



Universidade do Minho
Escola de Engenharia

José Amarílio Barbosa

**DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE
CIDADE SUSTENTÁVEL E PLANO DE
REGENERAÇÃO URBANA APLICADO A
CIDADES DE MÉDIA DIMENSÃO**

DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE CIDADE
SUSTENTÁVEL E PLANO DE REGENERAÇÃO URBANA
APLICADO A CIDADES DE MÉDIA DIMENSÃO

José Amarílio Barbosa

U Minho | 2020

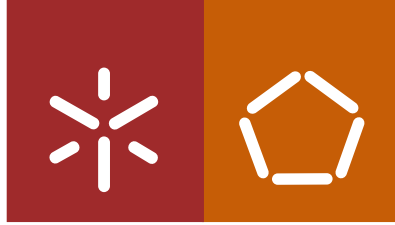
janeiro de 2020

FCT Fundação para a Ciência e a Tecnologia

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR



UNIÃO EUROPEIA
Fundo Social Europeu



Universidade do Minho
Escola de Engenharia

José Amarílio Barbosa

**DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE
CIDADE SUSTENTÁVEL E PLANO DE
REGENERAÇÃO URBANA APLICADO A
CIDADES DE MÉDIA DIMENSÃO**

Tese de Doutoramento
Doutoramento em Engenharia Civil

Trabalho efetuado sob a orientação do
Professor Doutor Luís Bragança
e do
Professor Doutor Ricardo Mateus

janeiro de 2020

Despacho RT - 31 /2019 - Anexo 3

DIREITOS DE AUTOR E CONDIÇÕES DE UTILIZAÇÃO DO TRABALHO POR TERCEIROS

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

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

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

Licença concedida aos utilizadores deste trabalho



**Atribuição-Não-Comercial-Compartilha-Igual
CC BY-NC-SA**

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

AGRADECIMENTOS

Um doutoramento é um trabalho solitário que só é possível com a ajuda de um grande conjunto de pessoas. Por isso, é importante para mim agradecer a todos aqueles que contribuíram, direta ou indiretamente para o desenvolvimento deste trabalho. Neste sentido, gostava primeiramente de agradecer aos Professores Luís Bragança e Ricardo Mateus, com quem trabalho desde 2007, por me terem acompanhado e apoiado nesta jornada e por me darem a liberdade de explorar esta área científica inovadora. Em segundo lugar gostaria de agradecer à Fundação para a Ciência e Tecnologia pela atribuição da bolsa de doutoramento (SFRH/BD/111346/2015) que me permitiu desenvolver este trabalho.

Queria ainda dedicar esta tese a Jacque Fresco, o grande visionário no design de cidades sustentáveis e criador do conceito de economia baseada em recursos, que me inspirou grandemente para este trabalho e que infelizmente faleceu em 2017, aos 101 anos. Gostaria ainda de agradecer ao Peter Joseph, fundador do Movimento Zeitgeist e a todos os membros e apoiantes do capítulo português do movimento, nomeadamente aos companheiros coordenadores do capítulo de Braga, António, Catarina, Fábio, Ricardo e Waldir, que sempre me apoiaram na perseguição deste tema.

Agradeço também aos meus companheiros do LFTC e do IB-S pela parceria de anos e aos meus companheiros de luta no doutoramento, André, Duarte e Shafagh pelos momentos *astronomicamente* bem passados. Agradeço ainda à Ana, ao André, à Juliana, ao Lucena, ao Miguel e ao Nuno pelas aventuras fantásticas que me ajudaram a relaxar o cérebro naqueles Domingos; e ao Bruno, ao Gil, ao Jacques, ao Luís, ao Ricardo e ao Rúben por serem uma segunda família e a quem prometo não faltar a mais jantares.

Gostaria também de agradecer ao Destin, por me ajudar a ficar cada vez mais esperto, ao Michael e ao Kevin por me manterem curioso e por me apresentarem soluções inovadoras, ao Derek por lutar pela verdade científica, ao Mark por tornar a engenharia num assunto interessante e à Abby e ao Lee por revelarem verdades inconvenientes.

Não podia deixar de agradecer também à minha família, que tanto me apoiou nesta jornada. Agradeço aos meus pais e aos meus sogros que tantos sábados ficaram com o Xavier para eu poder trabalhar. Agradeço aos meus irmãos, Mário e Rui, pelo apoio incondicional, por me ajudarem nas situações mais difíceis e por se divertirem comigo e me ajudarem a tirar a cabeça da tese.

Por fim, demonstro a minha verdadeira gratidão à pessoa que mais me apoiou e mais me ajudou. Obrigado Catarina, por caminhares ao meu lado nesta jornada que parecia não ter fim, pela compreensão, pelo apoio, pela segunda leitura, pela ajuda em casa, pelo teu amor, por tudo! Dedico ainda este trabalho ao Xavier, que foi um filho perfeito e me deu muitos miminhos, mesmo quando estava “ausente” porque estava enfiado no computador.

Despacho RT - 31 /2019 - Anexo 4

DECLARAÇÃO DE INTEGRIDADE

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

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

Universidade do Minho, 29/04/2019

Assinatura: _____

DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE CIDADE SUSTENTÁVEL E PLANO DE REGENERAÇÃO URBANA APLICADO A CIDADES DE MÉDIA DIMENSÃO

RESUMO

Este trabalho nasce do reconhecimento da importância das cidades para o desenvolvimento sustentável devido à conjugação de fatores como o crescimento populacional, a transição para ambientes urbanos e os problemas graves a nível ambiental e social da sociedade moderna. Tendo em conta que no futuro próximo irão surgir várias cidades novas e que as cidades existentes se irão expandir, é urgente atuar ao nível das cidades para promover práticas sustentáveis. No entanto, verifica-se que não existe uma meta de desenvolvimento para as cidades e que estas crescem de forma desordenada. Assim, o objetivo principal deste trabalho foi desenvolver os princípios base de suporte ao desenvolvimento de um modelo de cidade sustentável. Para isso, o estudo iniciou-se pela adoção de uma definição de sustentabilidade. Como se encontraram problemas com as definições existentes, optou-se pelo desenvolvimento de uma nova definição de sustentabilidade. Partindo desta definição, tentaram-se definir critérios para a avaliação de sustentabilidade de cidades, de forma a se desenvolver os princípios base para a definição de um modelo de cidade sustentável. Para isso, efetuou-se um estudo dos métodos existentes para a avaliação de sustentabilidade de cidades. Nessa análise, verificou-se que também não há consenso em relação a estes critérios de avaliação. Por esta razão, o passo seguinte do trabalho prendeu-se com o desenvolvimento de um método de avaliação de sustentabilidade de cidades. Por fim, elaborou-se um estudo de soluções práticas para a implementação de sustentabilidade em cidades, no âmbito de alguns sectores como o energético, a indústria, a economia, a agricultura/alimentação, os edifícios, os transportes, as infraestruturas e a forma urbana. A conjugação destas soluções e da definição de sustentabilidade proposta constitui um modelo conceptual de cidade sustentável que foi alvo de uma avaliação de sustentabilidade utilizando o método desenvolvido anteriormente. Concluiu-se que a integração destas soluções pode auxiliar o desenvolvimento de projetos de cidades e de planos de regeneração urbana que conduzam à sustentabilidade.

PALAVRAS CHAVE

Cidades

Sustentabilidade

DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE CIDADÃO SUSTENTÁVEL E PLANO DE REGENERAÇÃO URBANA APLICADO A CIDADÕES DE TAMAHO MÉDIO

ABSTRACT

This work is born from the recognition of the importance of cities for sustainable development, due to the consideration of factors such as population growth, the transition to urban environments and the serious environmental and social problems of nowadays' society. Considering that in the near future, new cities will arise and existing cities will expand, it is urgent to promote sustainable practices. Nevertheless, there is not a target for the development of cities and these are growing disorderly. Thus, the main objective of this work is to develop the basic principles to support the development of a sustainable city model. For that, the study began with the adoption of a definition of sustainability. Since there were several problems with existing definitions, a new definition of sustainability was developed. Based on this definition, there was an attempt to define criteria for the sustainability assessment of cities in order to develop the basic principles for the development of a sustainable city model. To this end, a study was made about the existing methods for the sustainability assessment of cities. However, it has been found that there is no consensus on these evaluation criteria. For this reason, the next step of the work was the development of a method to assess sustainability of cities. Finally, a study of practical solutions for the implementation of sustainability in cities was carried out, focusing on sectors such as energy, industry, economy, agriculture/food, buildings, transports, infrastructures and urban form. The combination of these solutions and the proposed definition of sustainability constitutes a conceptual model of the sustainable city, which was the subject of sustainability assessment using the previously developed method. It was concluded that the integration of the solutions proposed in this thesis can support in the development of city projects and urban regeneration plans that lead to sustainability.

KEYWORDS

Cities

Sustainability

ÍNDICE GERAL

1. INTRODUÇÃO	15
1.1. Âmbito.....	15
1.2. Objetivos.....	19
2. METODOLOGIA	21
3. A DEFINIÇÃO DE SUSTENTABILIDADE	23
3.1. Contexto histórico	23
3.2. Noções atuais de sustentabilidade.....	25
3.3. As dimensões da sustentabilidade	27
3.4. Sustentabilidade forte e sustentabilidade fraca.....	31
3.5. Sustentabilidade no sector da construção	33
3.6. Formulação de uma definição de sustentabilidade	35
3.7. Definição de cidade sustentável.....	47
4. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO E CERTIFICAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE.....	49
4.1. Enquadramento	49
4.2. Métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades	56
4.3. Análise crítica aos métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades.....	77
4.4. Métodos de avaliação de sustentabilidade urbana.....	81
4.5. Limitações na avaliação de sustentabilidade	94
5. DESENVOLVIMENTO DE UM MÉTODO DE AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DE CIDADES	101
5.1. Considerações Gerais.....	101
5.1.1. Abordagem top-down.....	102
5.1.2. Critérios de seleção de indicadores.....	104
5.1.3. Valores de referência.....	107
5.1.4. Definição de limites planetários	109
5.1.5. Avaliação de Ciclo de Vida	114
5.1.6. Unidade funcional	118
5.1.7. Fronteiras de sistema	120

5.1.8. Etapas de ciclo de vida	122
5.2. Dimensão ambiental	122
5.2.1. Alterações Climáticas e Aquecimento Global	124
5.2.2. Biodiversidade.....	129
5.3. Dimensão social.....	135
5.3.1. Justiça social, direitos humanos e serviços essenciais.....	146
5.3.2. Qualidade de vida – Conforto e saúde ambiental.....	154
5.3.3. Qualidade de vida – Serviços essenciais e infraestruturas	167
5.3.4. Qualidade de vida – Cultura e recreação.....	173
5.3.5. Qualidade de vida – Mobilidade	174
5.3.6. Qualidade de vida - Segurança.....	177
5.4. Dimensão económica.....	181
5.5. Estrutura do método e formas de avaliação	191
6. SOLUÇÕES PARA O DESENVOLVIMENTO DE CIDADES SUSTENTÁVEIS.....	201
6.1. Energia	201
6.2. Indústria	211
6.3. Economia circular	214
6.4. Agricultura e alimentação	221
6.5. Edifícios	224
6.6. Transportes e Infraestruturas.....	234
6.7. Forma urbana	242
6.8. Princípios de regeneração urbana.....	249
6.9. Avaliação de sustentabilidade de modelo de cidade sustentável proposto	251
7. CONCLUSÕES	259
7.1. Limitações e trabalhos futuros.....	262

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (United Nations, 2017a)	18
Figura 2. Diferentes visões de sustentabilidade de acordo com Hopwood (adaptado) (Hopwood et al., 2005)	26
Figura 3. As 3 dimensões da sustentabilidade e as suas interações (Georges A Tanguay et al., 2010)	27
Figura 4. Estrutura de uma definição de sustentabilidade de acordo com Christen (Christen & Schmidt, 2012)	37
Figura 5. Visão de interdependência de acordo com Giddings: a) visão em forma de ninho; b) eliminação de fronteiras entre sociedade e economia (Giddings et al., 2002)	40
Figura 6. Representação esquemática de uma economia baseada em recursos (Joseph, 2014)	43
Figura 7. Hierarquização dos aspetos de sustentabilidade nos métodos de avaliação de sustentabilidade (adaptado) (Gil & Duarte, 2012)	50
Figura 8. Alguns dos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes em todo o mundo (adaptado) (R. Reed et al., 2011) (Berardi, 2015)	51
Figura 9. Aplicação do método proposto pela OCDE e pela Comissão Europeia para a definição de fronteiras de cidade à cidade do Porto (Eurostat, 2017b)	92
Figura 10. Cenários de emissões globais anuais de gases de efeito de estufa até 2100 (Gton CO ₂ eq) (esquerda), e sua relação com concentrações de CO ₂ na atmosfera e aumentos de temperatura global em relação à época pré-industrial (GGI, 2009)	113
Figura 11. Cenários de evolução da população mundial até ao ano de 2100 (em milhares de milhões de pessoas) (United Nations, 2017b)	122
Figura 12. Concentração de CO ₂ , de CO ₂ eq e valor de AGGI de 1700 até 2020 (adaptado) (Butler & Montzka, 2018)	126
Figura 13. Valor de EECS desde 1950 até ao presente (Paul Newman & Nash, 2016)	128
Figura 14. Relação entre índice de saúde pública/problemas sociais e PIB per capita (adaptado) (Wilkinson & Pickett, 2010)	137
Figura 15. Relação entre índice de saúde pública/problemas sociais e índice de desigualdade de rendimentos (adaptado) (Wilkinson & Pickett, 2010)	137
Figura 16. Percentagem de consultas realizadas dentro dos tempos máximos de resposta garantidos em 2017 em estabelecimentos do Serviço Nacional de Saúde (excerto) (SNS, 2017)	149
Figura 17. Mapa de ruído do concelho de Braga (adaptado) (CM Braga, 2014)	158
Figura 18. Imagens em formato “olho de peixe” de ruas com fatores de visibilidade do céu distintos (Svensson, 2004)	159
Figura 19. Utilização do programa MithraSON para previsão de níveis acústicos junto a um trecho de estrada (CSTB, 2019)	159
Figura 20. Imagens de temperatura do ar e temperatura superficial de uma praça em Toronto, Canadá, calculadas usando o software ENVI-MET (Taleghani & Berardi, 2018)	164

Figura 21. Exemplos de aplicação dos programas DIALux Evo (DIAL, 2019) e AGi32 (Lighting Analysts, 2019).....	167
Figura 22. Exemplo de aplicação do programa Vissim (PTV Group, 2019)	177
Figura 23. Diagrama representativo de uma economia circular (Gejer & Tennenbaum, 2015).184	
Figura 24. Metabolismo da cidade de Bruxelas (apenas resíduos) (Zeller et al., 2019)	194
Figura 25. Exemplo de aplicação do software Tally, com apresentação de resultados de avaliação de ACV em algumas categorias de impacte (Autodesk, 2018)	197
Figura 26. Aplicação do programa InfraWorks 360 para as cidades de Mumbai e Colombus (Khemlani, 2016) (Autodesk, 2019)	199
Figura 27. Aplicação do programa 3D Cities para as cidades de Grenoble e Singapura (Khemlani, 2016) (Bentley, 2019)	199
Figura 28. Aplicação do programa Smartworld Pro no planeamento da cidade de Amaravati (Cityzenith, 2019) e do pacote de programas virtualcitySYSTEMS no Noroeste da Alemanha (virtualcitySYSTEMS, 2019)	199
Figura 29. Exemplos de cidades projetadas no jogo Cities: Skylines (Paradox Interactive, 2019)	200
Figura 30. Imagem do Centro de Operações da Prefeitura do Rio de Janeiro (Prefeitura do Rio de Janeiro, 2019)	200
Figura 31. Consumo de energia a nível mundial, por tipo de fonte (Seger, 2016) (U.S. Energy Information Administration, 2018)	202
Figura 32. Comparação entre potencial teórico de cada tipo de fonte de energia renovável e consumo global (adaptado) (European Renewable Energy Council, 2010) (Ellabban et al., 2014)	205
Figura 33. Telhas fotovoltaicas Solar Roof e películas fotovoltaicas flexíveis semitransparentes para aplicação em fachadas e vãos envidraçados (CSEM, 2019)	206
Figura 34. Turbinas eólicas omnidirecionais para aplicação em ambiente urbano (Semtive, 2019) (OmniFlow, 2019).....	206
Figura 35. Plano para atingir os 100% de energia renovável até 2050 (adaptado) (Jacobson et al., 2017).....	207
Figura 36. Camião autónomo na mina de ferro de Yandicoogina e comboio autónomo em operação no oeste da Austrália (Rio Tinto, 2019)	214
Figura 37. Centro de operações de uma mina a operar de forma semi-autónoma (Sandvik, 2019)	215
Figura 38. Ecoponto em Portugal (Amarsul, 2016), na Suécia (Wilk, 2013) e no Chile (Triciclos, 2019).....	216
Figura 39. Sistema de transporte de resíduos MetroTaifun (MetroTaifun, 2019).....	216
Figura 40. Primeira loja 100% a granel do mundo, em Berlim (OU, 2019) e primeira em portugal (Maria Granel, 2019)	217
Figura 41. Kiosks eletrónicos da empresa McDonald's (McDonald's, 2019) e receção do Hotel Henn-na, no Japão (Henn na Hotel, 2019)	218
Figura 42. Armazéns semi-autónomos das empresas Amazon (Amazon Robotics, 2019) e Ocado (Ocado Technology, 2019).....	219

Figura 43. Bibioleta das coisas de Toronto, no Canadá (The Sharing Depot, 2017) (Library of Things, 2017)	220
Figura 44. Telemóveis modulares desenvolvidos pelas empresas Puzzlephone (Puzzlephone, 2015) e Phoneblocks (Phonebloks, 2018)	221
Figura 45. Fábrica de produção de vegetais da empresa Aerofarms, nos Estados Unidos da América (Aerofarms, 2019)	222
Figura 46. Robô ABB FlexPicker (ABB, 2019), cozinha do restaurante Spyce, em São Francisco (Spyce, 2019), Robochef da empresa Moley (Moley, 2019) e robô Flippy (Miso Robotics, 2019)	224
Figura 47. Aplicação de técnicas de impressão em 3D de peças em betão armado (XtreeE, 2019) (Winsun3D, 2019) (Sevenson, 2015) (Buswell et al., 2018).....	225
Figura 48. Pré-fabricação de apartamentos na empresa Vybor-OBD e construção de edifícios residenciais modulares (VYBOR-OBD, 2015) (Generalova et al., 2016)	225
Figura 49. Edifício modular com 57 pisos em Hunan, na Chinan, construído em 19 dias, em 2015 (Broad Group, 2015).....	226
Figura 50. Exemplos de aplicação de mobiliário adaptativo. Apartamento LEGO (Dirksen, 2011) e apartamento interativo (Designboom, 2013b) (Barbosa, Araújo, et al., 2016).....	229
Figura 51. Exemplo de paredes interiores amovíveis (Dividers, 2014) (Faircompanies, 2012) .	230
Figura 52. Transformação de quarto em sala de estar de acordo com o conceito Yo! Home (Yo! Company, 2019).....	230
Figura 53. Exemplos de configurações diferentes do apartamento do projeto <i>CityHome</i> , do MIT <i>Changing Places Group</i> (MIT, 2016) (Barbosa, Araújo, et al., 2016)	231
Figura 54. Padrão de ocupação de edifícios portugueses em dias de semana e fins de semana (Barbosa, Mateus, et al., 2016)	233
Figura 55. Automóveis autónomos Waymo, da Google (Google, 2019) e Tesla em piloto automático (Tesla, 2019a)	235
Figura 56. Soluções de camiões autónomos desenvolvidos pela empresa Volvo (Volvo, 2019)	235
Figura 57. Aplicação do conceito d PRT na cidade de Masdar (Masdar City, 2019)	237
Figura 58. Solução de estacionamento subterrâneo de bicicletas aplicado no Japão (Giken, 2017)	238
Figura 59. Transformação de uma avenida em Amsterdão pela eliminação do tráfego rodoviário (imagens google street view).....	238
Figura 60. Solução de transporte autónomo e subterrâneo de mercadorias (Amberg Loglay, 2016)	240
Figura 61. Comboios AVG Italo (Italo, 2019) e CRH 380A (Railway Technology, 2019)	240
Figura 62. Comboio maglev em operação em Shangai (SMTDC, 2005) e testes em tamanho real do sistema Hyperloop nos Estados Unidos da América (Virgin, 2019).....	241
Figura 63. Modelos de Burgess, de Hoyt e de Harrys e Hullman Barcelona Field Studies Centre, 2018) (Adhvaryu, 2010).....	242
Figura 64. Exemplos de modelos holísticos de cidades: Fresco (Fresco & Meadows, 2017); e EcotownZ (EcotownZ, 2014).....	245

Figura 65. Locais a uma distância pedonal numa área da cidade de Chongqing, na China (Calthorpe, 2017)	247
Figura 66. Cidades com forma radial: Distrito Carranza na Cidade do México (esquerda); Grammichele (centro) e Palmanova (direita, em cima), na Itália, e Tekes, na China (direita, em baixo) (imagens google)	248
Figura 67. Emissões globais de gases de efeito de estufa por sector económico (adaptado) (Edenhofer et al., 2014)	252

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Comparação entre a visão de sustentabilidade em vigor e uma visão moderna de sustentabilidade, de acordo com a metateoria desenvolvida por Christen	47
Tabela 2. Normas ISO relacionadas com a avaliação de sustentabilidade	55
Tabela 3. Normas CEN relacionadas com a avaliação de sustentabilidade	56
Tabela 4. Estrutura do método “ <i>Urban Sustainability Indicator framework</i> ”	57
Tabela 5. Estrutura do método “ <i>European Common Indicators</i> ”	58
Tabela 6. Estrutura do método Urban Ecosystem Europe	62
Tabela 7. Estrutura do método RFSC	64
Tabela 8. Estrutura do método Green City, aplicado a nível europeu	66
Tabela 9. Estrutura do método proposto pela Agência Europeia do Ambiente em 2010	67
Tabela 10. Estrutura do método de avaliação do prémio Capital Europeia Verde de 2019	67
Tabela 11. Estrutura do método desenvolvido no Programa das Cidades Verdes, da OCDE.....	68
Tabela 12. Estrutura do método UCI de 2011	69
Tabela 13. Estrutura do método CASBEE City	70
Tabela 14. Estrutura do método STAR Communities	70
Tabela 15. Estrutura do método <i>Indicators for Sustainability</i>	72
Tabela 16. Estrutura do método Global City Indicators Program	73
Tabela 17. Estrutura do método preconizado na ISO 37120.....	74
Tabela 18. Objetivos e indicadores de desenvolvimento sustentável relacionados com o Objetivo 11 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável	76
Tabela 19. Estrutura do método CASBEE UD	83
Tabela 20. Estrutura do método LEED for Neighborhood Development	84
Tabela 21. Estrutura do método BREEAM Communities	86
Tabela 22. Estrutura do método SBTool PT PU	87
Tabela 23. Limitações identificadas nos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes.	101
Tabela 24. Critérios para seleção de indicadores encontrados na literatura.....	105
Tabela 25. Critérios selecionados para a seleção de indicadores	105
Tabela 26. Limites planetários propostos por Rockstrom	109
Tabela 27. Categorias de impacte ambiental consideradas por diferentes métodos de AICV	116
Tabela 28 Fatores de caracterização do potencial de aquecimento global - Método CML Baseline 2000	116
Tabela 29. Exemplos de indicadores por tipo	117
Tabela 30. Categorias e indicadores para avaliação de sustentabilidade ambiental em cidades	123
Tabela 31. Indicadores testados por Simon para avaliação de direitos humanos em cidades (esquerda) e direitos dos cidadãos com base no Carta-Agenda global para os direitos humanos na cidade (direita)	139
Tabela 32. Estrutura do método de avaliação de sustentabilidade social de cidades	145
Tabela 33. Valores do rendimento adequado em Portugal para o ano de 2017	147
Tabela 34. Princípios de design inclusivo	154

Tabela 35. Relação entre valores de PET e PMV e níveis de percepção térmica	163
Tabela 36. Categorias de conforto de acordo com as normas ISO 7730, EN15251 e ASHRAE 55	168
Tabela 37. Requisitos acústicos para edifícios habitacionais e mistos segundo o RRAE	168
Tabela 38. Requisitos mínimos para algumas zonas de acordo com a EN 12464	169
Tabela 39. Taxas de ventilação definidas pela norma EN15251 em função da categoria de conforto	169
Tabela 40. Valores limite para alguns poluentes da água.....	172
Tabela 41. Princípios e descrição de uma economia circular de acordo com a norma BS 8001	185
Tabela 42. Método de avaliação de sustentabilidade de cidades (nomes de indicadores abreviados)	192
Tabela 43. Potência mundial total instalada em cada fonte de energia renovável	203
Tabela 44. População portuguesa empregada por sector, em milhares, nos anos de 1997 e 2015	211
Tabela 45. Vantagens de diferentes formas urbanas.....	243

“A ciência e a educação, quando desprovidas de consciência social ou preocupação ambiental e humana, não têm significado“

Jacque Fresco

1. INTRODUÇÃO

1.1. *Âmbito*

Atualmente, mais de metade da população mundial (55% \approx 4,2 mil milhões) vive em ambientes urbanos, prevendo-se que este valor atinja os 60% até 2030. Adicionalmente, prevê-se que até 2030 a população mundial atinja cerca de 8,5 mil milhões de pessoas (United Nations, 2017b), o que significa que na próxima década os ambientes urbanos passarão a acomodar cerca de 865 milhões de habitantes adicionais. Para o ano de 2050, os números previstos são ainda mais alarmantes, considerando que cerca de 70% da população mundial, que se prevê atingir cerca de 9,7 mil milhões de pessoas, irá viver em cidades (United Nations, 2017b). Este crescimento populacional e transição para ambientes urbanos irá decorrer sobretudo na Ásia, África e América do Sul, onde se esperam surgir centenas de novas cidades, incluindo várias megacidades, com mais de 10 milhões de habitantes (Berardi, 2015) (United Nations, 2017b).

