquer razão que seja – de alimentos, mas a um conjunto de perdas muito mais vasto, com significativos impactos económicos – estimados pela FAO em 490 mil milhões de dólares (Esparza et al., 2020) – e ambientais – que fazem equivaler o desperdício alimentar ao terceiro país mais poluente do mundo (UNEP, 2015).

De facto, em toda a cadeia de abastecimento alimentar – da produção ao consumo, passando pelo armazenamento, pelo transporte e pela distribuição – o desperdício alimentar resulta desde logo, de forma mais óbvia, em significativas emissões de gases de efeito estufa e desnecessários gastos de água (Sehnem et al., 2021), com a utilização de recursos naturais, fertilizantes, combustíveis e água na produção, conservação e transporte de alimentos que acabam desperdiçados (Krishnan et al., 2020), uma multiplicação de perdas significativa numa indústria que perfaz 26% da emissão de gases de efeito estufa (Sridhar et al., 2021). De facto, dados de Cuéllar & Webber (2010) sugerem que a energia utilizada na produção de comida que acaba desperdiçada representa cerca de 2% do total de energia consumida anualmente nos Estado Unidos da América. Lemaire & Limbourg (2019), por sua vez, relevam o impacto da produção agrícola na utilização da água doce global, 70% da qual se encontra de alguma forma dedicada à produção de alimentos. Como argumentam os mesmos, ainda, a produção dos alimentos que acabam desperdiçados exigem, na sua produção, 306 quilómetros cúbicos de água.

A estes impactos ambientais do desperdício alimentar, somam-se ainda as emissões acrescidas de gases de efeito estufa no desperdício alimentar descartado em aterro ou gerido noutras modalidades ambientalmente ineficientes (Gokarn & Kuthambalayan, 2017; Jurgilevich et al., 2016; Sehnem et al., 2021).

Ainda, não são de descartar os múltiplos impactos do desperdício alimentar, através das ineficiências que o provocam, na desflorestação e na redução da biodiversidade (Garrone et al., 2014), nomeadamente com o dedicar de quase um milhão de hectares, a nível mundial, à produção de alimentos que acabam desperdiçados (Lemaire & Limbourg, 2019). Estes

dados – e as previsões que apontam para o crescer do impacto do sector da alimentação nas emissões de gases de efeito estufa (Lemaire & Limbourg, 2019) – sugerem a importância da temática do desperdício alimentar na prossecução, por um lado, de uma segurança alimentar mais generalizada, e, por outro, da amenização do impacto dos desafios ambientais hoje enfrentados (Garrone et al., 2014).

Simultaneamente, a percentagem dos resíduos municipais categorizados como resíduos orgânicos – 50% a 70% nos países em desenvolvimento e 20% a 40% nos países desenvolvidos (UNEP, 2015) – coloca igualmente a gestão dos resíduos orgânicos como “ponto de entrada” para o desenvolvimento sustentável (UNEP, 2015), e, conseqüentemente, para a concretização dos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável (Lemaire & Limbourg, 2019) – em particular o ODS 12 (“Produção e Consumo Sustentáveis”) e a sua meta 12.3, de (“Até 2030, reduzir para metade o desperdício de alimentos per capita a nível mundial, de retalho e do consumidor, e reduzir os desperdícios de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento, incluindo os que ocorrem pós-colheita.”). De igual forma, coloca ainda a questão dos resíduos particular foco no impacto que a acção local – opção típica para a gestão dos resíduos orgânicos – pode ter na sustentabilidade do planeta.

O estado da alimentação e do desperdício alimentar em Portugal pode ser resumido, como o fizeram Galli, Pires et al. (2020), em quatro dados essenciais: 1. Portugal é o país mediterrânico com a maior pegada ecológica alimentar *per capita*; 2. Portugal depende da biocapacidade dos outros países para satisfazer as suas necessidades alimentares, algo desde logo claro em dados de 2014 (Galli, Iha, Pires, et al., 2020), segundo os quais um português exige, em média, 3.69 gha de recursos naturais e serviços ecológicos para suportar o seu estilo de vida (pegada ecológica), quase o triplo da biocapacidade *per capita* do país, que se situa em 1.28 gha; 3. Portugal produz cerca de um milhão de toneladas de resíduos orgânicos por ano; 4. Portugal tem 62% da sua população a viver em zonas urbanas costeiras.

A evolução das políticas de alimentação em Portugal, traçada por Galli, Pires, et al. (2020) continua no entanto a sofrer de significativas limitações, que impedem o estabelecer de um sistema alimentar sustentável no país e para as quais contribuem uma falta generalizada de comprometimento político e de capacidade governamental e administrativa (Galli, Pires, et al., 2020), bem como a falta de transferência, para o poder local, dos recursos monetários necessários para implementar as políticas e sistemas necessários (Zotos et al.,

2009), o que resulta numa actividade local desorientada e desalinhada com as estratégias e políticas nacionais.

Depois de analisada a relevância da cidade no tema da sustentabilidade da alimentação e dos sistemas alimentares e da gestão dos resíduos orgânicos, de definida a ideia de sistema alimentar circular, de abordada a hierarquia do desperdício alimentar e de analisados os dados relativos ao desperdício alimentar em Portugal e pelo Mundo, passamos de seguida ao estudo das opções de tratamento dos resíduos orgânicos.

### **3.2. As opções de tratamento dos resíduos orgânicos: da perspectiva tradicional às exigências contemporâneas**

Como havemos já mencionado, a ideia de economia circular no contexto dos sistemas alimentares (o chamado “sistema alimentar circular”) exige, para a sua concretização, uma acção nas três fases distintas que o compõem: produção, consumo e gestão dos resíduos (Jurgilevich et al., 2016).

Ao nível da produção avultam os desafios de uma população mundial crescente, da exigência de nutrientes gerada pelos seus números, bem como da perda de nutrientes atribuída aos sistemas agrícola insustentáveis (Jurgilevich et al., 2016).

Ao nível do consumo, por sua vez, surgem os desafios da tomada de decisão informada do consumidor que, junto dos valores culturais, religiosos e psicológicos, bloqueiam a alteração de padrões de consumo (Jurgilevich et al., 2016).

Realmente, os padrões de consumo alimentar têm entretido os investigadores, cujos estudos procuram entender, por um lado, como alterar os padrões de consumo alimentar para soluções mais sustentáveis como, por outro lado, em perceber quais constituem, verdadeiramente, as soluções alimentares mais sustentáveis e quais os impactos da sua adopção (Koppelmäki et al., 2021).

Entendida como um dos mais importantes factores para garantir a sustentabilidade do sistema alimentar (Graça et al., 2019), a transição para *plant-based diets* (Cambeses-Franco et al., 2022), com a redução do consumo de carne, parece não encontrar ainda os avanços esperados. De facto, de acordo com dados da FAO, o consumo anual de carne

continua a crescer (Possidónio et al., 2021), constituindo Portugal, de resto, um país caracterizado por um alto consumo de carne e peixe (Galli, Pires, et al., 2020).

Não obstante as alternativas ao consumo de carne apresentadas pela comunidade científica, uma vasta porção dos consumidores resiste, pelas mais variadas razões – como sejam más primeiras experiências com substitutos da carne (Possidónio et al., 2021), desconhecimento do impacto ambiental da produção e consumo de carne (Hartmann & Siegrist, 2017) ou dificuldade em adquirir novas técnicas culinárias (Graça et al., 2019) – à alteração dos seus hábitos alimentares (Hartmann & Siegrist, 2017), convencendo os investigadores (e, com eles, os decisores públicos) de que é necessária uma acção concertada para a mudança dos hábitos estabelecidos (Possidónio et al., 2021), na qual participem sociedade civil, Estado, organizações ambientais e operadores do mercado (Graça et al., 2019).

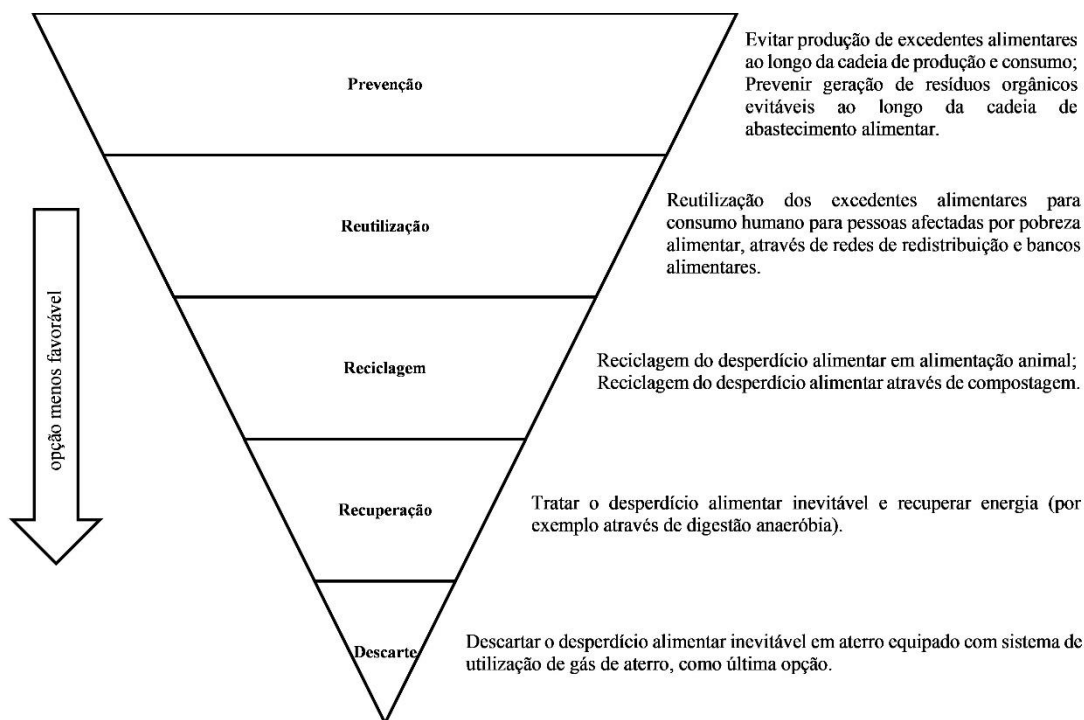
Simultaneamente, têm os investigadores sugerido a necessidade de ter em conta, na promoção das alternativas à carne, a variedade de perfis de consumidor – desde logo, mas não apenas, ao nível fundamental do género, da idade e da educação – que encontrarão em diferentes produtos, ou por diferentes razões, a sua motivação para a alteração dos hábitos alimentares (Graça et al., 2019). De facto, sendo que os consumidores apresentam, todos eles, diferentes crenças e características, com diferentes percepções sobre a carne e sobre as alternativas que lhe são apresentadas (motivadas sobre as próprias características do indivíduo, das alternativas apresentadas e do seu primeiro encontro com as mesmas), não é possível desenhar um argumento único e universal para a redução do consumo de carne e pela sua substituição por opções mais sustentáveis. Antes, exige-se um trabalho de compreensão dos perfis de consumidor, das suas características e da motivação das suas decisões (Possidónio et al., 2021).

É, no entanto, ao nível da gestão dos resíduos (orgânicos), terceiro momento de acção para a implementação de um sistema alimentar circular, que centramos agora a nossa atenção.

De facto, a hierarquia do desperdício alimentar (*food waste hierarchy*), em linha com a hierarquia da gestão de resíduos da UNEP (2015) – adaptada da Waste Framework Directive – sugere, para a transição para um sistema alimentar mais circular, uma acção que

prefira, por ordem, a prevenção, a reutilização, a reciclagem, a recuperação e, apenas como última opção, o descarte (Papargyropoulou et al., 2014).

**Figura 4 - Hierarquia do Desperdício Alimentar**



Fonte: autoria própria, adaptado de Papargyropoulou et al. (2014)

Assim, depois de uma acção baseada na prevenção da produção de excesso alimentar e da prevenção da geração de resíduos orgânicos ao longo da cadeia de produção alimentar (Papargyropoulou et al., 2014), devem as prioridades centrar-se na reutilização dos alimentos produzido em excesso. Nesse sentido, é de destacar a importância da distribuição dos excedentes alimentares (*surplus food distribution*) enquanto ferramenta por um lado capaz de diminuir o desperdício alimentar, e, por outro lado, essencial para a mitigação da insegurança alimentar, em especial nos países em desenvolvimento (Garrone et al., 2014). Reduzir e gerir melhor os excedentes alimentares, de facto, alimenta mais pessoas e desperdiça menos recursos, tornando a cadeia de valor alimentar mais amiga do ambiente (Garnett, 2013; Garrone et al., 2014).

Para a alimentação em excesso não distribuída e para todo o alimento tornado não comestível, sugere a hierarquia do desperdício alimentar a reciclagem do material orgânico

em alimentação animal (Esparza et al., 2020) e em compostagem, surgindo apenas depois a recuperação (entendida enquanto transformação do material orgânico em energia, nomeadamente através da digestão anaeróbica) como via de tratamento deste material (Papargyropoulou et al., 2014). Trata-se pois por optar primeiro por técnicas de valorização e, apenas em segunda linha, por soluções *end-of-pipe* (Esparza et al., 2020)

Em último lugar desta hierarquia (Papargyropoulou et al., 2014), e como decorre, desde logo, da Waste Framework Directive, bem como da opinião unânime da literatura (conforme demonstrada em Cobo et al. (2018) e em Greben & Oelofse (2009)), surge a deposição em aterro dos resíduos orgânicos, ocupando estes grandes áreas e sendo responsáveis tanto por significativos odores (Sridhar et al., 2021) como, de forma mais significativa, pelos mais severos impactos ambientais, que Gao et al. (2017) aponta como sendo dez vezes superiores aos gerados por qualquer outro método de tratamento, dando Esparza et al. (2020) ainda conta de que o metano produzido pela deposição em aterro constitui a terceira maior fonte humana de emissões de metano.

Embora constitua uma solução em declínio, a deposição em aterro permanece ainda como método de tratamento de resíduos orgânicos mais comum a nível mundial, com particular expressão nos países em desenvolvimento (Feiz et al., 2020). De facto, dados da FAO (2016) apontam que, do volume total de resíduos depositados em aterro, 21% correspondem a resíduos orgânicos. É ainda assim possível – e, de forma crescente, legalmente exigido – recuperar gases (nomeadamente metano) da decomposição de resíduos orgânicos depositados em aterro (Dhanya et al., 2020; Pearse et al., 2018), o que permite reduzir, ainda que de forma pouco significativa, o impacto ambiental desta opção de tratamento

Com impactos ambientais mais diminuídos, mas ainda no âmbito das alternativas lineares de tratamento dos resíduos orgânicos (Ncube et al., 2021) surge a incineração, método assente na combustão de resíduos a alta temperatura, com possibilidade de recuperação de energia (Dhanya et al., 2020). Embora determinados estudos apresentem opiniões menos desfavoráveis da incineração (Chiew et al., 2015), a comunidade científica dirige fortes críticas à mesma (Gao et al., 2017; Liu et al., 2022; Salemdeeb et al., 2018), entendendo-a como a solução rápida (mas desadequada) aos grandes volumes de resíduos orgânicos que chegam a aterro. De facto, os benefícios da incineração de resíduos orgânicos

enquanto fonte de energia são tão menores quanto mais sustentáveis são as fontes de energia alternativas (Weidner et al., 2020).

Estando em causa o melhor aproveitamento dos resíduos orgânicos gerados pela actividade humana, materializado pela transformação dos resíduos em novos *inputs* na economia, multiplicam-se hoje opções de tratamento mais sustentáveis do que as mencionadas acima (digestão anaeróbia, fermentação biológica, células de electrólise microbianas, gaseificação, gaseificação em água supercrítica, pirólise, carbonização hidrotérmica e compostagem), capazes de gerar uma variedade de produtos capazes de substituir combustíveis fósseis e alternativas cuja produção assenta no consumo destes (Sridhar et al., 2021).

Ao nível da produção de energia através da gestão dos resíduos orgânicos (*waste-to-energy*) destaca-se, de forma clara, a digestão anaeróbia (*anaerobic digestion*), caracterizada por uma sequência de processos em que determinados microrganismos decompõem a matéria orgânica na ausência de oxigénio (Gopal et al., 2019; Ingrao et al., 2018; Ncube et al., 2021), Embora os processos biológicos ocorridos na digestão anaeróbia constituam os mesmos que ocorrem na deposição em aterro, ao contrário desta a digestão anaeróbia ocorre em digestores, ambientes controlados especialmente desenhados para recuperar os produtos daí resultantes (Esparza et al., 2020). Do processo de digestão anaeróbia resultam, pois, dois produtos distintos: biogás e digestato (*digestate*).

O biogás constitui uma mistura de gases rica em metano e dióxido de carbono (Dhanya et al., 2020), podendo tanto ser combustado e utilizado na produção de electricidade (Dhanya et al., 2020; Greben & Oelofse, 2009), como, se transformado em biometano (gás natural renovável), injectado e distribuído nas redes de gás e utilizado como combustível no sector dos transportes (Esparza et al., 2020; Iglesias et al., 2021; Ncube et al., 2021), com uma redução de custo que varia ao ritmo dos preços das alternativas disponíveis globalmente a cada momento.

O efluente do processo de digestão anaeróbia, o digestato, constitui um material estabilizado, a parte sólida do qual, rica em nutrientes (Dhanya et al., 2020), pode ser utilizada, depois de um processo de maturação (UNEP, 2015), como fertilizante ou



correctivo agrícola (Ingrao et al., 2018), contribuindo para a redução da utilização (e, consequentemente, produção) de fertilizantes inorgânicos.

Da digestão anaeróbia resultam pois inúmeros benefícios ambientais, tanto ao nível da produção sustentável de energia (Rincon et al., 2019) como ao nível da produção sustentável de alimentos, em ambos os casos substituindo, com custos mais baixos, alternativas ambientalmente menos apelativas (Dhanya et al., 2020). A digestão anaeróbia pode, de resto, ser aplicada tanto na gestão centralizada de resíduos orgânicos como de forma semi-descentralizada (UNEP, 2015) ou mesmo no âmbito domiciliário, ao nível do qual existe já uma opção no mercado<sup>2</sup>.

Ainda no campo das soluções *biomass-to-energy* (ou *biomass for energy* (Koppelmäki et al., 2021)), encontramos a produção de hidrogénio através de resíduos orgânicos (Dhanya et al., 2020). De facto, além da possibilidade de produção de biohidrogénio através de algas, vem sendo sugerida, enquanto opção ambientalmente responsável, a utilização de resíduos orgânicos na sua produção, seja através de fermentação biológica (*photo fermentation* e *dark fermentation*), de células de electrólise microbianas ou de gasificação (Sampath et al., 2020; Tian et al., 2019; Yun et al., 2018).

Não obstante os reconhecidos méritos das soluções *waste-to-energy*, Sridhar et al. (2021) reconhecem desafios aos métodos de gestão de resíduos que assentam a sua transformação em energia, como sejam a viabilidade tecnológica, a viabilidade económica e a aceitabilidade das soluções apresentadas.

A par dos métodos de gestão de resíduos orgânicos assentes na produção de energia, tradicionalmente capital-intensivos (*capital-intensive*) (Xu et al., 2017), surge um método tradicionalmente de mão-de-obra intensiva (*labour-intensive*): a compostagem. De facto, embora na hierarquia do desperdício alimentar esta surja – por se encontrar no patamar da “reciclagem” – como preferencial às metodologias assentes na produção de energia – que são sugeridas no patamar da “recuperação” – a comunidade científica coloca-a no mesmo

---

<sup>2</sup> Para mais informação aconselha-se a consulta do *website* da seguinte empresa: HomeBiogas (disponível em <https://www.homebiogas.com/>)

patamar das restantes opções de tratamento dos resíduos orgânicos, sugerindo-a como soluções apenas quando a considera mais vantajosa.

O composto (a compostagem) é o resultado homogéneo da degradação biológica controlada – através da acção de microorganismos – de materiais orgânicos, que pode ser aplicado para fertilização dos solos a qualquer escala, com os benefícios de uma especial capacidade de retenção de água (Esparza et al., 2020), especialmente importante nos cada vez mais prolongados períodos de seca, e de resistência à erosão (UNEP, 2015). Compostar é a acção de providenciar os materiais necessários e as melhores condições possíveis (particularmente, um ambiente aeróbico e suficientemente – mas não excessivamente – húmido) para a criação de composto (Agnew & Leonard, 2003). A produção de compostagem inclui geralmente (mas não necessariamente) uma fase termofílica.

A compostagem é a solução por natureza de recircular os nutrientes (*nutrient cycling*), devolvendo aos locais de cultivo os nutrientes que permitem a produção agrícola e constituindo-se assim como uma das opções que mais portas abre a soluções circulares de gestão de resíduos orgânicos.

Igualmente, a compostagem enquanto método de tratamento dos resíduos orgânicos destaca-se por uma particular característica que a maioria dos métodos concorrentes não dispõem: a sua adaptabilidade. De facto, a compostagem pode ser aplicada como solução para a gestão dos resíduos orgânicos em qualquer dimensão.

Aqui avulta, de forma particular, o *local composting* e, bem assim, as políticas em que se materializa, de promoção da compostagem doméstica ou caseira (*home composting*) – comuns entre os municípios portugueses<sup>3</sup> – e da compostagem comunitária – também aí com alguma expressão – ambas as quais, na opinião da comunidade científica, apresentam grande potencial para a gestão sustentável dos resíduos orgânicos (Vázquez & Soto, 2017).

---

<sup>3</sup> Lisboa: Programa “Lisboa a Compostar” (para mais informação, consultar <https://lisboaacompostar.cm-lisboa.pt/pls/OKUL/f?p=178:15:1745683429::NO::>)

Espinho, Gondomar, Maia, Matosinhos, Porto, Póvoa de Varzim, Valongo e Vila do Conde, através da acção da LIPOR – Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto (para mais informação, consultar <https://www.lipor.pt/pt/sensibilizar/compostagem-caseira-e-comunitaria/inscricoes-compostagem-caseira/>)

Santa Maria da Feira: Programa “Compostar Outra Forma de Reciclar” (para mais informação, consultar <https://cm-feira.pt/compostagem-dom%C3%A9stica>)

Almeirim, Alpiarça, Benavente, Cartaxo, Coruche e Salvaterra de Magos, através da acção da empresa intermunicipal Ecoléziria (para mais informação, consultar <https://www.cm-coruche.pt/atividade-municipal/ambiente/compostagem-domestica>)

Mafra: Projecto “Mafra a Reciclar – Compostagem Doméstica” (para mais informação, consultar <https://www.cm-mafra.pt/pages/1278>)

Não obstante as opções acima apresentadas, a compostagem é também por vezes integrada nas políticas de gestão de resíduos orgânicos municipal ou intermunicipal de forma mais centralizada, sendo nesse caso realizada em centrais de tratamento e valorização de resíduos (*industrial composting*).

Apesar dos méritos apresentados pelo método da compostagem – em especial nas suas modalidades de operação mais descentralizada, de compostagem doméstica ou caseira e de compostagem comunitária – são-lhe ainda assim apontados – em especial nessas exactas modalidades – obstáculos a considerar, como sejam os da falta de consciencialização da população (e conseqüente reduzida participação nos esforços de compostagem), da falta de conhecimento e de habilitações em matéria de compostagem (e conseqüente colocação indevida de determinados resíduos em resíduos, más práticas de compostagem e, bem assim, emissões de metano associadas, por exemplo, a secções do composto que se tornam anaeróbicas (Adhikari et al., 2010)) e da qualidade do composto produzido (o qual, em função dos materiais utilizados e das práticas utilizadas, poderá dar origem a um resultado menos optimizado (Cerda et al., 2018), embora, a este nível, escasseie ainda informação (Vázquez & Soto, 2017)).

De facto, se por um lado, quando comparada com outros sistemas de gestão de resíduos orgânicos em relação à sua sustentabilidade, a compostagem doméstica ou caseira apresentou bons resultados, por outro lado foram-lhe apontados alguns impactos negativos, tanto, desde logo, devido ao impacto ambiental da produção de compostores caseiros (Martínez-Blanco et al., 2010), como devido à emissão – principalmente quando gerida de forma deficiente – de gases de efeito estufa (Cerda et al., 2018; Vázquez & Soto, 2017). Ainda, apontam Weidner et al. (2020), o benefício da compostagem caseira sai por vezes diminuído por aplicações pouco produtivas do composto gerado, sugerindo os autores pois, uma utilização mais inteligente do mesmo.

Constituem obstáculos a uma maior adesão à compostagem doméstica as inconveniências relacionadas, por um lado, com o tempo despendido a separar os resíduos e, por outro, com o espaço ocupado pelo compostor, o odor (originado quando a má gestão do processo de compostagem gera uma situação de ausência de oxigénio (Cerda et al., 2018)) e a estética do mesmo (Ladele et al., 2021). A consciencialização da população para a relevância da compostagem e a conseqüente procura de compostores tem movido a inovação neste sector, abundando hoje soluções mais pequenas e esteticamente mais agradáveis para

a realização de compostagem caseira (Manasi & Bhat, 2020), muitas vezes assentes em técnicas de compostagem alternativas à compostagem tradicional, como sejam a vermicompostagem (assente na utilização de minhocas compostoras (Lleó et al., 2013)) e a compostagem *bokashi* (assente na fermentação dos resíduos orgânicos através da actuação de microorganismos (Quiroz & Céspedes, 2019)).

Apontam Ladele et al. (2021), ainda, para uma relação proporcional entre factores como o rendimento e a educação e a probabilidade de realizar compostagem domiciliária. Igualmente, sugere este estudo uma menor propensão para o desperdício alimentar por parte de quem realiza *home composting*.