O crescimento populacional e a transição para as cidades são preocupantes pois o estilo de vida das populações urbanas está associado a maiores impactes ambientais per capita. Com a expansão das cidades existentes, a criação de novas cidades para acomodar o crescimento populacional e a transição para ambientes urbanos, pode-se prever que a humanidade continue a aumentar os seus impactes ambientais nas próximas décadas. No entanto, o estilo de vida consumista da sociedade atual já coloca uma enorme pressão aos recursos naturais do planeta e contamina o planeta devido às enormes quantidades de resíduos que são depositados em aterro ou até libertados na natureza (Turcu, 2013). A cultura de importação e exportação de recursos promovida pela globalização e pelo modelo consumista negligenciam o ambiente e são desfavoráveis para a sociedade (P. Grewal & Grewal, 2013) (Turcu, 2013) (Barbosa, Bragança, & Mateus, 2014).

Uma das maiores preocupações ambientais da sociedade moderna é o aquecimento global, que além de provocar alterações climáticas graves e aumentar a frequência e intensidade de desastres naturais, contribui para a deterioração das condições de suporte à vida no planeta (Braulio-Gonzalo, Bovea, & Ruá, 2015). Alguns autores alertam para o facto de já terem sido ultrapassados vários limites planetários, tendo sido atingido o limite da capacidade de carga do planeta (Jorgenson & Clark, 2011) (Rockström et al., 2009) (Steffen et al., 2015), pelo que estas tendências demonstram-se preocupantes. A literatura é consensual na constatação de que a continuação dos modelos atuais (*business as usual*) é insustentável e os estudos mais pessimistas afirmam que a sociedade se direciona para um possível colapso (Magalhães, Aragão, Pires, Oliveira, & Jacobs, 2013) (Motesharrei, Rivas, & Kalnay, 2014) (Joseph, 2017).

Por este motivo, é urgente endereçar estes problemas, sendo que um dos principais alvos para a promoção da sustentabilidade são as cidades (Burnett, 2007) (Theodoridou, Papadopoulos, & Hegger, 2012) (Ding, Zhong, Shearmur, Zhang, & Huisingh, 2014) (Barbosa et al., 2014) (Berardi, 2015) (Braulio-Gonzalo et al., 2015). Apesar de o aquecimento global ser um fenómeno global, os municípios controlam

grande parte dos fatores que tem influência na emissão de gases de efeitos de estufa, tais como as políticas de uso do solo, a morfologia urbana, os regulamentos dos edifícios, o trânsito e os resíduos (Srivastava, 2016) (European Commission, 2015b). Os estudos sobre a produção e consumo de energia indicam que cerca de 70% dos gases de efeito de estufa são produzidos em zonas urbanas e que estas consomem entre 60% e 80% da energia final (Sethi & Puppim, 2015) (Ameen, Mourshed, & Li, 2015).

Adicionalmente, o metabolismo das cidades consome a maior parte dos recursos planetários (cerca de 75%), mas isso parece não ser suficiente para providenciar qualidade de vida a todos os seus habitantes (Theodoridou et al., 2012) (Lotteau, Loubet, Pousse, Dufrasnes, & Sonnemann, 2015). Devido à falta de organização administrativa dos regimes políticos locais, as cidades tem vários problemas relativos à saúde pública, à qualidade de vida, à qualidade ambiental, à coesão social e à estabilidade, principalmente em países em desenvolvimento (L. Y. Shen, Jorge Ochoa, Shah, & Zhang, 2011) (Ding et al., 2014) (Alves, Silva, & Remoaldo, 2015) (Mori & Yamashita, 2015).

Estes problemas ambientais e socioeconómicos das cidades são normalmente associados a fenómenos de expansão urbana de baixa densidade (*urban sprawl*), que se verificam em grande parte das cidades do globo (Arribas-Bel, Nijkamp, & Scholten, 2011) (Amado & Ribeiro, 2011) (Barbosa, Bragança, & Mateus, 2015) (Barbosa, Araújo, Mateus, & Bragança, 2016). A expansão de baixa densidade das cidades ocorre pela criação de subúrbios habitacionais de baixa densidade na periferia das cidades, de forma orgânica e não planeada, sem a criação de infraestruturas de apoio, tais como unidades de saúde, escolas ou zonas comerciais (Schwarz, 2010) (Braulio-Gonzalo et al., 2015). Assim, esta expansão está associada ao aumento da distância entre áreas funcionais da cidade, aumentando as necessidades de transporte, os congestionamentos, o ruído e as emissões de gases de efeito de estufa (Deus, Tenedório, & Bergadà, 2012) (Correia & Silva, 2015) (Barbosa, Bragança, et al., 2015). Normalmente, as regras para o planeamento urbano são poucas e, mesmo quando existem, não são cumpridas (Amado & Ribeiro, 2011). Esta tendência é assim associada a um desenvolvimento urbano desorganizado, em que os esforços se concentraram na otimização do uso do solo como um ativo económico, em vez de se ter em consideração a conservação do ambiente e a resolução de problemas sociais (Klopp & Petretta, 2017).

Assim, verifica-se que as cidades são simultaneamente a maior unidade capaz de endereçar os problemas ambientais, sociais, económicos e políticos que o mundo enfrenta e a menor unidade para a qual estes problemas podem ser resolvidos de forma significativa e holística (Charter of European Cities and Towns Towards Sustainability, 1994) (Berardi, 2015). As cidades e as comunidades são consideradas como o nível geográfico e institucional mais próximo dos cidadãos e onde as medidas de sustentabilidade podem ser promovidas e avaliadas de forma mais eficiente (Berardi, 2015). Por sinal, as ações das cidades são muitas vezes vistas como mais objetivas em relação à sustentabilidade do que tratados internacionais genéricos. Isto acontece porque as cidades podem ter um controlo mais direto no ambiente natural, nas condições sociais da população e nas atividades económicas locais. Por exemplo, as cidades podem influenciar diretamente o ambiente construído através de autorizações de construção de novas áreas, pela reabilitação do edificado ou pela modificação de infraestruturas ou de

serviços públicos tais como os transportes (Berardi, 2015). Por estas razões, as cidades e os seus habitantes são vistos como as chaves para a sustentabilidade (Burnett, 2007) (Rees & Wackernaegel, 2008).

O grande problema é que a promoção de sustentabilidade nas cidades é difícil pois estas assemelham-se a organismos complexos dinâmicos, compostos por ambientes naturais, ambientes construídos e por ambientes socioeconómicos (Theodoridou et al., 2012) (Yigitcanlar, Dur, & Dizdaroglu, 2015). Alterações em elementos isolados das cidades podem trazer consequências muito difíceis de prever. Além disso, é importante apontar que as cidades não podem ser sustentáveis por si só, pois estão integradas em regiões e países com os quais trocam recursos e energia (Burnett, 2007). No entanto, as cidades e os seus habitantes são vistos como a chave para a sustentabilidade (Burnett, 2007) (Rees & Wackernaegel, 2008).

Apesar de existirem alguns exemplos de cidades novas construídas de raiz aparentemente incorporando alguns conceitos de sustentabilidade, grande parte dos esforços para implementação de sustentabilidade ocorreram em cidades existentes, principalmente no Norte da Europa. Um exemplo comum é a cidade de Estocolmo, na Suécia, que venceu o primeiro prémio de capital europeia verde pela Comissão Europeia em 2010 (European Green Capital Award Secretariat, 2017). Este programa faz parte de um conjunto de esforços que têm sido desenvolvidos a nível internacional para a promoção de um desenvolvimento sustentável. Dois dos principais exemplos neste âmbito são os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, lançados pelas Nações Unidas em 2015 e o acordo de Paris, para a redução das emissões de gases de efeito de estufa, que entrou em vigor em 2016 (United Nations, 2017a).

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável consistem em 17 metas globais para o ano de 2030 (Figura 1) e dão seguimento aos Objetivos de Desenvolvimento do Milénio (*Millennium Development Goals*), que estabeleciam metas até 2015. No âmbito das cidades, é particularmente relevante o objetivo 11 “tornar as cidades e comunidade inclusivas, seguras, resilientes e sustentáveis”. Este objetivo nasceu da campanha de cooperação de várias instituições como a Rede de Soluções para o Desenvolvimento Sustentável (SDSN - *Sustainable Development Solutions Network*), a UN-Habitat, das Nações Unidas, entre outras, que reconhecem a importância crucial das cidades para o desenvolvimento sustentável (Rivera & Lagos, 2013) (Simon et al., 2016) (Klopp & Petretta, 2017).

Com o lançamento do objetivo 11 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, a comunidade científica internacional e a sociedade partilham o consenso de que os modelos urbanos atuais não podem continuar e concordam que é necessário desenvolver cidades de forma mais coerente e sustentável (Ding et al., 2014) (Stossel, Kissinger, & Meir, 2017) (Klopp & Petretta, 2017). Assim, são necessárias mudanças que implicam uma maior preocupação ambiental, a promoção da saúde pública e da qualidade de vida, tendo ainda em conta aspetos relacionados com a economia (European Commission, 2015b).



Figura 1. Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (United Nations, 2017a)

Mas apesar da constatação dos problemas associados às cidades, da existência destes objetivos e do reconhecimento da necessidade de mudança nas práticas atuais, não existe consenso sobre as soluções a adotar para a promoção do desenvolvimento sustentável. Para muitos, a promoção da sustentabilidade em cidades é interpretada como a redução dos seus impactes no ambiente (Turcu, 2013). No entanto, outras interpretações de sustentabilidade tem uma abordagem mais antropogénica, no sentido de as cidades terem o dever de responder às necessidades das populações e de promover a qualidade de vida (Turcu, 2013). Alguns autores indicam que as cidades devem implementar tecnologias de reciclagem verdes, o planeamento dos transportes e modelos de uso do solo inteligentes para alterarem o seu metabolismo e reduzirem desperdícios (Ferrão & Fernández, 2013) (Klopp & Petretta, 2017). Outros apontam como soluções a implementação de uma economia circular e o uso de energias renováveis, assim com a promoção da diversidade cultural para gerar incubadoras de inovação (Hoorweg, Sugar, & Gómez, 2011) (Klopp & Petretta, 2017). Há ainda estudos que defendem: a consideração de aspetos de estética arquitetónica dos edifícios (X. Wu & Hu, 2011); a promoção da existência de espaços verdes nas cidades (Huseynov, 2011) (Rocha & Ramos, 2012); a promoção de níveis elevados de satisfação dos habitantes e das comunidades (Cho & Lee, 2011).

A existência de várias abordagens à sustentabilidade de cidades e da tensão entre aspetos ambientais, sociais e económicos levou a que um vasto número de estratégias e formas urbanas fossem consideradas como sustentáveis (Giddings, Hopwood, & O'Brien, 2002) (Dempsey, Bramley, Power, & Brown, 2011). Assim, parece haver alguma indefinição sobre o que significa a sustentabilidade e sobre o que é uma cidade sustentável (Giddings et al., 2002) (Hopwood, Mellor, & O'Brien, 2005) (Stossel et al., 2017). Para alguns autores, a definição de cidade sustentável consegue-se pela identificação de critérios de sustentabilidade e pelo desenvolvimento de métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades (Sharifi & Murayama, 2014) (Ameen et al., 2015). No entanto, devido á inconsistência na definição de sustentabilidade, ainda há alguma indefinição nos critérios que estes métodos devem incluir e que uma cidade deve verificar para ser considerada como sustentável (Guimarães, Barbosa, & Bragança, 2016) (Gomes, Bragança, & Barbosa, 2017). Por esta razão, é importante definir com precisão o que é a

sustentabilidade para se encontrarem soluções de sustentabilidade para o desenvolvimento de cidades novas e para a reabilitação das cidades existentes (Sharifi & Murayama, 2014) (Ameen et al., 2015).

Tendo isto em conta, verifica-se que os estudos existentes sobre cidades sustentáveis estão apenas relacionados com assunções e com a aplicação de soluções individualizadas e não com uma visão holística e integrada de cidade sustentável (Stossel et al., 2017). De facto, a existência de objetivos de longo prazo tem uma importância vital para o estabelecimento de políticas para a implementação de sustentabilidade em cidades (Theodoridou et al., 2012). Algumas cidades atuais promovem várias iniciativas para a promoção de sustentabilidade, o que é louvável. No entanto, como não seguem um plano a longo prazo para o estabelecimento de práticas de sustentabilidade, pode-se argumentar que esses esforços não são suficientes e que não estão coordenados, pois não englobam todos os aspetos de sustentabilidade de forma holística. As reivindicações de cidades sustentáveis são assim indevidas, pois as cidades não são na verdade desenvolvidas com base num modelo de sustentabilidade pré-definido. Assim é importante desenvolver planos de cidades sustentáveis para o estabelecimento de metas e de políticas de desenvolvimento urbano que promovam e garantam a construção de cidades sustentáveis no futuro (Barbosa et al., 2014).

1.2. *Objetivos*

O objetivo principal deste trabalho é desenvolver um modelo de cidade sustentável que possa servir de alvo para a regeneração das cidades existentes e para o desenvolvimento de cidades novas que sejam construídas no futuro próximo. Este modelo de cidade sustentável é formado pelo conjunto de princípios base e soluções de sustentabilidade que, se aplicados na prática, garantem que uma cidade seja sustentável. No entanto, é necessário em primeiro lugar explicar o que se entende por sustentável, ou adotar uma definição de sustentabilidade. Isto porque para se averiguar se uma cidade é ou não sustentável, é necessário primeiramente que se defina o que se entende por “sustentável”. A pergunta de investigação que se coloca é: “Qual a definição de sustentabilidade que se deve adotar para o desenvolvimento de um modelo de cidade sustentável?”. Com base numa definição de sustentabilidade, podem ser desenvolvidos os princípios base para o desenvolvimento de um modelo de cidade sustentável. Com isto, o primeiro objetivo deste trabalho foi identificar ou desenvolver uma definição de sustentabilidade.

Um dos requisitos para se identificar uma cidade como sustentável é que essa identificação seja baseada num sistema de avaliação adequado para o efeito. Consequentemente, devem ser desenvolvidos critérios de avaliação, que permitam verificar de forma quantitativa e objetiva se um modelo de cidade promove realmente a sustentabilidade de acordo com a definição adotada. Assim, a pergunta de investigação que se associa é: “Quais são os critérios de avaliação que permitem aferir sobre a sustentabilidade de uma cidade?”. A resposta a esta pergunta consiste no segundo objetivo do trabalho, que se prendeu com o desenvolvimento de um método de avaliação de sustentabilidade de cidades.

Por fim, para concretizar um modelo de cidade sustentável, é necessário identificar possíveis soluções e práticas que possam ser aplicadas na construção de cidades novas e na transformação das cidades existentes em cidades sustentáveis. Estas soluções e práticas devem ser alvo de uma avaliação de sustentabilidade, utilizando critérios de avaliação previamente definidos. A pergunta de investigação que se coloca é a seguinte: “Que soluções existem para a promoção da sustentabilidade em cidades?”. Com isto, o terceiro objetivo deste trabalho foi a identificação de soluções para a aplicação prática dos conceitos de cidade sustentável. Acredita-se que dando uma resposta a estas perguntas de investigação se faculta um avanço muito importante no estado da arte relacionado com esta linha de investigação que está ainda pouco explorada.

2. METODOLOGIA

Tendo em conta os objetivos do trabalho, a partir dos quais se pretende dar resposta às quatro perguntas de investigação, este pode ser dividido em quatro partes principais. Tendo em conta o carácter multidisciplinar que se atribui aos objetivos do trabalho, as diferentes fases do trabalho poderão ter estratégias de investigação diferentes entre si, fornecendo um carácter de pragmatismo à filosofia de investigação. Tendo isto em conta, para cada objetivo do trabalho, serão selecionados os métodos de investigação mais adequados.

Face ao objetivo de definir o conceito de cidade sustentável, primeiramente a metodologia de investigação focou-se numa revisão da literatura profunda sobre o conceito de sustentabilidade e de desenvolvimento sustentável. Este processo teve por base o reconhecimento de que a definição de cidade sustentável só é possível com a adoção de uma definição holística de sustentabilidade ou de desenvolvimento sustentável. Para o efeito, a investigação focou-se na pesquisa de artigos científicos e livros na área da definição de sustentabilidade. Ao se verificar que a literatura não apresenta consenso numa definição de sustentabilidade única, foi desenvolvida uma nova definição de sustentabilidade sob a forma de uma metateoria em que se dá resposta a vários aspetos relacionados com a definição de sustentabilidade. Este trabalho está descrito no Capítulo 3, que termina com a adoção/desenvolvimento de uma definição de cidade sustentável, com base na definição de sustentabilidade desenvolvida anteriormente.

A partir desta definição de cidade sustentável, a segunda parte desta investigação focou-se na adoção de um método de avaliação de sustentabilidade de cidades. Assim, no Capítulo 4 foram estudados diversos métodos existentes no mercado e no mundo académico para a avaliação e certificação de sustentabilidade de cidades e de áreas urbanas. As fontes de informação utilizadas consistiram em artigos científicos na área e em documentos publicados sobre esses métodos de avaliação, tais como relatórios de projetos e informação em *websites* oficiais. Tendo em conta a falta de concordância relativamente à definição de sustentabilidade, também se encontrou falta de consenso em relação aos métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades. Por esta razão, foi desenvolvida uma análise crítica a estes métodos sobre limitações inerentes à avaliação de sustentabilidade, tendo por base a definição de sustentabilidade adotada no estudo.

Face à análise crítica desenvolvida e tendo em conta as limitações encontradas nos métodos existentes para a avaliação de sustentabilidade de cidades, o próximo passo passou pelo desenvolvimento de um novo método de avaliação de sustentabilidade de cidades. Este trabalho é apresentado no Capítulo 5 e iniciou-se pelo estabelecimento de um conjunto de considerações gerais que dão resposta às limitações encontradas nos métodos existentes. Estas considerações gerais debruçaram-se sobre o tipo de abordagem no desenvolvimento do método de avaliação, os critérios de seleção de indicadores, a definição de valores de referência, os métodos de avaliação de ciclo de vida, a seleção de unidades funcionais, as fronteiras de sistema e as etapas de ciclo de vida consideradas. Com base nestas considerações gerais, o desenvolvimento do método de avaliação de sustentabilidade de cidades prosseguiu com a definição de uma estrutura de indicadores de avaliação e definição de valores de

referência para cada indicador. Estes indicadores de sustentabilidade são de extrema importância, pois permitem não só avaliar os níveis de sustentabilidade de cidades, mas também complementam a própria definição de cidade sustentável desenvolvida no Capítulo 3. A definição dos métodos de cálculo e das práticas de referência tiveram por base uma análise de estado da arte sobre cada indicador. Para o efeito, o estudo incidiu na análise dos métodos existentes para a avaliação de sustentabilidade de cidades e áreas urbanas. Por fim, foi desenvolvido um estudo sobre as formas de avaliar a sustentabilidade de cidades com base no método desenvolvido, nomeadamente através da identificação de bases de dados e de programas computacionais que permitem efetuar essa avaliação de forma mais precisa e eficiente.

A última fase do trabalho consistiu na identificação de soluções para o desenvolvimento de um modelo de cidade sustentável. Tendo em conta que as cidades englobam uma infinidade de elementos que compõem um sistema muito complexo, a procura de soluções para todos os problemas que possam existir é muito morosa e exaustiva. Por esta razão, este trabalho focou-se na procura de soluções para alguns dos sectores mais relevantes para a sustentabilidade de cidades. Para o efeito, no Capítulo 6 foram identificadas algumas soluções existentes e promissoras para sectores como a energia, a indústria, a economia, a agricultura/alimentação, os edifícios, os transportes, as infraestruturas e a forma urbana. A seleção destes sectores baseou-se numa tentativa de dar resposta à maioria dos critérios de avaliação de sustentabilidade desenvolvidos no Capítulo 5.

A identificação das soluções efetuou-se através do estudo de boas práticas em cidades existentes e em tecnologias inovadoras no mercado das cidades sustentáveis. Tendo em conta que a construção ou reabilitação de cidades sustentáveis será um processo que eventualmente e assumidamente demorará décadas a implementar, o estudo teve ainda por base previsões de desenvolvimento tecnológico e social. Assim, o estudo de soluções inclui a definição de princípios de regeneração urbana que permitirão a implementação faseada destas soluções em cidades existentes com o objetivo de tornar as cidades existentes em cidades sustentáveis. O conjunto das soluções de sustentabilidade propostas e da definição de sustentabilidade desenvolvida no Capítulo 3 compõem o modelo de cidade sustentável proposto. No final do Capítulo 6, este modelo foi alvo de uma avaliação de sustentabilidade utilizando o método de avaliação de sustentabilidade desenvolvido no Capítulo 5. Sendo um trabalho principalmente de cariz teórico, os resultados não serão absolutos, dando-se margem para trabalhos posteriores de complementação e melhoramento, não havendo por isso uma abordagem positivista.

3. A DEFINIÇÃO DE SUSTENTABILIDADE

3.1. Contexto histórico

As primeiras noções modernas de sustentabilidade datam dos anos 70 e surgiram com a publicação do livro *“The Limits to Growth”* (Os limites do crescimento), pelo Clube de Roma (Club of Rome, 1972). No entanto, o conceito apenas ganhou notoriedade mundial em 1987, após a publicação do relatório *“Our common future”* (O nosso futuro comum), também conhecido como Relatório de Brundtland (WCED, 1987). Neste relatório, o conceito de desenvolvimento sustentável foi definido da seguinte forma:

“Desenvolvimento sustentável é aquele que satisfaz as necessidades atuais, sem comprometer a capacidade de as gerações futuras satisfazerem as suas próprias necessidades.” (WCED, 1987).

O Relatório *“Our common future”* considera que a prosperidade a nível internacional e a qualidade de vida podem ser atingidas através do crescimento do comércio e da indústria. Reconhece ainda que os padrões de crescimento anteriores não diminuíram a pobreza nem aumentaram a qualidade de vida, mas danificaram o ambiente do qual a humanidade depende (WCED, 1987). Assim, defende uma nova forma de crescimento através da satisfação destas necessidades humanas, considerando as preocupações ambientais, sociais e económicas nos processos de tomada de decisão (WCED, 1987) (Hopwood et al., 2005) (Seghezzeo, 2009) (Wangel, Wallhagen, Malmqvist, & Finnveden, 2016).

A discussão sobre sustentabilidade focou-se então nas necessidades humanas e na definição destas necessidades. Para aprofundar este assunto, destaca-se o trabalho de Redcliff (2005), que faz uma descrição histórica do significado do conceito de sustentabilidade no final do século XX e início do século XXI, considerando a visão académica, política e económica (Redcliff, 2005). À medida que o conceito foi ganhando notoriedade nos anos 80 e 90, o debate foi influenciado pelos chamados economistas neoclássicos, com o objetivo de traduzir essas necessidades em escolhas ambientais e preferências de mercado. O objetivo era a aplicação do conceito de sustentabilidade em medidas políticas de acordo com uma ideologia liberal (Redcliff, 2005). Com o tempo, as questões de sustentabilidade afastaram-se do foro técnico da economia ambiental e tornaram-se em assuntos do foro político. Como consequência, o debate sobre a sustentabilidade afastou-se das necessidades mencionadas no relatório de Brundtland e passou a focar-se em questões como equidade, governança, justiça social e direitos humanos, na perspetiva de consumidores livres (Redcliff, 2005).

Nos tempos atuais, verifica-se que o conceito de sustentabilidade ainda não está bem definido nem é consensual (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005) (Redcliff, 2005) (Berardi, 2011) (Christen & Schmidt, 2012) (Berardi, 2013) (Sharifi & Murayama, 2014) (Wangel et al., 2016). Apesar de a definição de sustentabilidade do relatório de Brundtland ser a mais sucinta e consensual na literatura, esta leva a diferentes interpretações (Redcliff, 2005) (Burnett, 2007) (Dempsey et al., 2011) (Berardi, 2013) (Sharifi & Murayama, 2014) (Mori & Yamashita, 2015) (Ameen et al., 2015). Assim, pode-se considerar que a definição do relatório de Brundtland é ambígua, permitindo empresas e governos afirmar que promovem

a sustentabilidade sem, no entanto, efetuarem nenhuma mudança nas suas políticas (Hopwood et al., 2005). Por esta razão, esta definição pode ser utilizada para defender um conjunto muito variado de políticas e práticas desde a utopia agrária comunitária até ao mercado de capital intensivo em larga escala (Hopwood et al., 2005). Assim, esta definição pode ser considerada enganosa, ocultando as complexidades e contradições que contém (Redclift, 2005).

Um dos problemas da definição do relatório de Brundtland relaciona-se com as necessidades, que não são definidas de forma quantitativa nem sequer de forma explícita (Somogyi, 2015). Em primeiro lugar, as necessidades mudam com o tempo, sendo provável que as necessidades das sociedades futuras sejam muito diferentes das atuais, não sendo possível prever à luz do conhecimento atual. Em segundo lugar, as necessidades são diferentes entre culturas, tornando difícil ou impossível definir objetivamente essas necessidades (Redclift, 2005). Adicionalmente, parece não haver uma escala de tempo bem definida no que toca à escala temporal futura da sustentabilidade (Handoh & Hidaka, 2010). Quando essa escala de tempo é definida, ela parece ser curta em relação aos objetivos de sustentabilidade (Handoh & Hidaka, 2010) (Mori & Yamashita, 2015). A definição também não indica como é possível limitar o consumo nem reconhece que o consumo e as suas limitações são características de um sistema dinâmico complexo (Somogyi, 2015). Por estas razões, a noção de necessidades do relatório de Brundtland é vaga, sendo apenas um ponto de partida para uma reflexão mais profunda (Christen & Schmidt, 2012). Neste âmbito, o trabalho de Liaros (2016) fornece ilações importantes sobre a importância de se definirem regras para quantificação e limitação das necessidades humanas, assim como formas de garantir a realização dessas necessidades para todos à luz de um novo sistema económico baseado numa economia circular (Liaros, 2016).

Tendo em conta a contestação à volta da definição do relatório de Brundtland e a sua ineficácia, não existe uma definição de sustentabilidade que seja precisa e consistente (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005) (Redclift, 2005) (Seghezzo, 2009) (Christen & Schmidt, 2012) (Mori & Yamashita, 2015). Num estudo publicado em 2005, Hopwood (2005) encontrou cerca de 100 definições diferentes de sustentabilidade posteriores à definição do relatório de Brundtland, tornando o conceito de sustentabilidade confuso (Hopwood et al., 2005). Por outro lado, novas definições continuam a ser propostas (A. Bond, Morrison-Saunders, & Pope, 2012) (Ameen et al., 2015). Este conjunto de inúmeras definições resultam da ambiguidade da definição do relatório de Brundtland (Keirstead & Leach, 2008).

Curiosamente, reconhecendo a existência de muitas definições de desenvolvimento sustentável, a Iniciativa para os Edifícios Sustentáveis e para o Clima (*Sustainable Buildings and Climate Initiative - SBCI*) da UNEP (*United Nations Environment Programme*), declarou que a sustentabilidade deve ser entendida como o conjunto de todas as interpretações possíveis de sustentabilidade (UNEP-SBCI, 2009). Contudo, esta abordagem acarreta alguns problemas uma vez que algumas das definições são contraditórias (Redclift, 2005) (Christen & Schmidt, 2012). Já em 1998 a Fundação Nacional de Ciência dos Estados Unidos da América (NSF) afirmava que com tantas definições diferentes de sustentabilidade poderiam haver dois resultados: na melhor das hipóteses tornar-se num conceito inexpressivo e sem

qualquer rigor na análise teórica; ou, na pior das hipóteses, transformar-se num slogan aproveitado por demagogos que poderiam interpretar o conceito da forma que quisessem para significar o que lhes fosse mais conveniente (Bagchi-Sen et al., 2000) (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005). Para Berardi (2013), o facto de existirem várias definições e interpretações demonstra que há uma resistência em aceitar uma definição oficial de sustentabilidade (Berardi, 2013). Por esta razão, ao longo do tempo, o significado de sustentabilidade tornou-se cada vez mais vago (Giddings et al., 2002) (Sharifi & Murayama, 2014) (Wangel et al., 2016).

3.2. *Noções atuais de sustentabilidade*

Tendo em conta que a definição de Brundtland foi conceptualizada há três décadas atrás, é óbvio que não podia ter em linha de conta os debates mais recentes que parcialmente complementam e contradizem as ideias do relatório (Seghezze, 2009). Nos dias de hoje, o termo sustentabilidade é utilizado extensivamente e abusivamente no dia-a-dia por políticos, académicos, ambientalistas, empresas e órgãos de comunicação social. O conceito é atrativo pois pode ser interpretado tendencialmente de forma a refletir as posições políticas e filosóficas do proponente e em função do contexto (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005) (Redclift, 2005) (Martens, 2006) (Burnett, 2007) (Dempsey et al., 2011) (Christen & Schmidt, 2012) (Turcu, 2013) (Berardi, 2013) (Joseph, 2014) (Dawodu, Akinwolemiwa, & Cheshmehzangi, 2017). Como resultado, a sustentabilidade é discutida normalmente através de noções intuitivas e dogmáticas. Por esta razão, investigadores, políticos ou outros intervenientes, podem reivindicar as suas opiniões ou ações para a sustentabilidade sem ter de as substanciar com argumentos compreensíveis ou justificados (Christen & Schmidt, 2012) (Somogyi, 2015). Verificou-se o pior dos resultados previstos pela NSF dos Estados Unidos da América. Muitas publicações científicas também não definem o que entendem por sustentabilidade, utilizando o conceito como se fosse claro e consensual (Somogyi, 2015), o que não tem qualquer base de fundamentação científica ou justificação racional (Christen & Schmidt, 2012).

Hopwood (2005) fez uma análise extensiva das várias formas de se ver a sustentabilidade, dividindo os seus proponentes em defensores do *status quo*, reformistas e transformistas. Estes 3 grupos de intervenientes podem ainda ser distinguidos em função da dimensão das suas preocupações ambientais e socioeconómicas (Figura 2) (Hopwood et al., 2005). Os defensores do *status quo* são aqueles que acreditam que a mudança para um desenvolvimento sustentável se pode conseguir com a manutenção das estruturas atuais de gestão da sociedade. Não reconhecem que existem grandes problemas ambientais ou socioeconómicos (Hopwood et al., 2005). Esta é a visão dominante na atualidade dos governos e das empresas, que identificam o crescimento económico como parte da solução para um desenvolvimento sustentável (Hopwood et al., 2005) (Quental, Lourenço, & Da Silva, 2011). A visão dos defensores do *status quo*, no entanto, não dá respostas às necessidades ambientais e sociais para um desenvolvimento sustentável, utilizando o conceito de desenvolvimento sustentável como justificação para continuar com o chamado *business as usual* (Hopwood et al., 2005). Alguns defensores da definição de Brundtland continuam a afirmar que a persistência de problemas ambientais, sociais e económicos se deve a problemas de implementação em vez de reconhecerem as falhas intrínsecas à própria definição

(Seghezzeo, 2009). Os reformistas são aqueles que defendem uma reforma nos sistemas existentes, mas sem uma rutura total com as estruturas atuais. Reconhecem que existem problemas graves, sendo críticos de grande parte das políticas de governos e empresas, mas não consideram que se está perante um colapso social e ambiental. Para eles, o problema são os desequilíbrios na sociedade e a falta de conhecimento e informação, estando confiantes que a sociedade pode e vai mudar com o desenvolvimento civilizacional (Hopwood et al., 2005). Os transformistas são aqueles que veem os próprios sistemas que gerem a sociedade atual, tais como o sistema económico e o sistema político, como a raiz dos problemas (Hopwood et al., 2005). Eles defendem, portanto, o abandono destes sistemas para a utilização de sistemas alternativos mais desenvolvidos e adequados à realidade. Os transformistas dividem-se entre aqueles que promovem a sustentabilidade, dando grande importância aos problemas ambientais e sociais em simultâneo e os transformistas radicais, tais como ecologistas profundos, que defendem o ambiente em detrimento do estado social ou os socialistas extremos (“cornucópia socialista”), que defendem o estado social a todo o custo, mesmo em detrimento do ambiente (Figura 2) (Hopwood et al., 2005).

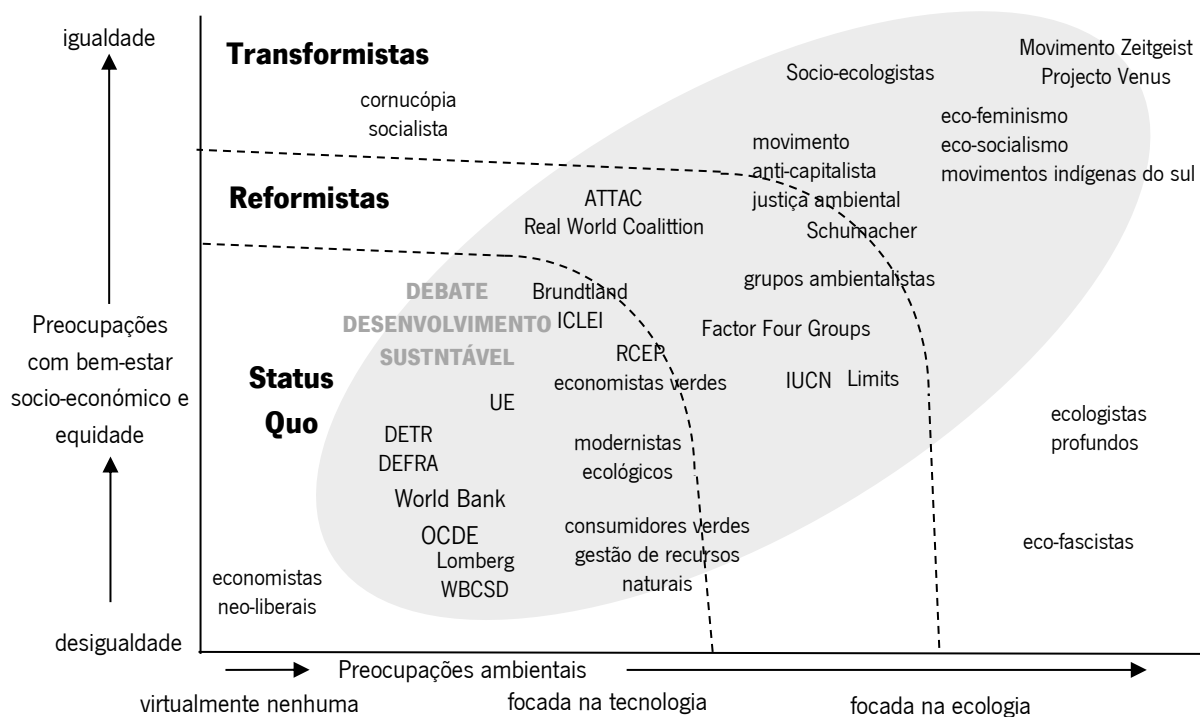


Figura 2. Diferentes visões de sustentabilidade de acordo com Hopwood (adaptado) (Hopwood et al., 2005)

Tendo em conta esta indefinição em torno da definição de sustentabilidade ou de desenvolvimento sustentável, torna-se claro que o entendimento sobre o conceito de sustentabilidade é arbitrário, apesar da sua importância ser incontestável. Esta arbitrariedade é grave porque é um conceito utilizado para definir objetivos políticos, legislações e normas (Christen & Schmidt, 2012). Assim, uma definição abstrata e ambígua como a do relatório de Brundtland não serve para se definirem instruções claras daquilo que devem ser os procedimentos corretos para se chegar ao desenvolvimento sustentável (Christen & Schmidt, 2012). O facto de se deixar qualquer indivíduo ou instituição decidir por si o

significado de sustentabilidade não contribui para promover a sustentabilidade (Redclift, 2005). Questões sobre quem toma as decisões, em que base estas são tomadas ou se o crescimento económico deve ser o objetivo da sociedade são questões que raramente são respondidas à luz da definição de sustentabilidade do relatório de Brundtland (Redclift, 2005). Em suma, se o conceito de sustentabilidade se torna arbitrário e pode ser usado para validar qualquer ação, então não serve para justificar nenhuma ação em particular, perdendo a sua ambição de ser um princípio orientador (Christen & Schmidt, 2012).

3.3. *As dimensões da sustentabilidade*

Apesar da indefinição em torno do termo sustentabilidade, há algum consenso na literatura de que a sustentabilidade agrega três componentes principais: ambiente, sociedade e economia. Estes são vulgarmente denominados de os 3 pilares da sustentabilidade (Figura 3). Este modelo é normalmente conhecido como “*triple bottom down*” (Giddings et al., 2002) (Seghezze, 2009) (Georges A Tanguay, Rajaonson, Lefebvre, & Lanoie, 2010) (Woodcraft, 2012) (Sharifi & Murayama, 2013) (Sharifi & Murayama, 2014) (Ameen et al., 2015) (De Jong, Joss, Schraven, Zhan, & Weijnen, 2015) (Goel & Sivam, 2015) (Dawodu et al., 2017).

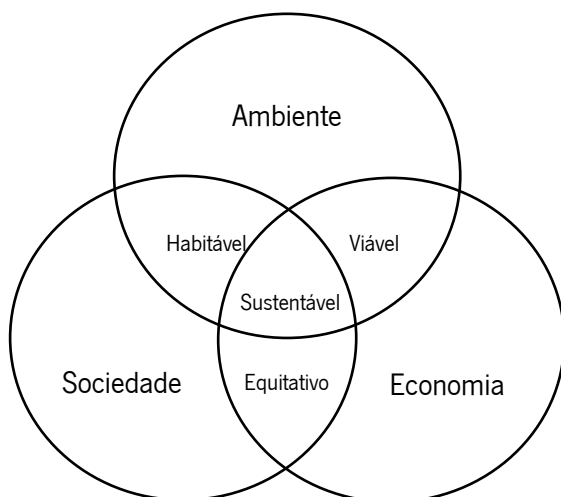


Figura 3. As 3 dimensões da sustentabilidade e as suas interações (Georges A Tanguay et al., 2010)

A dimensão ambiental está relacionada com a proteção do meio ambiente com a manutenção dos meios de suporte à vida humana. Normalmente, é a esta dimensão à qual se dá mais visibilidade (Vallance, Perkins, & Dixon, 2011) pois foi devido à constatação dos graves problemas ambientais (como poluição do ar, solo e água, perda de biodiversidade, problemas na camada de ozono, aquecimento global e alterações climáticas) que começaram a haver preocupações com a capacidade de carga do planeta e com a sobrevivência da espécie humana (WCED, 1987). Há duas vertentes na abordagem à dimensão ambiental; por um lado há aqueles que defendem que se deve defender a natureza no seu estado original e puro, considerando os direitos dos animais e todos os seres vivos, protegendo-os da intervenção do homem; por outro lado há aqueles que defendem a proteção do ambiente como meio de suporte à vida humana, na manutenção de equilíbrios dinâmicos sensíveis necessários para as condições de habitabilidade do planeta (Hopwood et al., 2005). A promoção da sustentabilidade ambiental significa

que a taxa de emissão de poluentes não deve exceder a capacidade do ar, da água e do solo para absorver e processar esses poluentes. Assim, é possível proteger e preservar a biodiversidade, de modo a sustentar a vida humana e o bem estar, indefinidamente (Charter of European Cities and Towns Towards Sustainability, 1994).

As noções iniciais de sustentabilidade apenas consideravam as dimensões ambiental e económica, pelo que apenas mais recentemente foi reconhecida a importância da dimensão social para a sustentabilidade. Por esta razão, a sua definição não está claramente definida no discurso e na prática política (Woodcraft, 2012). A literatura na área é considerada fragmentada e conceptualmente caótica (Vallance et al., 2011) (Weingaertner & Moberg, 2014), pelo que se abriu uma janela de oportunidade para as agendas políticas se sobreporem ao debate científico (Dempsey et al., 2011) (Woodcraft, 2012). A sustentabilidade social tornou-se assim num assunto da esfera política, vasto e multidimensional que fornece um conjunto alargado de respostas à pergunta “quais são os objetivos sociais para um desenvolvimento sustentável” (Dempsey et al., 2011).

Visões políticas concorrentes conceptualizam de forma diferente a sustentabilidade social e pretendem atuar de forma diferente para a sua implementação (Hopwood et al., 2005) (Woodcraft, 2012). Vallance (2011) afirma que não é possível impor uma definição única e abrangente de sustentabilidade social, identificando na literatura três formas principais de abordar a questão (Vallance et al., 2011). Por um lado, há aqueles que defendem que a sustentabilidade social está relacionada com a satisfação das necessidades básicas da população, criação de capital social, justiça e equidade; outra abordagem está relacionada com a promoção de comportamentos éticos para atingir objetivos ambientais (Goel & Sivam, 2015); e a terceira visão da dimensão social está relacionada com a manutenção e preservação de características e valores socioculturais pré-existentes, tais como a cultura de um povo ou as suas tradições (Vallance et al., 2011). Estas noções estão por vezes em harmonia mas muitas outras vezes há potencial para conflito e incompatibilidade de objetivos (Vallance et al., 2011).

Dempsey (2011) identificou um conjunto de fatores mencionados na literatura que contribuem para a sustentabilidade social (Dempsey et al., 2011), que foram posteriormente categorizados por Woodcraft (Woodcraft, 2012) em fatores predominantemente físicos e não físicos. Os fatores físicos são o ambiente local, as amenidades e serviços, a acessibilidade, o desenho urbano, a facilidade de andar a pé e de bicicleta; os fatores não físicos identificados são a educação, a justiça social (intergeracional e intrageracional), a participação na tomada de decisão, a saúde, a qualidade de vida, a inclusão social, a segurança, o sentido de comunidade, a equidade de rendimentos, a ordem social, a coesão, o emprego, as tradições, etc. (Woodcraft, 2012) (Dizdaroglu, 2017). Estes fatores foram considerados para o desenvolvimento de estruturas de indicadores de avaliação de sustentabilidade social que foram utilizados em algumas áreas urbanas (Woodcraft, 2012) (Berardi, 2013).

Os fatores não físicos podem ainda ser subdivididos entre aqueles que contribuem para a equidade social e os que contribuem para a sustentabilidade da comunidade (Dempsey et al., 2011). Uma sociedade

equitativa é uma em que não hajam práticas de exclusão ou discriminação de indivíduos com base em condições económicas, sociais, políticas, raciais, religiosas ou outras (Dempsey et al., 2011). Uma comunidade “sustentável” está relacionada com a interação entre os membros da comunidade, com a participação na tomada de decisão das instituições, os níveis de confiança, a segurança, o sentido de identificação com a comunidade, entre outros (Dempsey et al., 2011). Estes aspetos não físicos da sustentabilidade social associam a dimensão social à promoção da qualidade de vida (Turcu, 2013) e aos direitos humanos fundamentais (Marsal-Llacuna, 2016).

Quanto à dimensão económica, esta é normalmente associada à promoção do crescimento económico através da criação de emprego, de oportunidades de negócio, inovação, promoção da economia local, vitalidade do meio industrial, entre outros (Berardi, 2013) (Mori & Yamashita, 2015). A economia é por vezes vista como a chave para promover a qualidade de vida da população através do crescimento, sendo defendido que a pobreza pode ser ultrapassada, pois o aumento da riqueza faz com que aqueles com menos recursos recebam os dividendos desse crescimento e sejam eventualmente resgatados da pobreza. Este efeito é normalmente denominado de “*trickle down economics*”, que defende que se a economia crescer, todos beneficiam (Hopwood et al., 2005) (Joseph, 2017).