Em todo o caso, é a compostagem doméstica enquanto política pública de resíduos recomendada, mais usualmente, em áreas de baixa densidade populacional (Martínez-Blanco et al., 2010), nas quais, além de se tornarem mais evidentes utilizações mais apropriadas para o composto gerado, os benefícios da compostagem caseira começam a justificar a sua preferência face a métodos de tratamento mais tecnológicos e mais centralizados.

Já no que concerne à compostagem comunitária, releva o papel das *compost islands*, entendidas como solução descentralizada alternativa (ou complementar) à compostagem doméstica. A compostagem comunitária constitui-se como a solução mais adequada para as políticas públicas de resíduos assentes na participação comunitária e no estabelecer de uma circularidade ainda mais apertada (Weidner et al., 2020).

Para que a compostagem comunitária possa colmatar as falhas da compostagem doméstica – cujos esforços saem diminuídos pela fraca participação dos cidadãos – é no entanto essencial simultaneamente uma boa distribuição das *compost islands*, que resulte em distâncias reduzidas para a deposição dos resíduos (Pai et al., 2019), e um esforço de contratação de pessoal para a gestão das ilhas de compostagem ou, em alternativa (e, diríamos, preferencialmente), de coordenação da população para uma gestão comunitária dos compostores, numa opção de tratamento muito *labour intensive*.

Embora falte ainda uma densidade de estudos capaz de oferecer conclusões sobre a capacidade de aplicação local da compostagem gerada em compostores comunitários e sobre a diferença real de emissões de gases de efeito estufa entre esta opção de tratamento e a compostagem centralizada (Weidner et al., 2020), a verdade é que a compostagem comunitária dos resíduos orgânicos apresenta irrefutáveis vantagens no que concerne ao seu

impacto na comunidade, contribuindo para a coesão da mesma, para a educação dos cidadãos sobre matérias ambientais e alimentares, bem como para a alteração dos hábitos alimentares. A compostagem descentralizada contribui igualmente, de forma mais ampla, para a criação de emprego local e para a redução da dependência nas cadeias alimentares globais (Weidner et al., 2020), especialmente (embora não apenas) quando são estabelecidas ligações desta às produções agrícolas locais.

Como dão conta Weidner et al. (2020), o desempenho ambiental das alternativas apresentadas depende de forma próxima de factores tais como a distância de transporte (uma das mais importantes fontes de poluição (Gao et al., 2017)), o tamanho do contentor, a frequência de recolha e a eficiência de todo o processo.

Ora, no que concerne à análise do desempenho ambiental das diferentes opções de tratamento para os resíduos orgânicos e da melhor estratégia a adoptar não poderíamos deixar de apontar a análise do ciclo de vida (*life-cycle assessment*).

A análise do ciclo de vida constitui – a par de metodologias como a análise de fluxo de materiais (*material flow analysis*) – uma das mais disseminadas tecnologias de análise e comparação de sistemas, não faltando estudos que a apliquem ao sector da gestão de resíduos, servindo esta muitas vezes como ferramenta de apoio à decisão (Buratti et al., 2015), ao informar os decisores políticos das alternativas mais sustentáveis para as suas particulares circunstâncias (Edwards et al., 2018).

Para o efeito, procura a *life-cycle assessment*, segundo a UNEP (2021), oferecer “uma visão holística de todos os impactos ambientais, sociais e económicos que podem ocorrer” (p. 30) durante a gestão dos resíduos orgânicos em determinado contexto ou na utilização de determinada tecnologia (ou conjunto de tecnologias) de tratamento. Para Christensen (2020), igualmente, a análise do ciclo de vida desempenha um papel essencial no estabelecimento de uma estratégia integrada de gestão de resíduos, ao analisar, comparar e ajudar a perceber o impacto das diferentes abordagens possíveis na gestão de resíduos, tendo a sua utilização sido encorajada, de resto, pela Waste Framework Directive (Buratti et al., 2015).

Da análise das alternativas de gestão de resíduos orgânicos e da literatura sobre o tema pode, pois, ser retirada uma conclusão essencial: não existe uma opção de tratamento *one-size-fits-all*, isto é, não existe uma opção de tratamento que apresente os melhores resultados em todas as circunstâncias, antes dependendo a solução a adoptar da situação concreta em análise.

A política de gestão dos resíduos orgânicos deve então ser adaptada às circunstâncias específicas encontradas (Esparza et al., 2020), devendo a escolha do método a utilizar ser realizada com base na densidade populacional (por exemplo com recolha separada dos resíduos orgânicos e tratamento centralizado por digestão anaeróbia nas zonas de maior densidade populacional e compostagem descentralizada nas zonas de menor densidade populacional (Weidner et al., 2020)), volume de resíduos, práticas instaladas de recolha dos resíduos, aceitação social esperada, disponibilidade político-administrativa para a implementação de projectos locais e comunitários e capacidade de assimilação dos produtos gerados. Ademais, propõe-se a coordenação de diferentes métodos para a construção de uma política integrada de gestão de resíduos orgânicos, capaz de dar resposta à variedade de circunstâncias encontradas em cada município ou cidade (Esparza et al., 2020).

Simultaneamente, é destacada nos estudos sobre as opções de tratamento de resíduos orgânicos uma relação inversamente proporcional entre recuperação de nutrientes e emissões de gases de efeito estufa. De facto, as soluções que recuperam mais nutrientes tendem a ter piores resultados no que concerne a emissões de gases de efeito estufa, enquanto que as opções com melhor comportamento no que concerne aos gases de efeito estufa tendem a ser as que recuperam menos (ou nenhuns) nutrientes (Weidner et al., 2020).

Depois de estudadas as opções de tratamento dos resíduos orgânicos, abordaremos de seguida alguns dos conceitos que orbitam a circularidade na gestão de resíduos orgânicos – nomeadamente aqueles da circularidade dos nutrientes e da distância viajada pelos nutrientes –, dando ainda conta de alguns contributos para a evolução da gestão de resíduos orgânicos – onde se destacam de maneira particular as directivas europeias – e analisando a literatura relativa aos antecedentes (ou *drivers*) da gestão circular dos resíduos orgânicos.

### **3.3. Gestão de resíduos orgânicos: desafios actuais**

#### **3.3.1. A circularidade nos resíduos: conceitos conexos**

Não obstante a gestão de resíduos sob uma visão de economia circular ser uma questão pouco abordada pela literatura da economia circular (Puntillo et al., 2021) e este conceito ser utilizado noutros países com um enfoque em diferentes áreas, a ideia de economia circular é em Portugal – tal como na Suíça, Dinamarca e Reino Unido – usada principalmente para o âmbito da gestão dos resíduos (Winans et al., 2017).

Enquanto manifestação avançada da sustentabilidade, a economia circular é catalisadora de soluções baseadas na natureza (*nature based solutions*), aplicando diversos princípios da natureza, tais como produção a partir de resíduos (*production out of waste*), resiliência através da diversidade (*resilience through diversity*), o uso de fontes de energia renovável (*the use of renewable energy sources*), pensamento sistémico (*systems thinking*) e fluxos em cascata de materiais e energia (*cascading flows of materials and energy*) (Jurgilevich et al., 2016).

Na visão circular da economia, e, em particular, da gestão de resíduos, o que era antes considerado um resíduo torna-se num recurso (Jurgilevich et al., 2016; Puntillo et al., 2021). Essa mesma ideia é transmitida pela expressão utilizada no Global Waste Management Outlook, pela UNEP (2015): “transformar a gestão de resíduos em gestão de recursos” (p. 142). Não admira, pois, que o crescer do conceito de economia circular tenha suscitado um crescente interesse no papel das centrais de tratamento de resíduos (e da gestão de resíduos em geral) na prossecução de um mundo mais sustentável (Di Foggia & Beccarello, 2021).

Natural é também, a dispersão do interesse na ideia de “gestão sustentável integrada de resíduos” (ou Integrated Sustainable Waste Management (ISWM)), a qual manifesta a preocupação no desenho de um sistema de gestão de resíduos, que integre toda a amplitude de aspectos físicos e técnicos (infraestrutura) e de governança (UNEP, 2015), de tal maneira a que todo o desperdício receba o tratamento mais apropriado às suas características particulares (Cobo et al., 2018).

Em alternativa a um sistema integrado de gestão de resíduos linear (ou Linear Integrated Waste Management System (LIWMS)) sugere-se hoje a adopção de um Circular Integrated Waste Management System (CIWMS) – que repensado em particular para os resíduos orgânicos poderia tomar a designação de Circular Integrated Organic Waste Management System (CLOWMS) – caracterizado pelo reforço da centralidade na recuperação de recursos, com o objectivo de conseguir os maiores retornos económicos e benefícios para a sociedade possíveis com o menor possível impacto ambiental (Cobo et al., 2018).

Se é verdade que da valorização dos resíduos orgânicos podem ser gerados – consoante a opção de tratamento escolhida – gases que podem ser transformados em combustíveis ou energia, não podem ser também descuradas as opções de tratamento que geram simultaneamente (digestão anaeróbia) ou apenas (compostagem) materiais ricos em nutrientes, tais como sejam, respectivamente, o digestato e o composto (ou compostagem).

Nesse sentido, e no âmbito da economia circular, é de destacar o conceito de circularidade dos nutrientes (*nutrient circularity*), que manifesta a ideia de fechar o círculo dos nutrientes, desde a produção dos alimentos, passando pelo seu consumo e geração dos resíduos orgânicos correspondentes, sua transformação em produtos fertilizantes até à sua aplicação nos terrenos agrícolas, de onde resultará a produção de novos alimentos.

A *nutrient circularity* pode ser definida tendo por base a produção de biomassa agrícola (*input circularity*) – sendo então entendida como “a fracção do total de *inputs* de nutrientes que são fornecidos a partir de fluxos de resíduos” (Harder et al., 2021, p. 2; Koppelmäki et al., 2021) – ou com foco na gestão de resíduos orgânicos (*output circularity*) – definindo-se nesse caso como “a fracção de nutrientes em fluxos de resíduos que são reciclados para produção agrícola” (Harder et al., 2021, p. 2; Senthilkumar et al., 2014).

Em todo o caso, a *nutrient circularity* constitui conceito fundamental para aqueles que procuram restaurar os ciclos naturais dos nutrientes (van der Wiel et al., 2019) e que recorrem a ferramentas como a análise de fluxo de materiais (*material flow analysis*) – transformada, neste caso, em *nutrient flow analysis* (van der Wiel et al., 2019) – para aferir o estado da gestão de resíduos em diferentes contextos de análise (Amicarelli et al., 2020; Thushari et al., 2020)



Não obstante da gestão dos resíduos orgânicos não resultarem apenas (ou maioritariamente), consoante a opção de tratamento utilizada, materiais ricos em nutrientes, interessam-nos de forma particular, por medirem a circularidade no seu formato mais puro, os indicadores de circularidade na gestão de resíduos orgânicos que concernem à geração de biomassa e à sua devolução às áreas de produção agrícola.

Entre a variedade de indicadores (Koppelmäki et al., 2021; UNEP, 2015) que podem ser utilizados a este nível, destaca-se pelo seu particular interesse aquele da distância viajada pelos nutrientes (*nutrient travel distance*), especialmente quando considerado o significativo impacto ambiental do transporte dos resíduos orgânicos e, bem assim, dos produtos gerados pela gestão dos mesmos.

Como dão conta Trimmer & Guest (2018), a distância entre os locais em que se dá a gestão dos resíduos orgânicos e a sua transformação em produtos ricos em nutrientes e os espaços de produção agrícola gera não raras vezes situações em que tecnologias de tratamento mais sustentáveis perdem atractividade económica face a outras menos sustentáveis. Sugerem Trimmer & Guest (2018), numa opinião que vem já dominando a doutrina, a importância simultânea de estudar as cidades na sua densidade populacional e dispersão de áreas de produção agrícola (bem como culturas agrícolas dominantes) e, simultaneamente, de aproximar os locais de tratamento e valorização de resíduos orgânicos às zonas de produção de alimentos. Igualmente se demonstra, de resto, a necessidade de colocar a ideia de adaptabilidade no centro das preocupações do desenho de sistemas de gestão de resíduos orgânicos, de tal maneira a que as circunstâncias específicas de geração de resíduos encontrem sempre as respostas ambientalmente, economicamente e socialmente mais adequadas.

### **3.3.2. Contributos para uma gestão mais circular dos resíduos orgânicos**

A matéria dos sistemas alimentares circulares – e, bem assim, da gestão circular dos resíduos orgânicos – é uma com muitos *stakeholders*, como sejam o Governo, os municípios, as famílias, as empresas, os pequenos negócios, os operadores regionais e a comunidade em geral (Fedotkina et al., 2019; UNEP, 2015), a colaboração dos quais constitui exigência essencial tornar as redes alimentares e de resíduos mais sustentáveis e circulares.

Dispõem de particular relevo, neste âmbito, as reuniões realizadas sob a alçada da Food and Agriculture Organization (FAO) das Nações Unidas, com a designação de World Food Summit (WFS). Embora realizada pela primeira vez em 1994, o maior contributo destas reuniões seria dado dois anos depois, em 1996, com a aprovação da Declaração de Roma sobre a Segurança Alimentar Global (Rome Declaration on World Food Security) e do Plano de Acção (World Food Summit Plan of Action) respectivo.

No campo específico da gestão de resíduos, o mais significativo instrumento para o estabelecimento de um sistema de gestão de resíduos (em particular, orgânicos) mais sustentável e circular é europeu e de índole legislativa: falamos da Waste Framework Directive que, a par do Plano de Acção para a Economia Circular (Circular Economy Action Plan), constituem os dois pilares do plano de acção da União Europeia para a gestão dos resíduos (de Sadeleer et al., 2020), o qual, por sua vez, surge em toda a sua amplitude informado e orientado pelos Objectivos de Desenvolvimento Sustentável (Wilson, 2021), doze dos quais podem ser directamente ligados à gestão dos resíduos sólidos (Rodić & Wilson, 2017).

Se a Directiva 1999/31/EC<sup>4</sup> (Landfill Directive) deu os primeiros passos para a sustentabilidade na gestão dos resíduos (Buratti et al., 2015), estabelecendo, relativamente aos resíduos orgânicos em particular, metas em percentagem para a redução do desperdício depositado em aterro (artigo 5.º) e exigindo a recolha dos gases gerados em aterros com deposição de resíduos orgânicos, a Waste Framework Directive foi responsável por instituir na legislação europeia conceitos e princípios fundamentais à gestão de resíduos actual, tais como sejam a hierarquia do desperdício (*waste hierarchy*), a responsabilidade estendida do produtor (*producer extended responsibility*) e o princípio do poluidor-pagador (*polluter pays principle*) (Taelman et al., 2018).

Igualmente, é atribuída a esta Directiva o mérito de ter enfatizado o papel do *life cycle thinking* (e, conseqüentemente, da metodologia do *life cycle assessment*) na definição e avaliação das estratégias mais sustentáveis para a gestão de resíduos (Buratti et al., 2015)

Da Directiva 2008/98/CE resultou ainda, como afirmam Taelman et al. (2018), um modelo de *multi-level governance*. Enquanto a Waste Framework Directive definia a forma

---

<sup>4</sup> Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterros; disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex%3A31999L0031>

como deveriam os Estados-membros lidar com a recolha e tratamento dos resíduos, deixava-se aos municípios e regiões a tarefa de decidir como estabelecer e controlar a implementação da sua política de resíduos.

Dez anos depois, em 2018, seria aprovada uma significativa alteração à Waste Framework Directive. Para o efeito, além de ter contribuído com uma definição de *food waste*, ordenou a Directiva 2018/851/CE<sup>5</sup>, por um lado que os Estados-membros tomassem medidas para reduzir a geração de resíduos orgânicos, e, por outro, alterando o artigo 22.º da Directiva de 2008, que, até 31 de Dezembro de 2023, os Estados-membros assegurassem que os biorresíduos (resíduos orgânicos) sejam separados e reciclados na origem ou que sejam recolhidos selectivamente e não misturados com outros tipos de resíduos, constituindo esta, para todos os efeitos, a obrigação da implementação de um contentor castanho para os resíduos orgânicos (Weidner et al., 2020).

É no entanto criticável, para Garske et al. (2020), no entanto, que dez anos passados da introdução da Waste Framework Directive, a Directiva 2018/851/CE não tenha adaptado a hierarquia do desperdício estabelecida naquela à realidade particular do desperdício alimentar, restando a este nível as iniciativas dos investigadores na criação dos seus próprios modelos de hierarquia do desperdício alimentar (Papargyropoulou et al., 2014). Insistem também Garske et al. (2020) na “falta de um objectivo de redução do desperdício alimentar quantificável, mensurável e, portanto, sancionável (p. 9).

Documento de significativa importância, o Global Waste Management Outlook publicado em 2015 pela UNEP promove práticas e informa políticas ambientalmente sustentáveis na área dos resíduos orgânicos (Rodić & Wilson, 2017; Wilson, 2021).

Dignas de menção são, de resto, as iniciativas, organizações, políticas e documentos dirigidos tanto à temática das políticas alimentares – como, por exemplo, o Milan Urban Food Policy Pact (Filippini et al., 2019), a Farm to Fork Strategy –, da saúde do solo – como, por exemplo, a European Soil Strategy e a proposta de uma Soil Health Law – e da gestão dos resíduos orgânicos – como seja a European Compost Network.

---

<sup>5</sup> Directiva 2018/851/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 30 de Maio de 2018, que altera a Directiva 2008/98/CE relativa aos resíduos; disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32018L0851>

### 3.3.3. Os *drivers* da gestão circular dos resíduos orgânicos

A análise dos (e ação sobre os) sistemas de gestão de resíduos orgânicos (ao nível mundial, continental, nacional, regional ou local) exige o estudo dos antecedentes dos mesmos.

Para entender o sistema de gestão de resíduos orgânicos de determinado município e saber como tornar o mesmo mais sustentável é necessário compreender o que motiva o poder público na sua tomada de decisão sobre esta matéria (Márquez & Rutkowski, 2020). Estamos pois, quando nos questionamos porque escolhe um município determinada opção no que concerne à gestão dos seus resíduos orgânicos, perante a questão dos *drivers* da gestão de resíduos orgânicos.

No âmbito da gestão de resíduos, Agamuthu et al. (2009) definem os *drivers* (ditos antecedentes) como os “factores (ditos facilitadores) que alteram positiva ou negativamente (ditos restrições) um sistema de gestão de resíduos existente” (p. 1).

Na definição de Wilson (2007), por sua vez, os *drivers* constituem “os mecanismos ou factores que impactam significativamente o desenvolvimento na gestão de resíduos sólidos” (p. 198). Segundo Márquez & Rutkowski (2020), os *drivers* emergem de problemas ou circunstâncias que afectam o desenvolvimento da gestão de resíduos em determinado território e que podem levar ao estabelecimento de políticas públicas que procurem solucioná-los.

Para Tavares (2022), “o principal fator que leva os municípios a apostar em políticas de desenvolvimento sustentável é a pressão ambiental exercida em determinados contextos” (p. 289).

Não obstante, considera o autor outros determinantes do desenvolvimento local sustentável, tais como a capacidade técnica, financeira e gestionária das entidades públicas locais, a participação dos interessados, a existência de parcerias entre organizações envolvendo governos locais, comunidade científica, empresas privadas, associações comerciais, grupos ambientalistas e associações de proprietários e moradores (Tavares, 2022), não faltando quem, de facto, releve a importância e especial desafio de garantir, nas políticas para a sustentabilidade (e, aqui, em particular, na área da gestão dos resíduos

orgânicos) a colaboração entre os diferentes *stakeholders* (Fedotkina et al., 2019; Zotos et al., 2009), de entre os quais o poder público assume importância especial (UNEP, 2015).

Como dá conta Wilson (2007), com a concordância de Agamuthu et al. (2009) e de Contreras et al. (2010), não há um *driver* único da gestão de resíduos, e, bem assim, da gestão de resíduos orgânicos, antes sendo estas políticas influenciada de diversas maneiras e por diversos factores. Além do mais, o equilíbrio entre estes determinantes varia consoante o espaço sob análise e, em determinado espaço, ao longo do tempo, ao sabor dos momentos históricos, da inovação tecnológica e dos ventos políticos, sendo igualmente de considerar a perspectiva dos *stakeholders* da gestão dos resíduos orgânicos (Wilson, 2007).

Nesse sentido, não faltam na produção científica compilações de *drivers* históricos e actuais da gestão de resíduos, de entre as quais destacaremos de seguida aquelas que cremos mais relevantes.

Num dos mais importantes estudos sobre *drivers* da gestão de resíduos, Wilson (2007) dá conta dos seguintes *drivers*, que analisa separadamente nos contextos dos países desenvolvidos e dos países em desenvolvimento: saúde pública (*public health*), protecção do ambiente (*environmental protection*), valor dos resíduos enquanto recurso (*resource value of waste*), fechar o círculo (*closing the loop*), questões institucionais e de responsabilidade (*institutional and responsibility issues*), consciencialização pública (*public awareness*).

Agamuthu et al. (2009), analisando a gestão de resíduos no continente asiático, destacaram quatro categorias de *drivers*: *drivers* humanos (*human drivers*) – onde destacavam o aumento da população humana e da geração de resíduos –, *drivers* económicos (*economic drivers*) – onde destacavam a disponibilidade de fundos e socioeconomia e a possibilidade de lucrar com os resíduos –, *drivers* institucionais (*institutional drivers*) – onde destacavam a pesquisa e desenvolvimento científicos, a lei e, ainda, a imagem comercial e rentabilidade – e, ainda, o ambiente como um *driver* em si próprio (*environment as a driver*).

Num estudo centrado nas cidades da Yokohama, no Japão, e Boston, no Massachusetts (Estados Unidos da América), Contreras et al. (2010) analisa a evolução temporal de quatro categorias de *drivers*: socio-económicos (*socio-economic drivers*) – nos

quais incluem tendências populacionais e consciencialização pública –, regionais e internacionais (*regional and international drivers*) – nos quais incluíam o fluxo de resíduos enquanto recurso reciclável –, desenvolvimento tecnológico e factores institucionais (*technology development and institutional drivers*) – nos quais incluíam as tecnologias disponíveis –, e legais (*legal drivers*) – nos quais incluíam leis e regulamentos.

No contexto específico sueco, Zaman (2013) faz referência a três categorias de *drivers*: sociais – sob os quais insere os comportamentos pessoais (*personal behaviour*), as práticas locais de gestão de resíduos (*local waste management practice*), bem como o consumo e a geração de resíduos (*consumption and generation of waste*) –, económicos – entre os quais considera o valor dos resíduos enquanto recurso (*resource value of waste*), o benefício económico das instalações de tratamento de resíduos (*economic benefit from waste treatment facilities*) e os impostos sobre a deposição em aterro (*landfill tax*) – e ambientais – alterações climáticas globais (*global climate change*) e movimento e consciencialização ambientais (*environmental movement and awareness*).

Numa análise histórica da gestão de resíduos na Colômbia, Márquez & Rutkowski (2020) apontam os *drivers* mais relevantes e a evolução histórica da importância de cada um deles ao longo do tempo. Com base nos restantes estudos sobre a matéria dos antecedentes da gestão de resíduos, sugerem Márquez & Rutkowski (2020) os seguintes *drivers*: saúde pública (*public health*), descentralização (*decentralization*), sustentabilidade financeira (*financial sustainability*), protecção do ambiente (*environmental protection*), livre concorrência (*free competition*), controlo social (*social control*), Gestão Integrada de Resíduos (*Integrated Waste Management*) e reciclagem inclusiva (*inclusive recycling*).

De acordo com a UNEP (2015), e conforme a opinião dos estudiosos (Wilson, 2021), o primeiro *driver* da gestão de resíduos terá sido não a protecção do ambiente, mas, antes, um *driver* económico: o valor dos resíduos (*resource value of waste*). Tendo encontrado nova ressurgência nas últimas décadas (tendência que promete continuar), nas quais se passou a colocar o ênfase nas economias de escala e na remuneração com base nas quantidades recolhidas e tratadas (ao invés da aposta na redução da geração de resíduos) – o que de resto justificou a opção portuguesa generalizada por sistemas intermunicipais e multimunicipais de gestão de resíduos orgânicos (Tavares, 2022) – a verdade é que o valor

dos resíduos constituiu – como constitui ainda hoje nos países em desenvolvimento – o primeiro *driver* da gestão dos resíduos.

Relevava, aí, o papel da parte mais pobre da população, que assumiam a tarefa de colectores (*waste pickers*), recolhendo os materiais e componentes com valor suficiente para revenda (UNEP, 2015; Wilson, 2021). A gestão de resíduos – aqui sob a forma de recolha para reutilização – era, num primeiro momento, movida pelo valor económico dos resíduos.

Hoje, o *driver* do valor dos resíduos assume uma natureza diferente. Com o crescente entendimento – exigido pela transição para uma economia circular e sustentável – dos resíduos como um recurso, fala-se de uma substituição da “gestão de resíduos” pela “gestão de recursos” (UNEP, 2015). Embora tal não constitua, ainda, a realidade da gestão de resíduos actual, a verdade é que a introdução da sustentabilidade nas preocupações públicas devolveu ao valor dos resíduos o estatuto de importante *driver* da gestão de resíduos orgânicos, relevando hoje em dia a consideração dos custos da inação em matéria de resíduos (orgânicos) e as questões relativas ao seu financiamento (UNEP, 2015).

Depois do valor dos resíduos (*resource value of waste*), o *driver* mais associado ao desenvolvimento inicial das políticas públicas de gestão de resíduos (nomeadamente orgânicos) é talvez o da saúde pública (*public health*). De facto, terão sido os impactos negativos para a saúde pública gerados pela deposição não controlada de resíduos – nomeadamente com o espalhar de doenças no ambiente urbano que os séculos XIX e XX viam crescer – os primeiros motivadores da adopção de políticas públicas sobre esta matéria (UNEP, 2015).