Muitos dos aspetos que se associam à dimensão económica tem implicações na dimensão social. As duas dimensões são até por vezes relacionadas, falando-se de aspetos socioeconómicos como as taxas de desemprego, salários mínimos, entre outros aspetos que têm impacte nas finanças e em simultâneo na qualidade de vida da população e na verificação de direitos humanos. O relatório de Brundtland defende de forma clara que o desenvolvimento sustentável está longe de requerer a cessação do crescimento económico. Neste documento defende-se que a economia internacional deve até acelerar o seu crescimento, que é alegadamente essencial para evitar catástrofes sociais e ambientais em grande parte dos países em desenvolvimento (WCED, 1987) (Seghezzeo, 2009). De acordo com o relatório, o crescimento deve ser promovido através da promoção de mais mercados livres, baixas taxas de juro, maior transferência de tecnologia e maiores fluxos de capitais, relacionando ainda o crescimento económico com a diminuição da pobreza e melhorias na equidade e distribuição de rendimentos (WCED, 1987).

No entanto, a dimensão económica é também associada a uma grande controvérsia no panorama do desenvolvimento sustentável. Seghezzeo (2009) afirma que a distribuição de riqueza e a equidade são contraditórias com o objetivo primário das atividades económicas que é maximizar o lucro e aumentar as receitas (que se supõem serem proporcionais à qualidade de vida da população (Seghezzeo, 2009) (Ziegler, 2009). Por outro lado, o resultado das constantes políticas de crescimento económico prova que a teoria de redistribuição de riqueza resultante do crescimento económico (*trickle down economics*) não se verifica na realidade. Na verdade, verifica-se que a aposta no crescimento económico promove o aumento dos níveis de desigualdade na sociedade, pelo aumento da população em pobreza extrema e pelo aumento em substância e em número dos ricos (Wilkinson & Pickett, 2010) (Joseph, 2014) (Joseph, 2017). Na realidade económica atual, verifica-se que as grandes corporações internacionais dominam a

tomada de decisão, incluindo a de muitos governos, influenciando e tomando decisões sem qualquer nível de controlo democrático (Giddings et al., 2002). Por esta razão, os governos e as corporações que afirmam adotar um desenvolvimento sustentável acabam por justificar o foco na dimensão económica e financeira, normalmente através da promoção do crescimento económico que por sua vez é favorável a essas instituições (Giddings et al., 2002).

Tendo isto em conta, existe uma vertente filosófica de autores que defendem que a dimensão económica e financeira não deve ser incluída no discurso de sustentabilidade. Giddings (2002) aponta que a economia é sempre o assunto prioritário na política e que o ambiente é visto como uma externalidade aparte das atividades humanas (Giddings et al., 2002). Por exemplo, Parkin considera que a implementação de sustentabilidade em cidades coloca restrições severas ao desenvolvimento económico de países e empresas, e por isso é impraticável a curto e médio prazo, apontando para 2050 ou 2100 para se atingirem progressos em termos de implementação de medidas de sustentabilidade (Parkin, Sommer, & Uren, 2004) (Barbosa et al., 2014). Outros autores opõem-se à necessidade de crescimento económico por ser uma necessidade artificial e falsa, pois é fisicamente impossível promover um crescimento constante num planeta finito (Daly, 1993) (Fresco, 2002) (Hopwood et al., 2005) (Seghezzeo, 2009) (Joseph, 2014) (Liaros, 2016) (Joseph, 2017).

Já em 1993, Daly (1993) considerou o crescimento sustentável como um oxímoro ou um teorema de impossibilidade, argumentando que é tão inútil procurar o crescimento sustentável como tentar ultrapassar a velocidade da luz (Daly, 1993). Isto porque em algum ponto do crescimento económico contínuo, devido ao consumo de recursos e produção de resíduos crescentes, não haverão mais recursos para explorar, tornando-se insustentável (Daly, 1993). Este conflito entre crescimento económico e sustentabilidade é mais sensível em sociedades industriais em que os bens ambientais e as amenidades nunca serão suficientes para satisfazer as supostas necessidades infinitas dos cidadãos (Seghezzeo, 2009).

Há ainda autores que afirmam que a abordagem tripartida da sustentabilidade incluindo ambiente, sociedade e economia, é incompleta pois ignora componentes do desenvolvimento sustentável que não se encaixam em nenhuma dessas 3 dimensões. A título de exemplo, alguns autores defendem a consideração de uma nova dimensão denominada de dimensão institucional (Sharifi & Murayama, 2014) (Berardi, 2015) (Dawodu et al., 2017). Esta dimensão está relacionada com a interação entre os vários intervenientes na tomada de decisão para o desenvolvimento sustentável mas também com as próprias normas e leis que regulam a tomada de decisão (Sharifi & Murayama, 2014). Este pilar pode também ser denominado de governança, relacionando-se com a integridade do sistema de gestão como um todo (Dizdaroglu, 2017) (Dawodu et al., 2017).

Alguns autores defendem também a inclusão da dimensão cultural (Vallance et al., 2011) (Lützkendorf et al., 2012) (Deakin & Reid, 2014) (Joseph, 2014). Deakin (2014) fala das diferenças de interesses entre os vários intervenientes afirmando que em situações de negociação ou de conflito cada

interveniente coloca o seu interesse pessoal acima dos outros por razões económicas (Deakin & Reid, 2014). Joseph (2014) indica que para haver sustentabilidade, o interesse individual deveria ser comum para todos os intervenientes na medida em que é necessário reconhecer a importância de uma cultura de sustentabilidade em que cada um compreende que há um limite de pressão ambiental que não se pode exercer. E isso só se consegue incluindo a noção de sustentabilidade cultural ou comportamental, considerando a importância dos sistemas de crenças em geral e as suas consequências (Joseph, 2014). Para Vallance (2011) a dimensão cultural reflete-se na importância da manutenção de valores baseados em democracia, direitos humanos e políticas de controlo institucional (Vallance et al., 2011). Por fim, outros autores defendem ainda abordagens à sustentabilidade completamente inovadoras, tal como Seghezze (2009), que propõe uma avaliação em 5 dimensões formadas por espaço (3 dimensões físicas), permanência (ou tempo) e pessoas (Seghezze, 2009). Num trabalho semelhante direcionado para a avaliação de cidades de países em desenvolvimento, Ding (2014) defende a consideração de três dimensões adicionais à abordagem tripartida: espacial, temporal e lógica (Ding et al., 2014).

3.4. *Sustentabilidade forte e sustentabilidade fraca*

Independentemente do número de dimensões que se consideram para o desenvolvimento sustentável, existe na literatura a ideia de que deve existir um equilíbrio entre as várias dimensões da sustentabilidade (Dempsey et al., 2011) (Aschkenazi et al., 2012) (Giddings et al., 2002) (Hiremath, Balachandra, Kumar, Bansode, & Murali, 2013) (Berardi, 2013) (Ameen et al., 2015) (Reith & Orova, 2015) (Dawodu et al., 2017). Mesmo no âmbito de zonas urbanas, afirma-se que uma cidade sustentável deve ter um desenvolvimento homogéneo em relação aos problemas ambientais, sociais e económicos (Ghellere, Devitofrancesco, & Meroni, 2017). Alguns autores denominam este equilíbrio como ecoeficiência (Hahn, Figge, Liesen, & Barkemeyer, 2010) (Yin, Wang, An, Yao, & Liang, 2014). No termo ecoeficiência, o prefixo “eco” representa em simultâneo ecologia e economia, pelo que a ecoeficiência é entendida como a relação entre o desempenho económico e ambiental (Yin et al., 2014). Esta noção levou a uma conceção em que é possível promover sustentabilidade mesmo com um mau desempenho numa ou mais dimensões da sustentabilidade, desde que isso seja compensado com um desempenho muito bom noutra dimensão. Três formas possíveis para aumentar a ecoeficiência são: um maior retorno económico mantendo os impactes ambientais; um menor impacte ambiental mantendo o retorno económico; ou um aumento do retorno económico e do impacte ambiental em simultâneo (Yin et al., 2014).

Esta ideia é partilhada pelos economistas ambientais, que consideram os impactes ambientais e sociais das empresas, tais como a poluição, a perda de biodiversidade, diminuição de qualidade de vida, problemas de saúde ou danos nas comunidades, como externalidades (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005). Esta é precisamente a ideia defendida por Xing (2009), que, com o objetivo de promover o crescimento económico, considera que as externalidades ambientais e sociais devem ser contabilizadas como um valor monetário equivalente a ser subtraído ao desempenho económico de um projeto para determinar o nível de sustentabilidade (Xing et al., 2009). Neste modelo, considerando por exemplo que 1 tonelada de emissões de CO₂ equivale a 100\$, se um projeto emitir 1 tonelada de CO₂ e tiver um lucro de 101\$, é considerado ecoeficiente e sustentável (Xing et al., 2009). Os autores baseiam o seu estudo

sobre a avaliação de sustentabilidade de projetos de desenvolvimento urbano num método (SAM) desenvolvido pela empresa *British Petroleum* (BP) para estudos de mercado de áreas de exploração de petróleo e gás natural. O estudo em questão foi precisamente financiado pela BP, que é uma empresa reconhecida pelos grandes conflitos de interesses relativamente à sustentabilidade das suas atividades (Xing et al., 2009). Com esta abordagem, num estudo de avaliação de sustentabilidade de cidades, Yin (2014) conseguiu demonstrar que quase metade das cidades chinesas podem ser consideradas sustentáveis, devido ao bom desempenho económico e crescimento do PIB (Produto Interno Bruto), apesar de grandes níveis de poluição (Yin et al., 2014).

Esta noção de equilíbrio entre as dimensões da sustentabilidade (desenvolvida talvez de forma inadvertida e ingénua) parece não fazer sentido e até contribuir para o agravamento dos problemas que se verificam na sociedade atual (Wangel et al., 2016). O ambiente é visto como algo externo à humanidade, para ser utilizado e explorado, numa espécie de triunfo do Homem perante a natureza (Hopwood et al., 2005). Esta visão foi promovida pela abordagem antropocêntrica do relatório de Brundtland (Seghezzeo, 2009) e cresceu com a evolução do capitalismo, a revolução industrial e a ciência moderna (Hopwood et al., 2005). Esta abordagem à sustentabilidade, que considera que podem haver compensações entre as dimensões da sustentabilidade ou dentro da mesma dimensão, é normalmente denominada de sustentabilidade “fraca” (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005) (Dietz & Neumayer, 2007) (Ness, Urbel-Piirsalu, Anderberg, & Olsson, 2007) (Seghezzeo, 2009) (Berardi, 2015).

No espectro oposto, vários autores defendem que para haver sustentabilidade, é necessário satisfazer todos os requisitos de sustentabilidade em cada uma das dimensões da sustentabilidade, independentemente e sem prejuízo das outras (Dietz & Neumayer, 2007) (Brand, 2009) (Ott, 2014) (Sharifi & Murayama, 2014) (Berardi, 2015) (Mori & Yamashita, 2015) (Wangel et al., 2016). Por exemplo, uma sociedade que ultrapasse a sua capacidade de carga ambiental ou que possibilite uma situação social deteriorada, não pode ser considerada sustentável mesmo que o seu desempenho económico seja muito elevado (Mori & Yamashita, 2015). Do mesmo modo, uma sociedade que não verifique os requisitos em pelo menos um aspeto dentro de uma dimensão, mesmo que os restantes aspetos dessa dimensão verifiquem os requisitos mínimos, não pode ser considerada sustentável (Mori & Yamashita, 2015). Esta noção é normalmente denominada de sustentabilidade “forte” (Dietz & Neumayer, 2007) (Brand, 2009) (Mori & Christodoulou, 2012) (Berardi, 2013) (Ott, 2014) (Mori & Yamashita, 2015) (Wangel et al., 2016). A sustentabilidade forte defende que o capital humano não pode substituir o conjunto de processos essenciais para a existência humana (Hopwood et al., 2005). Para Wangel (2016) a diferença entre a sustentabilidade fraca e forte é uma das distinções mais importantes no entendimento da sustentabilidade (Wangel et al., 2016).

O facto de muitos autores e instituições abordarem a sustentabilidade fraca, contribuiu para o desenvolvimento da crença de que é útil considerar a sustentabilidade de forma relativa, através de avaliações quantitativas ou qualitativas (Martens, 2006) (Berardi, 2013). Estas avaliações são usadas e úteis para a comparação de desempenho de edifícios e de cidades ou até para a comparação de

diferentes alternativas de projeto. No entanto, vários autores afirmam que a sustentabilidade não é um conceito relativo devido às limitações físicas do planeta serem absolutas (Fischer et al., 2007) (Rockström et al., 2009) (Mori & Yamashita, 2015). Tendo isto em conta, a sustentabilidade deve ser vista como uma característica absoluta (existente ou inexistente), não sendo possível avaliar uma sociedade como 50% ou 75% sustentável nem através de notas qualitativas como A, B ou A++ (Fischer et al., 2007) (Rockström et al., 2009) (Bendewald & Zhai, 2013). Alguns autores propõe que apenas as dimensões ambiental e social devem ser verificadas através de requisitos mínimos e que a dimensão económica pode ser vista de forma relativa (Fischer et al., 2007) (Floridi, Pagni, Falorni, & Luzzati, 2011) (Mori & Yamashita, 2015) (Wangel et al., 2016). Nesta abordagem, considera-se desejável haver um bom desempenho económico e que este pode ser medido e comparado, mas que isso não está relacionado com a sustentabilidade (Wangel et al., 2016).

3.5. *Sustentabilidade no sector da construção*

Com a popularização do conceito de sustentabilidade e a constatação dos graves impactes do sector da construção, surgiram na década de 80 termos como construção sustentável, edifícios sustentáveis, cidades sustentáveis, entre outros. Em alguns casos, a palavra sustentável é substituída por “verde” (inicialmente “azul”) ou “ecológica”, sendo usadas de forma quase indistinta. Com base nesta aplicação do conceito de sustentabilidade ao sector, vários autores começaram a criar definições para estes termos. Em 1994, o CIB (*Conseil International du Batiment*) definiu o objetivo da construção sustentável como a criação de um ambiente construído saudável baseado na eficiência de recursos e no projeto ecológico (CIB, 2017) (Kibert, 2008). Para isso, desenvolveu um conjunto de 7 princípios da construção sustentável: 1- Reduzir o consumo de recursos; 2- Reutilizar recursos; 3- Uso de recursos recicláveis; 4- Proteger a natureza; 5- Eliminar produtos tóxicos; 6- Aplicar análise de custos de ciclo de vida; 7- Foco na qualidade (CIB, 2017). Charles Kibert (2008) definiu construção sustentável como a prática de criar estruturas através de processos que são ambientalmente responsáveis, eficientes no uso de recursos e minimizando o impacte ambiental de ciclo de vida, desde a construção até ao fim de vida (Kibert, 2008).

A construção sustentável considera normalmente assuntos como o consumo de matérias-primas não renováveis, o consumo de água, a ocupação do solo, os impactes na biodiversidade local, as emissões de gases de efeito de estufa, os resíduos sólidos, os efluentes líquidos, o conforto interior, os custos de ciclo de vida, entre outros (Kibert, 2007) (Berardi, 2011) (Luís Bragança, Mateus, & Koukkari, 2010) (Mateus & Bragança, 2011). No entanto, Berardi (2011) considera que as definições de edifício sustentável desenvolvidas nas últimas décadas tem provado frequentemente serem inúteis por não serem claras (Berardi, 2011), tal como aconteceu com a própria definição de sustentabilidade.

Por sua vez, surgiram também definições de sustentabilidade aplicadas a cidades. Girardet (1999) definiu cidade sustentável como uma cidade organizada de forma a permitir os seus cidadãos satisfazerem as suas necessidades e melhorarem o seu bem-estar sem danificar o mundo natural ou colocar em perigo as condições de vida de outras pessoas, no presente e no futuro (Girardet, 1999). Esta definição é semelhante à noção idealista de desenvolvimento sustentável do relatório de Brundtland. Mori (2015)

denota a importância da escala temporal, afirmando que se uma cidade não ultrapassar os limites ambientais no presente, mas ultrapassar esses limites no futuro devido à acumulação de impactos negativos, ela não deve ser considerada sustentável. (Mori & Yamashita, 2015). Wangel (2016) distingue ainda planeamento urbano sustentável de cidade sustentável, considerando que o primeiro pode ser entendido como um processo, relacionado com o conceito de desenvolvimento sustentável, enquanto que cidade sustentável seria o resultado desse processo. Partindo deste princípio, adota-se uma visão de que um processo de planeamento cujo resultado não seja uma cidade sustentável, não pode ser considerado um processo de planeamento sustentável (Wangel et al., 2016). Nos dias de hoje, as cidades esforçam-se para se tornarem progressivamente mais sustentáveis, apesar da falta de clareza face aos processos necessários para tal. No entanto, os responsáveis pelo planeamento e gestão das cidades podem apenas realizar abordagens incrementais em direção a este objetivo (Burnett, 2007).

Apesar da emergência destas definições, vários autores afirmam que a aplicação do termo sustentável no contexto do sector da construção não é correta pois nenhum edifício ou cidade pode ser considerado sustentável por si só (Burnett, 2007) (Haapio, 2012) (Mori & Yamashita, 2015) (Wangel et al., 2016). Um edifício que verifique todas as condições para ser considerado sustentável, à luz de uma determinada definição, não pode automaticamente ser considerado sustentável. Isto porque primeiramente o edifício pode ter um conjunto de impactos no exterior que não são considerados e segundo porque esse edifício pode ser totalmente desnecessário naquela localização da rede urbana. Normalmente, as avaliações de sustentabilidade de edifícios não consideram se esse deveria existir naquela região, avaliando apenas as suas características técnicas. O mesmo se pode dizer em relação às cidades. Wangel (2016) explica que o impacto ambiental de uma cidade não pode ser confinada aos limites fronteiriços dessa cidade (Wangel et al., 2016). De facto, as cidades dependem de áreas externas para fornecimento de bens materiais e imateriais e têm um impacto ambiental, social e económico aos níveis regional, nacional e global (Munda, 2006) (Bithas & Christofakis, 2006) (Mori & Yamashita, 2015). O termo desenvolvimento urbano sustentável pode até ser contraditório, pois a sustentabilidade refere-se à manutenção dos ecossistemas que satisfazem as necessidades humanas, ao passo que a ideia de desenvolvimento urbano muitas vezes se refere a atividades que promovem o esgotamento de recursos e destruição desses ecossistemas (Yigitcanlar et al., 2015).

Tendo isto em conta, torna-se compreensível que o termo sustentabilidade não possa ser aplicável a elementos ou sistemas individuais. Nas situações em que isso acontece podem inclusive haver más interpretações do conceito de sustentabilidade. A título de exemplo, Yin (2014) afirmou que as megacidades modernas da China são mais ecoeficientes e em consequência mais sustentáveis do que cidades periféricas menos desenvolvidas. A sua justificação prendeu-se com o facto de que o desenvolvimento industrial foi proibido nestas cidades modernas e direcionado precisamente para as cidades periféricas, fazendo com que estas novas cidades tivessem mais qualidade de vida e menos poluição (Yin et al., 2014). Esta noção não faz qualquer sentido, uma vez que a redução da poluição, a maior qualidade de vida e o maior consumo (ou desempenho económico) nestas cidades é conseguido precisamente à custa dos bens provenientes das cidades industriais periféricas e da poluição que é

produzida nessas cidades. Para uma análise de sustentabilidade coerente e holística, torna-se então necessário não só um estudo da cidade em relação às suas fronteiras, mas também um entendimento dos impactos das cidades a nível regional e até global (Keirstead & Leach, 2008) (Zhou, Dai, Wang, & Huang, 2011) (Wangel et al., 2016).

O melhor exemplo para a necessidade de se considerar a sustentabilidade de uma forma integrada e holística são talvez as emissões atmosféricas poluentes, que provocam efeitos como o aquecimento global ou alterações climáticas. Tendo em conta que a atmosfera é comum para todo o planeta, assim como o ciclo da água, do carbono, do azoto, etc., facilmente se percebe que os impactos de um elemento como um edifício ou uma cidade têm efeitos a nível global. Considera-se então que o termo sustentável só deve ser aplicado a um modelo de desenvolvimento global, visto de forma holística e integrada e não a elementos isolados.

No entanto, apesar de os edifícios ou as cidades não poderem ser considerados sustentáveis isoladamente, podem contribuir significativamente para a sustentabilidade (Burnett, 2007). E por isto torna-se imperativo atuar ao nível do sector da construção, em edifícios e cidades de forma a implementar medidas de sustentabilidade, desde que essas medidas sejam pensadas de forma holística a nível global. Perante a popularização e praticidade de termos como construção sustentável, edifício sustentável ou cidade sustentável, importa redefinir o que significam estes termos à luz de uma nova compreensão e definição de sustentabilidade, que na verdade apenas poderia ser aplicada a um modelo de desenvolvimento. Tendo isto em conta, para facilidade de discurso, pode-se aferir que um elemento individualizado (como edifício ou cidade) poderá ser considerado sustentável se verificar os requisitos e contributos necessários para garantir a sustentabilidade, como parte de um modelo global de desenvolvimento sustentável integrado e holístico.

3.6. *Formulação de uma definição de sustentabilidade*

No entanto, para definir esses requisitos e contributos, é necessário primeiramente definir o que se entende por um modelo de desenvolvimento sustentável. Isto porque, como visto anteriormente, as definições existentes de sustentabilidade são insuficientes. Perante a necessidade de uma definição de desenvolvimento sustentável, torna-se necessário desenvolver ou adotar uma definição de desenvolvimento sustentável que seja precisa, descritiva, clara e não sujeita a interpretações. Esta definição, quando implementada, deverá garantir a sustentabilidade. Com o desenvolvimento desta definição, é então possível avançar com uma definição de cidade sustentável.

Um dos problemas no desenvolvimento de uma definição de sustentabilidade é que, tal como se verificou, a sustentabilidade não pode ser definida por uma simples frase ou narrativa (Burger, 2006) (Christen & Schmidt, 2012). Isto porque por mais rica e precisa que uma definição consiga ser, não conseguirá abordar todas as questões e dúvidas possíveis na sua interpretação (Schultz, Brand, Kopfmüller, & Ott, 2008). Além disso, uma definição simples e estática de sustentabilidade seria também inadequada pelo

facto de que as sociedades não são estáveis e evoluem com o tempo, pelo que a própria definição pode necessitar de atualizações constantes (Burger, 2006).

Para resolver este problema, uma solução passa pela utilização de uma análise epistemológica ou pelo desenvolvimento de uma metateoria (ou teoria de sistemas) para a definição de desenvolvimento sustentável (Giddings et al., 2002) (B. Reed, 2007) (Garud & Gehman, 2012) (Christen & Schmidt, 2012) (Ding et al., 2014) (Peter & Swilling, 2014). Uma teoria de sistemas é uma abordagem que procura perceber fenómenos complexos através do foco em relações de ordem superior em vez de se focar em subsistemas de menor dimensão (Joseph, 2017). Nas discussões sobre sustentabilidade e sobre a ciência, há uma tendência para fragmentar os campos científicos em matérias independentes ou isoladas. No entanto, esta abordagem é reducionista e limitadora, pois ignora as conexões entre os diferentes campos do conhecimento. Uma teoria de sistemas realça a necessidade de uma visão integradora de todo o conhecimento para uma compreensão verdadeiramente holística das relações causa-efeito que descrevem o mundo real (Joseph, 2017).