Hoje ultrapassado pela protecção ambiental e pelo valor dos resíduos enquanto *driver* da gestão de resíduos nos países desenvolvidos, o seu relevo como motivador de políticas públicas nesta área permanece significativo nos países em desenvolvimento, como nos dá conta Márquez & Rutkowski (2020).

O terceiro principal *driver* da gestão de resíduos tradicionalmente apontado pelos investigadores é aquele da protecção do ambiente (*environmental protection*). A protecção do ambiente como factor influenciador das políticas públicas de resíduos surgiu com a emergência do movimento ambientalista, nas décadas de 60 e 70 do século XX (UNEP, 2015). De facto, o movimento ambientalista não ignorou a questão dos resíduos, antes

trazendo-o para o centro das discussões sobre a sustentabilidade do planeta e exigindo a aprovação e implementação de legislação que desse resposta a estas preocupações, limitando de forma crescente a percentagem de resíduos geridos de maneira linear (por exemplo através da deposição em aterro ou incineração) e, assim, reduzindo a poluição e a emissão de gases de efeito estufa.

Não obstante, a ideia do ambiente (ou da protecção do ambiente) como *driver*, por direito próprio, da gestão de resíduos orgânicos tem vindo a ser desconsiderada. Agamuthu et al. (2009), por exemplo, argumenta que a protecção do ambiente constitui apenas o subproduto do foco noutros objectivos, como sejam avanços no conhecimento científico, consciencialização pública, ou pressão política ou legislativa.

Sem o mesmo peso histórico podem ser pensados, de facto, outros *drivers*, como sejam, por exemplo, a política e legislação (Lemaire & Limbourg, 2019; UNEP, 2015). Do debate político, representativo da população de determinada comunidade (internacional, nacional, regional ou local), nasce a legislação e outros instrumentos legais que estabelecem os objectivos ambientais, os limites de emissões, os incentivos, a forma de operar e a liberdade em que se move a gestão dos resíduos orgânicos. A legislação constitui o instrumento essencial para a concretização da visão da comunidade sobre cada matéria que merece a sua atenção. Também assim é em matéria de resíduos, e, em particular, em matéria de gestão de resíduos orgânicos, relevando aqui não apenas a legislação nacional, mas, igualmente, os instrumentos normativos europeus, entre as quais as directivas europeias que a legislação portuguesa tantas vezes se limita a concretizar e entre as quais se destaca a Waste Framework Directive, revista em 2018, responsável pelos significativos avanços em termos de gestão de resíduos na Europa (Grosso et al., 2010; Zorpas et al., 2015).

A legislação constitui o repositório dos principais objectivos secundários da gestão de resíduos orgânicos, como sejam os da saúde pública, da protecção do ambiente ou da recuperação do valor dos resíduos, para a prossecução dos quais no âmbito da política de gestão de resíduos estabelece regras e cursos de acção (UNEP, 2015).

Igualmente, exige hoje consideração a consciencialização pública, e, com ela, as suas manifestações em aceitação pública, por um lado, e comportamentos pessoais, por outro. De facto, não é de descurar o impacto que não só a aceitação pública como também os comportamentos pessoais dos cidadãos em matéria de resíduos orgânicos têm na gestão



dos mesmos (Esmaelian et al., 2018). A consciencialização para os desafios ambientais enfrentados pelo planeta e a crescente procura de contacto com a natureza que o acelerar da urbanização e do crescimento das cidades vem exacerbando (e que de resto popularizou técnicas para a saúde mental tais como os “banhos de floresta” (Roviello et al., 2022; Tsunetsugu et al., 2009; Wen et al., 2019)) tem significado a atribuição de um novo relevo à gestão sustentável e circular dos resíduos orgânicos, multiplicando-se iniciativas particulares nesta matéria (Lemaire & Limbourg, 2019).

Lemaire & Limbourg (2019) mantêm, no entanto, que continua a existir uma fraca consciencialização pública sobre a matéria dos resíduos orgânicos, o que se materializa tanto numa fraca ou inexistente pressão dos cidadãos sobre o poder público em matéria de gestão de resíduos orgânicos como, simultaneamente, na falta de práticas sustentáveis, pelos próprios cidadãos, em matéria de resíduos orgânicos (Weidner et al., 2020), levantando consigo a discussão sobre a sensibilização e formação da população em torno das temáticas da sustentabilidade, mormente da gestão de resíduos orgânicos.

Igualmente digno de consideração enquanto *driver* da gestão de resíduos orgânicos é o conhecimento científico. Em boa verdade, além de se multiplicarem hoje as tecnologias de gestão de resíduos orgânicos, multiplicam-se também os estudos científicos tanto sobre a eficiência e as melhores aplicações destas técnicas como sobre os sistemas de gestão de resíduos de forma mais ampla. Assente na procura da verdade, o conhecimento científico contribui de forma significativa – através do desenvolvimento de novas tecnologias de gestão de resíduos orgânicos, de novos indicadores para a avaliação das mesmas e de novas teorias – para o desenhar de novos e mais sustentáveis sistemas de gestão de resíduos orgânicos.

Não obstante a relevância da análise dos *drivers* da gestão de resíduos (e, em particular, da gestão de resíduos orgânicos), não deixam simultaneamente de ser apontadas limitações à sua utilização enquanto metodologia para o estudo da mesma.

Como dá conta Zaman (2013), os *drivers* da gestão de resíduos estão interligados e são dinâmicos por natureza, o que pode dificultar a análise da influência real de cada *driver* sobre o desenvolvimento da gestão de resíduos. De facto, não é difícil por exemplo perceber, aquando da aprovação de uma lei que, com a protecção do ambiente em mente, proíbe determinada prática insustentável ao nível da gestão dos resíduos orgânicos, a interligação entre o *driver* protecção do ambiente e o *driver* política e legislação, surgindo então a questão

de saber a qual dos dois (ou com que peso para cada um) pode ser atribuído o mérito do desenvolvimento da política de gestão de resíduos orgânicos.

A mesma ideia é repetida por Agamuthu et al. (2009), para quem os *drivers* (ou grupos de *drivers*) se relacionam num sistema dinâmico e interligado, destacando ainda que os mesmos interagem de diferentes maneiras (em contraposição ou em reforço) uns com os outros, com naturais consequências sobre a evolução das políticas de resíduos.

# CAPÍTULO II – METODOLOGIA

## 1. Introdução

Optámos, no nosso estudo, por uma abordagem metodológica dupla, com uma componente quantitativa e uma componente qualitativa.

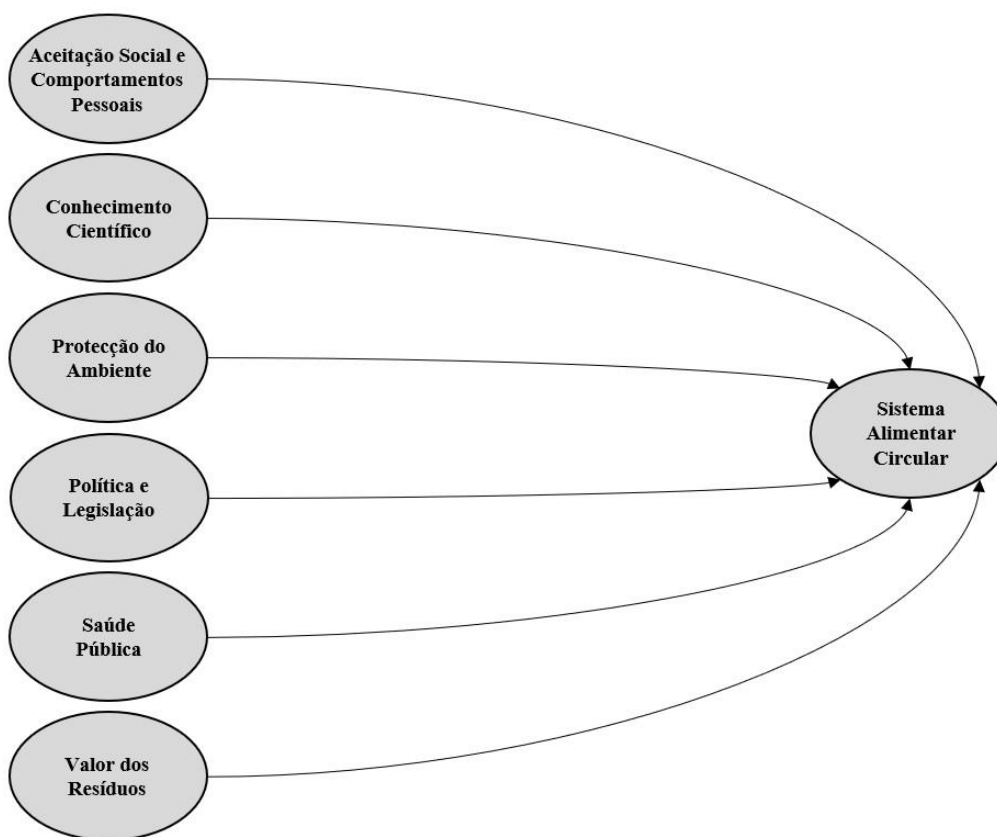
Por um lado, com a aplicação de um questionário aos responsáveis municipais mais directamente ligados à problemática dos resíduos orgânicos dos trinta e seis municípios nos quais a ERSUC – Resíduos do Centro, S.A. desenvolve a sua actividade, procurámos obter informação quantitativa relevante relativa aos factores que mais influenciam as suas políticas de gestão de resíduos orgânicos.

Por outro lado, procurámos complementar estes dados com a realização de uma entrevista à Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDRC), na pessoa da Eng.<sup>a</sup> Ana Sofia Morais, Directora de Serviços de Ambiente da CCDRC, com o objectivo de recolher a perspectiva da mesma sobre quais os antecedentes mais significativos nas políticas de gestão de resíduos orgânicos destes municípios.

## 2. Modelo de Investigação

Depois de estudado, na revisão da literatura, o tema dos sistemas alimentares, e, em particular, da gestão de resíduos orgânicos, procurámos compilar os principais antecedentes (ou *drivers*) da gestão de resíduos orgânicos apontados pela literatura, exercício que resultou na consideração de seis factores (aceitação social e comportamentos pessoais, conhecimento científico, protecção do ambiente, política e legislação, saúde pública e valor dos resíduos), conforme o modelo de estudo apresentado na Figura 5.

Figura 5 - Modelo de Estudo Inicial



Fonte: autoria própria

Procurámos, pois, num primeiro momento, através da aplicação do questionário aos trinta e seis municípios nos quais a ERSUC desenvolve a sua actividade (apresentados no quadro abaixo), compreender quais os factores mais relevantes para a construção de uma política de gestão circular de resíduos orgânicos, componente indispensável de um sistema alimentar circular.

**Quadro 1 - Municípios objecto de questionário**

<b>Municípios</b>		
Águeda	Estarreja	Oliveira do Bairro
Albergaria-a-Velha	Figueira da Foz	Ovar
Alvaiázere	Figueiró dos Vinhos	Pampilhosa da Serra
Anadia	Góis	Pedrógão Grande
Ansião	Ílhavo	Penacova
Arganil	Lousã	Penela
Aveiro	Mealhada	São João da Madeira
Arouca	Mira	Sever do Vouga
Cantanhede	Miranda do Corvo	Soure
Castanheira de Pera	Montemor-o-Velho	Vagos
Coimbra	Murtosa	Vale de Cambra
Condeixa-a-Nova	Oliveira de Azeméis	Vila Nova de Poiares

Fonte: autoria própria

Além de seis perguntas de caracterização geral, foi pedida resposta a vinte e oito questões, organizadas pelas dimensões indicadas no modelo inicial apresentado na Figura 5: 1) sistema alimentar circular; 2) aceitação social e comportamentos pessoais; 3) conhecimento científico; 4) protecção do ambiente; 5) política e legislação; 6) saúde pública; e 7) valor dos resíduos. Nestas questões, foi solicitada a manifestação do nível de concordância, numa escala de Likert de 1 (“discordo totalmente”) a 10 (“concordo totalmente”), com as afirmações apresentadas.

Por fim, foi ainda solicitada a resposta a três questões avulsas, as quais, não se enquadrando no modelo indicado, nos pareceram relevantes para oferecer resposta a alguns dos objectivos secundários da presente dissertação.

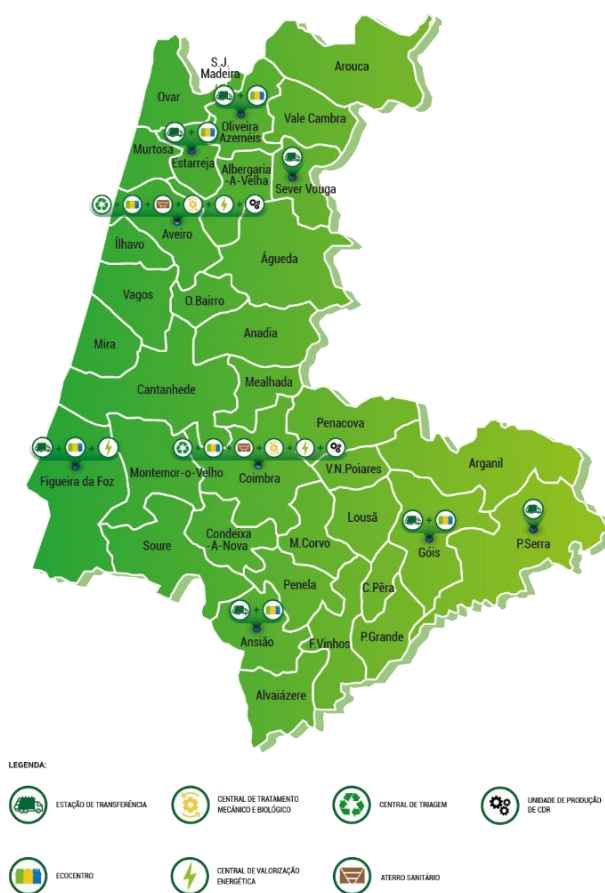
**Quadro 2 - Informação relativa aos Municípios nos quais a ERSUC actua**

<b>Nível Supramunicipal</b>	<b>Município</b>	<b>População</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Densidade Populacional (km<sup>2</sup>)</b>
CIM Região de Aveiro	<b>Águeda</b>	46134	335	138
CIM Região de Aveiro	<b>Albergaria-a-Velha</b>	24841	159	156
CIM Região de Leiria	<b>Alvaiázere</b>	6227	160	39
CIM Região de Aveiro	<b>Anadia</b>	27542	217	127
CIM Região de Leiria	<b>Ansião</b>	11632	176	66
CIM Região de Coimbra	<b>Arganil</b>	11067	333	33
AM Porto	<b>Arouca</b>	21154	329	64
CIM Região de Aveiro	<b>Aveiro</b>	80880	198	408
CIM Região de Coimbra	<b>Cantanhede</b>	34218	391	88
CIM Região de Leiria	<b>Castanheira de Pera</b>	2647	67	40
CIM Região de Coimbra	<b>Coimbra</b>	140796	319	441
CIM Região de Coimbra	<b>Condeixa-a-Nova</b>	16733	139	120
CIM Região de Aveiro	<b>Estarreja</b>	26229	108	243
CIM Região de Coimbra	<b>Figueira da Foz</b>	58982	379	156
CIM Região de Leiria	<b>Figueiró dos Vinhos</b>	5296	173	31
CIM Região de Coimbra	<b>Góis</b>	3806	263	14
CIM Região de Aveiro	<b>Ílhavo</b>	39241	73	538
CIM Região de Coimbra	<b>Lousã</b>	17012	138	123
CIM Região de Coimbra	<b>Mealhada</b>	19358	111	174
CIM Região de Coimbra	<b>Mira</b>	12126	124	98
CIM Região de Coimbra	<b>Miranda do Corvo</b>	12014	126	95
CIM Região de Coimbra	<b>Montemor-o-Velho</b>	24587	229	107
CIM Região de Aveiro	<b>Murtosa</b>	10488	73	144
AM Porto	<b>Oliveira de Azeméis</b>	66212	161	411
CIM Região de Aveiro	<b>Oliveira do Bairro</b>	23150	87	266
CIM Região de Aveiro	<b>Ovar</b>	54976	148	371
CIM Região de Coimbra	<b>Pampilhosa da Serra</b>	4067	396	10
CIM Região de Leiria	<b>Pedrógão Grande</b>	3392	129	26
CIM Região de Coimbra	<b>Penacova</b>	13119	217	60
CIM Região de Coimbra	<b>Penela</b>	5443	135	40
AM Porto	<b>São João da Madeira</b>	22162	8	2770
CIM Região de Aveiro	<b>Sever do Vouga</b>	11069	130	85
CIM Região de Coimbra	<b>Soure</b>	17264	265	65
CIM Região de Aveiro	<b>Vagos</b>	22905	165	139
AM Porto	<b>Vale de Cambra</b>	21279	147	145
CIM Região de Coimbra	<b>Vila Nova de Poiares</b>	6813	84	81

Fonte: autoria própria, com base em dados do INE (2021)

Os municípios objecto de questionário apresentam uma grande variedade de características. Além de se contarem municípios de três diferentes Comunidades Intermunicipais (CIM) – CIM Região de Aveiro, CIM Região de Coimbra e CIM Região de Lisboa – contam-se ainda quatro municípios correspondentes à Área Metropolitana (AM) do Porto. Ademais, como denota o Quadro 2, foram objecto de questionário municípios com maior e menor população, maior e menos área e, enfim, maior ou menor densidade populacional. Na Figura 6, abaixo, pode ser observado o mapa de actuação da ERSUC<sup>6</sup>.

**Figura 6 - Mapa de Actuação da ERSUC**



Fonte: ERSUC

A média populacional dos municípios objecto de questionário é de 25.691 habitantes, inferior à média de todos os municípios portugueses, que se situa em 33.596 habitantes. Diferença mais significativa é aquela apresentada no que concerne à média da

<sup>6</sup> Imagem retirada do *website* <https://www.ersuc.pt/pt/ersuc/municipios/>, consultado a 22/11/2022.

área dos municípios, situada em 186 km<sup>2</sup> nos municípios objecto de questionário e em 299km<sup>2</sup> no que respeita à totalidade dos municípios portugueses. Os valores aproximam-se ligeiramente, de novo, no que concerne à média da densidade populacional dos municípios, situada em 220 hab/km<sup>2</sup> naqueles e 298 hab/km<sup>2</sup> nestes<sup>7</sup>.

A soma dos valores dos trinta e seis municípios objecto de questionário corresponde a uma população na ordem dos 924.861 habitantes – correspondente a 8.94% da população nacional – e a uma área de 6.692 km<sup>2</sup> – correspondente a 7.26% do território nacional.

### **Quadro 3 - Comparação da informação relativa aos Municípios nos quais a ERSUC actua com a média dos Municípios portugueses**

	<b>População</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Densidade Populacional (hab/km<sup>2</sup>)</b>
<b>Total dos Municípios em que a ERSUC actua</b>	924.861	6.692	N/A
	(8.94% da população nacional)	(7.26% do território nacional)	
<b>Média dos Municípios em que a ERSUC actua</b>	25.690,58	185,88	219,78
<b>Média dos Municípios portugueses</b>	33.596	299,08	297,86

Fonte: autoria própria, com base em dados do INE (2021)

A par do questionário, aplicado aos municípios no âmbito de actuação da ERSUC, foi realizada, como já demos conta, uma entrevista à CCDRC.

Depois de esclarecido o objectivo do estudo e da entrevista e de realizadas as questões de caracterização geral, foram colocadas questões (num total de 14<sup>8</sup>) acerca das sete dimensões de análise: 1) sistema alimentar circular; 2) aceitação social e comportamentos pessoais; 3) conhecimento científico; 4) protecção do ambiente; 5) política e legislação; 6) saúde pública; e 7) valor dos resíduos.

<sup>7</sup> Valores arredondados.

<sup>8</sup> Questionário em anexo.



### **3. Instrumentos de Recolha de Dados**

#### **3.1. Questionários**

Para a recolha das respostas ao questionário – componente quantitativa da abordagem metodológica adoptada – foi utilizada a plataforma *online* Google Forms, escolhida para o efeito pelas suas qualidades quer no que concerne ao desenho do questionário quer no que concerne à sua facilidade de utilização.

O questionário esteve disponível na plataforma Google Forms no período compreendido entre 17/05/2022 e 15/10/2022, tendo sido garantido aos respondentes o anonimato e a confidencialidade das respostas.

#### **3.2. Entrevista**

A entrevista – componente qualitativa da abordagem metodológica adoptada – foi, pela sua maior conveniência, realizada pela plataforma Zoom, no dia 19/10/2022, com a duração de 31 minutos e 44 segundos.

À entrevistada foi garantido o anonimato, opção que não exerceu. A entrevista foi gravada e posteriormente transcrita na íntegra.



# CAPÍTULO III – DISCUSSÃO DE RESULTADOS

## 1. Análise dos Dados: Questionário (Dimensão Quantitativa)

Dos trinta e seis responsáveis dos municípios objecto de questionário, obtemos um total de trinta e três respostas, correspondentes à significativa percentagem de 91.6%.

**Quadro 4 - Municípios que responderam ao questionário**

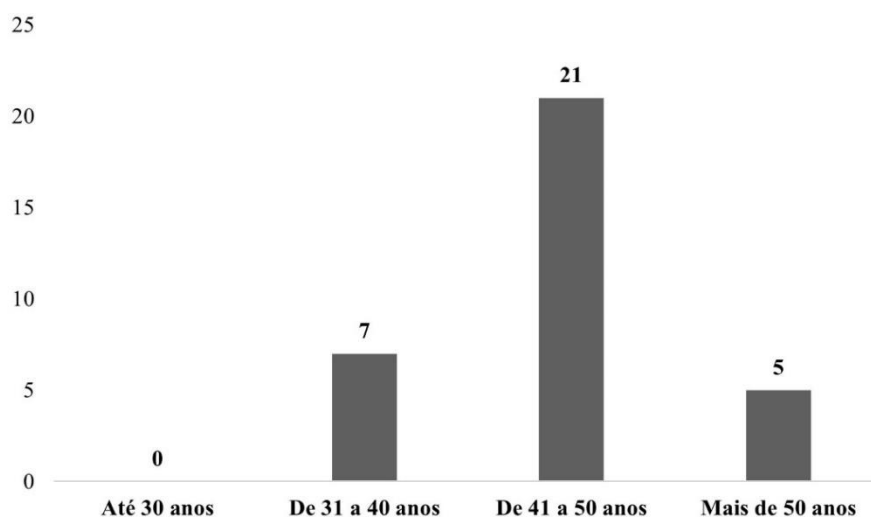
Municípios <sup>9</sup>		
Águeda	Estarreja	Oliveira do Bairro
Albergaria-a-Velha	Figueira da Foz	Ovar
Alvaiázere	Figueiró dos Vinhos	Pampilhosa da Serra
Anadia	Góis	Pedrogão Grande
Ansião	Ílhavo	Penacova
Arganil	Lousã	Penela
Aveiro	Mealhada	São João da Madeira
Arouca	Mira	Sever do Vouga
Cantanhede	Miranda do Corvo	Soure
Castanheira de Pera	Montemor-o-Velho	Vagos
Coimbra	Murtosa	Vale de Cambra
Condeixa-a-Nova	Oliveira de Azeméis	Vila Nova de Poiares

Fonte: autoria própria

<sup>9</sup> A cor mais suave, os municípios que não ofereceram resposta ao questionário.

No que diz respeito à idade dos inquiridos, foram obtidas respostas de responsáveis com idades compreendidas entre os 31 e os 61 anos. A maior parte dos inquiridos (63.6%) situam-se no intervalo dos 41 aos 50 anos de idade. Ainda, 21.2% situam-se entre os 31 e os 40 anos de idade, e 15.2% acima dos 50 anos de idade.

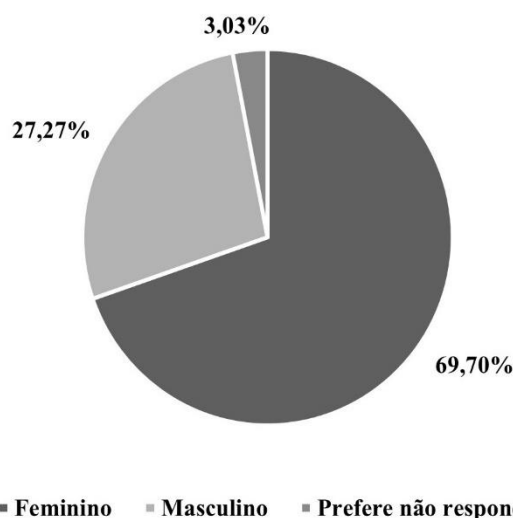
**Gráfico 1 - Idade dos inquiridos**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

Relativamente ao sexo dos inquiridos, regista-se uma significativa maioria feminina nas respostas recebidas, contando-se vinte e três indivíduos do sexo feminino (69.7%), nove do sexo masculino (27.3%) e ainda um indivíduo que preferiu não responder (3%).

**Gráfico 3 - Sexo dos inquiridos**

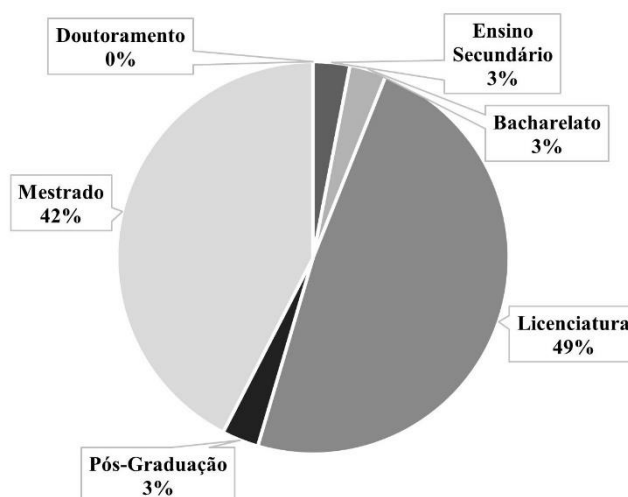


■ Feminino ■ Masculino ■ Prefere não responder

Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

No que concerne às habilitações literárias dos inquiridos, verifica-se um equilíbrio entre detentores de licenciatura (16, correspondentes a 48.5%) e de mestrado (14, correspondentes a 42,4%), contando-se de resto um inquirido com o ensino secundário, um com bacharelato e um com pós-graduação.