Ao passo que uma teoria ou uma definição simples estabelecem princípios sobre um determinado assunto, uma metateoria analisa e discute sobre esses princípios (Schultz et al., 2008) (Christen & Schmidt, 2012). Ou seja, uma metateoria desenvolve uma definição dando resposta a um conjunto de elementos ou módulos sobre um determinado tema. A estrutura dos elementos de uma metateoria de sustentabilidade não fornece respostas por si só sobre a definição de sustentabilidade. Em vez disso, consegue caracterizar a área de investigação da sustentabilidade ao identificar e relacionar um conjunto de elementos chave, aos quais uma abordagem compreensiva de sustentabilidade deve responder (Christen & Schmidt, 2012). Assim, uma definição de sustentabilidade desenvolvida através de uma metateoria fornece uma visão compreensível e fundamentada, podendo tornar-se num princípio orientador de políticas (Schultz et al., 2008) (Burger & Christen, 2011) (Garud & Gehman, 2012) (Christen & Schmidt, 2012).

Poucos trabalhos abordaram a sustentabilidade à luz de uma metateoria ou teoria de sistemas. Garud (2012) estudou três metateorias diferentes de sustentabilidade (Garud & Gehman, 2012) e Peter (2014) desenvolveu uma teoria de sustentabilidade sob a forma de uma estrutura de complexidade (Peter & Swilling, 2014). Dos trabalhos analisados, talvez a metateoria desenvolvida por Christen (2012) seja a mais adequada para a elaboração de uma definição de sustentabilidade. A metateoria proposta por Christen (2012) baseia-se numa estrutura com 5 elementos/módulos: 1 - Definição do problema; 2 - Princípios normativos de justiça; 3 - Princípio de integração; 4 - Critérios de sustentabilidade; e 5 - Transformação em prática (Figura 4) (Christen & Schmidt, 2012).

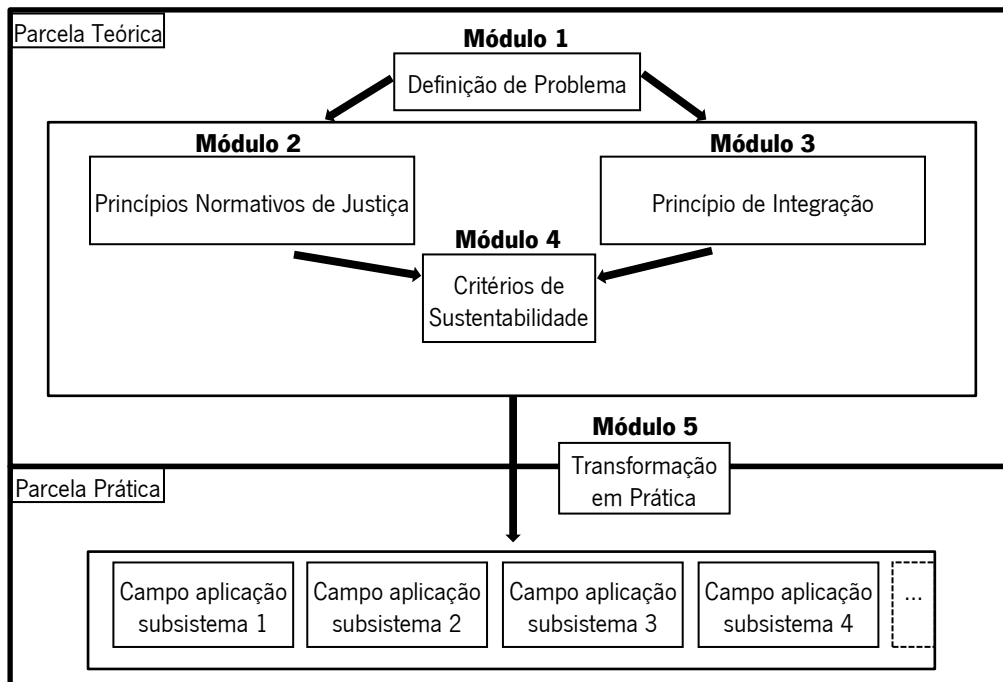


Figura 4. Estrutura de uma definição de sustentabilidade de acordo com Christen (Christen & Schmidt, 2012)

Esta metateoria identifica apenas os elementos que devem ser considerados e estudados numa definição de sustentabilidade, funcionando como um instrumento de comparação e avaliação de diferentes definições de sustentabilidade (Christen & Schmidt, 2012). Ao dar resposta a esses módulos, constrói-se uma definição de sustentabilidade que permite enunciar e justificar todos os princípios associados ao conceito, indicando o caminho para promover um desenvolvimento sustentável (Schultz et al., 2008) (Christen & Schmidt, 2012). Assim, neste trabalho será utilizada esta estrutura de metateoria para construir uma definição completa e holística de sustentabilidade e de cidade sustentável. Para isso, é necessário desenvolver em detalhe as premissas adotadas em cada um dos módulos identificados, para se fornecer uma compreensão ampla do que se entende por sustentabilidade.

Módulo 1 – Definição de Problema

O primeiro módulo está relacionado com a definição do problema da sustentabilidade. No fundo, o problema da sustentabilidade é que a atividade humana tem impactes no ambiente que suporta essas atividades em primeira instância. Se o impacte dessas atividades desgastar o ambiente mais rapidamente do que a velocidade de regeneração do próprio ambiente, então está-se a esgotar a capacidade de este suportar as atividades humanas, incorrendo-se em insustentabilidade. A sustentabilidade trata da necessidade de estabelecer um equilíbrio dinâmico entre os impactes da humanidade e a capacidade de carga do planeta. Para Christen (2012), esta questão relaciona-se com um dilema em que de um lado estão os objetivos do desenvolvimento como proporcionar qualidade de vida à população e do outro está a diminuição da possibilidade de as gerações futuras também terem qualidade de vida devido ao impacte ambiental decorrente da satisfação dessa qualidade de vida no presente (Christen & Schmidt, 2012). Esta mensagem também está presente no relatório de Brundtland, mas este identifica o problema como económico e político e não como um problema social e ambiental (WCED, 1987).

A título de exemplo, as populações da Índia, Brasil e China, estão a aumentar os seus padrões de consumo, face ao crescimento económico que se está a verificar nesses países, decorrendo num grande risco de insustentabilidade ambiental a curto prazo (Redclift, 2005). Muitos dos que defendem a economia de mercado estão a favor do aumento do consumo para providenciar qualidade de vida à população existente (Redclift, 2005). Perante este contexto, estaremos condenados ao fracasso se tentarmos atingir os objetivos de desenvolvimento com uma visão curta, pois atingir objetivos na atualidade pode provocar problemas no futuro (Christen & Schmidt, 2012). Alguns autores afirmam até que o crescimento económico é inerentemente insustentável e que na verdade devemos diminuir os padrões de consumo (Redclift, 2005) (Perkins, 2019).

No entanto, verifica-se uma grande incoerência quando se constata que o crescimento económico e os impactes ambientais daí resultantes não incorrem necessariamente numa melhoria da qualidade de vida para toda a população, havendo desigualdades sociais gritantes. Ou seja, não só o modelo de desenvolvimento em vigor acarreta graves problemas ambientais como não é capaz de cumprir com o seu alegado objetivo que é a promoção da qualidade de vida. Na verdade, vários indicadores sugerem que a qualidade de vida média global tem diminuído à medida que aumentam as desigualdades sociais no seio de países desenvolvidos e em desenvolvimento (Wilkinson & Pickett, 2010).

Face aos problemas ambientais crescentes como o aquecimento global, as alterações climáticas, a acidificação e a perda generalizada de biodiversidade, estão em risco as condições de habitabilidade do planeta, pelo que está em risco a sobrevivência da espécie humana (Joseph, 2017). A integridade dos sistemas de suporte à vida devem ser vistos como objetivos chave para a sustentabilidade e para a governança internacional (Magalhães et al., 2013) (PBI, 2018). Por esta razão, torna-se necessário identificar e compreender os problemas relacionados com o desenvolvimento sustentável para definir em concreto os objetivos do desenvolvimento (módulo 2) e compreender as barreiras que nos impedem de atingir esses objetivos (módulo 3), para depois ser possível determinar caminhos e delinear estratégias para a implementação de um modelo de desenvolvimento sustentável (módulo 5) (Christen & Schmidt, 2012).

Módulo 2 – Princípio Normativo de Justiça

O segundo módulo está relacionado com a forma como se interpreta a justiça social. Por exemplo, o relatório de Brundtland afirma que o objetivo da sustentabilidade é proporcionar qualidade de vida, no presente e no futuro a todos os seres humanos (WCED, 1987). No entanto é importante detalhar mais o que se entende por sustentabilidade no âmbito da justiça social, para se poder conceptualizar uma teoria de justiça (Ott, 2014). Giddings (2002) afirma que o objetivo deverá ser proporcionar qualidade de vida a toda a população, sem qualquer tipo de discriminação, indicando que o foco não deveria estar em objetivos económicos, pois a economia deveria ser vista como um meio para atingir um fim (Giddings et al., 2002). Christen (2012) considera ainda que o direito à qualidade de vida tem de ser visto como o objetivo último da sustentabilidade (Christen & Schmidt, 2012). Esta abordagem está relacionada com a

visão antropogénica da sustentabilidade, em que as necessidades são definidas do ponto de vista do ser humano (Hopwood et al., 2005).

Christen (2012) propõe três componentes para o princípio normativo de justiça. Em primeiro lugar, a justiça pode ser entendida como igualdade de direitos em termos distributivos, na medida em que os bens devem ser distribuídos pela população de forma justa e equitativa; e políticos, pois existem certos direitos que não podem ser distribuídos, mas sim assegurados. Em segundo lugar, deve ser considerada a validade universal do conceito através de questões de justiça intrageracional e intergeracional (Redclift, 2005) (Christen & Schmidt, 2012). A definição de Brundtland foca-se na justiça intergeracional, mas é também crítico corrigir injustiças existentes na sociedade dos dias de hoje. Isto porque grande parte da sociedade satisfaz as suas necessidades de uma forma que efetivamente impede outros de satisfazer as suas necessidades e este processo é normalmente invisível no dia-a-dia das pessoas (Redclift, 2005). Tendo em conta que é claro que a abordagem atual à equidade nos está a levar na direção errada, talvez a melhor estratégia possa considerar que se tomem opções exatamente opostas aquilo que se faz atualmente (Liaros, 2016).

Por fim, é necessário considerar a possibilidade de participação da população na tomada de decisão como um requisito para legitimar decisões e ações (Christen & Schmidt, 2012). Como consequência, a base normativa de um desenvolvimento sustentável tem de ser sensível aos valores das pessoas afetadas, de forma racional e compreensiva (Christen & Schmidt, 2012). A estas três componentes, alguns autores acrescentam a equidade geográfica ou transfronteiriça, a equidade processual (pessoas tratadas abertamente e de forma justa) e a equidade entre espécies para realçar a importância da biodiversidade (Haughton, 1999) (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005). No fundo, pode-se simplificar estas questões afirmando que o objetivo do desenvolvimento sustentável é promover uma alta qualidade de vida a todos os seres humanos, de forma equitativa e sem discriminações de qualquer tipo, tanto entre gerações (intergeracional) como no seio da mesma geração (intra-geracional).

Módulo 3 – Princípio de integração

O terceiro módulo parte da reflexão de que o princípio normativo de justiça não é suficiente para se entender o problema da sustentabilidade. Esse entendimento só se verifica pela visão de um princípio integrador que vê a sociedade, o ambiente e a economia como sistemas relacionados e interdependentes (Christen & Schmidt, 2012) (Somogyi, 2015) (Joseph, 2017). O próprio relatório de Brundtland reconhece que o ambiente não existe como uma esfera separada das ações humanas (WCED, 1987). A separação das dimensões ambiental, social e económica leva normalmente a uma visão técnica e científica limitada da sustentabilidade (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005). Apenas assumindo a dependência da sociedade nos recursos naturais finitos do planeta é que se pode entender que a concretização da qualidade de vida ou satisfação das necessidades humanas depende não só de condicionantes sociais como também de limites ambientais (Christen & Schmidt, 2012). Vários autores partilham a opinião de que é necessário ver a sustentabilidade tendo em conta esta relação multidisciplinar de interdependência (Giddings et al., 2002) (Redclift, 2005) (Hopwood et al., 2005)

(Christen & Schmidt, 2012) (Joseph, 2014) (Cole, 2016). Este assunto está relacionado com a necessidade de uma abordagem à sustentabilidade forte e à luz de uma teoria de sistemas holística.

Tendo em conta uma nova visão de sustentabilidade com base no reconhecimento desta relação de interdependência, devem ser abandonados os conceitos de sustentabilidade fraca e da ecoeficiência. Torna-se necessário entender a relação entre as dimensões da sustentabilidade e abandonar a noção dominante dos últimos séculos de que a sociedade, o ambiente e a economia são elementos separados e até independentes (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005) (McBain, Lenzen, Wackernagel, & Albrecht, 2017). Giddings desenvolveu um estudo aprofundado sobre a relação entre as várias dimensões da sustentabilidade (Giddings et al., 2002). Neste estudo Giddings (2002) afirma que a sociedade pode ser identificada pela multitude de ações e interações que compõem a vida humana, demonstrando que o ser humano não iria sobreviver sem uma sociedade, pois a nossa existência em termos evolucionários e contemporâneos, é baseada em interações sociais de cooperação (Giddings et al., 2002). Ou seja, ao passo que a sociedade atual atinge a liberdade pela promoção de desigualdades, dever-se-ia promover a liberdade através da igualdade e equidade (Liaros, 2016). Se atualmente a liberdade é conseguida ao intencionalmente prevenir outros de terem a mesma liberdade, então o nosso sistema económico nem promove igualdade nem liberdade (Liaros, 2016).

Considerando que as atividades humanas decorrem num ambiente, todas as nossas ações têm um impacto nesse ambiente. As necessidades de abrigo, alimentos, roupas e todos os bens de consumo modernos são constituídas por materiais e energia que provêm do ambiente. Por esta razão pode-se considerar que a sociedade é um subsistema do ambiente em que opera. Utilizando o mesmo raciocínio, pode-se considerar que a economia é também um subsistema da sociedade, pois a produção e comércio de bens é uma atividade humana e uma relação social (Giddings et al., 2002). Além disso, muitos dos desenvolvimentos da indústria, comércio e tecnologia foram baseados em atividades não monetárias (Giddings et al., 2002). Para melhor representar este entendimento, Giddings desenvolveu um modelo inovador para demonstrar a relação de interdependência entre as dimensões da sustentabilidade (Figura 5) (Giddings et al., 2002).

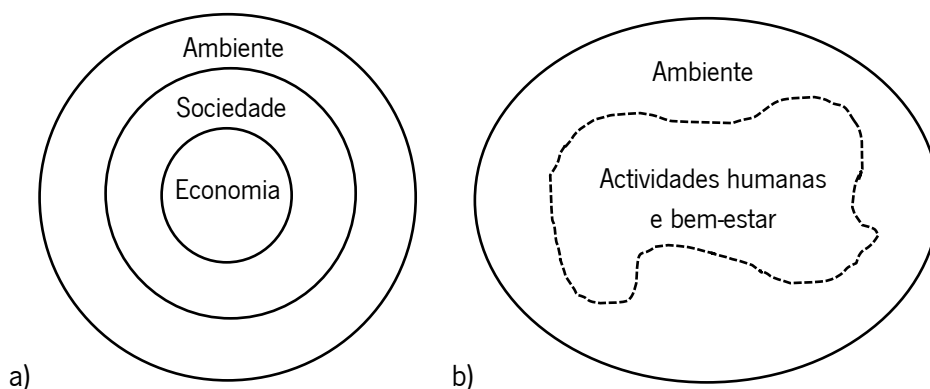


Figura 5. Visão de interdependência de acordo com Giddings: a) visão em forma de ninho; b) eliminação de fronteiras entre sociedade e economia (Giddings et al., 2002)

Inicialmente, Giddings (2002) desenvolveu um modelo em forma de ninho, com a economia no centro, interpretada como uma atividade da sociedade, que por sua vez opera no ambiente. A economia no centro não significa que é a dimensão central, mas sim que é um subsistema da sociedade, dependendo da sociedade e do ambiente. No entanto a sociedade e o ambiente não dependem da economia e continuarão a existir mesmo sem economia. Da mesma forma, a sociedade depende do ambiente, mas o ambiente continuará a existir mesmo sem sociedade (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005). Posteriormente, Giddings (2002) desenvolveu um novo modelo em que interpreta a sociedade e a economia como um elemento único que engloba todas as atividades humanas que têm como objetivo o bem-estar e que têm impacto no ambiente (Giddings et al., 2002).

Qualquer definição de sustentabilidade compreensiva tem de descrever a natureza da relação entre o ambiente e as atividades humanas. Para isso, é necessária uma análise científica das funções complexas da natureza baseada nos conceitos de resiliência e capacidade regenerativa, que requer a elaboração de regras que ligam o princípio de justiça ao princípio de integração na determinação, identificação e quantificação dos bens que cada ser humano tem direito de possuir ou ter acesso. Adicionalmente, tem de prever uma estrutura e forma de organização da sociedade, que possibilite a satisfação dos objetivos normativos de justiça. Por último, é necessário contabilizar o equilíbrio dinâmico entre os sistemas sociais e os sistemas naturais (Christen & Schmidt, 2012).

Módulo 4 – Critérios de Sustentabilidade

O quarto módulo está relacionado com os critérios de sustentabilidade. Estes critérios permitem ter uma ideia do que pode ser medido e avaliado, para utilização em planeamento estratégico, tomada de decisão e comunicação de desempenho. No fundo, este módulo indica a necessidade da existência de uma lista de critérios ou indicadores que identificam aquilo que se pretende promover ou garantir com o desenvolvimento sustentável (Christen & Schmidt, 2012). Atualmente as regras existentes não são claras e são baseadas em premissas intuitivas, não sendo adequadas para estabelecer uma base de implementação (Keirstead & Leach, 2008). Para isso, os critérios de avaliação devem verificar 3 condições (Christen & Schmidt, 2012): incluir requisitos mínimos relacionados com a qualidade de vida e limites ambientais; abordar a sustentabilidade forte, sendo que nenhum critério pode ser prejudicado a favor de um bom desempenho noutra critério; a lista de critérios deve ser elaborada de forma a permitir um balanço entre critérios independentes conflitantes para permitir a implementação de soluções diferentes e inovadoras.

O desenvolvimento de um método de avaliação de sustentabilidade baseado numa estrutura de indicadores é também importante para esclarecer abordagens ou formas de pensar, fornecendo um foco, direção e clareza, assim como limitações relativamente ao que se entende por sustentabilidade (Dizdaroglu, 2017). É importante notar que também o desenvolvimento de cidades sustentáveis deve ser associado a avaliações quantitativas de sustentabilidade. Só com recurso a indicadores quantificáveis é possível determinar objetivamente se uma cidade contribui ou não para a sustentabilidade e é possível determinar possíveis melhorias em relação às cidades convencionais para a seleção das melhores

soluções (Sharifi & Murayama, 2014) (Barbosa et al., 2014). No Capítulo 5, serão aprofundados os critérios para a seleção de indicadores e para a elaboração de uma estrutura de avaliação coerente com as premissas identificadas nesta metateoria. Adicionalmente, serão desenvolvidos estudos para a avaliação quantitativa de sustentabilidade e o estabelecimento de práticas de referência sob a forma de valores limite ou requisitos mínimos.

Módulo 5 – Métodos de implementação

Considerando estes quatro módulos, ainda é necessário dar resposta à forma de se implementar um modelo de desenvolvimento sustentável. Uma definição de sustentabilidade deverá sempre incluir o conjunto de ideias para a sua realização (Christen & Schmidt, 2012). No entanto, as conceções comuns de sustentabilidade ficam-se por aqui na sua análise, dizendo apenas que se deve aspirar a um crescimento ou desenvolvimento económico ou até crescimento sustentável. Para dar resposta a esta questão, o quinto e último módulo está relacionado com a identificação e descrição das soluções para a sustentabilidade (Christen & Schmidt, 2012). Ou seja, uma visão isolada não é suficiente para definir a sustentabilidade, assim como não são suficientes as críticas incontáveis aos modelos económicos e sociais em vigor. É necessário de facto o desenvolvimento de um novo paradigma económico que aborde essas críticas e de uma estratégia para implementar essa visão de sustentabilidade (Liaros, 2016).

Em suma, é necessário descrever como é que se vai implementar a sustentabilidade de forma a: resolver o conjunto de problemas identificados no módulo 1: providenciar qualidade de vida de acordo com os princípios normativos de justiça mencionados no módulo 2; não ultrapassar os limites ambientais, entendendo a relação entre a verificação das necessidades humanas e os seus impactes, de acordo com uma teoria integradora identificada no módulo 3; e satisfazendo no fundo os critérios de sustentabilidade ou requisitos mínimos definidos no módulo 4. Assim, para uma descrição completa do processo de implementação de um modelo de desenvolvimento sustentável, é necessário explicar o processo transformativo num conjunto vasto de campos de aplicação (Christen & Schmidt, 2012) como a alimentação, indústria, saúde, educação, entre outros (Kajikawa, 2008).

Uma das principais estratégias para se identificarem soluções de sustentabilidade é a utilização do método científico na gestão da sociedade. Por exemplo, a ciência e a tecnologia podem ajudar na tomada de decisão através do fornecimento de informação relevante nos vários campos de atuação, como análises de ciclo de vida, sistemas de gestão, sistemas de monitorização, etc. (Christen & Schmidt, 2012) (Joseph, 2014) (Joseph, 2017). O sistema terrestre funciona de acordo com regras e leis naturais inegáveis que operam fora do paradigma das nações, dos estados e da economia, pelo que estas podem ser estudadas através do método científico (Magalhães et al., 2013). Por esta razão, são necessários instrumentos ou regras de conduta para transformar os resultados de uma análise científica numa tomada de decisão pelos intervenientes.

Pela natureza do conceito de sustentabilidade, é necessária uma ação coletiva para se implementar um modelo de desenvolvimento, o que implica a existência de alguma forma institucional de governo (van

Zeijl-Rozema, Cörvers, Kemp, & Martens, 2008) (Christen & Schmidt, 2012). No entanto, pode-se e deve-se utilizar o método científico na ajuda à tomada de decisão, que não se deve basear apenas em opiniões políticas, muitas vezes desprovidas de conhecimento técnico e científico e por vezes em desacordo com os princípios normativos de justiça (Joseph, 2014). Isto porque o método científico implica que as ideias e teorias sejam testadas e replicadas, podendo ser provadas certas, erradas ou incompletas. Por isso, o conhecimento científico evolui constantemente, não ficando agarrado a quaisquer ideais políticos ou filosóficos, pelo que as decisões tomadas com o apoio do método científico seriam sempre as melhores possíveis à luz do conhecimento atual (Joseph, 2017). O contrário acontece na política dogmática dos dias de hoje, em que não é necessário o estabelecimento de relações causa-efeito ou sequer apresentar factos que comprovem as teorias ou ideias que são usadas como justificação para a tomada de decisão (Joseph, 2014).

Uma abordagem holística e completa promovendo a utilização do método científico num modelo de desenvolvimento sustentável foi proposta por Jacque Fresco (2002) e denominada economia baseada em recursos (Fresco, 2002) (Joseph, 2014). Este modelo baseia-se num equilíbrio dinâmico entre três sistemas: sistema de gestão global de recursos; sistema de gestão da produção; e sistema de gestão da procura e distribuição (Figura 6). Este modelo económico cumpre o objetivo do sistema económico, que é providenciar qualidade de vida a todos os cidadãos, e distribuindo os bens a toda a população de forma equitativa e em simultâneo prevenindo impactes ambientais prejudiciais. No fundo, trata-se de um modelo de gestão da sociedade baseada no método científico.

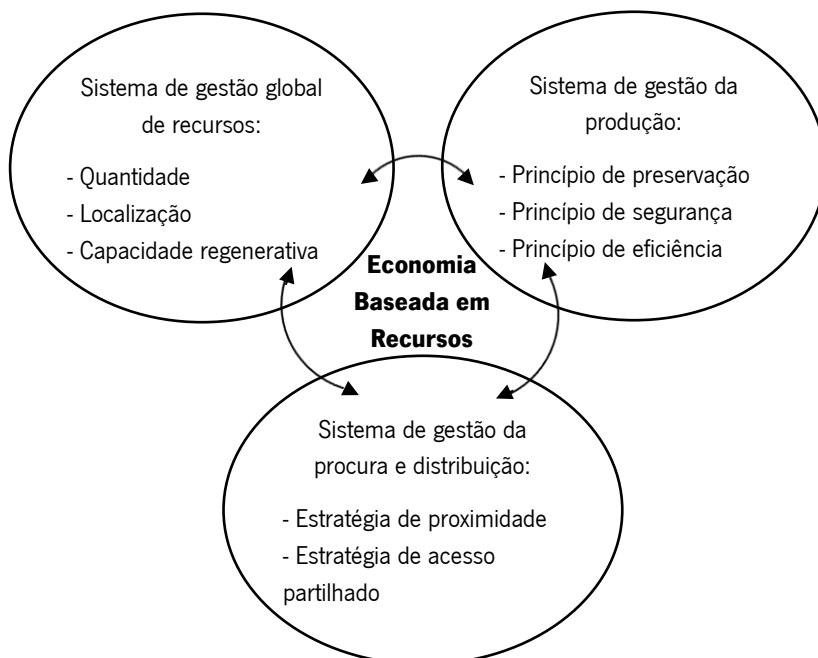


Figura 6. Representação esquemática de uma economia baseada em recursos (Joseph, 2014)

Pela constatação de que as necessidades humanas só podem ser satisfeitas através da utilização de recursos planetários, torna-se lógico que o primeiro passo para uma abordagem científica a um modelo

de desenvolvimento sustentável seja a realização de um inventário de todos os recursos disponíveis no planeta (Ekins, 2003) (Redclift, 2005) (Joseph, 2014). Este inventário deverá conter a localização e quantidade de cada recurso, assim como outras informações relevantes tais como a facilidade de extração, a capacidade e a velocidade de regeneração. Adicionalmente, à medida que os materiais são utilizados e transportados, importa monitorizar todas estas operações para munir um sistema de gestão que no fundo permite aferir a capacidade de carga do planeta (Joseph, 2014). Só através de um sistema compreensivo de contabilização de recursos que compara a procura com a capacidade biológica do planeta é possível prevenir a depleção de recursos e caminhar em direção à sustentabilidade (Wackernagel et al., 2002).

Este tipo de informação já existe, mas está em grande parte dividida entre estados, empresas privadas e agências de estatística e contabilidade, não estando partilhada numa plataforma comum, que seria necessária para permitir a tomada de decisão e a gestão centralizada de informação a partir destes dados. A título de exemplo, desde 2008, a Eurostat contabiliza e analisa informação de todas as importações e exportações de vários países, discretizada por tipo de material, utilizando um método denominado de *Material Flow Accounts* (contabilidade de fluxo de materiais) (também conhecido como EW-MFA - *Economy-Wide Material Flow Accounts*) (Eurostat, 2018).

Outra tentativa de compilar esta informação tem sido desenvolvida pela Global Footprint Network (Rede Pegada Global) para o cálculo da pegada ecológica. A pegada ecológica é calculada através da monitorização dos consumos e fluxos de bens e recursos de cada sociedade que por sua vez são associados a áreas de terreno e quantidades de água necessárias para a extração e produção destes recursos, incluindo áreas de edifícios, infraestruturas de transporte, áreas de aterro e áreas florestais para a absorção de emissões poluentes como o CO₂ (biocapacidade), etc. O cálculo considera ainda as tecnologias prevalentes, a produtividade e eficiência tecnológica disponível (Aschkenazi et al., 2012) (Global Footprint Network, 2017a). A pegada ecológica é normalmente utilizada para a comparação do desempenho de países, mas também pode ser utilizada para a avaliação de fluxos em cidades (Baabou, Grunewald, Ouellet-Plamondon, Gressot, & Galli, 2017). O resultado do cálculo da pegada ecológica permite quantificar a relação entre a área de um país ou cidade com a área que seria necessária, caso toda a população do planeta tivesse os mesmos hábitos de consumo (Global Footprint Network, 2017a).

Para transformar os recursos e as matérias primas em bens de consumo, é necessário considerar a indústria transformadora. Para o efeito, torna-se necessário um sistema de gestão da produção de bens e recursos para definir os princípios orientadores desta indústria transformadora, de acordo com princípios científicos coerentes. Joseph (2014) identifica três princípios que devem regular este sistema (Joseph, 2014). Em primeiro lugar é necessário considerar um princípio de preservação, na medida em que se devem poupar os recursos finitos do planeta utilizando a menor quantidade possível de recursos para determinado fim. Em segundo lugar, considera-se um princípio de segurança, significando que se devem utilizar os recursos mais apropriados para cada finalidade, evitando poluição ou impactes negativos desnecessários.

Por fim, é necessário também verificar-se um princípio de eficiência, através da verificação de três características chave no design: design para a durabilidade: os produtos devem ter a maior qualidade e durabilidade possível para um longo ciclo de vida; design para a reciclagem e reutilização: deve-se minimizar ou eliminar a produção de resíduos; e design para a atualização: os produtos devem ser modulares para permitir a substituição parcial ou concerto facilitado em caso de avaria ou obsolescência não planeada (Joseph, 2014). Todos estes princípios integrados num sistema de gestão podem ser quantificados de forma científica e por isso tornam-se desnecessárias quaisquer opiniões. Ou seja, estes processos podem ser automatizados com o auxílio de inteligência artificial e até a própria produção pode ser automatizada, no seguimento de uma tendência que já se verifica nos dias de hoje (Joseph, 2014).

Considerando a interação entre os sistemas de gestão de recursos e da produção, o ciclo completa-se com a consideração da necessidade de tornar estes bens sustentáveis acessíveis à população. Assim, torna-se necessário considerar um sistema de gestão da procura e da distribuição. Partindo do princípio de que todos os seres humanos têm os mesmos direitos aos bens e produtos, este sistema deve considerar duas estratégias essenciais: uma estratégia de proximidade e uma estratégia de acesso e partilha. A estratégia de proximidade indica que os recursos e os bens devem ser utilizados e produzidos localmente e só deve existir transporte de materiais quando estes não existirem no local de destino nem podem ser substituídos por outros materiais locais de forma segura, sem perda de eficiência ou eficácia. A estratégia de acesso e partilha de recursos é importante para que bens de utilização ocasional não sejam produzidos em excesso (Joseph, 2014). Adicionalmente, a estes dois sistemas, é necessário a utilização de um sistema de previsão da procura, para quantificar as necessidades de produção e transporte de bens. Estes sistemas já existem, aplicados à escala local e regional, aplicados na gestão de stock de hipermercados, armazéns e mercados de várias escalas (Joseph, 2014). A coordenação entre estes três sistemas de gestão (recursos, produção e distribuição) num equilíbrio dinâmico é aquilo a que se chama de economia baseada em recursos e o resultado conjeturado é uma abundância global e qualidade de vida para toda a população mundial com o mínimo impacte (Fresco, 2002) (Joseph, 2014).

A implementação desta abordagem inovadora à sustentabilidade levanta uma série de dilemas do foro político. Uma economia baseada em recursos implicaria que todos os bens do planeta se tornassem propriedade comum da humanidade (Fresco, 2002) (Joseph, 2014). Magalhães (2013) defende a necessidade de se considerar o sistema terrestre como património mundial (propriedade comum de todos os humanos) e que se deve usar a figura dos limites planetários como forma de criar leis para a salvaguarda dos meios de suporte à vida (Magalhães et al., 2013). Nesse sentido, desenvolveu-se o projeto casa comum da humanidade, com a premissa de que os recursos planetários sejam reconhecidos legalmente como património comum intangível da humanidade. Este projeto atua junto das Nações Unidas com o objetivo de apresentar uma fórmula de governação mundial que garanta a correta gestão dos recursos, sob a forma de uma figura legal semelhante a um condomínio (Magalhães, 2017) (ZERO, 2018).

Também a Agenda Global para os Direitos Humanos na Cidade (Global Charter-Agenda for Human Rights in the City) reconhece que as cidades são espaços coletivos que pertencem a todos os seus habitantes (UCGL, 2013). Apenas com uma declaração deste tipo é possível efetuar uma gestão centralizada e integrada dos bens e recursos necessários para a verificação das necessidades humanas de todos os cidadãos. No entanto, a grande maioria do capital é propriedade de indivíduos, empresas ou grupos económicos, pelo que seria necessária uma revolução ao sistema económico vigente para a implementação desta teoria de sustentabilidade. A defesa de propriedade comum enfrenta grande controvérsia no campo da política económica (Redclift, 2005), sendo não só uma realidade como também um dos pilares do sistema económico meritocrático em vigor (Joseph, 2017).

No entanto, face aos problemas ambientais e sociais que se verificam nos dias de hoje, é realmente necessária e essencial uma transformação drástica da sociedade, que é fundamental para a sobrevivência da espécie humana a curto e médio prazo (Fresco, 2002) (Giddings et al., 2002) (Hopwood et al., 2005) (Christen & Schmidt, 2012) (Joseph, 2014) (Wangel et al., 2016). Para isso, torna-se imperativo a implementação de um modelo de desenvolvimento sustentável de impacte zero, numa gestão de recursos em ciclo fechado, também denominado de economia circular (B. Reed, 2007) (Berardi, 2011). Grande parte dos economistas e até os maiores bancos já estão a explorar o conceito de economia circular e a ideia é até defendida pela União Europeia (European Commission, 2015a) (Liaros, 2016)

Alguns autores vão mais longe ao afirmar que é necessário mais do que um compromisso com um modelo de desenvolvimento sustentável ou de impacte zero, afirmando que é necessário um modelo de desenvolvimento regenerativo, ou seja, com um impacte negativo. Isto porque se verifica, devido ao impacte da humanidade e desenvolvimento industrial, que já se ultrapassaram limites ecológicos necessários para o equilíbrio ecológico necessário para a sobrevivência da espécie humana a longo prazo, devendo-se agora adotar estratégias regenerativas tais como a diminuição de gases de efeito de estufa na atmosfera (B. Reed, 2007) (Rockström et al., 2009) (Cole, 2012a) (Cole, 2012b) (Zhang, Skitmore, De Jong, Huisingh, & Gray, 2015) (Robinson & Cole, 2015) (Steffen et al., 2015) (Cole, 2016) (Wangel et al., 2016).

Tendo isto em conta, a implementação de um modelo de desenvolvimento sustentável irá requerer mais do que mudanças a nível técnico ou modificações na economia. Será necessária uma mudança na forma de os humanos verem o mundo e uma evolução civilizacional (Giddings et al., 2002) (Magalhães, 2017). Será por exemplo necessária uma nova abordagem à defesa dos direitos humanos, em que a manutenção dos meios de suporte à vida, o tal património comum intangível, seja considerado como um direito de cada cidadão (Joseph, 2017). É importante referir que estes avanços sejam suportados pela implementação efetiva de legislação desenvolvida para o efeito. Por exemplo, a Declaração Universal das Responsabilidades Humanas, que foi preparada na 53ª assembleia das Nações Unidas (Redclift, 2005), inclui dois princípios que se fossem implementados poderiam produzir resultados importantes: “Todos têm a responsabilidade de proteger o ar, água e solo da terra para os habitantes atuais e futuros” (Art.º

7); e “Todos devem promover o desenvolvimento sustentável em todo o planeta para assegurar dignidade, liberdade, segurança e justiça para todos” (Art.º 9) (InterActin Council, 1997).

Tendo em conta a resposta ao Módulo 5 inclui aspetos multidisciplinares que saem fora do âmbito da Eng^a Civil, o foco deste trabalho na resposta a este módulo será a identificação de soluções ao nível da cidade. No Capítulo 6 são estudadas várias soluções para a implementação de sustentabilidade ao nível da cidade, contribuindo para esta definição de sustentabilidade. Com a resposta sobre o que se entende por sustentabilidade em cada um dos 5 módulos construiu-se uma nova definição de sustentabilidade sob a forma de uma metateoria, que será adotada neste trabalho. A partir desta nova definição, é possível efetuar uma comparação com a noção de sustentabilidade que é comum nos dias de hoje e que resulta da definição do relatório de Brundtland. Na Tabela 1 resumem-se as principais abordagens adotadas em cada módulo para uma comparação das duas definições de sustentabilidade concorrentes..

Tabela 1. Comparação entre a visão de sustentabilidade em vigor e uma visão moderna de sustentabilidade, de acordo com a metateoria desenvolvida por Christen (Christen & Schmidt, 2012)

	Módulo 1: Definição de problema	Módulo 2: Princípios normativos de justiça	Módulo 3: Princípio de integração	Módulo 4: Critérios de sustentabilidade	Módulo 5: Transformação em prática
Visão de sustentabilidade do relatório de Brundtland	Impactes ambientais das atividades humanas; Visão política e económica	Justiça distributiva intergeracional; Existência de desigualdades sociais intergeracionais	Ambiente, Sociedade e Economia independentes	Sustentabilidade fraca; Níveis de desempenho; Critérios económicos como o PIB	Uso da política e religião; soluções individualizadas de sustentabilidade; promoção de crescimento económico
Nova definição de sustentabilidade	Impactes ambientais das atividades humanas; Visão científica de causa efeito	Justiça distributiva intergeracional, intrageracional, geográfica, processual e inter-espécies	Economia vista como uma atividade humana, parte da sociedade e entendimento da inter-relação de dependência entre atividades humanas e ambiente	Sustentabilidade forte; Requisitos mínimos; Critérios sociais (qualidade de vida) e critérios relacionados com limites ambientais	Uso do método científico; soluções holísticas de sustentabilidade; promoção de uma gestão inteligente de recursos em forma de equilíbrio dinâmico

3.7. *Definição de cidade sustentável*

A partir de uma definição de sustentabilidade, é possível desenvolver uma definição de cidade sustentável. À semelhança do que acontece com a definição teórica de sustentabilidade, a definição de cidade sustentável não pode ser simplificada por uma frase. Várias tentativas foram desenvolvidas neste sentido: Para Keirstead (2008), uma cidade sustentável é aquela em que as pessoas e os negócios melhoram o ambiente natural, construído e cultural a nível local e regional, de forma a promover os objetivos de desenvolvimento sustentável (Keirstead & Leach, 2008). Stossel (2015b) definiu cidade sustentável através de três critérios: boa qualidade ambiental dentro dos seus limites; a cidade não prejudica a qualidade ambiental fora dos seus limites; a cidade opera dentro dos limites dos ecossistemas

locais (Stossel et al., 2015b). A Comissão Europeia (2015b) definiu cidade sustentável como uma em que a entrada de recursos materiais e energéticos, assim como a deposição de resíduos, não excedem a capacidade do ambiente circundante. O seja, o consumo deve ser inferior à capacidade das florestas, solo e oceanos se regenerarem e a poluição não deve pressionar a capacidade do ambiente de fornecer recursos aos humanos e aos outros membros do ecossistema (European Commission, 2015b). Além destas definições, existem ainda várias definições de cidade sustentável na literatura, normalmente indicando que se deve atender às necessidades sociais e económicas sem prejudicar o ambiente (Dizdaroglu, 2015).

Ao passo que algumas destas definições são demasiado vagas, pois não identificam as características do desenvolvimento sustentável, outras ignoram as questões sociais na promoção da qualidade de vida e defesa de direitos humanos nem dão respostas de forma holística às várias componentes necessárias para definir sustentabilidade (Barbosa et al., 2014). Assim, partindo da definição de sustentabilidade desenvolvida sob a forma de metateoria, a definição de cidade sustentável, deve dar resposta aos mesmos módulos. Entende-se como cidade sustentável, uma cidade cujo modelo de desenvolvimento esteja de acordo com um desenvolvimento sustentável. Tendo em conta a definição de sustentabilidade desenvolvida anteriormente, podem ser apontados alguns pontos fundamentais para uma cidade ser considerada sustentável (no entanto, estes pontos não constituem uma definição isoladamente). Uma cidade sustentável é:

- Uma cidade em que se verifica a aplicação dos princípios normativos de justiça pela promoção da qualidade de vida, de equidade e igualdade de direitos;
- Uma cidade em que se compreende a relação de interdependência entre as atividades humanas e o ambiente de forma holística e cientificamente correta;
- Uma cidade em que as atividades humanas não excedam os limites ambientais que asseguram a manutenção de equilíbrios dinâmicos essenciais para a existência de condições de suporte à vida humana;
- Uma cidade em que os impactes sejam quantificados e monitorizados de acordo com um conjunto de critérios de avaliação definidos de forma científica;
- Uma cidade em que sejam implementadas soluções de sustentabilidade, à luz de uma economia circular ou economia baseada em recursos, baseada num modelo de gestão de recursos que permita a continua operação da sociedade.

4. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO E CERTIFICAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE

Neste subcapítulo estudam-se métodos de avaliação de sustentabilidade de edifícios, de áreas urbanas e de cidades. Como visto anteriormente, pela definição de sustentabilidade, o termo só pode ser aplicado a um sistema de desenvolvimento de toda a sociedade numa visão holística e integrada. No entanto, para facilidade de leitura, o termo “método de avaliação de sustentabilidade” é empregue neste Capítulo no sentido tradicional utilizado na literatura.

4.1. *Enquadramento*

Com a disseminação do conceito de sustentabilidade e a sua aplicação ao sector da construção, surgiram nas décadas de 70 e 80 os primeiros guias de boas práticas para a construção de edifícios, áreas urbanas e cidades. Isto levou à popularização de termos como edifícios verdes e edifícios sustentáveis, o que por sua vez provocou uma necessidade de desenvolvimento de métodos de avaliação que permitissem medir e comparar diferentes práticas. Estes métodos foram denominados de métodos de avaliação de sustentabilidade (Ness et al., 2007) (Berardi, 2011) (Berardi, 2015) e atraíram a atenção e interesse por parte da academia (Haapio, 2012) e da indústria da construção (Lützkendorf et al., 2012) (Ameen et al., 2015). Os métodos de avaliação de sustentabilidade permitem identificar, prever e avaliar os potenciais impactes do sector da construção (Devuyst, 2000) (Kibert, 2007) (Berardi, 2015). Assim, são ferramentas que ajudam os intervenientes do sector na tomada de decisão sobre as ações que se devem ou não tomar para promover e implementar soluções de sustentabilidade (Devuyst, 2000) (Berardi, 2011).

A primeira geração de métodos de avaliação de sustentabilidade focava-se apenas em edifícios (Berardi, 2011) (Sharifi & Murayama, 2014). Estas ferramentas foram desenvolvidas para apoiar o projeto, a construção e a comercialização de edifícios verdes (Lützkendorf et al., 2012) (Berardi, 2015). Assim, as ferramentas de avaliação de sustentabilidade foram vistas como uma forma de promover a sustentabilidade do ambiente construído (Kibert, 2007) (Berardi, 2011) (Yigitcanlar et al., 2015) (Berardi, 2015) ou até um pré-requisito essencial para a promoção do desenvolvimento sustentável (Berardi, 2011) (Berardi, 2015).

Os métodos de avaliação de sustentabilidade consistem na avaliação de um conjunto de critérios ou indicadores relacionados com os impactes associados ao sector, numa abordagem multicritério (Mateus & Bragança, 2011) (A. Bond et al., 2012) (Barbosa, Mateus, & Bragança, 2013). Estes critérios ou indicadores de sustentabilidades correspondem a diferentes medidas que as construções devem implementar para serem consideradas sustentáveis. Alguns desses critérios são objetivos ou quantitativos, enquanto outros são avaliados de forma subjetiva ou qualitativa, havendo um conjunto alargado de métodos de investigação associados à avaliação de sustentabilidade (Mateus & Bragança, 2011) (Barbosa et al., 2013) (Berardi, 2015). Normalmente, a avaliação destes critérios baseia-se na comparação com práticas de referência (*benchmarks*) e permite a atribuição de uma nota global, calculada através da utilização de sistemas de pesos (Mateus & Bragança, 2011) (Barbosa et al., 2013). Esta nota global serve posteriormente para caracterizar e classificar o desempenho do edifício em função

do seu nível de sustentabilidade (Kibert, 2008) (A. Bond et al., 2012). Os critérios (ou indicadores) presentes nestes métodos são normalmente agrupados em categorias, problemas (*issues*) ou objetivos de sustentabilidade, que por sua vez podem ser enquadrados em dimensões de sustentabilidade (Figura 7) (Mateus & Bragança, 2011) (Gil & Duarte, 2012) (Barbosa et al., 2013). A nomenclatura destes níveis de organização, assim como a forma de organização das mesmas varia largamente entre os vários métodos existentes.

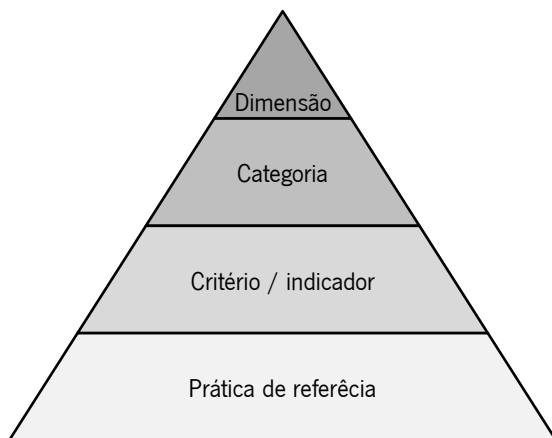


Figura 7. Hierarquização dos aspetos de sustentabilidade nos métodos de avaliação de sustentabilidade (adaptado) (Gil & Duarte, 2012)

Desde a década de 1990, foram desenvolvidos inúmeros métodos de avaliação de sustentabilidade um pouco por todo o mundo (Lützkendorf et al., 2012) (Berardi, 2015). Saunders (2008) reporta a existência de centenas de métodos de avaliação de sustentabilidade (Saunders, 2008), que inicialmente estavam presentes sobretudo na Europa e na América do Norte e, posteriormente, se espalharam para o resto do mundo (Figura 8) (Häkkinen, 2007) (Sev, 2011) (R. Reed, Wilkinson, Bilos, & Schulte, 2011) (Berardi, 2015). Estes métodos foram desenvolvidos inicialmente para serem aplicados num contexto local ou regional, mas alguns evoluíram para serem aplicados a nível internacional, por vezes mediante algumas adaptações. A adaptação regional destes métodos reflete-se na avaliação de critérios diferentes, em alterações às práticas de referência e na atribuição de importâncias diferentes (pesos) a esses critérios em função da importância no contexto de aplicação (Luís Bragança et al., 2010) (Mateus & Bragança, 2011).