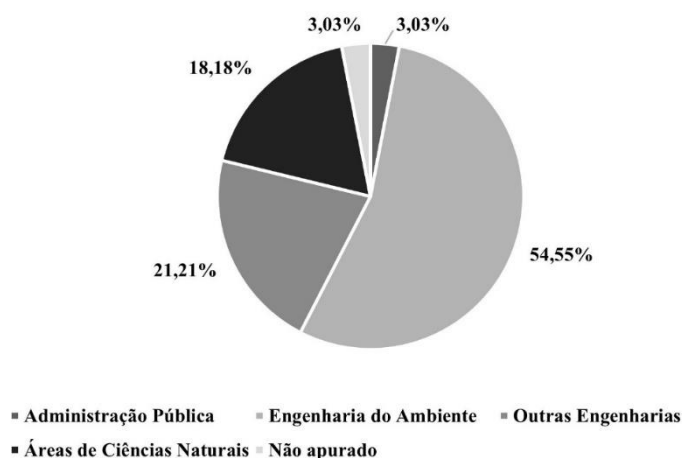
**Gráfico 5 - Habilitações literárias dos inquiridos**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

No que diz respeito à área de estudos dos inquiridos, deve ser destacada a especial representatividade de formados em diversas engenharias (75.8%). Em particular, enquanto 54.6% dos inquiridos (18) são formados em Engenharia do Ambiente, 21,2% dos inquiridos (7) são formados noutras engenharias. Destacam-se ainda seis formados (18,2%) em diversas áreas de ciências naturais e um formado em Administração Pública.

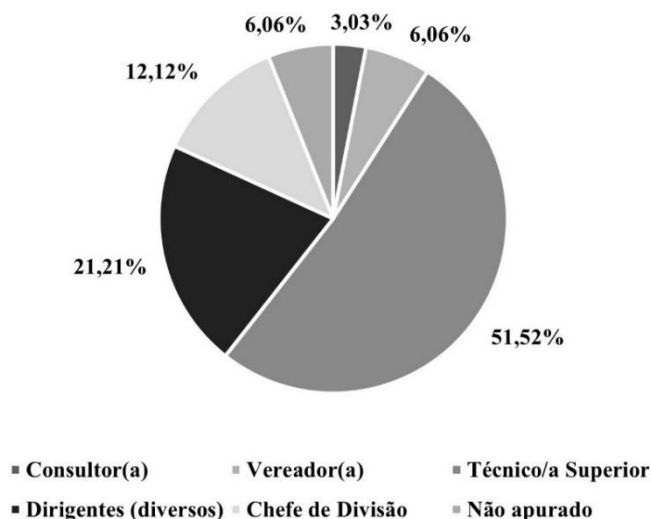
**Gráfico 7 - Área de estudos dos inquiridos**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

Relativamente ao cargo exercido pelos inquiridos, dezassete (correspondentes a 51,5%) identificaram-se como técnico/a superior, sete (correspondentes a 21,2%) como dirigentes (diversos) e quatro (correspondentes a 12,1%) como chefes de divisão. Ainda, registou-se a resposta de dois vereadores e de um consultor, tendo ficado por apurar o cargo de dois respondentes.

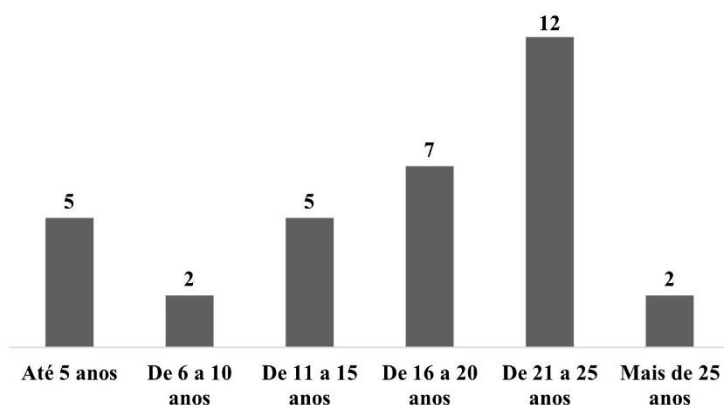
**Gráfico 9 - Cargo exercido pelos inquiridos**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

No que concerne ao tempo de serviço, destaca-se especial representatividade de inquiridos com um elevado tempo de serviço, com vinte e um dos inquiridos (61,6%) reportando um tempo de serviço superior a quinze anos. Abaixo se apresenta a distribuição completa.

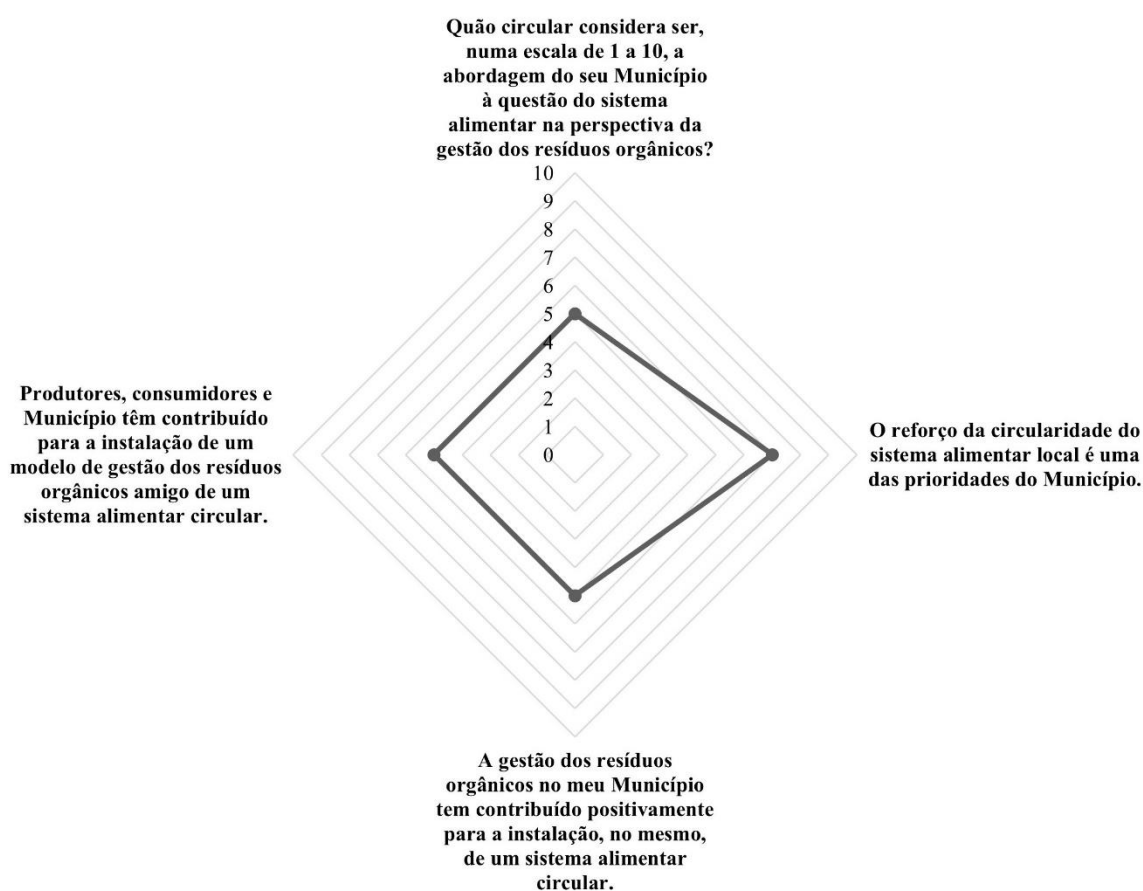
**Gráfico 11 - Tempo de serviço dos inquiridos**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

Analisamos de seguida, organizadas pelas sete dimensões abordadas no questionário, as medianas das respostas às vinte e oito questões (quatro por dimensão) colocadas no questionário, nas quais foi solicitada a manifestação do nível de concordância, numa escala de Likert de 1 (“discordo totalmente”) a 10 (“concordo totalmente”), com as afirmações apresentadas.

**Gráfico 12 - Dimensão 1: Sistema Alimentar Circular**

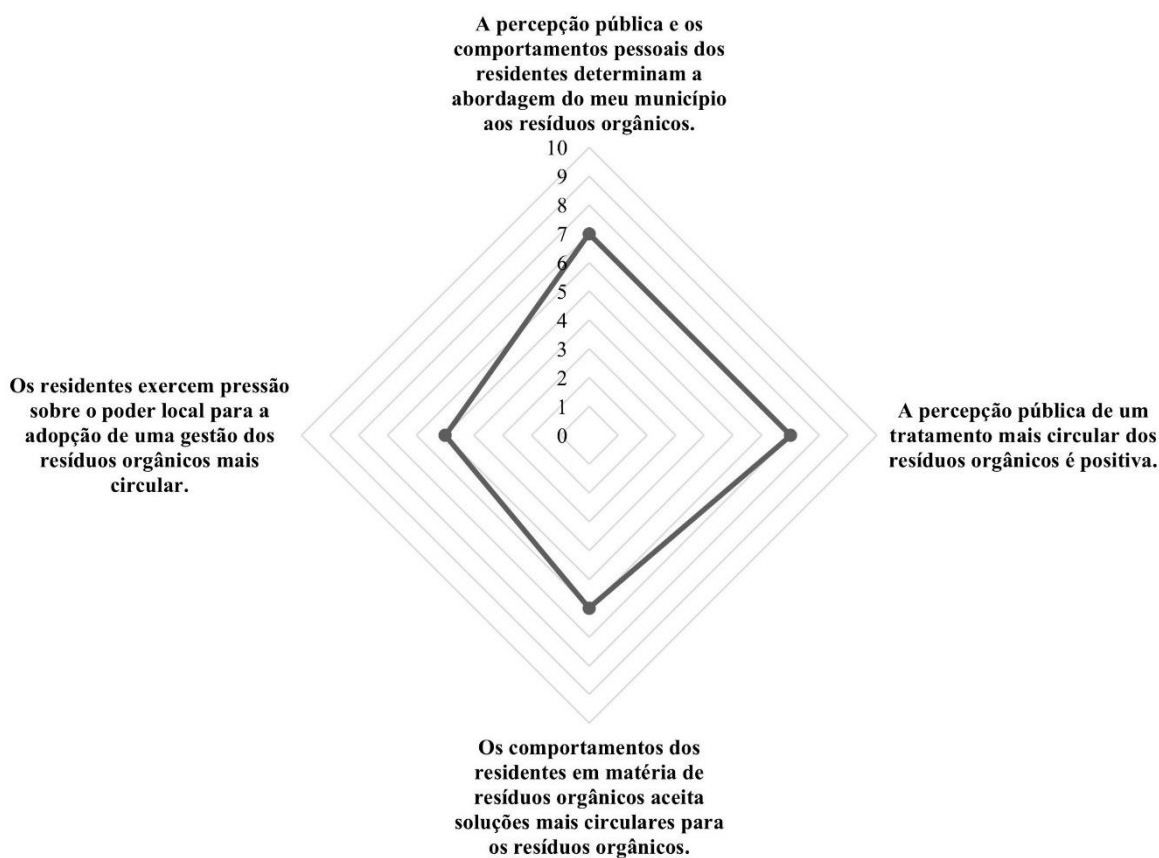


Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

No que concerne à dimensão sistema alimentar, destaca-se a percepção dos responsáveis dos municípios no âmbito de actuação da ERSUC de que o reforço da circularidade do sistema alimentar local constitui uma das prioridades na actuação do seu município, como comprovado pela mediana de 7 nas respostas obtidas relativamente a esta afirmação.

As opiniões dos respondentes são mais neutras (mediana de 5) no que diz respeito à circularidade dos seus sistemas alimentares no que concerne à dimensão da gestão de resíduos orgânicos, a uma eventual contribuição positiva da gestão dos resíduos orgânicos para a instalação, nestes municípios, de um sistema alimentar circular e ao contributo de produtores, consumidores e municípios para a instalação de um modelo de gestão dos resíduos orgânicos amigável de um sistema alimentar circular.

**Gráfico 13 - Dimensão 2: Aceitação Social e Comportamentos Pessoais**



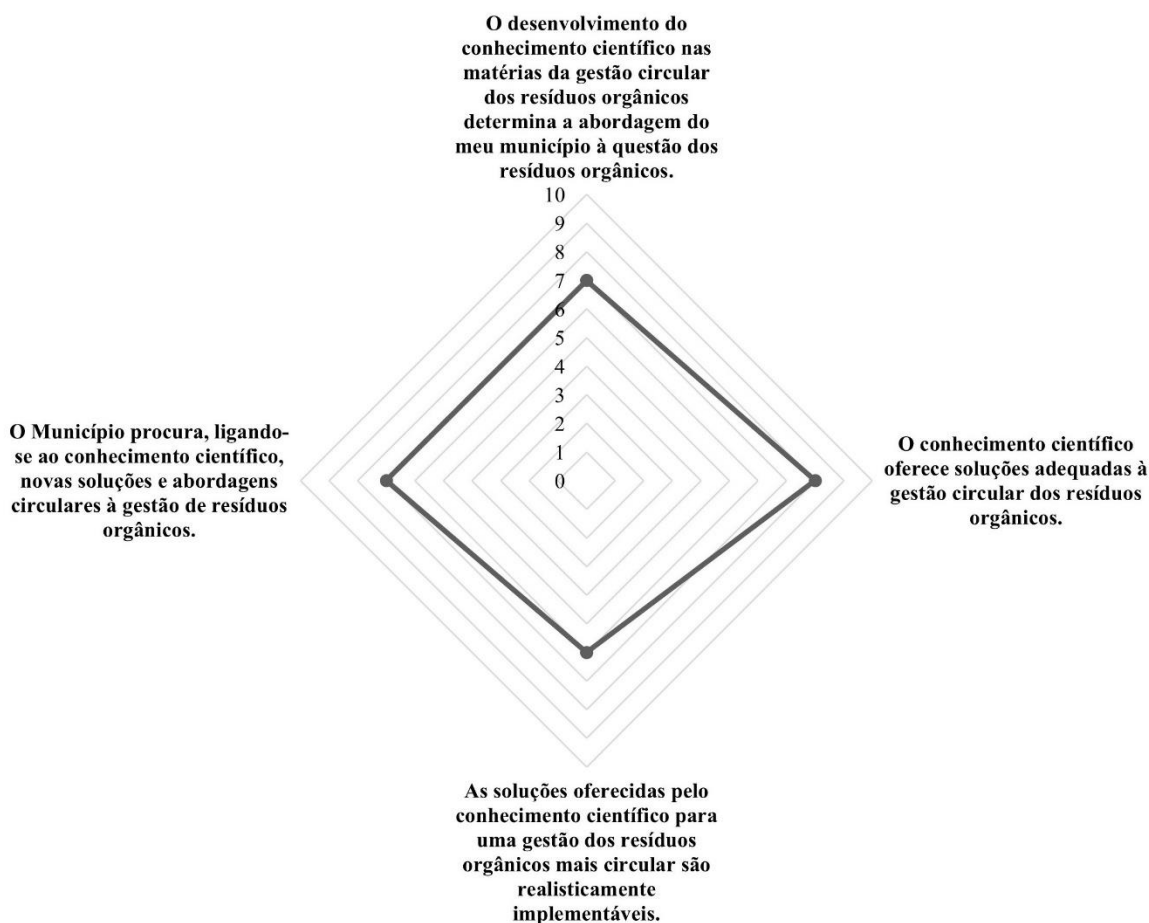
Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

Na percepção dos respondentes, a percepção pública e os comportamentos pessoais dos residentes determinam em certa medida a abordagem dos seus municípios à gestão dos resíduos orgânicos (mediana de 7). Destaca-se aqui, em particular, a ideia, partilhada por estes municípios, de que a percepção pública do tratamento circular dos resíduos orgânicos é positiva (mediana de 7).



Os valores são inferiores no que concerne quer à pressão exercida pelos residentes para a adopção de estratégias mais circulares para a gestão dos resíduos orgânicos, quer à adequação dos comportamentos dos residentes a soluções mais circulares de gestão de resíduos orgânicos (mediana de 5).

**Gráfico 14 - Dimensão 3: Conhecimento Científico**



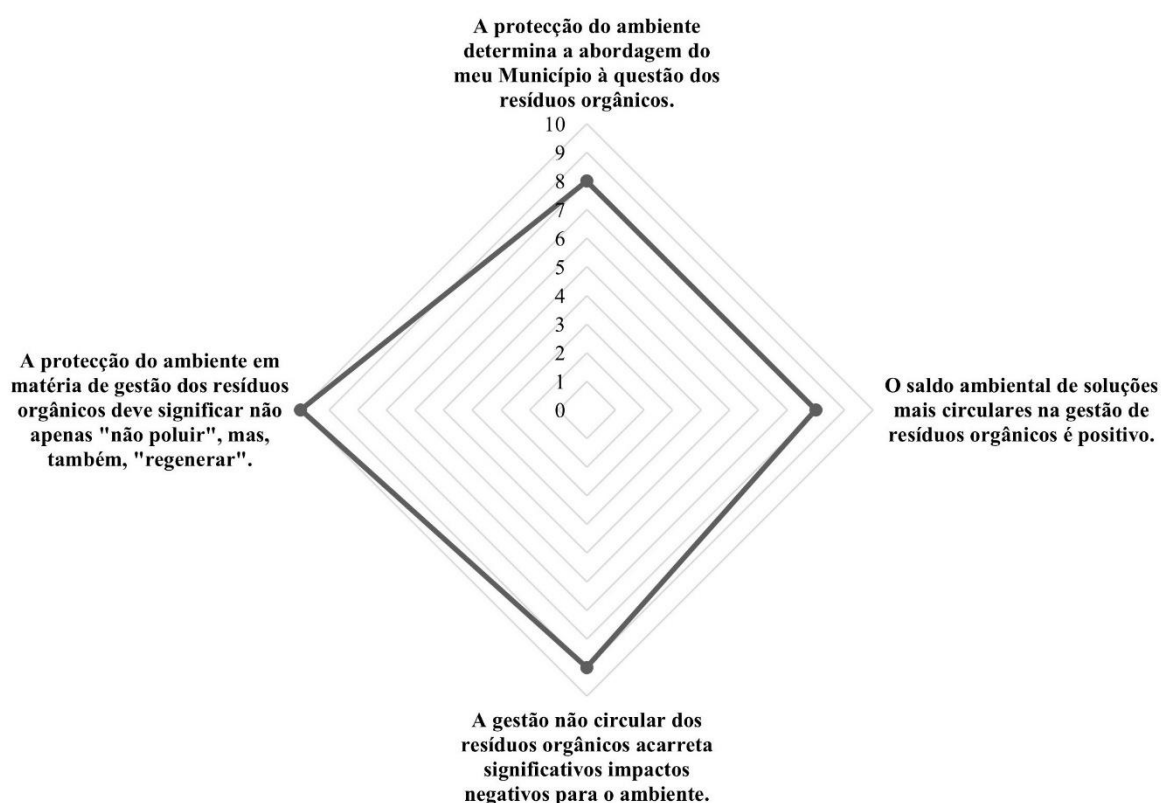
Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

No que diz respeito à dimensão “conhecimento científico”, destaca-se a concordância (mediana de 7) dos responsáveis municipais com a afirmação de que o desenvolvimento do conhecimento científico determina a abordagem dos municípios à questão dos resíduos orgânicos bem como com aquela segundo a qual “o município procura, ligando-se ao conhecimento científico, novas soluções e abordagens circulares à gestão de resíduos orgânicos”.

É ainda manifestada especial concordância (mediana de 8) com a ideia de que o conhecimento científico oferece soluções adequadas à gestão circular dos resíduos orgânicos.

Curiosamente, é por outro lado objecto de menor concordância (mediana de 6) a afirmação “as soluções oferecidas pelo conhecimento científico para a gestão dos resíduos orgânicos mais circular são realisticamente implementáveis”, resultado que, contraposto com aquele obtido na afirmação anterior, pode dar conta da existência um *gap* entre as soluções disponíveis para a gestão circular dos resíduos orgânicos e a percepção (inferior) sobre a possibilidade da sua eficaz implementação, o que exige que se procure então perceber quais os factores que tornam a sua implementação irrealística e que poderão assentar, nomeadamente, sobre o facto de muitas destas soluções dependerem de comportamentos ideais por parte dos cidadãos, que nunca se chegam a concretizar.

**Gráfico 15 - Dimensão 4: Protecção do Ambiente**

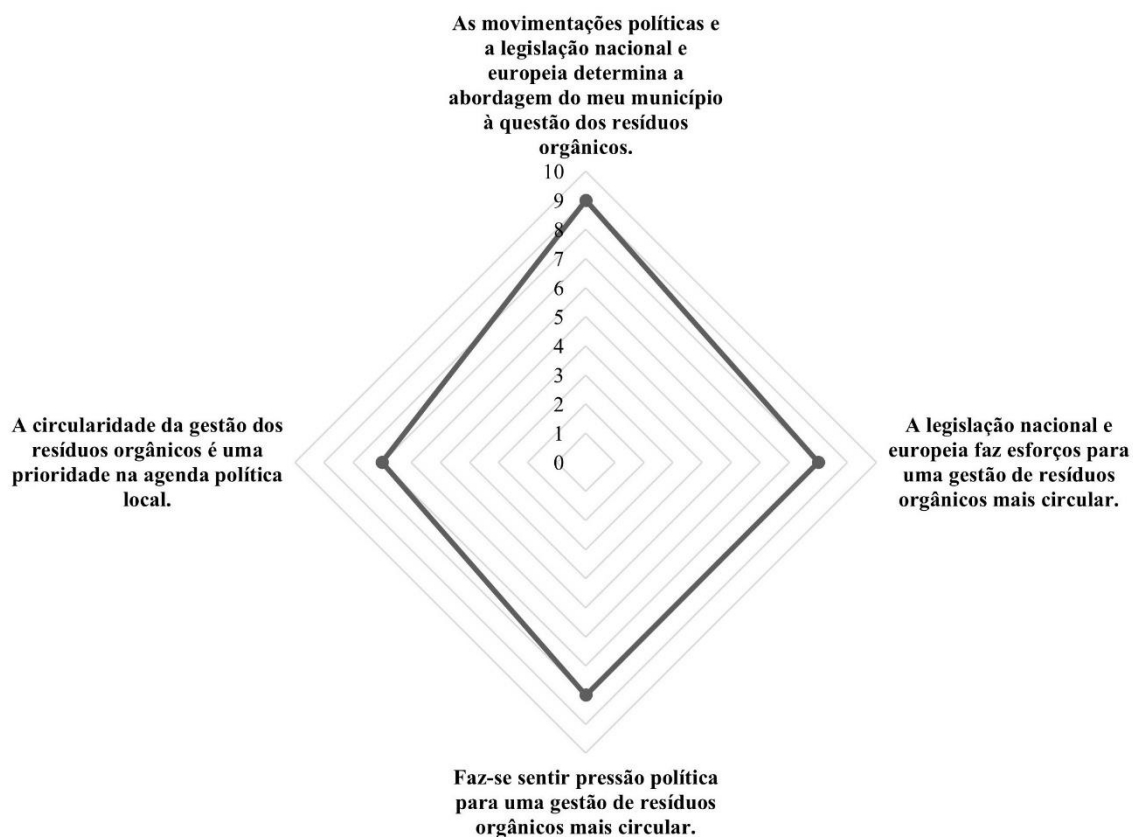


Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

As afirmações correspondentes à dimensão “protecção do ambiente” obtiveram, todas elas, especiais níveis de concordância. Uma mediana de 8 manifesta um muito relevante grau de concordância dos responsáveis municipais com a ideia de que “a protecção do ambiente determina a abordagem do meu Município” à questão dos resíduos orgânicos”. À afirmação de que “o saldo ambiental de soluções mais circulares na gestão de resíduos orgânicos é positivo” responderam os responsáveis municipais com igual concordância (mediana de 8).

As opiniões foram ainda mais extremadas no que diz respeito aos impactos ambientais negativos da gestão não circular dos resíduos orgânicos (mediana de 9) e à ideia de que “a protecção do ambiente em matéria de gestão dos resíduos orgânicos deve significar não apenas «não poluir», mas, também, «regenerar»”.

**Gráfico 16 - Dimensão 5: Política e Legislação**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

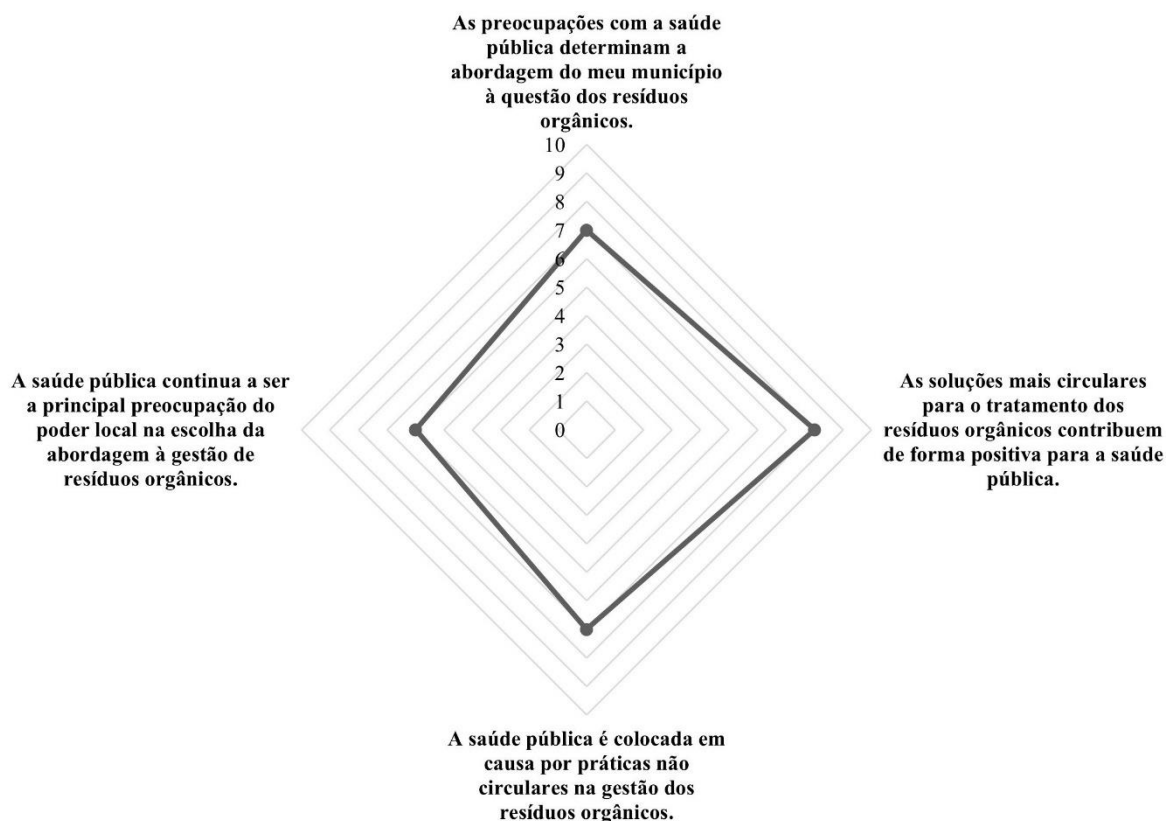
As opiniões dos respondentes são muito claras no que diz respeito à dimensão “política e legislação” e ao seu impacto no desenho de sistemas alimentares circulares na

sua dimensão particular de gestão de resíduos orgânicos, tendo-se registado uma mediana de concordância de 9 em 10 com a afirmação “as movimentações políticas e a legislação nacional e europeia determina a abordagem do meu município à questão dos resíduos orgânicos”.

As opiniões são idênticas no que concerne, por um lado, à existência de pressão política para uma gestão de resíduos orgânicos mais circular e, por outro lado, aos esforços da legislação nacional e europeia para uma gestão de resíduos orgânicos mais circular, tendo em ambas as afirmações correspondentes sido registada uma mediana de concordância de 8.

Com resultado inferior (mediana de 7), regista ainda assim sólida concordância a afirmação de que “a circularidade da gestão dos resíduos orgânicos é uma prioridade na agenda política local”.

**Gráfico 17 - Dimensão 6: Saúde Pública**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

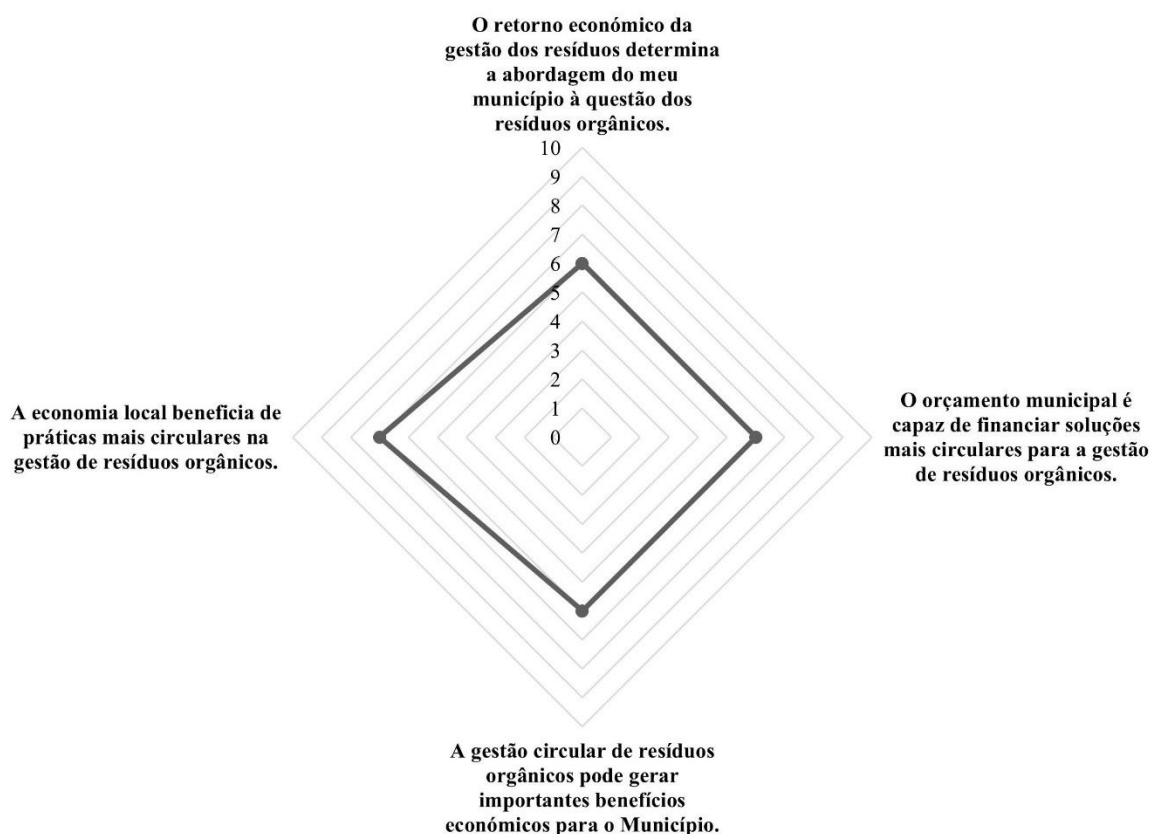
A mediana de 8 na manifestação de concordância com a afirmação “as soluções mais circulares para o tratamento dos resíduos orgânicos contribuem de forma positiva para

a saúde pública” revela uma percepção positiva dos responsáveis municipais do impacto de políticas circulares de gestão de resíduos orgânicos para a saúde pública. Ligeiramente inferior, mas ainda significativa (mediana de 7), é a ligação entre práticas não circulares de gestão de resíduos orgânicos e impactos negativos na saúde pública.

Ainda assim, a saúde pública aparenta não ser, na perspectiva dos responsáveis municipais abordados, a principal preocupação dos municípios na escolha da abordagem a utilizar na gestão dos resíduos orgânicos, como manifesta a mediana de concordância de 6 obtida nesta afirmação.

Ligeiramente superior (mediana de 7) é a concordância com a afirmação “as preocupações com a saúde pública determinam a abordagem do meu município à questão dos resíduos orgânicos”.

**Gráfico 18 - Dimensão 7: Valor dos Resíduos**



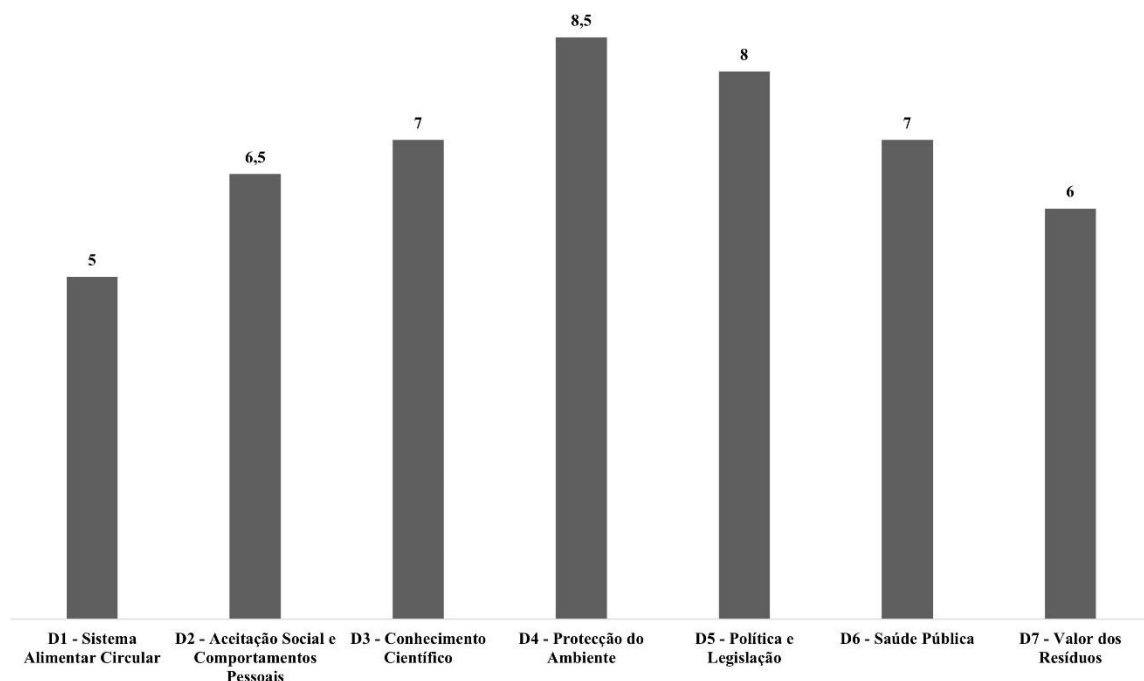
Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

No que concerne à dimensão “valor dos resíduos” é de destacar a percepção positiva (mediana de 7) das práticas mais circulares de gestão de resíduos orgânicos na economia

local. As percepções dos respondentes são no entanto mais neutras (mediana de 6) no que concerne à capacidade de uma gestão de resíduos orgânicos mais circular gerar benefícios económicos para o Município. A diferença verificada entre os níveis de concordância destas duas afirmações pode dar conta de um entendimento fechado de “benefícios económicos” por parte dos responsáveis municipais. O reconhecimento de benefícios “para a economia local” que não são reconhecidos como benefícios económicos “para o Município” sugere que os responsáveis municipais não estão a considerar como “benefícios económicos para o Município” os possíveis benefícios económicos indirectos de uma gestão mais circular dos resíduos orgânicos.

Neutra (mediana de 6) é também a percepção dos respondentes no que concerne à capacidade do orçamento municipal financiar estas soluções mais circulares de gestão dos resíduos orgânicos e, bem assim, ao retorno económico da gestão de resíduos como factor determinante para a escolha da política municipal de gestão de resíduos orgânicos.

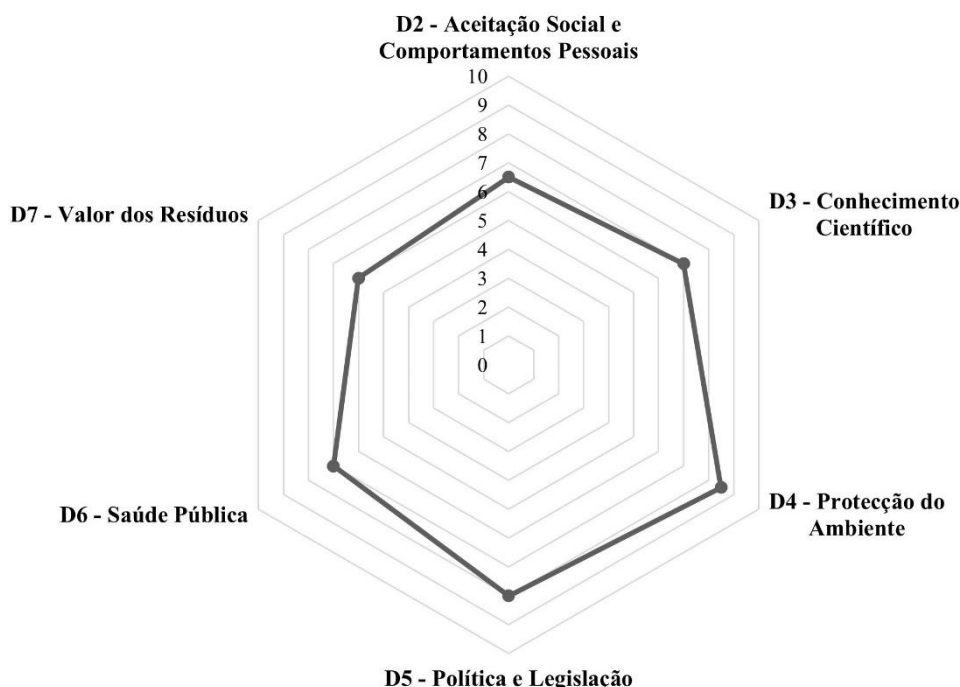
**Gráfico 19 – Resultados do questionário: medianas obtidas para as dimensões analisadas**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

O tratamento dos resultados do questionário através da análise da mediana de cada dimensão – obtida através das medianas das respostas recebidas a cada uma das quatro afirmações de cada uma das dimensões – permite desde logo apontar a percepção neutra (mediana de 5) dos responsáveis municipais acerca da existência, nos seus municípios, de um sistema alimentar circular, particularmente na sua dimensão de gestão de resíduos orgânicos.

**Gráfico 20 – Resultados do questionário: influência dos vários antecedentes estudados sobre a dimensão “Sistema Alimentar Circular”**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

Os resultados das restantes dimensões, por sua vez, permitem, como era objectivo principal do nosso estudo, aferir quais os factores que, na perspectiva dos trinta e seis municípios do âmbito de actuação da ERSUC, mais influenciam a criação, nos mesmos, de sistemas alimentares circulares na sua particular componente de gestão de resíduos orgânicos. A confiança neste exercício é de resto favorecida pela elevada percentagem de respostas obtidas (91,6%), correspondentes a trinta e três de trinta e seis possíveis.

Entre os seis antecedentes estudados, e com base nos resultados observados, podemos destacar três grupos de dois *drivers* cada, agrupados consoante a relevância atribuída pelos respondentes.

Assim, com uma mediana de 6 e de 6.5 respectivamente, surgem as dimensões “valor dos resíduos” e “aceitação social e comportamentos pessoais”, relativamente às quais se regista a maior divisão de opinião dos responsáveis municipais no que concerne à sua influência sobre a criação de sistemas alimentares na sua componente de gestão de resíduos orgânicos.

Num segundo grupo encontramos as dimensões “conhecimento científico e saúde pública”, às quais, com uma mediana de 7, pode ser já atribuída significativa relevância – na percepção dos respondentes – enquanto factores influenciadores da adopção de práticas mais circulares de resíduos orgânicos e consequente criação de sistemas alimentares mais circulares.

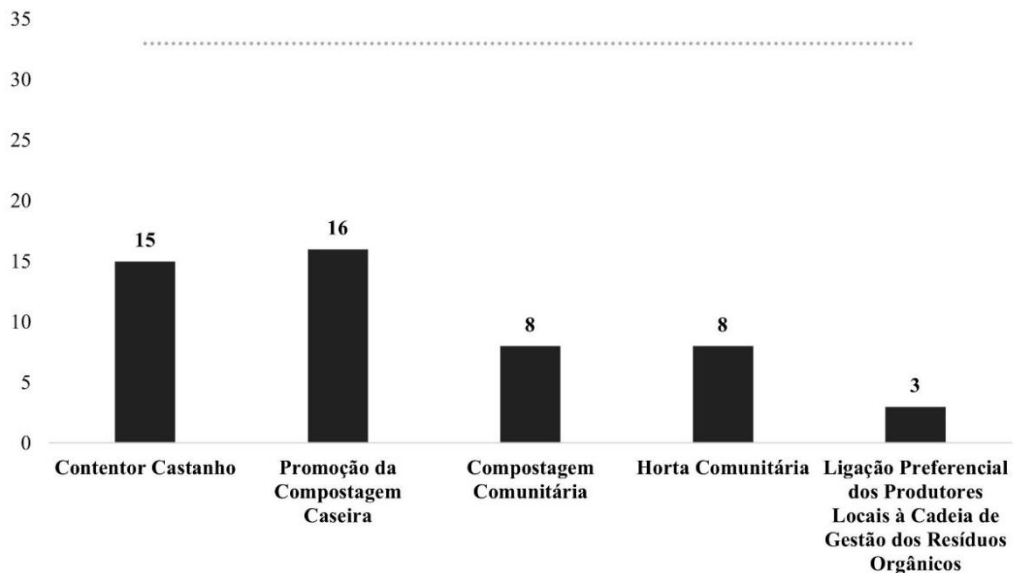
As dimensões com mais significativo impacto na evolução das políticas de gestão de resíduos orgânicos aparentam ser, no entanto, aquelas da “política e legislação” (mediana de 8) e, principalmente, da “protecção do ambiente” (mediana de 8.5), factores que os responsáveis municipais aparentam entender como determinantes para a construção de um sistema alimentar circular na sua componente de gestão de resíduos orgânicos.

Aos responsáveis municipais foi ainda solicitada resposta a três questões avulsas:

- acerca das medidas implementadas pelo município em matéria de sistemas alimentares circulares e gestão de resíduos orgânicos;
- acerca da abertura mostrada pela ERSUC à implementação de soluções mais descentralizadas e circulares de gestão de resíduos orgânicos dentro do limite de cada município;
- acerca da sua percepção sobre quais os factores mais desafiantes na adopção de soluções mais circulares e descentralizadas nesta matéria.



**Gráfico 21 – Assinale, das seguintes, quais as medidas implementadas pelo seu Município em matéria de sistemas alimentares circulares e gestão de resíduos orgânicos**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

Os dados obtidos em resposta a esta questão avulsa relevam a existência de acções ou programas promoção da compostagem caseira em dezasseis dos trinta e três municípios respondentes (48.5%) e de contentores castanhos (generalizados ou em contextos específicos) em quinze dos trinta e três municípios em causa (45.5%).

Menos de um quarto dos municípios (24.2%) – oito em trinta e três – indicaram disporem de projectos de compostagem comunitária ou de hortas comunitárias no seu território, e apenas três dos trinta e três municípios (9.1%) deram conta de se encontrar estabelecida (formal ou informalmente) uma ligação preferencial dos produtores locais à cadeia de gestão de resíduos orgânicos, o que pode indicar uma baixa circularidade de nutrientes nos limites do município, e, como consequência natural, uma fuga de nutrientes para outros territórios.

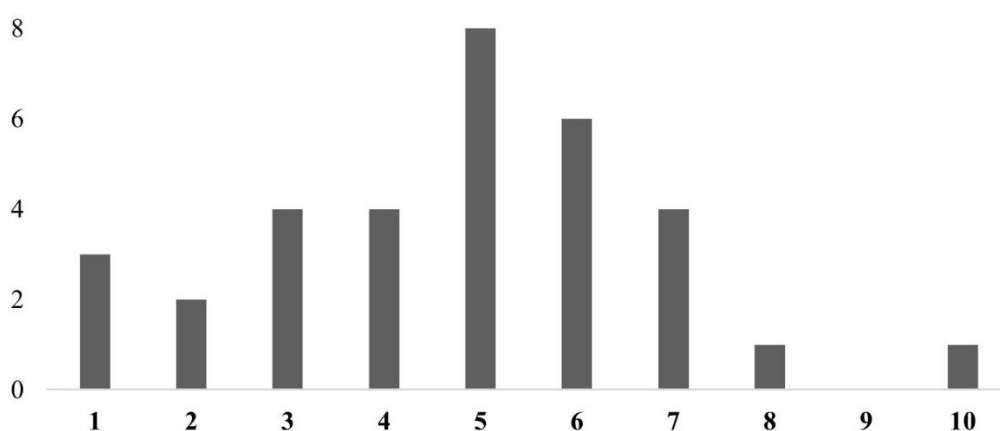
Nesta questão foi ainda aberta a possibilidade de escolha da opção “Outros”, da qual resultaria a abertura de uma caixa de texto para que os respondentes pudessem indicar outras medidas implementadas pelos municípios em matéria de gestão circular dos resíduos orgânicos e de sistemas alimentares circular.

Deste exercício resultaram três menções (correspondentes a 9.1%) a “compostagem nas escolas”, e, ainda com significado, uma menção a “hortas escolares”, uma menção da

“compostagem nas IPSS”, uma menção a “candidatura para distribuição de compostores caseiros e comunitários”, uma menção a “recolha porta-a-porta de biorresíduos”, uma menção a “recolha porta-a-porta em canal HORECA, comércio e habitações sem quintal”, uma menção a “abordagem aos grandes produtores de resíduos” e uma menção a “implementação de uma loja de desperdício alimentar”.

Os resultados dão, pois, conta de uma maior distribuição da abordagem mais tradicionais à questão dos resíduos orgânicos – promoção da compostagem caseira – destacando-se igualmente, a um ano da obrigatoriedade de implementação dos contentores castanhos, a existência de contentores castanhos em quase metade dos municípios respondentes, não se tendo, no entanto averiguado se, nestes municípios, os contentores castanhos constituem realidade generalizada ou projectos localizados.

**Gráfico 22 – A ERSUC mostra abertura à implementação de soluções mais descentralizadas e circulares de gestão dos resíduos orgânicos dentro do limite de cada município**



Fonte: autoria própria, com base nos dados recolhidos

Fazendo novamente uso da manifestação do grau de concordância com a afirmação através da escala de Likert de 1 (“discordo totalmente”) a 10 (“concordo totalmente”), procurámos numa segunda questão avulsa auscultar a opinião dos respondentes acerca da abertura da ERSUC à implementação de soluções mais descentralizadas e circulares de gestão de resíduos orgânicos dentro do limite de cada município.

A mediana de 5 nas respostas obtidas a esta questão revela uma opinião mista sobre a matéria em apreço, a qual, a par da dimensão “sistema alimentar circular” no seu todo e da questão relativa à pressão exercida pelos cidadãos para uma gestão mais circular dos resíduos orgânicos, recebeu a pior avaliação de todo o questionário.

Igualmente significativo é o facto das manifestações de concordância mais negativas (de “1” a “3”) totalizarem 10 respostas (correspondentes a quase um terço dos municípios respondentes) e as manifestações de concordância mais positivas (de “8 a 10”) totalizarem apenas 2 respostas. Dão estes dados a entender que as opiniões positivas sobre a abertura da ERSUC à implementação de soluções mais descentralizadas e circulares são apenas moderadamente positivas enquanto que as opiniões negativas sobre esta matéria são firmemente negativas.

Foi por fim colocada aos responsáveis municipais uma terceira questão avulsa, de resposta aberta: “quais são, na sua opinião, os factores mais desafiantes na adopção de soluções mais circulares e descentralizadas em matéria de resíduos orgânicos?”

A modalidade de resposta aberta – escolhida por crermos mais adequada à obtenção de respostas mais elaboradas, aprofundadas e honestas – não permitiu a construção de um gráfico das respostas obtidas.

Foi ainda assim possível encontrar tendências nas respostas obtidas, as quais se centravam, essencialmente, por um lado, no financiamento (ou nos custos de implementação) de modelos mais circulares de gestão de resíduos orgânicos – questão central em seis das respostas recebidas – e, por outro lado, na educação, sensibilização, envolvimento e colaboração da população nos esforços que lhes são exigidos em modelos mais circulares de gestão de resíduos orgânicos – questão central em quinze das respostas recebidas. Além destas, cinco das respostas obtidas ofereceram menção simultânea a estes dois aspectos, correspondentes às duas dimensões (“aceitação social e comportamentos pessoais” e “valor dos resíduos”) do modelo inicial pior classificadas no questionário.

Digna de menção é ainda uma resposta centrada no papel da ERSUC na implementação de soluções mais inovadoras, a qual relevava ainda a existência de “uma incompatibilidade muito grande entre o objecto de facturação (ganho económico empresarial) *versus* o interesse ambiental (que induz a redução de quantidades de facturação)”.

## 2. Análise dos Dados: Entrevista (Dimensão Qualitativa)

No que diz respeito à caracterização geral da entrevistada, a Eng. Ana Sofia Morais identificou-se como sendo do sexo feminino e como tendo 49 anos de idade. Relativamente às suas habilitações literárias, deu conta de ser licenciada em Engenharia do Ambiente e de deter uma pós-graduação em Direito do Ambiente, Urbanismo e Ordenamento (CEDOUA | FDUC). Identificou-se, ainda, como sendo Directora de Serviços de Ambiente da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDRC), cargo que exercia, à data da entrevista, há três anos e meio.

No quadro abaixo damos conta das dimensões analisadas – correspondentes àquelas do questionário aplicado aos municípios no âmbito de actuação da ERSUC – e das questões colocadas, para cada dimensão, à Eng. Ana Sofia Morais, cujas respostas procederemos a analisar.

### Quadro 5 - Dimensões e questões correspondentes

<b>Dimensão 1: Sistema Alimentar Circular</b>	<b>Q1:</b> Com base no seu conhecimento técnico, científico e da realidade regional, quão circular considera ser a abordagem dos municípios da Região Centro à temática da gestão dos resíduos orgânicos? <b>Q2:</b> O que funciona e o que falha na estratégia de gestão circular dos resíduos orgânicos dos municípios da Região Centro, e como pode a CCDRC contribuir para a adopção de modelos mais circulares de gestão dos resíduos orgânicos? <b>Q2.1:</b> Nesse sentido, quais os instrumentos de planeamento e apoio à implementação de sistemas alimentares circulares oferecidos pela CCDRC aos municípios?
<b>Dimensão 2: Aceitação Social e Comportamentos Pessoais</b>	<b>Q3:</b> Em que medida estão as populações preparadas para a adopção de soluções mais circulares para a gestão de resíduos orgânicos? Foi realizada tal avaliação? Se sim, quais os resultados obtidos? <b>Q4:</b> Considera que a aceitação social de uma gestão de resíduos orgânicos mais circular, com novos métodos de recolha e um eventual tratamento descentralizado é condição prévia para a colocação das medidas no terreno ou um eventual obstáculo a ultrapassar durante a aplicação das mesmas?