O BREEAM (*Building Research Establishment Environmental Assessment Method*) foi o primeiro método de avaliação ambiental de edifícios e foi desenvolvido em 1988 no Reino Unido, por investigadores do BRE (*Building Research Establishment*). Este método sofreu muitas alterações desde a sua base e nos últimos anos foi desenvolvido o *BREEAM International*, que permite a utilização deste método a nível internacional (BRE, 2017). Outro método de avaliação de sustentabilidade com grande impacto a nível internacional é o sistema americano LEED (*Leadership in Energy and Environmental Design*) que foi estabelecido em 1996, sendo gerido pela *U.S. Green Building Council* (USGBC). A expansão deste sistema para o exterior dos Estados Unidos é notória sendo este sistema utilizado em vários países (USGBC, 2017). Ainda em 1996, surgiram dois métodos de avaliação de sustentabilidade importantes,

o SBtool (*Sustainable Building Tool*) e o HQE (*Haute Qualité Environnementale*). O SBtool, inicialmente denominado de GBTool (*Green Building Tool*), é um sistema desenvolvido por uma equipa de intervenientes do sector da construção (*stakeholders*) de mais de 20 países. Esta ferramenta do *Green Building Challenge* (GBC) foi promovida pela Iniciativa Internacional para o Ambiente Construído (iiSBE - *International Initiative for a Sustainable Built Environment*) e teve como objetivo a criação de um sistema possível de ser adaptado às condicionantes locais ou regionais de um edifício (iiSBE, 2017). O método HQE foi desenvolvido na França por uma associação com o mesmo nome, com o objetivo de melhorar a qualidade ambiental da construção. Esta associação efetua certificações aos seus clientes para que estes possam ser reconhecidos face aos seus incentivos e ações positivas no que respeita à qualidade ambiental (HQE, 2017).

Posteriormente foram surgindo um pouco por todo o mundo novos métodos de avaliação de sustentabilidade, entre os quais se destacam o CASBEE (*Comprehensive Assessment System for Building Environmental Efficiency*) e o DGNB (*Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen*). O CASBEE é um sistema japonês de avaliação ambiental de edifícios desenvolvido pelo *Japan Sustainable Building Consortium* em 2002 e foi inspirado no SBtool (CASBEE, 2017). O DGNB foi lançado em 2009 e é uma ferramenta de avaliação ambiental alemã, desenvolvida pelo *German Sustainable Building Council* (DGNB) em conjunto com o *Federal Ministry of Transport, Building and Urban Affairs* (BMVBS) e lançada para ser utilizada para o planeamento e avaliação de sustentabilidade de edifícios (DGNB, 2017).



Figura 8. Alguns dos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes em todo o mundo (adaptado) (R. Reed et al., 2011) (Berardi, 2015)

Os critérios utilizados nos métodos de avaliação de sustentabilidade podem ser vistos como uma forma e transmitir informação de forma simples e direta aos decisores e ao público em geral. Assim, facilitam

a tomada de decisão por transformar grandes conjuntos de dados em unidades fáceis de gerir e entender (Häkkinen, 2007) (Moussiopoulos, Achillas, Vlachokostas, Spyridi, & Nikolaou, 2010) (Haapio, 2012). Depois da crise energética dos anos 70, a avaliação do consumo energético era o principal critério para medir a sustentabilidade dos edifícios (Berardi, 2011). Por esta razão, os primeiros métodos abordavam sobretudo temas ambientais (Georges A Tanguay et al., 2010) (Berardi, 2013) como a eficiência energética, e temas relacionados com o conforto interior dos edifícios (Lützkendorf et al., 2012) (Sharifi & Murayama, 2014). Entretanto, com a evolução da definição de desenvolvimento sustentável, os métodos de avaliação de sustentabilidade atuais consideram o desempenho energético apenas como um de muitos critérios que devem ser considerados para a promoção de um ambiente construído sustentável (Berardi, 2011). A complexidade do ambiente construído requereu uma abordagem multidisciplinar na avaliação de sustentabilidade (Berardi, 2011). Assim, a seleção de indicadores nos métodos de avaliação de sustentabilidade seguiu uma estratégia *bottom-up*, na medida em que partiu de uma tradição de edifícios energeticamente eficientes, à qual se foram adicionando critérios noutras áreas, sendo posteriormente agrupados em categorias e dimensões (Lützkendorf et al., 2012). Normalmente, os métodos de avaliação de sustentabilidade tentam utilizar a abordagem *triple bottom line*, considerando as dimensões ambiental, social, e, menos frequentemente, a económica, apesar de esta nem sempre ser explícita nas suas estruturas de avaliação (A. Bond et al., 2012) (Berardi, 2015) (Ding et al., 2014).

Tendo em conta a enorme quantidade de métodos existentes, os seus diferentes campos de ação, âmbitos de aplicação e abordagens, torna-se importante categorizar os métodos em grupos que possibilitem um melhor entendimento das mesmas e uma análise mais objetiva. Com esse objetivo, Ness (2007) efetuou um estudo de categorização muito completo dos métodos existentes, agrupando-os em 3 tipos diferentes: indicadores ou índices globais; métodos de avaliação de produtos e métodos de avaliação integrados (Ness et al., 2007). No entanto este estudo não se foca apenas na avaliação de sustentabilidade do ambiente construído. Com esse objetivo, Berardi (2015) efetuou um estudo para categorizar métodos de avaliação de sustentabilidade do ambiente construído, agrupando-os em quatro grupos em função do âmbito de aplicação: avaliação de impacte ambiental de ciclo de vida de produtos, avaliação de sustentabilidade de edifícios, de áreas urbanas e de cidades (Berardi, 2015).

Os métodos de avaliação de impactes de ciclo de vida tem sido muito utilizadas para a avaliação de impactes ambientais de produtos (Ness et al., 2007) e de edifícios (Sharifi & Murayama, 2014). São uma ferramenta importante que pode auxiliar na decisão sobre materiais ou soluções construtivas com menor impacte ambiental. No entanto, focam-se sobretudo na componente ambiental e não são suficientemente abrangentes para a avaliação de sustentabilidade do ambiente construído, que tem também impactes nas componentes social e económica (Kibert, 2008) (Luís Bragança et al., 2010) (Mateus & Bragança, 2011) (Berardi, 2015). Tendo isto em conta, os métodos de avaliação de sustentabilidade de edifícios, áreas urbanas e cidades tem uma abordagem mais holística ao incluir na avaliação critérios e indicadores de variados temas associados a estas dimensões (Ameen et al., 2015) (Berardi, 2015). No entanto, há alguma confusão devido ao facto de estes métodos terem abordagens muito diferentes uns dos outros,

tanto na seleção de indicadores como nos métodos de avaliação, na importância de cada um e consequentemente na agregação de resultados (Ameen et al., 2015) (Berardi, 2015). Mesmo quando aplicáveis à mesma região ou país, é possível encontrarem-se diferentes abordagens à avaliação de sustentabilidade. A título de exemplo, em Portugal existem os métodos SBTool (Mateus & Bragança, 2011) (Barbosa et al., 2013) e LiderA (Ferreira, Pinheiro, & De Brito, 2014) (LiderA, 2017), que têm abordagens significativamente diferentes e no entanto foram desenvolvidos para serem aplicados no mesmo país.

De forma a promover alguma uniformização na forma de abordagem à avaliação de sustentabilidade, houveram alguns esforços a nível europeu para a criação de estruturas comuns para a avaliação de sustentabilidade de edifícios. A título de exemplo, identificam-se alguns projetos como o LEnSE, o PERFECTION, o OpenHouse e o SuPerBuildings, que foram financiados em programas operacionais da Comissão Europeia. No LEnSE (*Methodology Development Towards a Label for Environmental, Social and Economic Buildings*), desenvolveu-se um método de avaliação de edifícios novos, existentes ou em operações de reabilitação. O método proposto contém 57 indicadores (*issues*) agrupados em 11 categorias nas 3 dimensões de sustentabilidade. O seu sistema de pesos foi desenhado para uma adaptação a cada país (European Commission, 2012). No PERFECTION (*Coordination action for performance indicators for health, comfort and safety of the indoor environment*) desenvolveu-se uma estrutura e uma lista de indicadores para a avaliação da qualidade do ambiente interior dos edifícios, com foco no conforto, saúde e segurança, estando a ferramenta disponível numa página *online* (European Commission, 2013) (Perfection, 2017).

O projeto OpenHouse (*Benchmarking and mainstreaming building sustainability in the EU based on transparency and openness*) desenvolveu um método para a avaliação do desempenho de edifícios na Europa, que abrange as dimensões ecológica, social e económica. O projeto pretendeu demonstrar as falhas dos métodos existentes para promover um conjunto de requisitos mínimos para edifícios sustentáveis na Europa (European Commission, 2014). O SuPerBuildings (Sustainability and Performance assessment and Benchmarking of Buildings) desenvolveu-se pela seleção de uma lista de indicadores de sustentabilidade para a avaliação de edifícios. O foco estava na validade e confiabilidade dos indicadores chave selecionados. O projeto desenvolveu ainda soluções para a integração da avaliação de sustentabilidade em sistemas de BIM (*Building Information Modelling*) (Lützkendorf et al., 2012).

Na sequência destes projetos, surgiram também grupos e redes de investigação criados com o mesmo objetivo, como a SBAlliance (*Sustainable Building Alliance*), uma organização sem fins lucrativos criada em 2009, englobando entidades de certificação, centros de investigação, universidades, organizações, empresas de construção, empresas de produção de soluções construtivas e outros intervenientes chave no sector da construção. O objetivo desta rede foi acelerar a adoção de práticas sustentáveis pela promoção de métodos de avaliação e classificação de sustentabilidade de edifícios. Para isso, desenvolveu um conjunto de 6 indicadores chave, 4 relativos à dimensão ambiental (gases de efeito de estufa, consumo energético, consumo de água e resíduos) e 2 à dimensão social (conforto térmico e

qualidade do ar). Estes indicadores podem ser avaliados em diferentes fases do ciclo de vida dos edifícios (Crowhurst et al., 2010) (SBA, 2017), e podem servir de guia para outros métodos de avaliação de sustentabilidade. A Associação iiSBE, promotora do sistema SBTool, tem também objetivos semelhantes ao desenvolver uma ferramenta base para aplicação em diferentes contextos regionais (iiSBE, 2017).

Apesar disso, estes projetos não demonstram sucesso nos seus objetivos pois acabam por concorrer parcialmente uns com os outros na busca por uma lista consensual de indicadores chave, tendo eles também abordagens muito diferentes. Isto colaborou para o aumento da confusão relacionada com o tema da avaliação de sustentabilidade. No fundo, existem dois argumentos conflitantes: por um lado alguns autores afirmam que os métodos devem ser adaptados ao contexto de aplicação; por outro, outros autores defendem a comparabilidade entre os métodos. Para resolver este problema, começaram a ser desenvolvidas normas com o objetivo de promover uma maior uniformização dos métodos de avaliação de sustentabilidade. A nível internacional, a ISO (*International Organization for Standardization*) nomeou dois comités técnicos para criarem normalização nesta área: o TC 207 (*Life cycle assessment*) para a avaliação de impactos de ciclo de vida de produtos de construção e o TC 59 (*Sustainability in buildings and civil engineering works*) para a sustentabilidade de edifícios e outras obras de construção civil (Tabela 2) (ISO, 2017b). A nível europeu, o CEN (Comité Europeu de Normalização), nomeou o Comité Técnico (TC) 350 – *Sustainability of construction works* (Sustentabilidade das obras de construção), que desenvolveu também um conjunto de normas nesta matéria (Tabela 3) (CEN, 2017).

Algumas das normas promovidas por estas instituições ainda estão em desenvolvimento, no entanto a grande maioria foi publicada entre 2010 e 2016, estando atualmente em vigor. Apesar disso, não sendo de carácter obrigatório, mesmo sendo ratificadas como normas nacionais (CENELEC, 2017), não se tem verificado mudanças nos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes para verificarem os critérios impostos nestas normas. O facto de existirem várias iniciativas com o objetivo de uniformizar os métodos de avaliação de sustentabilidade, demonstra que de facto pode haver uma abordagem à avaliação de sustentabilidade que seja aplicável em diferentes situações.

Tabela 2. Normas ISO relacionadas com a avaliação de sustentabilidade (ISO, 2017b)

Âmbito	Referência	Título
Produtos (TC 207)	ISO 14040:2006	Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework
	ISO 14044:2006	Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines
	ISO 14045:2012	Environmental management – Life cycle assessment – Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to impact assessment situations
	ISO 14046:2014	Environmental management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines
	ISO/TR 14047:2012	Environmental management – Life cycle assessment – Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to impact assessment situations
	ISO/TS 14048:2002	Environmental management – Life cycle assessment – Data documentation format
	ISO/TR 14049:2012	Environmental management – Life cycle assessment – Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to goal and scope definition and inventory analysis
	ISO/TS 14071:2014	Environmental management – Life cycle assessment – Critical review processes and reviewer competencies: Additional requirements and guidelines to ISO 14044:2006
	ISO/TS 14072:2014	Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines for organizational life cycle assessment
	ISO/TR 14073:2017	Environmental management – Water footprint – Illustrative examples on how to apply ISO 14046
Edifícios (TC 59)	ISO/TS 12720:2014	Sustainability in buildings and civil engineering works – Guidelines on the application of the general principles in ISO 15392
	ISO 15392:2008	Sustainability in building construction – General principles
	ISO 16745-1:2017	Sustainability in buildings and civil engineering works – Carbon metric of an existing building during use stage – Part 1: Calculation, reporting and communication
	ISO 16745-2:2017	Sustainability in buildings and civil engineering works – Carbon metric of an existing building during use stage – Part 2: Verification
	ISO/CD 20887 [Under development]	Design for Disassembly and Adaptability of Buildings
	ISO/NP 21678 [Under development]	Sustainability in buildings and civil engineering works – Methodological principles for the development of benchmarks for sustainable buildings
	ISO 21929-1:2011	Sustainability in building construction – Sustainability indicators – Part 1: Framework for the development of indicators and a core set of indicators for buildings
	ISO/TS 21929-2:2015	Sustainability in building construction – Sustainability indicators – Part 2: Framework for the development of indicators for civil engineering works
	ISO 21930:2017	Sustainability in buildings and civil engineering works – Core rules for environmental product declarations of construction products and services
	ISO 21931-1:2010	Sustainability in building construction – Framework for methods of assessment of the environmental performance of construction works – Part 1: Buildings
	ISO/DIS 21931-2 [Under development]	Sustainability in buildings and civil engineering works – Framework for methods of assessment of the sustainability performance of construction works – Part 2: Civil engineering works
ISO/TR 21932:2013	Sustainability in buildings and civil engineering works – A review of terminology	

Tabela 3. Normas CEN relacionadas com a avaliação de sustentabilidade (CEN, 2017)

Âmbito	Referência	Título
Produtos	CEN/TR 15941:2010	Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Methodology for selection and use of generic data
	EN 15942:2011	Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Communication format business-to-business
	EN 15804:2012+A1:2013	Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products
Edifícios	EN 15643-1:2010	Sustainability of construction works - Sustainability assessment of buildings - Part 1: General framework
	EN 15643-2:2011	Sustainability of construction works - Assessment of buildings - Part 2: Framework for the assessment of environmental performance
	EN 15978:2011	Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method
	EN 15643-3:2012	Sustainability of construction works - Assessment of buildings - Part 3: Framework for the assessment of social performance
	EN 16309:2014+A1:2014	Sustainability of construction works - Assessment of social performance of buildings - Calculation methodology
	EN 15643-4:2012	Sustainability of construction works - Assessment of buildings - Part 4: Framework for the assessment of economic performance
	EN 16627:2015	Sustainability of construction works - Assessment of economic performance of buildings - Calculation methods
	CEN/TR 16970:2016	Sustainability of construction works - Guidance for the implementation of EN 15804
	CEN/TR 17005:2016	Sustainability of construction works - Additional environmental impact categories and indicators - Background information and possibilities - Evaluation of the possibility of adding environmental impact categories and related indicators and calculation methods for the assessment of the environmental performance of buildings

4.2. Métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades

Apesar de inicialmente os métodos de avaliação de sustentabilidade se terem focado unicamente em edifícios, verificou-se que a escala do edifício é insuficiente para promover a sustentabilidade (Häkkinen, 2007) (Cole, 2010) (Berardi, 2013) (Barbosa et al., 2014) (Berardi, 2015). Uma das principais críticas à avaliação de sustentabilidade ao nível do edifício é a incapacidade de se considerarem todos os aspetos necessários para avaliar a sustentabilidade do ambiente construído (Rosales, 2011) (Haapio, 2012) (Berardi, 2013) (Ameen et al., 2015) (Berardi, 2015). Um edifício não pode ser considerado como uma ilha isolada, pelo que a avaliação de sustentabilidade ao nível do edifício representa uma abordagem redutora de sustentabilidade (Berardi, 2011). Isto porque a avaliação de sustentabilidade ao nível do edifício não reflete adequadamente as interações complexas entre os edifícios e as várias componentes das cidades (Haapio, 2012) (Ameen et al., 2015) (Berardi, 2015). Adicionalmente, critérios relacionados com os aspetos sociais e económicos são frequentemente ignorados nos métodos de avaliação de sustentabilidade à escala do edifício (Berardi, 2013) (Sharifi & Murayama, 2014).

Em 1994, na primeira Conferência das Cidades Sustentáveis, em Aalborg, foi criada a “Carta das Cidades e Vilas Europeias para a Sustentabilidade” (*Charter of European Sustainable Cities and Towns Towards Sustainability*), também conhecida como a Carta de Aalborg (*Aalborg Charter*). A Carta de Aalborg, que tem atualmente cerca de 2700 signatários de 40 países, incluindo 58 municípios portugueses, foi

inspirada na Agenda 21, resultante da cimeira do Rio de 1992 e promove a implementação da Agenda 21 Local através do comprometimento destas cidades em seguir um conjunto de princípios de sustentabilidade (Charter of European Cities and Towns Towards Sustainability, 1994) (Sustainable Cities Platform, 2017). Um dos objetivos presentes nesta declaração foi a utilização de indicadores para a avaliação de sustentabilidade para ajudar a tomada de decisão e a monitorização de desempenho de cada signatário (Tarzia, Berrini, Bono, Ferrari, & Merola, 2003).

Baseada nos princípios desenvolvidos na Carta de Aalborg, a Fundação Europeia para a melhoria das condições de vida e do trabalho (*European Foundation for the Improvement of Living and Working Conditions*) elaborou em 1998 uma estrutura de indicadores de avaliação de sustentabilidade urbana denominada de “*Urban Sustainability Indicator framework*” (Tabela 4). Os indicadores foram aplicados e testados em algumas cidades europeias mas não tiveram sucesso suficiente para serem aplicados massivamente (Mega & Pedersen, 1998).

Tabela 4. Estrutura do método “*Urban Sustainability Indicator framework*” (Mega & Pedersen, 1998)

Indicador	Descrição
Clima global	Emissões de CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFC's e Halogéneos
Qualidade do ar	Dias do ano com níveis alarmantes de toxicidade
Acidificação	Deposição de SO ₂ , NO ₂ e NH ₃ por hectare
Toxicidade dos ecossistemas	Emissões de vários elementos tóxicos
Mobilidade urbana / Transportes limpos	Quantidade e dimensão de comutações em carros privados
Gestão de resíduos	Resíduos totais produzidos por habitante
Consumo energético	Energia primária consumida em uso doméstico, industrial, terciário e público
Consumo de água	Água extraída menos água reciclada para manutenção de espaços públicos
Incómodo	População afetada por ruído, odores ou poluição lumínica
Justiça social	População em pobreza, desemprego, falta de acesso a educação, etc
Qualidade habitacional	População sem abrigo ou com habitação precária
Segurança urbana	Criminalidade e sinistralidade automóvel
Sustentabilidade económica urbana	Receita total menos défice fiscal, despesa pública e dano de poluição per capita
Espaços públicos verdes e património	Porcentagem de áreas verdes ou património com necessidades de melhoria
Participação pública	Participação local em eleições autárquicas e em associações para a melhoria urbana
Sustentabilidade única	Definido pelas cidades – Fatores únicos que promovem sustentabilidade ambiental, social ou económica

Também no ano de 1998, a Comissão Europeia lançou um projeto em conjunto com a agência estatística europeia EuroStat, denominado “Urban Audit” (Auditoria Urbana) com o objetivo de desenvolver uma ferramenta de diagnóstico que as cidades podiam usar para avaliação e monitorização de sustentabilidade. O projeto envolveu 58 cidades da União Europeia entre os 50 mil e os 10 milhões de habitantes e consistiu na avaliação de 21 indicadores em 5 categorias (Eurostat, 2000). Entretanto, o projeto desenvolveu-se, tendo sido efetuadas avaliações de 3 em 3 anos de cada vez mais cidades. Atualmente são considerados centenas de indicadores, sendo a maior base de dados a nível europeu. Estes indicadores não formam em si um método de avaliação de sustentabilidade de cidades, mas muitas das variáveis utilizadas podem ser utilizadas como tal, se forem integradas numa estrutura de avaliação. Uma das vantagens destas avaliações, cujos dados estão disponíveis gratuitamente no website da

EuroStat, é a fonte dos dados ser credível e os dados confiáveis. Contudo, sofre do problema de falta de dados pois muitas cidades não são obrigadas a participar (Eurostat, 2017a).

Em 1999, o ministério do ambiente do governo francês, apoiado pela Comissão Europeia e por um vasto conjunto de instituições, formou um grupo de trabalho em indicadores de sustentabilidade urbana e iniciou um projeto denominado “European Common Indicators” (indicadores europeus comuns). Este projeto teve como objetivo desenvolver um conjunto de indicadores comuns e harmonizados para utilização em cidades europeias. Em 2000, na terceira conferência europeia sobre cidades sustentáveis, em Hanover, a Comissão Europeia apresentou pela primeira vez resultados preliminares do projeto com o anúncio de um período de testes em 80 cidades europeias que durou entre 2001 e 2003. Como resultado deste projeto foi desenvolvida uma estrutura de 11 indicadores para a avaliação de sustentabilidade de cidades (Tabela 5), numa abordagem “*bottom-up*” que partiu do conhecimento gerado em vários projetos europeus e da análise dos casos de estudo. Notavelmente, o método inicial apenas continha 10 indicadores, mas decidiu-se considerar um indicador adicional relacionado com a pegada ecológica (Tarzia et al., 2003) (Berardi, 2015).