<p><b>Dimensão 3: Conhecimento Científico</b></p>	<p><b>Q5:</b> Considerando o seu conhecimento técnico, científico e da realidade regional, até que ponto oferece o conhecimento científico alternativas para um tratamento mais circular dos resíduos orgânicos com aplicabilidade à escala municipal ou intermunicipal?</p> <p><b>Q6:</b> Será possível um sistema de gestão de resíduos orgânicos mais circular aliar as soluções de gestão centralizada de grandes volumes de resíduos orgânicos através aplicação de tecnologias de tratamento cada vez mais avançadas com as propostas de tratamento mais descentralizado, mais comunitário e menos tecnológico (p.e. compostagem comunitária)?</p>
<p><b>Dimensão 4: Protecção do Ambiente</b></p>	<p><b>Q7:</b> Quão relevante é, para as estratégias de gestão de resíduos orgânicos não circulares, a temática da protecção do ambiente, e em que medida pode a gestão circular dos resíduos orgânicos contribuir para a protecção do ambiente?</p> <p><b>Q8:</b> Em que medida constitui a protecção do ambiente uma prioridade na adopção de políticas públicas de gestão de resíduos orgânicos?</p>
<p><b>Dimensão 5: Política e Legislação</b></p>	<p><b>Q9:</b> Qual tem sido, na sua opinião, o contributo da legislação nacional e europeia para a adopção de soluções mais circulares em matéria de gestão de resíduos orgânicos?</p> <p><b>Q9.1:</b> Nesse sentido, considera a legislação nacional pouco flexível, ou permite esta uma adaptação face à heterogeneidade das realidades regionais?</p> <p><b>Q10:</b> Que lugar toma o debate sobre a temática da gestão dos resíduos orgânicos na política local dos municípios da Região Centro e qual pode ser o contributo da CCDRC para o mesmo?</p>
<p><b>Dimensão 6: Saúde Pública</b></p>	<p><b>Q11:</b> Em que medida permanece a saúde pública um factor a considerar na escolha e implementação das políticas públicas de gestão de resíduos orgânicos?</p> <p><b>Q12:</b> Em que medida saem as abordagens mais circulares (nomeadamente as assentes na descentralização da recolha – p.e. contentor castanho – ou na descentralização do tratamento – p.e. compostores comunitários – dos resíduos orgânicos) beneficiadas ou prejudicadas em relação às abordagens tradicionais de gestão dos resíduos orgânicos, quando comparadas ao nível do seu desempenho em matéria de saúde pública?</p>

<b>Dimensão 7: Valor dos Resíduos</b>	<p><b>Q13:</b> Até que ponto é o poder local capaz de (e se encontra disposto a) financiar soluções mais circulares para a gestão de resíduos? Como pode a União Europeia e o Estado apoiar a implementação destas soluções?</p> <p><b>Q14:</b> É o tratamento circular dos resíduos orgânicos (e as soluções descentralizadas que se lhe associam) capaz de gerar, de forma directa ou indirecta, benefícios económicos que suplantem os seus custos de implementação? Se sim, o que atrasa a mudança de abordagem dos municípios em causa?</p>
---	--

Fonte: autoria própria

## 2.1. Dimensão 1: Sistema Alimentar Circular

Sobre o estado actual da circularidade dos sistemas alimentares, considera a entrevistada que os municípios se encontram atrasados em matéria de políticas de gestão de resíduos orgânicos, como se evidencia quando, particularmente sobre o município de Coimbra diz que

*“aqui em Coimbra as coisas estão um bocadinho atrasadas” e que “não temos informação e em 2023 já era suposto estar tudo em marcha”.*

Sobre o que falha na estratégia dos municípios para uma gestão circular dos resíduos orgânicos, aponta a entrevistada para a sensibilização dos decisores políticos municipais, como se comprova quando afirma que

*“normalmente o que falha é alguma sensibilização ou alguma sensibilidade por parte dos decisores políticos” e que “nem todos os municípios estão igualmente sensibilizados para a questão”,*

para o trabalho técnico, quando diz que

*“depende um bocadinho de algum trabalho técnico que seja feito”*

e para o financiamento, quando responde que

*“uma coisa que costuma falhar é a questão do financiamento; ele realmente ser suficiente, vir em tempo”, acrescentando igualmente que “normalmente o financiamento é muito numa perspectiva de investimento, mas estas coisas têm muita despesa corrente e os instrumentos financeiros não dão resposta a esta questão da despesa corrente”.*

Sobre como pode a CCDRC contribuir para ajudar os municípios a avançar as suas políticas de gestão de resíduos orgânicos, aponta a entrevistada para o financiamento, respondendo sem hesitação à questão que lhe colocámos (“E como pode a CCDRC contribuir para a adopção de modelos mais circulares de gestão dos resíduos orgânicos?”) com

*“É esta questão dos financiamentos, até porque nós estamos num quadro comunitário de apoio, 2030”.*

Relativamente à oferta, por parte da CCDRC, de instrumentos de planeamento e apoio à implementação de sistemas alimentares circulares, dá a entrevistada conta da sua inexistência, considerando de resto que a mesma geraria uma acumulação de informação sobre a matéria, como se evidencia quando afirma que tem

*“receio que até fosse mais um documento a causar um bocadinho de ruído (...) porque já há plano nacional”.*

## **2.2. Dimensão 2: Aceitação Social e Comportamentos Pessoais**

No que concerne à influência da dimensão “aceitação social e comportamentos pessoais” no desenvolvimento das políticas municipais de gestão de resíduos orgânicos, considera a entrevistada importante a existência de aceitação social das políticas e de comportamentos pessoais adequados, afirmando que

*“é uma dimensão muito importante”,*

e considerando ainda que

*“se nós temos uma franja da população que está mais sensível a estas questões, há outros que não estão”.*

Reforça, simultaneamente, desconhecer qualquer avaliação ou estudo sobre a aceitação social destas políticas – afirmando que

*“não sei, não vi nada e não conheço nada especificamente para isto”*

– e a escassez de tempo para sensibilizar a população antes da entrada da obrigação de instalação de contentores castanhos imposta pela Directiva 2018/851/CE – afirmando que

*“temos muito pouco tempo para trabalhar nesse sentido”.*

Sobre a sensibilização da população para estas temáticas e para a preparação da população para a entrada em vigor do contentor castanho, quando questionada sobre se a aceitação social de uma gestão de resíduos orgânicos mais circular e descentralizada é condição prévia para a colocação das medidas no terreno ou um obstáculo a ultrapassar durante a aplicação das mesmas, sugere a entrevistada que a sensibilização deveria começar com antecipação. Afirma, neste sentido, que os municípios

*“tinham que actuar destas duas formas: era uma preparação prévia, antes de implementar começar a alertar as pessoas (...) e depois sim vão ter de ir atrás do prejuízo, porque nem toda a gente irá colaborar”.*

acrescentando que

*“são duas formas diferentes de abordar o problema mas não se excluem”.*



A entrevistada prevê, no entanto, que tal sensibilização prévia não aconteça, afirmando que acredita

*“que esteja guardada para o momento da “inauguração”.*

### **2.3. Dimensão 3: Conhecimento Científico**

No que concerne à influência da dimensão “conhecimento científico” no desenvolvimento das políticas municipais de gestão de resíduos orgânicos, entende a entrevistada que o conhecimento científico actual não constitui qualquer impedimento à implementação de alternativas de tratamento dos resíduos orgânicos mais circulares, afirmando nesse sentido que

*“não há grandes constrangimentos” e que “isso já nem é questão”,*

acrescentando ainda que

*“há no mercado já muitas soluções, quer sejam ao nível do tratamento, quer seja dos equipamentos de deposição, das viaturas”.*

A entrevistada dá igualmente conta da importância de realizar *benchmarking* das melhores práticas de resíduos orgânicos do estrangeiro, adaptando-as às características locais concretas, como decorre da sua afirmação de que

*“não estamos a fazer nada que já não se tenha feito noutros países da Europa. Por isso às vezes pode-se ir copiar”,*

acrescentando que

*“depois é uma questão de adaptarmos (...) à nossa realidade”.*

Reforça a entrevistada a necessidade de adaptar as políticas consoante as diferenças entre municípios (e, mesmo, entre diferentes partes do mesmo município), afirmando que

*“temos municípios muito diferentes” e que “mesmo dentro de alguns – ou de todos – todos eles têm uma realidade”.*

#### **2.4. Dimensão 4: Protecção do Ambiente**

No que concerne à influência da dimensão “protecção do ambiente” no desenvolvimento das políticas municipais de gestão de resíduos orgânicos, entende a entrevistada que esta permanece e deve permanecer como o mais importante factor na escolha da abordagem a dar à gestão dos resíduos orgânicos, como se evidencia quando diz

*“eu acho que existem aqui muitas motivações e elas são importantes, mas no meu entender, e não podia deixar de ser (...), a protecção do ambiente deve estar sempre presente (...) e ser uma prioridade”.*

#### **2.5. Dimensão 5: Política e Legislação**

No que concerne à influência da dimensão “política e legislação” no desenvolvimento das políticas municipais de gestão de resíduos orgânicos, entende a entrevistada que este constitui um factor importantíssimo para o avançar das políticas neste âmbito, reconhecendo em particular a centralidade da legislação comunitária, sem a qual, entende, o mesmo percurso teria lugar muito mais lentamente, opinião evidenciada quando afirma que

*“nós só estamos a ter esta conversa porque é a legislação comunitária que nos obriga a ir neste sentido”, acrescentando “não tenho dúvida nenhuma de que nós vamos para onde nos estão a querer encaminhar, porque senão sozinhos provavelmente não íamos neste sentido, ou pelo menos (...) levaria muito mais tempo”.*

Relativamente à flexibilidade da legislação em matéria de resíduos orgânicos, respondeu que

*“a legislação, tal como ela foi construída, parece-me relativamente flexível” e que “houve aqui essa preocupação de olhar para as realidades de cada um e permitir que isto seja adaptado”,*

entendendo, pois, a entrevistada que a legislação sobre esta matéria é flexível e permite responder à heterogeneidade das realidades locais.

Sugere ainda a entrevistada que a CCDRC poderá eventualmente servir de ponte aos municípios no que concerne às matérias de gestão de resíduos orgânicos, mas que tal papel não foi ainda ponderado, afirmando nesse sentido que

*“a CCDR pode sempre dar o contributo enquanto entidade regional, que tem uma visão (...) a meio caminho entre o que é a política nacional e a política local, e que até conhece dentro da região (...) várias realidades e semelhanças, e pode fazer um bocadinho a ponte”,*

acrescentando no entanto que acha que tal

*“nem terá sido ponderado”.*

## **2.6. Dimensão 6: Saúde Pública**

No que concerne à influência da dimensão “saúde pública” no desenvolvimento das políticas municipais de gestão de resíduos orgânicos, opina a entrevistada que a saúde pública constitui uma dimensão da protecção do ambiente, a qual vai além daquela. Diz-nos, nesse sentido, que

*“a saúde pública também é uma dimensão da protecção do ambiente, porque os Homens fazem parte do ambiente”,*

acrescentando ainda que

*“a protecção do ambiente vai mais longe, não vê só nesta perspectiva da saúde humana”.*

Diz ainda a entrevistada não encontrar diferenças, no que concerne ao seu impacto na saúde pública, entre abordagens mais tradicionais e abordagens mais circulares, antes considerando que as questões de saúde pública se colocam no momento da prática, independentemente da abordagem escolhida. Para o efeito, responde-nos que

*“se a prática for má não interessa se é recolha selectiva, se é indiferenciada”*

e que

*“não é tanto na concepção do sistema”*

que as diferenças se manifestam.

## **2.7. Dimensão 7: Valor dos Resíduos**

No que concerne à influência da dimensão “valor dos resíduos” no desenvolvimento das políticas municipais de gestão de resíduos orgânicos, entende a entrevistada que a capacidade de um município financiar soluções circulares de gestão de resíduos orgânicos é por vezes uma questão da vontade dos decisores locais, outras vezes da pressão do legislador, e outras ainda do financiamento disponível. Para o efeito, diz-nos a entrevistada que

*“às vezes é uma questão de sensibilidade ou de vontades – e por isso é que também existe a legislação, que condiciona o caminho a seguir”*

alertando ainda para a necessidade de encontrar

*“formas de financiar a coisa”.*

Entende a entrevistada, ainda, que a relevância do valor dos resíduos na adoção de políticas de gestão de resíduos orgânicos tem de ser aferida através de uma análise económica, que considere quem acarreta os custos e quem recebe os benefícios da gestão de resíduos orgânicos. De facto, quando questionada sobre se o tratamento circular dos resíduos orgânicos é capaz de gerar benefícios económicos que suplantem os seus custos de implementação, diz-nos a entrevistada que uma resposta a esta pergunta

*“implicava uma análise económica” que permitisse “perceber quem é que tem custos ao longo do processo e quais são os benefícios”,*

análise essa que, diz,

*“eu não conheço”.*

### **3. Comparação dos Dados do Questionário (Dimensão Quantitativa) e da Entrevista (Dimensão Qualitativa)**

#### **3.1. Dimensão 1: Sistema Alimentar Circular**

Relativamente à dimensão “sistema alimentar circular”, é partilhada pela entrevistada a opinião dos responsáveis municipais, manifestada pela mediana de 5 obtida nesta dimensão do questionário.

Não existe, pois, uma perspectiva de que os municípios disponham de sistemas alimentares circulares, atribuindo a entrevistada a culpa a três factores essenciais: sensibilização dos decisores políticos, trabalho técnico e financiamento. As respostas ao questionário – em particular à última questão avulsa colocada – relevam o entendimento, por parte dos responsáveis municipais, de que a transição para uma gestão de resíduos orgânicos mais circular (e, por consequência, para um sistema alimentar mais circular) implica resposta a dois desafios: financiamento (também mencionado, como vimos, pela entrevistada) e sensibilização e envolvimento da população (não mencionado, neste primeiro momento, embora relevado mais tarde, pela entrevistada).

#### **3.2. Dimensão 2: Aceitação Social e Comportamentos Pessoais**

A ideia, obtida nas respostas ao questionário, de que a percepção pública e os comportamentos pessoais dos residentes influenciam em determinada medida a abordagem dos municípios à questão dos resíduos orgânicos, exercendo, no entanto, pouca pressão sobre o poder local para mudanças nesta matéria, relaciona-se de forma muito interessante com as considerações da entrevistada.

Para esta, a aceitação social e comportamentos pessoais é muito importante, destacando de resto a escassez de tempo para sensibilizar a população antes da entrada em vigor da obrigação de instalação de contentores castanhos. Afirmo, no entanto, não conhecer estudos sobre a aceitação social das políticas de gestão de resíduos orgânicos.

Não podemos pois sugerir senão um atraso em matéria de aceitação social e comportamentos pessoais em matéria de gestão de resíduos orgânicos, campos de acção que, não sendo objecto de melhoria, poderão condenar toda e qualquer acção mais

descentralizada e circular no âmbito da gestão de resíduos orgânicos e dos sistemas alimentares circulares.

### **3.3. Dimensão 3: Conhecimento Científico**

Os resultados do questionário encontram-se alinhados com as considerações da entrevistada no que concerne à adequação das soluções actualmente oferecidas pelo conhecimento científico para a gestão de resíduos orgânicos, classificada com uma mediana de 8 no questionário.

Enquanto os resultados do questionário dão a entender a existência, na percepção dos respondentes, de um *gap* entre soluções oferecidas pelo conhecimento científico e soluções realisticamente implementáveis, a entrevistada dá conta quer da necessidade de realização de *benchmarking* das melhores práticas estrangeiras, quer da necessidade de adaptação das mesmas às características locais concretas.

### **3.4. Dimensão 4: Protecção do Ambiente**

No que concerne à dimensão “protecção do ambiente”, a percepção da influência da mesma sobre o desenvolvimento de sistemas alimentares circulares (em particular na sua componente de “gestão circular de resíduos orgânicos”) é comum entre os responsáveis municipais que responderam ao questionário e a entrevistada.

De facto, se no questionário constituiu a dimensão mais bem classificada (mediana de 8.5), destacando-se opiniões muito positivas dos respondentes sobre a influência desta dimensão na transição para políticas mais circulares de gestão de resíduos orgânicos e para a transição para sistemas alimentares circulares e sobre o impacto ambiental negativo de soluções não circulares nesta matéria, a entrevistada considerou que a protecção do ambiente deveria permanecer como prioridade nestas políticas.

### **3.5. Dimensão 5: Política e Legislação**

Tendo-se destacado nos resultados do questionário como a segunda dimensão mais bem qualificada (mediana de 8) – e tendo a afirmação “as movimentações políticas e a legislação nacional e europeia determina a abordagem do meu município à questão dos resíduos orgânicos” recebido uma resposta mediana de 9 – a dimensão “política e legislação” afirmou-se como uma das mais influentes na construção de uma gestão mais circular de resíduos orgânicos e de sistemas alimentares mais circulares.

A opinião dos respondentes é partilhada pela entrevistada, para a qual a política e legislação é um factor importantíssimo, destacando, em particular, a centralidade da legislação comunitária nesta matéria. Com relevo, ainda, é a opinião da entrevistada de que a legislação oferece flexibilidade, permitindo adaptação das políticas de gestão de resíduos orgânicos às realidades locais.

### **3.6. Dimensão 6: Saúde Pública**

Tendo a afirmação “a saúde pública continua a ser a principal preocupação do poder local na escolha da abordagem à gestão de resíduos orgânicos” recebido uma resposta mediana de 6, a saúde pública aparenta não ser a principal preocupação dos municípios na escolha da abordagem a dar à gestão de resíduos orgânicos.

Já a entrevistada diz não encontrar diferenças, no que concerne ao impacto na saúde pública, entre modelos menos e mais circulares de gestão de resíduos orgânicos, manifestação que vai de encontro à percepção dos respondentes ao questionário.

Além disso, entende a entrevistada a saúde pública como uma das dimensões da protecção do ambiente, a qual é, nesta perspectiva mais ampla do que aquela.

### **3.7. Dimensão 7: Valor dos Resíduos**

No que concerne à dimensão “valor dos resíduos”, foi manifestada pelos respondentes do questionário uma percepção positiva das práticas mais circulares na economia local. Do lado oposto, deu-se conta de uma percepção mais neutra sobre a capacidade de uma gestão de resíduos orgânicos mais circular gerar benefícios económicos



para o município e da capacidade do orçamento municipal financiar soluções mais circulares de gestão de resíduos orgânicos.

A estas considerações devemos somar aquelas da entrevistada, que destacou que a capacidade de um município financiar soluções circulares de gestão de resíduos orgânicos depende ora da vontade dos decisores políticos, ora da pressão do legislador ora do financiamento em si próprio, tendo dado ainda conta, na sua resposta, da necessidade de realizar uma análise económica que afira quem assume os custos e quem recebe os benefícios da gestão de resíduos orgânicos.

Especificamente sobre o financiamento, denunciou, com importância, a desadequação de financiamento na perspectiva de investimento em actividades com elevados custos correntes.



## CAPÍTULO IV – CONCLUSÃO

Realizada uma extensa, mas necessária revisão da literatura em torno das temáticas da Sustentabilidade, sistemas alimentares e gestão de resíduos orgânicos e analisados os resultados de uma abordagem metodológica assente quer na aplicação de um questionário aos responsáveis municipais mais directamente ligados à gestão de resíduos orgânicos nos municípios na área de actuação da ERSUC quer na realização de uma entrevista com a Directora de Serviços de Ambiente da CCDRC, podemos agora oferecer algumas conclusões finais do nosso estudo.

Para o efeito destacamos, de forma central, a percepção, partilhada pelos respondentes ao questionário e pela entrevistada, de atrasos na construção de um modelo mais circular de gestão de resíduos orgânicos e de sistemas alimentares mais circulares, conclusão favorecida pela obtenção de uma percentagem de respostas de 91.6%, correspondentes a trinta e três em trinta e seis respostas possíveis. Esta ideia é de resto reforçada pela percentagem dos municípios respondentes que reportaram a implementação de políticas tais como a implementação de contentores castanhos, promoção da compostagem caseira, existência de hortas comunitárias ou promoção da ligação preferencial dos produtores locais à cadeia de gestão de resíduos orgânicos.

De igual forma conclui-se a percepção, por parte destes municípios, de que a protecção do ambiente e a política e legislação constituem os principais antecedentes (ou *drivers*) na criação de sistemas alimentares circulares na sua particular dimensão de gestão circular dos resíduos orgânicos, numa opinião partilhada pela entrevistada, que destacou o papel essencial da legislação comunitária nesta matéria.

Por outro lado, oferecem os resultados do questionário e da entrevista o entendimento da aceitação social e comportamentos pessoais e do valor dos resíduos como os antecedentes com menor impacto no reforço da circularidade da gestão de resíduos orgânicos nos municípios em questão, tendo sido esses mesmos os aspectos mais mencionados pelos responsáveis municipais quando solicitada a identificação dos factores mais desafiantes na adopção de políticas mais circulares. Sobre esta matéria foi ainda

destacada, pela entrevistada, a desadequação dos modelos de financiamento actuais: assentes numa perspectiva de investimento, não respondem às exigências financeiras de uma actividade (a gestão de resíduos orgânicos) que implica elevados custos correntes.

Da parte dos municípios, observámos igualmente a necessidade de os mesmos adoptarem, porventura, uma visão mais integral e abrangente sobre o que constituem “benefícios económicos”, de maneira a permitir uma análise mais completa dos méritos do investimento em diferentes modelos – mais ou menos descentralizados e mais ou menos circulares – de gestão de resíduos orgânicos.

De igual forma se pode concluir, dos resultados obtidos e da análise já realizada dos mesmos, pela necessidade de uma ERSUC mais envolvida, aberta a diálogo e a novos modelos, realizando *benchmarking* de outras organizações que trabalham no âmbito da gestão de resíduos orgânicos. Só assim poderemos não apenas transitar, no campo dos resíduos orgânicos, de uma economia linear para uma economia circular, como apertar estes círculos, reduzindo as distâncias viajadas pelos nutrientes quer do campo ao prato, quer do prato ao campo.

Neste momento, importa também apontar algumas limitações ao estudo desenvolvido. Assim, não obstante a elevada percentagem de respostas obtidas (91.6%), deve ser destacado o número reduzido (trinta e seis) de municípios objecto de questionário.

De modo similar, o número de entrevistas realizadas (apenas uma) constitui natural limitação do estudo. Se o número de municípios objecto de questionário constituiu escolha nossa, o mesmo não se passou com o número de entrevistas a realizar, não tendo sido obtida resposta a dois pedidos de entrevista. Constituía desiderato do estudo, de facto, a realização de uma entrevista a um responsável da CCDRC, de uma entrevista a um responsável da ERSUC e de uma entrevista com um responsável de uma das CIM com território comum à área de actuação da ERSUC, tendo-se obtido resposta apenas da CCDRC.

Não podem ser descuradas, ainda, falhas próprias, tais como imperfeições na revisão da literatura, na elaboração do questionário e da entrevista e na realização desta última bem como, ainda, imperfeições na análise dos resultados obtidos.

Do nosso estudo abrem-se interessantes janelas de oportunidade para investigação futura. Para o efeito, e partindo das limitações que apresentámos ao nosso próprio estudo, cremos relevante a realização de análises mais amplas do que aquela por nós realizadas, que

procurem analisar os antecedentes da gestão de resíduos orgânicos ao nível regional ou, mesmo nacional.

Igualmente, cremos de relevo a realização de uma análise que compare os resultados obtidos da análise das respostas dos municípios com base na população, área e densidade populacional dos municípios respondentes.

Estudos sobre este tema beneficiariam, igualmente, de uma análise que consiga obter o contributo – porventura por via de entrevistas – de entidades que operam em diferentes níveis e de diferentes maneiras na gestão de resíduos orgânicos, e entre as quais se destacam as empresas que operam no sector.

Na temática da gestão circular de resíduos orgânicos e dos sistemas alimentares circular abrem-se ainda oportunidades para a realização de estudos comparativos do desempenho de abordagens mais centralizadas *versus* abordagens mais descentralizadas quer em contexto urbano, quer em contexto mais rural, as quais podem auxiliar os decisores políticos na tomada de decisão sobre os sistemas de gestão de resíduos orgânicos a implementar.

De igual modo, escasseiam ainda estudos sobre o real impacto económico de soluções de gestão de resíduos orgânicos mais circulares, descentralizadas e assentes na comunidade, que olhem de forma mais integrada e holística para os benefícios menos óbvios e mais intangíveis destas alternativas.



# BIBLIOGRAFIA

- Abel, K. C., & Faust, K. M. (2020). Modeling complex human systems: An adaptable framework of urban food deserts. *Sustainable Cities and Society*, 52(August 2019), 101795. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101795>
- Adhikari, B. K., Trémier, A., Martinez, J., & Barrington, S. (2010). Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: Perspective for Europe and Canada. *Waste Management and Research*, 28(11), 1039–1053. <https://doi.org/10.1177/0734242X10373801>
- Agamuthu, P., Khidzir, K. M., & Hamid, F. S. (2009). Drivers of sustainable waste management in Asia. *Waste Management and Research*, 27(7), 625–633. <https://doi.org/10.1177/0734242X09103191>
- Agnew, J. M., & Leonard, J. J. (2003). The Physical Properties of Compost. *Compost Science & Utilization*, 11(3), 238–264. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702132>
- Amicarelli, V., Bux, C., & Lagioia, G. (2020). How to measure food loss and waste? A material flow analysis application. *British Food Journal*, 123, 67–85. <https://doi.org/10.1108/BFJ-03-2020-0241>
- Angelidou, M. (2017). The Role of Smart City Characteristics in the Plans of Fifteen Cities. *Journal of Urban Technology*, 24(4), 3–28. <https://doi.org/10.1080/10630732.2017.1348880>
- Anthropocene Working Group. (2019). *Results of binding vote by AWG*. <http://quaternary.stratigraphy.org/working-groups/anthropocene/>
- Aragão, A., Lopes, D., & Oliveira, F. P. (2019). Cidades no antropoceno. *RevCEDOUA, Ano XXII(43)*, 115–122.
- Athanassiadis, A., Bouillard, P., Crawford, R. H., & Khan, A. Z. (2017). Towards a Dynamic Approach to Urban Metabolism: Tracing the Temporal Evolution of Brussels' Urban Metabolism from 1970 to 2010. *Journal of Industrial Ecology*, 21(2), 307–319. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jiec.12451>

- Barbier, E. B. (1987). The Concept of Sustainable Economic Development. *Environmental Conservation*, 14(2), 101–110. <https://doi.org/10.1017/S0376892900011449>
- Barros, M. V., Salvador, R., de Francisco, A. C., & Piekarski, C. M. (2020). Mapping of research lines on circular economy practices in agriculture: From waste to energy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 131(August 2019), 109958. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109958>
- Bates, W. (2009). Gross National Happiness. *Asian-Pacific Economic Literature*, 23(2), 1–16.
- Belmonte-Ureña, L. J., Plaza-Úbeda, J. A., Vazquez-Brust, D., & Yakovleva, N. (2021). Circular economy, degrowth and green growth as pathways for research on sustainable development goals: A global analysis and future agenda. *Ecological Economics*, 185(April). <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107050>
- Bilhim, J. (2004). *A Governação nas Autarquias Locais*. Sociedade Portuguesa de Inovação.
- Blakeney, M. (2019). *Food Loss and Food Waste: Causes and Solutions*. Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781788975391>
- Blomqvist, L., Brook, B. W., Ellis, E. C., Kareiva, P. M., Nordhaus, T., & Shellenberger, M. (2013). Does the Shoe Fit? Real versus Imagined Ecological Footprints. *PLOS Biology*, 11(11), 1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001700>
- Borucke, M., Moore, D., Cranston, G., Gracey, K., Iha, K., Larson, J., Lazarus, E., Carlos, J., Wackernagel, M., & Galli, A. (2013). Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity: The National Footprint Accounts ' underlying methodology and framework. *Ecological Indicators*, 24, 518–533. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.005>
- Bosselmann, K. (2008). *The Principle of Sustainability: Transforming Law and Governance*. Ashgate.
- Bradley Guy, G., & Kibert, C. J. (1998). Developing indicators of sustainability: US experience. *Building Research & Information*, 26(1), 39–45. <https://doi.org/10.1080/096132198370092>
- Brugmann, J. (1997). Is there a method in our measurement? The use of indicators in local sustainable development planning. *Local Environment*, 2(1), 59–72. <https://doi.org/10.1080/13549839708725512>
- Buratti, C., Barbanera, M., Testarmata, F., & Fantozzi, F. (2015). Life Cycle Assessment of



- organic waste management strategies: An Italian case study. *Journal of Cleaner Production*, 89, 125–136. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.012>
- C40 Cities. (2019). *Global Green New Deal*. <https://www.c40.org/what-we-do/building-a-movement/global-green-new-deal/>
- Calori, A., Dansero, E., Pettenati, G., & Toldo, A. (2017). Urban food planning in Italian cities: a comparative analysis of the cases of Milan and Turin. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41(8), 1026–1046. <https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1340918>
- Cambeses-Franco, C., González-García, S., Feijoo, G., & Moreira, M. T. (2022). Driving commitment to sustainable food policies within the framework of American and European dietary guidelines. *Science of The Total Environment*, 807, 150894. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150894>
- Castelnovo, W., Misuraca, G., & Savoldelli, A. (2016). Smart Cities Governance: The Need for a Holistic Approach to Assessing Urban Participatory Policy Making. *Social Science Computer Review*, 34(6), 724–739. <https://doi.org/10.1177/0894439315611103>
- Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., & Sánchez, A. (2018). Composting of food wastes: Status and challenges. *Bioresource Technology*, 248, 57–67. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>
- Chiew, Y. L., Spångberg, J., Baky, A., Hansson, P. A., & Jönsson, H. (2015). Environmental impact of recycling digested food waste as a fertilizer in agriculture - A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 95(2015), 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.015>
- Christensen, T. H., Damgaard, A., Levis, J., Zhao, Y., Björklund, A., Arena, U., Barlaz, M. A., Starostina, V., Boldrin, A., Astrup, T. F., & Bisinella, V. (2020). Application of LCA modelling in integrated waste management. *Waste Management*, 118, 313–322. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.034>
- Circle Economy. (2019). *The Circularity Gap Report*. [https://docs.wixstatic.com/ugd/ad6e59\\_ce56b655bc4c4f67ad7b5ceb5d59f45c.pdf](https://docs.wixstatic.com/ugd/ad6e59_ce56b655bc4c4f67ad7b5ceb5d59f45c.pdf)
- Cobo, S., Dominguez-Ramos, A., & Irabien, A. (2018). From linear to circular integrated waste management systems: a review of methodological approaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 135(January), 279–295.

- <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.003>
- Comissão Europeia. (2014). *Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das regiões. Para uma economia circular: programa para acabar com os resíduos na Europa*. [http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014DC0398R\(01\)&from=EN](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014DC0398R(01)&from=EN)
- Contreras, F., Ishii, S., Aramaki, T., Hanaki, K., & Connors, S. (2010). Drivers in current and future municipal solid waste management systems: Cases in Yokohama and Boston. *Waste Management and Research*, 28(1), 76–93. <https://doi.org/10.1177/0734242X09349417>
- Cook, D., & Davíðsdóttir, B. (2021). An estimate of the Genuine Progress Indicator for Iceland, 2000–2019. *Ecological Economics*, 189, 107154. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107154>
- Corvellec, H., Stowell, A. F., & Johansson, N. (2022). Critiques of the circular economy. *Journal of Industrial Ecology*, 26(2), 421–432. <https://doi.org/10.1111/jiec.13187>
- Crane, M., Lloyd, S., Haines, A., Ding, D., Hutchinson, E., Belesova, K., Davies, M., Osrin, D., Zimmermann, N., Capon, A., Wilkinson, P., & Turcu, C. (2021). Transforming cities for sustainability: A health perspective. *Environment International*, 147, 106366. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106366>
- Crutzen, P. J., & Stoermer, E. F. (2000). *The “Anthropocene.”* IGBP Newsletter. <http://www.igbp.net/download/18.316f18321323470177580001401/1376383088452/NL41.pdf>
- Cuéllar, A. D., & Webber, M. E. (2010). Wasted Food, Wasted Energy: The Embedded Energy in Food Waste in the United States. *Environmental Science & Technology*, 44(16), 6464–6469. <https://doi.org/10.1021/es100310d>
- D’Amato, D., & Korhonen, J. (2021). Integrating the green economy, circular economy and bioeconomy in a strategic sustainability framework. *Ecological Economics*, 188(June 2020), 107143. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107143>
- Dagilienė, L., Varaniūtė, V., & Bruneckienė, J. (2021). Local governments’ perspective on implementing the circular economy: A framework for future solutions. *Journal of Cleaner Production*, 310. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127340>
- de Sadeleer, I., Brattebø, H., & Callewaert, P. (2020). Waste prevention, energy recovery or

- recycling - Directions for household food waste management in light of circular economy policy. *Resources, Conservation and Recycling*, 160(June 2019), 104908. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104908>
- Dhanya, B. S., Mishra, A., Chandel, A. K., & Verma, M. L. (2020). Development of sustainable approaches for converting the organic waste to bioenergy. *Science of the Total Environment*, 723, 138109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138109>
- Di Foggia, G., & Beccarello, M. (2021). Designing waste management systems to meet circular economy goals: The Italian case. *Sustainable Production and Consumption*, 26, 1074–1083. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.01.002>
- Dias, M. A., & Loureiro, C. F. B. (2019). Uma abordagem sistêmica da sustentabilidade - A interconexão de suas dimensões nas práticas das ecovilas. *Ambiente e Sociedade*, 22. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0012R1vu19L1AO>
- Dindarian, A. (2022). Chapter 20 - Overview: The smart sustainable city initiatives and the circular economy. In A. Stefanakis & I. Nikolaou (Eds.), *Circular Economy and Sustainability* (pp. 369–384). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819817-9.00004-1>
- Domínguez, E. T., López, R. H., & López, M. A. F. (2022). Chapter 19 - Circular economy and urbanism: A sustainable approach to the growth of cities. In A. Stefanakis & I. Nikolaou (Eds.), *Circular Economy and Sustainability* (pp. 347–367). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819817-9.00022-3>
- Edwards, J., Othman, M., Crossin, E., & Burn, S. (2018). Life cycle assessment to compare the environmental impact of seven contemporary food waste management systems. *Bioresourcetechnology*, 248, 156–173. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.070>
- Ellen MacArthur Foundation. (2013). *Towards the Circular Economy - Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition*, vol. 1. <https://ellenmacarthurfoundation.org/towards-the-circular-economy-vol-1-an-economic-and-business-rationale-for-an>
- Esmaeilian, B., Wang, B., Lewis, K., Duarte, F., Ratti, C., & Behdad, S. (2018). The future of waste management in smart and sustainable cities: A review and concept paper. *Waste Management*, 81, 177–195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.047>
- Esparza, I., Jiménez-Moreno, N., Bimbela, F., Ancín-Azpilicueta, C., & Gandía, L. M. (2020). Fruit and vegetable waste management: Conventional and emerging

- approaches. *Journal of Environmental Management*, 265(July 2019).  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110510>
- European Commission. (2017). *EU Research & Innovation for and with Cities*.  
<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/9fb7a8ce-aefa-11e7-837e-01aa75ed71a1>
- European Commission. (2019). *Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - The European Green Deal*.
- European Commission. (2018). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on a monitoring framework for the circular economy*.  
<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=COM:2018:29:FIN>
- Expresso. (2022). *A partir deste sábado, Portugal entra em défice ecológico. Dia da Sobrecarga da Terra é cada vez mais cedo*. <https://expresso.pt/sociedade/2022-05-06-A-partir-deste-sabado-Portugal-entra-em-defice-ecologico.-Dia-da-Sobrecarga-da-Terra-e-cada-vez-mais-cedo-f01f5c94>
- FAO. (1981). *Food Loss Prevention in Perishable Crops*. FAO.
- FAO. (2011). *Global Food Losses and Food Waste - Extense, Causes and Prevention*.
- FAO. (2016). *Make #NotWasting a Way of Life - How much food is lost or wasted?*
- FAO. (2019). *FAO Framework for the Urban Food Agenda. Leveraging sub-national and local government action to ensure sustainable food systems and improved nutrition*.  
<https://www.fao.org/3/ca3151en/CA3151EN.pdf>
- FAO. (2020). Factsheets on the 21 SDG Indicators under FAO custodianship: A highlight of the main indicators with the greatest gaps in country reporting. In *Factsheets on the 21 SDG indicators under FAO custodianship: A highlight of the main indicators with the greatest gaps in country reporting*. <https://doi.org/10.4060/ca8958en>
- Fedotkina, O., Gorbashko, E., & Vatolkina, N. (2019). Circular economy in Russia: Drivers and barriers for waste management development. *Sustainability (Switzerland)*, 11(20), 1–21. <https://doi.org/10.3390/su11205837>
- Feiz, R., Johansson, M., Lindkvist, E., & Moestedt, J. (2020). *Key performance indicators for biogas production and methodological insights on the life-cycle analysis of biogas production from source-separated food waste*. 200.

- <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117462>
- Feldmann, C., & Hamm, U. (2015). Consumers' perceptions and preferences for local food: A review. *Food Quality and Preference*, 40, 152–164. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2014.09.014>
- Fernandez-Anez, V., Fernández-Güell, J. M., & Giffinger, R. (2018). Smart City implementation and discourses: An integrated conceptual model. The case of Vienna. *Cities*, 78(November), 4–16. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2017.12.004>
- Fidélis, T., & Pires, S. M. (2009). Surrender or resistance to the implementation of Local Agenda 21 in Portugal: The challenges of local governance for sustainable development. *Journal of Environmental Planning and Management*, 52(4), 497–518. <https://doi.org/10.1080/09640560902868363>
- Filippini, R., Mazzocchi, C., & Corsi, S. (2019). The contribution of Urban Food Policies toward food security in developing and developed countries: A network analysis approach. *Sustainable Cities and Society*, 47(November 2018), 101506. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101506>
- Fritsche, U. R., & Iriarte, L. (2014). Sustainability Criteria and Indicators for the Bio-Based Economy in Europe: State of Discussion and Way Forward. *Energies*, 7(11), 6825–6836. <https://doi.org/10.3390/en7116825>
- Galli, A., Giampietro, M., Goldfinger, S., Lazarus, E., Lin, D., Saltelli, A., Wackernagel, M., & Müller, F. (2016). Questioning the Ecological Footprint. *Ecological Indicators*, 69, 224–232. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.014>
- Galli, A., Iha, K., Moreno, S., Serena, M., Alves, A., Zokai, G., Lin, D., Murthy, A., & Wackernagel, M. (2020). Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities : Critical results for environmental awareness and local management. *Cities*, 96(February 2019), 102442. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.102442>
- Galli, A., Iha, K., Pires, S. M., Mancini, M. S., Alves, A., Zokai, G., Lin, D., Murthy, A., & Wackernagel, M. (2020). Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management. *Cities*, 96(September), 102442. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.102442>
- Galli, A., Pires, S. M., Iha, K., Alves, A. A., Lin, D., Mancini, M. S., & Teles, F. (2020). Sustainable food transition in Portugal: Assessing the Footprint of dietary choices and gaps in national and local food policies. *Science of the Total Environment*, 749, 141307.

- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141307>
- Galli, A., Wackernagel, M., Iha, K., & Lazarus, E. (2014). Ecological Footprint: Implications for biodiversity. *Biological Conservation*, *173*, 121–132. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.019>
- Gallopín, G. (1997). Indicators and Their Use: Information for Decision-Making. In B. Moldan, S. Billharz, & R. Matravers (Eds.), *Sustainability Indicators: Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. Wiley.
- Gao, A., Tian, Z., Wang, Z., Wennersten, R., & Sun, Q. (2017). Comparison between the technologies for food waste treatment. *Energy Procedia*, *105*, 3915–3921. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.811>
- Garnett, T. (2013). Food sustainability: problems, perspectives and solutions. *Proceedings of the Nutrition Society*, *72*(1), 29–39. <https://doi.org/10.1017/S0029665112002947>
- Garrone, P., Melacini, M., & Perego, A. (2014). Opening the black box of food waste reduction. *Food Policy*, *46*, 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2014.03.014>
- Garske, B., Heyl, K., Ekardt, F., Weber, L. M., & Gradzka, W. (2020). Challenges of Food Waste Governance: An Assessment of European Legislation on Food Waste and Recommendations for Improvement by Economic Instruments. *Land*, *9*(7). <https://doi.org/10.3390/land9070231>
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, *143*, 757–768. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048>
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, *114*, 11–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- Giannakidis, G., Gargiulo, M., De Miglio, R., Chiodi, A., Seixas, J., Simoes, S. G., Dias, L., & Gouveia, J. P. (2018). Challenges faced when addressing the role of cities towards a below two degrees world. *Lecture Notes in Energy*, *64*, 373–389. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-74424-7\\_22](https://doi.org/10.1007/978-3-319-74424-7_22)
- Global Footprint Network. (2022). *National Footprint and Biocapacity Accounts - 2022 Edition*. <https://data.footprintnetwork.org/>
- Gokarn, S., & Kuthambalayan, T. S. (2017). Analysis of challenges inhibiting the reduction of waste in food supply chain. *Journal of Cleaner Production*, *168*, 595–604.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.028>
- Gomes, C. A., & Batista, L. (2019). *Reconversão de Solos Urbanos e Cidades Alimenticiamente Sustentáveis: O Problema da Descontaminação de Solos para Fins Agrícolas*. AAFDL Editora.
- Gopal, P. M., Sivaram, N. M., & Barik, D. (2019). Chapter 7 - Paper Industry Wastes and Energy Generation From Wastes. In D. Barik (Ed.), *Energy from Toxic Organic Waste for Heat and Power Generation* (pp. 83–97). Woodhead Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102528-4.00007-9>
- Graça, J., Godinho, C. A., & Truninger, M. (2019). Reducing meat consumption and following plant-based diets: Current evidence and future directions to inform integrated transitions. *Trends in Food Science and Technology*, 91(July), 380–390. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.07.046>
- Greben, H. A., & Oelofse, S. H. H. (2009). Unlocking the resource potential of organic waste: A South African perspective. *Waste Management and Research*, 27(7), 676–684. <https://doi.org/10.1177/0734242X09103817>
- Grosso, M., Motta, A., & Rigamonti, L. (2010). Efficiency of energy recovery from waste incineration, in the light of the new Waste Framework Directive. *Waste Management*, 30(7), 1238–1243. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.036>
- Gupta, J., & Vegelin, C. (2016). Sustainable development goals and inclusive development. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 16(3), 433–448. <https://doi.org/10.1007/s10784-016-9323-z>
- Gustavsson, J., Cederberg, C., & Sonesson, U. (2011). Global Food Losses and Food Waste. *Save Food at Interpack Düsseldorf, Germany*.
- Haberl, H., Wiedenhofer, D., Virág, D., Kalt, G., Plank, B., Brockway, P., Fishman, T., Hausknost, D., Krausmann, F., Leon-Gruchalski, B., Mayer, A., Pichler, M., Schaffartzik, A., Sousa, T., Streeck, J., & Creutzig, F. (2020). A systematic review of the evidence on decoupling of {GDP}, resource use and {GHG} emissions, part {II}: synthesizing the insights. *Environmental Research Letters*, 15(6), 65003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab842a>
- Hammond, A., Adriaanse, A. H., Rodenburg, E., Bryant, D., & Woodward, R. (1995). *Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development*.

- Hancock, T. (1999). Health care reform for health: creating a health system for communities in the 21st century. *Futures*, 5(31).
- Harder, R., Giampietro, M., & Smukler, S. (2021). Towards a circular nutrient economy. A novel way to analyze the circularity of nutrient flows in food systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 172(June), 105693. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105693>
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162(3859), 1243–1248. <http://www.jstor.org/stable/1724745>
- Hartley, K., van Santen, R., & Kirchherr, J. (2020). Policies for transitioning towards a circular economy: Expectations from the European Union (EU). *Resources, Conservation and Recycling*, 155(December 2019), 104634. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104634>
- Hartmann, C., & Siegrist, M. (2017). Consumer perception and behaviour regarding sustainable protein consumption: A systematic review. *Trends in Food Science & Technology*, 61, 11–25. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tifs.2016.12.006>
- Hezri, A. (2004). Sustainability indicator system and policy processes in Malaysia: a framework for utilisation and learning. *Journal of Environmental Management*, 73(4), 357–371. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.07.010>
- Hezri, A., & Dovers, S. R. (2006). Sustainability indicators , policy and governance : Issues for ecological economics. *Ecological Economics*, 60, 86–99.
- Hickel, J. (2019). The contradiction of the sustainable development goals: Growth versus ecology on a finite planet. *Sustainable Development*, 27(5), 873–884. <https://doi.org/10.1002/sd.1947>
- Hoernig, H., & Seasons, M. (2004). Monitoring of indicators in local and regional planning practice: concepts and issues. *Planning Practice \& Research*, 19(1), 81–99. <https://doi.org/10.1080/0269745042000246595>
- Iglesias, R., Israel, D., Susmozas, A., Moreno, A. D., Carreras, N., & Ballesteros, M. (2021). Biogas from Anaerobic Digestion as an Energy Vector: Current Upgrading Development. *Energies*, 1–30.
- Ingrao, C., Faccilongo, N., Di Gioia, L., & Messineo, A. (2018). Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plant operation and environmental assessment. *Journal of Cleaner Production*, 184,



- 869–892. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.267>
- Innes, J. E. (1990). *Knowledge and Public Policy: The Search for Meaningful Indicators* (2nd ed.). Transaction Publishers.
- International Council for Local Environmental Initiatives. (1996). The Local Agenda 21 Planning Guide: an introduction to sustainable development planning. In *Agenda*. ICLEI.
- Jawahir, I. S., & Bradley, R. (2016). *Technological Elements of Circular Economy and the Principles of 6R-Based Closed-loop Material Flow in Sustainable Manufacturing*. 40, 103–108. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.01.067>
- Jurgilevich, A., Birge, T., Kentala-Lehtonen, J., Korhonen-Kurki, K., Pietikäinen, J., Saikku, L., & Schösler, H. (2016). Transition towards circular economy in the food system. *Sustainability (Switzerland)*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.3390/su8010069>
- Kasparian, J., & Rolland, A. (2012). OECD's 'Better Life Index': can any country be well ranked? *Journal of Applied Statistics*, 39(10), 2223–2230. <https://doi.org/10.1080/02664763.2012.706265>
- Kates, R. W., Parris, T. M., & Leiserowitz, A. A. (2005). What is sustainable development? Goals, indicators, values, and practice. *Environment*, 47(3), 8–21. <https://doi.org/10.1080/00139157.2005.10524444>
- Kirchherr, J., Piscicelli, L., Bour, R., Huibrechtse-truijens, A., Hekkert, M., Kostense-smit, E., & Muller, J. (2018). Barriers to the Circular Economy: Evidence From the European Union ( EU ). *Ecological Economics*, 150(December 2017), 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.028>
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127(September), 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Kline, E. (2000). Planning and creating eco-cities: Indicators as a tool for shaping development and measuring progress. *Local Environment*, 5(3), 343–350. <https://doi.org/10.1080/13549830050134275>
- Koppelmäki, K., Helenius, J., & Schulte, R. P. O. (2021). Nested circularity in food systems: A Nordic case study on connecting biomass, nutrient and energy flows from field scale to continent. *Resources, Conservation and Recycling*, 164(July 2020). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105218>

- Krishnan, R., Agarwal, R., Bajada, C., & Arshinder, K. (2020). Redesigning a food supply chain for environmental sustainability – An analysis of resource use and recovery. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118374. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118374>
- Ladele, O., Baxter, J., van der Werf, P., & Gilliland, J. A. (2021). Familiarity breeds acceptance: Predictors of residents' support for curbside food waste collection in a city with green bin and a city without. *Waste Management*, 131(March), 258–267. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.010>
- Lamine, C., Magda, D., & Amiot, M.-J. (2019). Crossing Sociological, Ecological, and Nutritional Perspectives on Agrifood Systems Transitions: Towards a Transdisciplinary Territorial Approach. *Sustainability*, 11(5). <https://doi.org/10.3390/su11051284>
- Lemaire, A., & Limbourg, S. (2019). How can food loss and waste management achieve sustainable development goals? *Journal of Cleaner Production*, 234, 1221–1234. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.226>
- Li, V., & Lang, G. (2010). China's "Green GDP" Experiment and the Struggle for Ecological Modernisation. *Journal of Contemporary Asia*, 40(1), 44–62. <https://doi.org/10.1080/00472330903270346>
- Lind, N. (2019). A Development of the Human Development Index. *Social Indicators Research*, 146(3), 409–423. <https://doi.org/10.1007/s11205-019-02133-9>
- Liu, M., Ogunmoroti, A., Liu, W., Li, M., Bi, M., Liu, W., & Cui, Z. (2022). Assessment and projection of environmental impacts of food waste treatment in China from life cycle perspectives. *Science of The Total Environment*, 807, 150751. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150751>
- Lleó, T., Albacete, E., Barrena, R., Font, X., Artola, A., & Sánchez, A. (2013). Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of Cleaner Production*, 47, 70–76. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.08.011>
- López-Goyburu, P., & García-Montero, L. G. (2018). The urban-rural interface as an area with characteristics of its own in urban planning: A review. *Sustainable Cities and Society*, 43, 157–165. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.07.010>
- Maina, S., Kachrimanidou, V., & Koutinas, A. (2017). A roadmap towards a circular and sustainable bioeconomy through waste valorization. *Current Opinion in Green and*

- Sustainable Chemistry*, 8, 18–23.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2017.07.007>
- Manasi, S., & Bhat, H. (2020). *Eco-Innovations in Waste Management - A Review of High Point Cases* (No. 497).
- Marceau, J. (2008). Introduction - Innovation in the city and innovative cities. *Innovation: Organization & Management*, 10(2–3), 136–145.  
<https://doi.org/10.5172/impp.453.10.2-3.136>
- Márquez, A. J. C., & Rutkowski, E. W. (2020). Waste management drivers towards a circular economy in the global south – The Colombian case. *Waste Management*, 110, 53–65.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.016>
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., & Rieradevall, J. (2010). The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management*, 30(6), 983–994.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.023>
- Martinho, V. J. P. D. (2021). Insights into circular economy indicators: Emphasizing dimensions of sustainability. *Environmental and Sustainability Indicators*, 10.  
<https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100119>
- Masullo, A. (2017). Organic wastes management in a circular economy approach: Rebuilding the link between urban and rural areas. *Ecological Engineering*, 101, 84–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.005>
- McCormick, K., & Kautto, N. (2013). The Bioeconomy in Europe: An Overview. *Sustainability*, 5(6), 2589–2608. <https://doi.org/10.3390/su5062589>
- McDonald, G. W., & Patterson, M. G. (2007). Bridging the divide in urban sustainability: from human exemptionalism to the new ecological paradigm. *Urban Ecosystems*, 10(2), 169–192. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-0017-0>
- Meadows, D. H., Meadows, Dennis, L., Randers, J., & Behrens III, W. W. (1972). *The Limits to Growth - A Report to the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*. Universe Books.
- Mebratu, D. (1998). Sustainability and sustainable development: Historical and conceptual review. *Environmental Impact Assessment Review*, 18(6), 493–520.  
[https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(98\)00019-5](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(98)00019-5)
- Mendes, I. (2017). Planeamento estratégico e sustentabilidade na administração local. In S.

- M. Pires, A. Aragão, T. Fidélis, & I. de O. Mendes (Eds.), *Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Instrumentos Estratégicos e Inovadores para Municípios Sustentáveis - O caso de Estarreja* (pp. 132–151).
- Merli, R., Preziosi, M., & Acampora, A. (2018). How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.112>
- Mitchell, G. (1996). Problems and fundamentals of sustainable development indicators. In *Sustainable Development* (Vol. 4, Issue 1, pp. 1–11). [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1719\(199603\)4:1<1::aid-sd24>3.0.co;2-n](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-1719(199603)4:1<1::aid-sd24>3.0.co;2-n)
- Mizobuchi, H. (2014). Measuring World Better Life Frontier: A Composite Indicator for OECD Better Life Index. *Social Indicators Research*, 118(3), 987–1007. <https://doi.org/10.1007/s11205-013-0457-x>
- Mokosch, M., Urban, T., & Arndt, H. (2015). *A new Visualization Approach for Sustainability*.
- Moldan, B., Janoušková, S., & Hák, T. (2012). How to understand and measure environmental sustainability: Indicators and targets. *Ecological Indicators*, 17(January), 4–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.033>
- Mora, L., Bolici, R., & Deakin, M. (2017). The First Two Decades of Smart-City Research: A Bibliometric Analysis. *Journal of Urban Technology*, 24(1), 3–27. <https://doi.org/10.1080/10630732.2017.1285123>
- MUFPP. (2015). *Milan Urban Food Policy Pact*. <https://www.milanurbanfoodpolicypact.org/the-milan-pact/>
- Munasinghe, M. (1993). *Environmental Economics and Sustainable Development*.
- Ncube, A., Cocker, J., Ellis, D., & Fiorentino, G. (2021). Biogas from source separated organic waste within a circular and life cycle perspective. A case study in Ontario, Canada. *Environmental and Sustainability Indicators*, 11, 100134. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100134>
- Nikolaev, B. (2014). Economic Freedom and Quality of Life: Evidence from the OECD's Your Better Life Index. *Journal of Private Enterprise*, 29(Fall 2014), 61–96. <https://ideas.repec.org/a/jpe/journal/1115.html>
- O'Sullivan, L., Wall, D., Creamer, R., Bampa, F., & Schulte, R. P. O. (2018). Functional Land Management: Bridging the Think-Do-Gap using a multi-stakeholder science

- policy interface. *Ambio*, 47(2), 216–230. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0983-x>
- Ojo, A., Curry, E., & Janowski, Tomasz. (2014). Designing next generation smart city initiatives - harnessing findings and lessons from a study of ten smart city programs. *Twenty Second European Conference on Information Systems*, 0–14. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.688.8054&rep=rep1&type=pdf>
- Oliveira, B. C. S. C. M., & Santos, L. M. L. (2015). Compras públicas como política para o desenvolvimento sustentável. *Revista de Administracao Publica*, 49(1), 189–205. <https://doi.org/10.1590/0034-76121833>
- Ostergren, K., Gustavsson, J., Bos-Brouwers, H., Timmermans, T., Hansen, O.-J., Møller, H., Anderson, G., O’connor, C., Soethoudt, H., Quedsted, T., & Easteal, S. (2014). *FUSIONS Definitional Framework for Food Waste*. SIK-The Swedish Institute for Food and Biotechnology.
- Östergren, K., Jenny Gustavsson, Bos-Brouwers, H., Timmermans, T., Hansen, J., Møller, H., Anderson, G., O’Connor, C., Soethoudt, H., Quedsted, T., Easteal, S., Politano, A., Bellettato, C., Canali, M., Falasconi, L., Gaiani, S., Vittuari, M., Schneider, F., Moates, G., ... Redlingshöfer, B. (2014). *FUSIONS definitional framework for food waste. Full report* (Issue July). [http://www.eu-fusions.org/phocadownload/Publications/FUSIONS Definitional Framework for Food Waste 2014.pdf](http://www.eu-fusions.org/phocadownload/Publications/FUSIONS%20Definitional%20Framework%20for%20Food%20Waste%202014.pdf)
- Overshoot Day. (2022). *This year’s Earth Overshoot Day falls on July 28*. <https://www.overshootday.org/newsroom/press-release-june-2022-english/>
- Paes, L. A. B., Bezerra, B. S., Deus, R. M., Jugend, D., & Battistelle, R. A. G. (2019). Organic solid waste management in a circular economy perspective – A systematic review and SWOT analysis. *Journal of Cleaner Production*, 239, 118086. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118086>
- Pai, S., Ai, N., & Zheng, J. (2019). Decentralized community composting feasibility analysis for residential food waste: A Chicago case study. *Sustainable Cities and Society*, 50(June), 101683. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101683>
- Paiho, S., Mäki, E., Wessberg, N., Paavola, M., Tuominen, P., Antikainen, M., Heikkilä, J., Rozado, C. A., & Jung, N. (2020). Towards circular cities—Conceptualizing core aspects. *Sustainable Cities and Society*, 59(January), 102143. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102143>

- Paiho, S., Wessberg, N., Pippuri-Mäkeläinen, J., Mäki, E., Sokka, L., Parviainen, T., Nikinmaa, M., Siikavirta, H., Paavola, M., Antikainen, M., Heikkilä, J., Hajduk, P., & Laurikko, J. (2021). Creating a Circular City—An analysis of potential transportation, energy and food solutions in a case district. *Sustainable Cities and Society*, 64(March 2020). <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102529>
- Papargyropoulou, E., Lozano, R., Steinberger, J. K., Wright, N., & Ujang, Z. bin. (2014). The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. *Journal of Cleaner Production*, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.020>
- Patrick, R., Henderson-Wilson, C., Lawson, J., Capetola, T., Shaw, A., Davison, M., & Freeman, A. (2021). Planetary health indicators for the local level: opportunities and challenges in applying the happy planet index in Victoria, Australia. *Global Health Promotion*, 0(0), 17579759211038368. <https://doi.org/10.1177/17579759211038367>
- Pearce, D. W., & Warford, J. J. (1993). *World without end: economics, environment, and sustainable development*. Oxford University Press.
- Pearse, L. F., Hettiaratchi, J. P., & Kumar, S. (2018). Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. *Bioresource Technology*, 254, 312–324. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.069>
- Pfau, S. F., Hagens, J. E., Dankbaar, B., & Smits, A. J. M. (2014). Visions of Sustainability in Bioeconomy Research. *Sustainability*, 6(3), 1222–1249. <https://doi.org/10.3390/su6031222>
- Pires, S. M. (2011). *Sustainability indicators and local governance in Portugal* [Universidade de Aveiro]. <https://ria.ua.pt/handle/10773/3647>
- Pires, S. M. (2017a). A construção participada de um sistema local de indicadores de desenvolvimento sustentável: um desafio para a governação da sustentabilidade. In S. M. Pires, A. Aragão, T. Fidélis, & I. Mendes (Eds.), *Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Instrumentos Estratégicos e Inovadores para Municípios Sustentáveis - O caso de Estarreja* (pp. 523–532).
- Pires, S. M. (2017b). Indicadores locais de desenvolvimento sustentável: tão importantes quanto negligenciados. In S. M. Pires, A. Aragão, T. Fidélis, & I. Mendes (Eds.), *Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Instrumentos Estratégicos e Inovadores*

- para Municípios Sustentáveis - O caso de Estarreja* (pp. 42–77).
- Pires, S. M., & Fidélis, T. (2015). Local sustainability indicators in Portugal: Assessing implementation and use in governance contexts. *Journal of Cleaner Production*, *86*, 289–300. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.002>
- Pires, S. M., Fidélis, T., & Ramos, T. B. (2014). Measuring and comparing local sustainable development through common indicators: Constraints and achievements in practice. *Cities*, *39*, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2014.02.003>
- Porter, S. D., Reay, D. S., Higgins, P., & Bomberg, E. (2016). A half-century of production-phase greenhouse gas emissions from food loss & waste in the global food supply chain. *Science of The Total Environment*, *571*, 721–729. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.041>
- Possidónio, C., Prada, M., Graça, J., & Piazza, J. (2021). Consumer perceptions of conventional and alternative protein sources: A mixed-methods approach with meal and product framing. *Appetite*, *156*(September 2020). <https://doi.org/10.1016/j.appet.2020.104860>
- Prendeville, S., Cherim, E., & Bocken, N. (2018). Circular Cities: Mapping Six Cities in Transition. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, *26*, 171–194. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2017.03.002>
- Pulselli, F. M., Pires, S. M., & Galli, A. (2016). The need for an integrated assessment framework to account for humanity's impact on the Earth System. In P. Magalhães, A. Aragão, K. Bosselmann, & W. Steffen (Eds.), *The S. O. S. (Safe Operating Space) Treaty - A New Approach to Managing the Earth System Use*. Cambridge Scholars Publishers.
- Puntillo, P., Gulluscio, C., Huisingh, D., & Veltri, S. (2021). Reevaluating waste as a resource under a circular economy approach from a system perspective: Findings from a case study. *Business Strategy and the Environment*, *30*(2), 968–984. <https://doi.org/10.1002/bse.2664>
- Purvis, B., Mao, Y., & Robinson, D. (2019). Three pillars of sustainability : in search of conceptual origins. *Sustainability Science*, *14*(3), 681–695. <https://doi.org/10.1007/s11625-018-0627-5>
- Quiroz, M., & Céspedes, C. (2019). Bokashi as an Amendment and Source of Nitrogen in Sustainable Agricultural Systems: a Review. *Journal of Soil Science and Plant*

- Nutrition*, 19(1), 237–248. <https://doi.org/10.1007/s42729-019-0009-9>
- Rainville, D. A. (2021). Stimulating a more Circular Economy through Public Procurement: Roles and dynamics of intermediation. *Research Policy*, 50(4), 104193. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2020.104193>
- Ramos, T. B., & Caeiro, S. (2017). Meta-avaliação do desempenho de indicadores de sustentabilidade. In S. M. Pires, A. Aragão, T. Fidélis, & I. Mendes (Eds.), *Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Instrumentos Estratégicos e Inovadores para Municípios Sustentáveis - O caso de Estarreja* (pp. 170–186).
- Redclift, M. (1987). *Sustainable Development: exploring the contradictions*. Routledge.
- Reed, M., & Keech, D. (2017). Making the city smart from the grassroots up: The sustainable food networks of Bristol. *City, Culture and Society*, July, 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.ccs.2017.07.001>
- Rees, W., & Wackernagel, M. (1996). Urban Ecological Footprints: Why Cities Cannot be Sustainable - and Why They are a Key to Sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 16, 223–248.
- Rincon, L., Puri, M., Kojakovic, A., & Maltsoğlu, I. (2019). The contribution of sustainable bioenergy to renewable electricity generation in Turkey: Evidence based policy from an integrated energy and agriculture approach. *Energy Policy*, 130, 69–88. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.03.024>
- Rodić, L., & Wilson, D. C. (2017). Resolving governance issues to achieve priority sustainable development goals related to solid waste management in developing countries. *Sustainability (Switzerland)*, 9(3). <https://doi.org/10.3390/su9030404>
- Rogers, R. (1997). *Cities for a small planet* (P. Gumuchdjan (ed.)). faber and faber.
- Rosenström, U., & Kyllönen, S. (2007). Impacts of a participatory approach to developing national level sustainable development indicators in Finland. *Journal of Environmental Management*, 84(3), 282–298. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.06.008>
- Roviello, V., Gilhen-Baker, M., Vicidomini, C., & Roviello, G. N. (2022). Forest-bathing and physical activity as weapons against COVID-19: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(1), 131–140. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01321-9>
- Sachs, J. D., Schmidt-Traub, G., Mazzucato, M., Messner, D., Nakicenovic, N., & Rockström, J. (2019). Six Transformations to achieve the Sustainable Development



- Goals. *Nature Sustainability*, 2(9), 805–814. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0352-9>
- Sagar, A. D., & Najam, A. (1998). The human development index: a critical review. This paper is based, in part, on an earlier version presented at the 9th Annual Conference of the Academic Council of the United Nations System (ACUNS) held in Turin, Italy in June 1996. *Ecological Economics*, 25(3), 249–264. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00168-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00168-7)
- Salemdeeb, R., Bin Daina, M., Reynolds, C., & Al-Tabbaa, A. (2018). An environmental evaluation of food waste downstream management options: a hybrid LCA approach. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 7(3), 217–229. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0208-8>
- Salemdeeb, R., Font Vivanco, D., Al-Tabbaa, A., & zu Ermgassen, E. K. H. J. (2017). A holistic approach to the environmental evaluation of food waste prevention. *Waste Management*, 59, 442–450. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.042>
- Sampath, P., Brijesh, Reddy, K. R., Reddy, C. V., Shetti, N. P., Kulkarni, R. V., & Raghu, A. V. (2020). Biohydrogen Production from Organic Waste – A Review. *Chemical Engineering & Technology*, 43(7), 1240–1248. <https://doi.org/10.1002/ceat.201900400>
- Schmitt, E., Keech, D., Maye, D., Barjolle, D., & Kirwan, J. (2016). Comparing the sustainability of local and global food chains: A case study of cheese products in Switzerland and the UK. *Sustainability (Switzerland)*, 8(5), 1–20. <https://doi.org/10.3390/su8050419>
- Sehnm, S., Pereira, S. C. F., Godoi, D., Pereira, L. H., & Junior, S. S. (2021). Food waste management: An analysis from the circular economy perspective. *Environmental Quality Management*, 31(1), 59–72. <https://doi.org/10.1002/tqem.21717>
- Senthilkumar, K., Mollier, A., Delmas, M., Pellerin, S., & Nesme, T. (2014). Phosphorus recovery and recycling from waste: An appraisal based on a French case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 87, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.005>
- Sneddon, C. S. (2000). “Sustainability” in ecological economics, ecology and livelihoods: A review. *Progress in Human Geography*, 24(4), 521–549. <https://doi.org/10.1191/030913200100189076>

- Sodiq, A., Baloch, A. A. B., Khan, S. A., Sezer, N., Mahmoud, S., Jama, M., & Abdelaal, A. (2019). Towards modern sustainable cities: Review of sustainability principles and trends. *Journal of Cleaner Production*, 227, 972–1001. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.106>
- Sönnichsen, S. D., & Clement, J. (2020). Review of green and sustainable public procurement: Towards circular public procurement. *Journal of Cleaner Production*, 245. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118901>
- Sridhar, A., Kapoor, A., Senthil Kumar, P., Ponnuchamy, M., Balasubramanian, S., & Prabhakar, S. (2021). Conversion of food waste to energy: A focus on sustainability and life cycle assessment. *Fuel*, 302(April), 121069. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121069>
- Stuart, T. (2009). *Waste: Uncovering the Global Food Scandal*. W. W. Norton. <https://books.google.pt/books?id=Os2EpvTURqYC>
- Taelman, S. E., Tonini, D., Wandl, A., & Dewulf, J. (2018). A Holistic sustainability framework for waste management in European Cities: Concept development. *Sustainability (Switzerland)*, 10(7). <https://doi.org/10.3390/su10072184>
- Talberth, J., & Bohara, A. K. (2006). Economic openness and green GDP. *Ecological Economics*, 58(4), 743–758. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.09.002>
- Tanguy, A., Bahers, J.-B., & Athanassiadis, A. (2020). Outsourcing of urban metabolisms and its consequences: A multiscale energy flow analysis of a French port-city. *Resources, Conservation and Recycling*, 161, 104951. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104951>
- Tausch, A. (2011). In praise of inequality? “Happy Planet” performance and its determinants. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 35, 572–573. <https://doi.org/10.1111/j.1753-6405.2011.00785.x>
- Tavares, A. F. (2022). *Governo Local e Administração Autárquica* (1ª Edição). Sílabo.
- Thushari, I., Vicheanteab, J., & Janjaroen, D. (2020). Material flow analysis and life cycle assessment of solid waste management in urban green areas, Thailand. *Sustainable Environment Research*, 30(1), 21. <https://doi.org/10.1186/s42834-020-00057-5>
- Tian, H., Li, J., Yan, M., Tong, Y. W., Wang, C.-H., & Wang, X. (2019). Organic waste to biohydrogen: A critical review from technological development and environmental

- impact analysis perspective. *Applied Energy*, 256, 113961.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113961>
- Trimmer, J. T., & Guest, J. S. (2018). Recirculation of human-derived nutrients from cities to agriculture across six continents. *Nature Sustainability*, 1(8), 427–435.  
<https://doi.org/10.1038/s41893-018-0118-9>
- Tsunetsugu, Y., Park, B.-J., & Miyazaki, Y. (2009). Trends in research related to “Shinrin-yoku” (taking in the forest atmosphere or forest bathing) in Japan. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 15(1), 27. <https://doi.org/10.1007/s12199-009-0091-z>
- Uemura Silva, V., Nascimento, M. F., Resende Oliveira, P., Panzera, T. H., Rezende, M. O., Silva, D. A. L., Borges de Moura Aquino, V., Rocco Lahr, F. A., & Christoforo, A. L. (2021). Circular vs. linear economy of building materials: A case study for particleboards made of recycled wood and biopolymer vs. conventional particleboards. *Construction and Building Materials*, 285, 122906.  
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.122906>
- UNEP-DTIE. (2017). *Cities and Buildings UNEP Initiatives and Projects*.  
[http://energies2050.org/wp-content/uploads/2013/09/2013-06-UNEP-Cities-and-buildings-activities\\_16-pages-GB.pdf](http://energies2050.org/wp-content/uploads/2013/09/2013-06-UNEP-Cities-and-buildings-activities_16-pages-GB.pdf)
- UNEP. (2015). *Global Waste Management Outlook*.
- UNEP. (2021). *Food Waste Index Report 2021*.
- United Nations. (1972a). *Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment*.
- United Nations. (1972b). *Report of the United Nations Conference on the Human Environment*.
- United Nations. (1992). *United Nations Framework Convention on Climate Change*.  
[https://unfccc.int/files/essential\\_background/background\\_publications\\_htmlpdf/application/pdf/conveng.pdf](https://unfccc.int/files/essential_background/background_publications_htmlpdf/application/pdf/conveng.pdf)
- United Nations. (1997). *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>
- United Nations. (2012). *A/CONF.216/L.1 - The Future We Want: outcome of the Conference on Sustainable Development, Rio de Janeiro, Brazil, 20-22 June 2012*.
- United Nations. (2015). *Paris Agreement*.

- [https://unfccc.int/sites/default/files/english\\_paris\\_agreement.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf)
- United Nations Conference on Environment and Development. (1992). *Agenda 21*.
- United Nations Conference on Housing and Sustainable Urban Development. (2016). *The new urban agenda*. <https://habitat3.org/the-new-urban-agenda/>
- United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2006). *World Urbanization Prospects: The 2005 Revision, Factsheet 7: Mega-cities*.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2018). *68% of the world population projected to live in urban areas by 2050, says UN*. <https://www.un.org/development/desa/en/news/population/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html>
- United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2019). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420)*.
- United Nations General Assembly. (1992). *Rio Declaration on Environment and Development*.
- United Nations General Assembly. (2013). *Decision A/67/L.48/Rev.1 - Open Working Group of the General Assembly on Sustainable Development Goals: draft decision / submitted by the President of the General Assembly*. [https://www.un.org/ga/search/view\\_doc.asp?symbol=A/67/L.48/Rev.1&Lang=E](https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/67/L.48/Rev.1&Lang=E)
- United Nations General Assembly. (2015). *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development* (p. 40 p.). UN. <http://digitallibrary.un.org/record/1654217>
- United Nations General Assembly. (2017). *Resolution adopted by the General Assembly on Work of the Statistical Commission pertaining to the 2030 Agenda for Sustainable Development (A/RES/71/313)*.
- van den Bergh, J. C. J. M., & Grazi, F. (2015). Reply to the first systematic response by the Global Footprint Network to criticism: A real debate finally? *Ecological Indicators*, 58, 458–463. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.007>
- van der Wiel, B. Z., Weijma, J., van Middelaar, C. E., Kleinke, M., Buisman, C. J. N., & Wichern, F. (2019). Restoring nutrient circularity: A review of nutrient stock and flow analyses of local agro-food-waste systems. *Resources, Conservation & Recycling: X*, 3, 100014. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2019.100014>
- Vázquez, M. A., & Soto, M. (2017). The efficiency of home composting programmes and compost quality. *Waste Management*, 64, 39–50.

- <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.022>
- Velenturf, A. P. M., Archer, S. A., Gomes, H. I., Christgen, B., Lag-Brotons, A. J., & Purnell, P. (2019). Circular economy and the matter of integrated resources. *Science of the Total Environment*, 689, 963–969. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.449>
- Wackernagel, M., Hanscom, L., & Lin, D. (2017). Making the sustainable development goals consistent with sustainability. *Frontiers in Energy Research*, 5(JUL), 1–5. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2017.00018>
- Wackernagel, M., Schulz, N. B., Deumling, D., Linares, A. C., Jenkins, M., Kapos, V., Monfreda, C., Loh, J., Myers, N., Norgaard, R., & Randers, J. (2002). Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(14), 9266–9271. <https://doi.org/10.1073/pnas.142033699>
- Weidner, T., Graça, J., Machado, T., & Yang, A. (2020). Comparison of local and centralized biowaste management strategies – A spatially-sensitive approach for the region of Porto. *Waste Management*, 118, 552–562. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.013>
- Wen, Y., Yan, Q., Pan, Y., Gu, X., & Liu, Y. (2019). Medical empirical research on forest bathing (Shinrin-yoku): a systematic review. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 24(1), 70. <https://doi.org/10.1186/s12199-019-0822-8>
- Wilson, D. C. (2007). Development drivers for waste management. *Waste Management & Research*, 25(3), 198–207. <https://doi.org/10.1177/0734242X07079149>
- Wilson, D. C. (2021). *The Sustainable Development Goals as Drivers of Change Chapter 7 in : The Routledge Handbook of Waste , Resources and the Circular Economy*. 1–18.
- Winans, K., Kendall, A., & Deng, H. (2017). The history and current applications of the circular economy concept. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68(August 2016), 825–833. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.123>
- Wohlfahrt, J., Ferchaud, F., Gabrielle, B., Godard, C., Kurek, B., Loyce, C., & Therond, O. (2019). Characteristics of bioeconomy systems and sustainability issues at the territorial scale. A review. *Journal of Cleaner Production*, 232, 898–909. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.385>
- World Commission on Environment and Development. (1987). *Our Common Future ('The Brundtland Report')*.

- Wu, H., Shi, Y., Xia, Q., & Zhu, W. (2014). Effectiveness of the policy of circular economy in China : A DEA-based analysis for the period of 11th five-year-plan. *Resources, Conservation and Recycling*, 83, 163–175. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.003>
- Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., & Li, Y. (2017). Anaerobic digestion of food waste – challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, September. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.020>
- Yigitcanlar, T., Kamruzzaman, M., Buys, L., Ioppolo, G., Sabatini-Marques, J., da Costa, E. M., & Yun, J. H. J. (2018). Understanding ‘smart cities’: Intertwining development drivers with desired outcomes in a multidimensional framework. *Cities*, 81(April), 145–160. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.04.003>
- Yigitcanlar, T., Kamruzzaman, M., Foth, M., Sabatini-Marques, J., da Costa, E., & Ioppolo, G. (2019). Can cities become smart without being sustainable? A systematic review of the literature. *Sustainable Cities and Society*, 45, 348–365. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.11.033>
- Yun, Y.-M., Lee, M.-K., Im, S.-W., Marone, A., Trably, E., Shin, S.-R., Kim, M.-G., Cho, S.-K., & Kim, D.-H. (2018). Biohydrogen production from food waste: Current status, limitations, and future perspectives. *Bioresource Technology*, 248, 79–87. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.107>
- Zaman, A. U. (2013). Identification of waste management development drivers and potential emerging waste treatment technologies. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(3), 455–464. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0187-2>
- Zhang, Y., Yang, Z., & Yu, X. (2015). Urban Metabolism: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study. In *Environmental Science and Technology* (Vol. 49, Issue 19). <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03060>
- Zink, K. J. (2014). Designing sustainable work systems : The need for a systems approach. *Applied Ergonomics*, 45(1), 126–132. <https://doi.org/10.1016/j.apergo.2013.03.023>
- Zorpas, A. A., Lasaridi, K., Voukkali, I., Loizia, P., & Chroni, C. (2015). Promoting Sustainable Waste Prevention Strategy Activities and Planning in Relation to the Waste Framework Directive in Insular Communities. *Environmental Processes*, 2(1), 159–173. <https://doi.org/10.1007/s40710-015-0093-3>
- Zotos, G., Karagiannidis, A., Zampetoglou, S., Malamakis, A., Antonopoulos, I. S.,

Kontogianni, S., & Tchobanoglous, G. (2009). Developing a holistic strategy for integrated waste management within municipal planning: Challenges, policies, solutions and perspectives for Hellenic municipalities in the zero-waste, low-cost direction. *Waste Management*, 29(5), 1686–1692.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.11.016>