Tabela 5. Estrutura do método “*European Common Indicators*” (Tarzia et al., 2003)

Indicador	Descrição
Satisfação dos cidadãos	Satisfação média da comunidade local
Contribuição local para o aquecimento global	Emissões de CO2 per capita
Mobilidade local e transporte de passageiros	Porcentagem de viagens em veículos privados
Disponibilidade de áreas e serviços públicos	Porcentagem de habitantes a menos de 300m de áreas públicas
Qualidade do ar	Número de ultrapassagens de limites de PM10
Viagens de crianças entre casa e escola	Porcentagem de crianças que vão para a escola em veículos privados
Gestão sustentável de autoridades e empresas	Porcentagem total de certificações verdes
Poluição sonora	Porcentagem de população exposta a ruído noturno > 55 dB(A)
Uso do solo sustentável	Porcentagem de áreas protegidas
Produtos promovendo a sustentabilidade	Porcentagem de pessoas a comprar produtos verdes
Pegada ecológica da cidade	-

Na Ásia houve uma iniciativa muito semelhante aos indicadores comuns europeus, denominada de “*Cities Data Book*” (livro de dados de cidades), desenvolvida em 2001 pelo Banco de Desenvolvimento da Ásia (*Asian Development Bank*). Esta instituição desenvolveu um método de avaliação de sustentabilidade de cidades com 109 indicadores para a monitorização e gestão de cidades asiáticas (Hall, Newton, Westfall, Clarke, & McGee, 2001). No entanto, o projeto aparentemente terminou e deixaram de ser apresentados resultados desde 2001.

Entretanto, os temas inovadores da sustentabilidade e da avaliação de sustentabilidade estavam em foco no final da década de 1990, principalmente a nível europeu e foram impulsionadas ainda mais com o lançamento dos Objetivos de Desenvolvimento do Milénio (*Millenium Development Goals*) no ano 2000. A União Europeia e a Comissão Europeia, através de vários programas de financiamento, promoveram um grande conjunto de projetos com o objetivo de desenvolver métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades e de áreas urbanas. A título de exemplo, apresentam-se os projetos BEQUEST, PASTILLE, PROPOLIS, IANUS, CRISP, EOPADEV, Ecocity, PETUS e TISSUE.

O BEQUEST (*Building Environmental Quality Assessment for Sustainability through Time*) foi uma rede financiada pelo 4º Programa Quadro da União Europeia e apoiada pelo Programa para o Ambiente e Clima da UE, que decorreu entre 1997 e 2001, com o objetivo de determinar os princípios comuns para o desenvolvimento urbano sustentável através de um conjunto multidisciplinar de participantes. A rede era composta por vários parceiros de 6 países europeus. Como resultado, apresentou-se uma estrutura para a avaliação de sustentabilidade de cidades e áreas urbanas contendo 4 categorias principais, que se subdividem em 40 indicadores (Curwell, Hamilton, & Cooper, 1998) (Bentivegna et al., 2010).

O PASTILLE (*Promoting Action for Sustainability Through Indicators at the Local Level in Europe*) foi um projeto financiado pelo 5º Programa Quadro da União Europeia, que decorreu entre 2000 e 2002, com o objetivo de analisar a implementação de programas locais de indicadores de sustentabilidade, em diversos contextos e desenvolver modelos, métodos e técnicas para garantir que esses indicadores tenham impacto na tomada de decisões no nível do município. Os resultados do projeto, que teve um consórcio de 10 parceiros de 4 países europeus, já não estão disponíveis (European Commission, 2005e).

O PROPOLIS (*Planning and Research of Policies for Land Use and Transport for Increasing Urban Sustainability*) foi um projeto de investigação financiado pelo 5º programa quadro da União Europeia, desenvolvido entre 2000 e 2003 por várias instituições de 6 países europeus. O objetivo do projeto foi desenvolver e testar políticas de uso do solo, assim como ferramentas de avaliação para promover a implementação destas políticas em cidades europeias. Como resultado, desenvolveram um método de avaliação de sustentabilidade de cidades com 35 indicadores, divididos entre 9 categorias nas 3 dimensões da sustentabilidade (European Commission, 2005g).

O IANUS (*Indicators system to Assess New Urban Services - Improving decision making through evaluation*) foi um projeto financiado pelo 5º Programa Quadro da União Europeia, que decorreu entre 2000 e 2003, com um consórcio de 9 instituições de 5 países europeus. O objetivo do projeto foi avaliar a sustentabilidade de cidades com o objetivo de melhorar a qualidade de vida, inovando ao introduzir a satisfação dos habitantes como um indicador chave para avaliar as políticas públicas (European Commission, 2005d).

A CRISP (*Construction and City Related Sustainability Indicators*) foi uma rede temática europeia financiada pelo 5º programa quadro da União Europeia e apoiada pela Rede Europeia de Conhecimento Urbano (*European Urban Knowledge Network*) que decorreu entre 2000 e 2003. Foi coordenada pelo CSTB, da França e pelo VTT, da Finlândia, contando com a participação de outras 22 instituições de 16 países. O objetivo da rede foi definir e validar indicadores de avaliação de sustentabilidade de cidades através da sua implementação e medição. Não foi possível ter acesso à lista de indicadores desenvolvidos pela rede (European Commission, 2005a) (EUKN, 2012).

O ECOPADEV (*Indicators system to assess new urban services. improving decision making through evaluation*) foi um projeto de investigação financiado pelo 5º programa quadro da União Europeia, desenvolvido entre 2002 e 2004 por 13 instituições de 7 países europeus. O objetivo do projeto foi o desenvolvimento de ferramentas de apoio à tomada de decisão com base em indicadores para ajudar as autoridades locais no planeamento das cidades e melhorar as condições de vida dos habitantes (European Commission, 2005c).

O Ecocity (*Urban development towards appropriate structures for sustainable transport*) foi um projeto financiado pela Comissão Europeia que decorreu entre 2002 e 2005, coordenado pela Universidade de Viena, na Áustria e com a participação de mais 32 parceiros de vários países europeus. O objetivo do projeto foi desenvolver modelos de cidades sustentáveis com base no conceito de cidade compacta de usos mistos (European Commission, 2005b). Neste sentido, desenvolveu-se também um método de avaliação de cidades com 7 categorias e 21 indicadores (Gaffron, Huismans, & Skala, 2008).

O PETUS (*Practical Evaluation Tools for Urban Sustainability*) foi um projeto que decorreu entre 2003 e 2006, financiado pelo 5º programa quadro da União Europeia, coordenado pela Universidade de Cardiff e com a participação de várias instituições de 7 países europeus. Como resultado, desenvolveu-se uma ferramenta *online* para a avaliação de sustentabilidade de obras de construção, independente da dimensão do objeto de estudo, sendo aplicável a zonas urbanas e a cidades. O método de avaliação consiste na utilização potencial de centenas de indicadores que provêm de outros métodos existentes na altura em função do tipo de projeto, divididos em 6 categorias (European Commission, 2005f) (PETUS, 2005).

O TISSUE (*Trends and Indicators for Monitoring the European Union Thematic Strategy on Sustainable Development of Urban Development*) decorreu entre 2004 e 2005, financiado pelo 6º programa quadro da União Europeia, coordenado pelo VTT (*Technical Research Centre Of Finland*) e com a participação de 13 parceiros de 12 países. O projeto desenvolveu uma proposta de lista de indicadores de avaliação de sustentabilidade urbana com 23 indicadores chave e 16 indicadores adicionais, divididos em 5 categorias principais, baseados na análise das preocupações e das tendências de desenvolvimento urbano a nível europeu, assim como em métodos de avaliação existentes a nível europeu, nacional ou regional (Häkkinen, 2007) (European Commission, 2010).

Entretanto, ocorreram várias iniciativas para promoção da sustentabilidade, principalmente a nível europeu. No ano 2000, foi elaborada a Carta-Agenda global para os direitos humanos na cidade (*Global Charter-Agenda for Human Rights in the City*) que desenvolveu um plano de ação estratégico, que atualmente conta com mais de 400 cidades aderentes em todo o mundo (UCGL, 2013) (UCLG, 2016). Posteriormente, em 2004 realizou-se a quarta Conferência das Cidades Sustentáveis, denominada Aalborg+10. A conferência resultou no desenvolvimento de uma estrutura de 10 objetivos de sustentabilidade, subdividida em vários objetivos secundários, que foi utilizada para monitorizar a implementação da Agenda 21 Local (Silva, S, 2007) (Sustainable Cities Platform, 2017). Posteriormente,

foram realizados vários acordos, tais como o acordo de Leipzig (*Leipzig Charter*) em 2007 (European Commission, 2007), assinado pela maioria dos ministros europeus responsáveis pelo ordenamento do território; o plano da rede ICLEI (*International Council for Local Environmental Initiatives*) em 2008, com mais de 1000 governos nacionais e locais signatários (ICLEI, 2017); e a rede C40 – Capitais Sustentáveis do Mundo (*World Sustainable Capitals*), que define princípios para cerca de 50 megacidades a nível mundial (C40, 2017) (Berardi, 2011). Entretanto, o Pacto de Autarcas (*Covenant of Mayors*) representa o maior movimento do género a nível europeu, tendo sido assinado por mais de 7500 governos locais europeus. Os seus signatários comprometem-se ao cumprimento de vários objetivos para se atingirem as metas da União Europeia até 2020. Para o efeito, estas cidades necessitam de avaliar e medir os seus níveis de sustentabilidade numa série de indicadores chave. Recentemente esta organização desenvolveu um novo plano com objetivos para 2030 ainda mais ambiciosos, que conta já com cerca de 1000 signatários (Covenant of Mayors, 2017).

Em todo o mundo continuam a surgir iniciativas semelhantes (Berardi, 2015). No entanto, tem-se verificado que as propostas elaboradas nestes tratados, declarações ou cartas, que não são legalmente vinculativos, não são promovidos ou cumpridos ao nível dos municípios, mesmo quando são ratificados (Marsal-Llacuna, 2016). A principal vantagem destes acordos é assim aumentar a consciencialização global, estimular o interesse nestas matérias e definir melhores práticas, pois são promovidos por intervenientes inovadores e visionários com objetivos de alterar o *status-quo* (Marsal-Llacuna, 2016).

No contexto do início do Século XXI, foram desenvolvidos vários métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades em todo o globo, com o objetivo de promover e monitorizar a aplicação dos princípios traçados nestes acordos e pactos. O relatório "*Indicators for Sustainable Cities*" (Indicadores para cidades sustentáveis), desenvolvido pela Comissão Europeia, faz um excelente resumo dos métodos existentes para a avaliação de sustentabilidade de cidades (European Commission, 2015b). Com o mesmo objetivo, recomenda-se também a leitura da norma ISO 37121 - "Desenvolvimento sustentável em comunidades – Inventário de guias e abordagens existentes para o desenvolvimento sustentável e resiliência em cidades" (*Sustainable development in communities – Inventory of existing guidelines and approaches on sustainable development and resilience in cities*) (ISO, 2017c).

Em 2004, as Nações Unidas, através do seu programa das comunidades urbanas (*Human Settlements Programme*), desenvolveram um método de avaliação de sustentabilidade de cidades com base nos Objetivos de Desenvolvimento do Milénio (ODM) e na Agenda Habitat das Nações Unidas (UNHabitat, 2004). O objetivo era ajudar os estados membros da União Europeia a atingir o objetivo 11 dos ODM ("Cidades sem bairros de lata"). Para o efeito, utilizou o conhecimento da Agenda Habitat ao utilizar um sistema de avaliação pré-existente com 20 indicadores chave, 8 listas de verificação e 16 indicadores extensivos, divididos em 5 categorias (Habitação; Desenvolvimento social e erradicação da pobreza; Gestão ambiental; desenvolvimento económico e Governança) (UNHabitat, 2004).

Em 2006, o centro de investigação *Ambiente Italia*, com o apoio da rede ICLEI, desenvolveu um método de avaliação de sustentabilidade de cidades denominada de “*Urban Ecosystem Europe*”, com base nos indicadores comuns europeus, no “*Urban Audit*” e em projetos europeus como o TISSUE, entre outros. O método considera 52 indicadores divididos em 7 categorias (Tabela 6) e foi testada em 2007 em 32 cidades europeias entre os 150 mil e 2 milhões de habitantes, tendo sido desenvolvido para refletir o progresso das cidades perante os compromissos da carta de Aalborg e da Agenda 21 local (Berrini & Bono, 2007) (Informed Cities, 2017).

Tabela 6. Estrutura do método Urban Ecosystem Europe (Informed Cities, 2017)

Categoria	Indicador
Água	Habitantes com acesso a saneamento
	Consumo diário de água potável
	Fugas de água na rede
	Rede separada para águas residuais
	Águas residuais com tratamento terciário
	Reciclagem de resíduos
	Separação de resíduos
	Deposição em aterro de resíduos
	Produção de resíduos per capita
Projeto urbano	Comprimento da rede ciclável por habitante
	Percentagem de áreas verdes
	Áreas verdes por habitante
	Percentagem de áreas naturais
	Áreas de parques e jardins por habitante
	Percentagem e área de redes de ciclovias
	Redes cicláveis por habitante
	Vias exclusivas para ciclistas
	Vias pedonais por área de rede viária
	Vias pedonais por habitante
Percentagem de rede viária com árvores na berma	
Ruído	População exposta a ruído diurno
	População exposta a ruído noturno
Mobilidade	Percentagem de uso de veículos elétricos
	Transportes urbanos verdes
	Passageiros por habitante
	Viagens em transportes motorizados
	Quilometragem de veículos motorizados por habitante
Energia	Tendências de emissões em relação a 1990
	Tendências de emissões em relação a 2000
	Emissões equivalentes de CO2 per capita
	Emissões de CO2 per capita
	Habitantes com acesso a aquecimento centralizado urbano
	Produção de energia em aquecimento centralizado urbano por habitante
	Aquecimento centralizado urbano com uso de combustíveis fósseis
	Eletricidade proveniente de energias renováveis consumida por entidades públicas
	Consumo de eletricidade no sector residencial per capita
	Edifícios públicos com monitorização
	Consumo energético de edifícios públicos
	Painéis solares instalados em edifícios públicos
	Energia solar fotovoltaica em edifícios públicos
Energia solar térmica em edifícios públicos	

Tabela 6 (continuação). Estrutura do método Urban Ecosystem Europe (Informed Cities, 2017)

Categoria	Indicador
Eco-Gestão	Certificação ISO em empresas públicas Certificação pública de departamentos Comida orgânica local usada em cantinas municipais Certificação de outros departamentos Frota pública verde Uso de papel reciclado em escritórios públicos
Ar	NO2 concentração anual máxima média NO2 – concentração anual media em estações de tráfego O3 – ultrapassagens ao limite de 120 µg/m3 (pior estação) O3 – ultrapassagens ao limite de 120 µg/m3 em média PM10 – ultrapassagens ao limite de 50 µg/m3 (pior estação) PM10 – ultrapassagens ao limite em estações de tráfego

Na sequência do acordo de Leipzig realizado em 2007 pelos 27 estados membros da União Europeia para a promoção de cidades sustentáveis na União Europeia, foi desenvolvida um método de avaliação de sustentabilidade de cidades denominado de “*The Reference Framework for Sustainable Cities*” (RFSC) (Estrutura de referência para cidades sustentáveis). Este método foi desenvolvido após a declaração de Marselha em 2008 pelo governo Francês, em parceria com os outros estados membros, a Comissão Europeia e o Concelho Europeu de municípios e Regiões (*Council of European Municipalities and Regions* - CEMR). O método foi testado em 2011 em 66 cidades europeias (pequenas e muito grandes) e a primeira versão foi lançada em 2013. Após 2014, o método é gerido pelo URBACT, que se trata de um programa de financiamento europeu para a coordenação de redes de ação europeia para promover o desenvolvimento urbano sustentável. O método RFSC está disponível *online* gratuitamente e na versão atual contém 64 indicadores divididos em 4 dimensões da sustentabilidade, acrescentando a governança, ou dimensão institucional às 3 dimensões de sustentabilidade tradicionais (Tabela 7). O método apresenta ainda cerca de 300 indicadores suplementares que se distribuem em outros métodos de avaliação que se podem utilizar em função das necessidades particulares de cada cidade (RFSC, 2017).

Tabela 7. Estrutura do método RFSC (RFSC, 2017)

Dimensão	Categoria	Indicador
Dimensão Espacial	Planeamento urbano e uso do solo	Relação entre ocupação territorial e crescimento da população Recuperação de solos contaminados
	Assegurar equidade espacial	Proximidade a serviços básicos População a menos de 500m de transportes públicos com frequência mínima de 20 minutos
	Promover equidade territorial	Implementação de estratégia de redução de riscos e resiliência Pobreza de combustíveis
	Preservar e promover o património arquitetónico, cultural e urbano	Política de preservação do património Despesas por habitante na preservação, proteção e conservação de património Evolução da frequência turística
	Promoção de alta qualidade e funcionalidade de espaços públicos e ambiente de vida	Satisfação com espaços públicos Área de espaços de recreação externos per capita
	Desenvolver mobilidade alternativa e sustentável	Porcentagem de viagens em veículos motorizados privados População a menos de 500m de transportes públicos com frequência mínima de 20 minutos
	Governança	Garantir estratégia territorial integrada
Promover a sustentabilidade na administração e gestão financeira das cidades		Porcentagem de contratos públicos ecológicos Rácio do serviço da dívida (despesas ao serviço da dívida em relação à receita própria do município)
Implementar um processo de avaliação e melhoria contínua		Mecanismo ou plano anual para diagnóstico, monitoração e melhoria da cidade
Aumentar a participação pública		Satisfação dos intervenientes locais com oportunidades para participar no planeamento local e nos processos de tomada de decisão Participação pública
Fortalecer a governança em parceria		Porcentagem de projetos urbanos geridos por uma equipa transversal Promoção de cooperação e/ou coordenação com outros municípios e / ou outros níveis de governo?
Facilitar a criação de capacidades e de redes		Porcentagem da equipa de administração com formação em desenvolvimento urbano integrado e sustentável Orçamento local para formação contínua e programas de intercâmbio
Dimensão socio-cultural	Garantir a inclusão social	População em risco de pobreza
	Garantir a equidade social e intergeracional	Coefficiente de desigualdade Plano de equidade de género Pessoas empregadas em indústrias e negócios de alto valor acrescentado
	Construir uma oferta de habitação para todos	Acessibilidade à habitação Indicador de qualidade da habitação
	Proteger e promover a saúde e o bem-estar	Proximidade a zonas verdes e áreas de lazer
	Melhorar a educação inclusiva	Porcentagem de abandono escolar precoce Taxa de participação de jovens e adultos em educação e formação nos últimos 12 meses
	Promover oportunidades de cultura e lazer	Orçamento para cultura e atividades de lazer Porcentagem de empregos na cultura

Tabela 7 (continuação). Estrutura do método RFSC (RFSC, 2017)

Dimensão	Categoria	Indicador	
Economia	Estimular crescimento verde e economia circular	Organizações com sistemas de gestão ambiental certificados Deposição em aterro de resíduos biodegradáveis	
	Promover inovação e cidades inteligentes	Orçamento municipal para a transição para uma cidade inteligente Política de cidade inteligente Taxa de registo de novos negócios Intensidade de investigação e desenvolvimento (I&D) Trabalho em indústrias inovadoras	
	Garantir a conectividade	Contactos com outras cidades Acesso a internet de alta velocidade Percentagem de famílias com acesso a internet de alta velocidade acima de 30 Mbps	
	Estimular emprego e uma economia local resiliente	Taxa de emprego entre 20 a 64 anos Registo de novos negócios Falhas de competências na força de trabalho atual Taxa de registo de novos negócios	
	Incentivar a produção e o consumo sustentáveis	Proporção de alimentos sustentáveis em cantinas públicas Proporção de área agrícola com produção sustentável	
	Promover a cooperação e parcerias inovadoras	Percentagem de projetos em parceria com pelo menos 2 outros sectores (privado, académico, sociedade civil) Centros de inovação na cidade	
	Ambiente	Mitigar as alterações climáticas	Emissões de gases de efeito de estufa per capita Quota de energias renováveis no consumo de energia
		Proteger, restaurar e melhorar a biodiversidade e os ecossistemas	Percentagem de áreas de proteção da natureza e biodiversidade sob esquemas internacionais, nacionais ou locais Variação do número de espécies de aves
Reduzir poluição		Número de vezes que são excedidos os limites de emissões de poluentes atmosféricos definidos pelas diretivas europeias sobre a qualidade do ar (PM10, O3, NO2) Poluição sonora	
Adaptação às mudanças climáticas		Plano de adaptação às mudanças climáticas Percentagem de população exposta ao risco de inundação	
Gerir materiais e recursos naturais de forma sustentável e evitar o desperdício		Produção de resíduos municipais per capita Taxa de reciclagem de resíduos municipais	
Proteger, preservar e gerir recursos hídricos		Consumo de água per capita Percentagem de população conectada a sistemas de tratamento de águas residuais com pelo menos tratamento secundário	

Em 2009, uma iniciativa privada composta pelo “*Economist Intelligent Group*” e a empresa Siemens desenvolveu o método Green City Index. O método contém cerca de 30 indicadores divididos em 8 ou 9 categorias dependendo do local de aplicação, considerando simultaneamente indicadores quantitativos e qualitativos (Tabela 8). O método foi inicialmente desenvolvido para comparar o desempenho das principais cidades europeias e não para uso global, mas já foi utilizada para a avaliação de mais de 120 cidades em todo o mundo (Siemens, 2009).

Tabela 8. Estrutura do método Green City, aplicado a nível europeu (Siemens, 2009)

Categoria	Indicador
CO2	Emissões de CO2
	Intensidade de CO2
	Estratégia de redução de CO2
Energia	Consumo energético
	Intensidade energética
	Consumo de energias renováveis
	Políticas de energias limpas e eficientes
Edifícios	Consumo energético em edifícios residenciais
	Normas para a eficiência energética de edifícios
	Iniciativas para a eficiência energética de edifícios
Transportes	Uso de transportes alternativos ao carro
	Dimensão da rede de transportes públicos
	Promoção dos transportes verdes
	Políticas de redução de congestionamentos
Água	Consumo de água
	Perdas de água em fugas
	Tratamento de águas residuais
	Eficiência hídrica e políticas de tratamento
Resíduos e uso do solo	Produção de resíduos municipais
	Reciclagem de resíduos
	Políticas de redução de resíduos
	Políticas de uso de solos verdes
Qualidade do ar	NO2
	O3
	Partículas
	SO2
	Políticas de ar puro
Governança ambiental	Plano de ação verde
	Gestão verde
	Participação pública em políticas verdes

Em 2010, a Agência Europeia do Ambiente desenvolveu também um método para a avaliação do metabolismo urbano das cidades europeias. Esta foi uma forma encontrada para a avaliação de sustentabilidade de cidades com base no seu metabolismo, ou seja, nos seus fluxos ao longo do tempo, em vez de se focar no estado atual. O método proposto, baseado em indicadores que na altura tinham dados disponíveis publicamente para facilitar a implementação, contém 15 indicadores divididos em 4 categorias (Tabela 9) (Minx, Ziegler, & Owen, 2010).

Tabela 9. Estrutura do método proposto pela Agência Europeia do Ambiente em 2010 (Minx et al., 2010)

Categoria	Indicador
Fluxos urbanos	CO2 per capita
	Eficiência energética nos transportes
	Eficiência energética para uso doméstico
	Eficiência no uso da água urbana
	Intensidade aquífera
	Reciclagem
Qualidade urbana	Uso do solo urbano
	Acesso a espaços verdes
	Concentrações de NO2
	Concentrações de partículas PM10
Matriz urbana	Taxa de desemprego
	Eficiência do uso do solo
Motores urbanísticos	Comprimento da rede de transportes públicos
	Carros registados
	PIB per capita

Tendo em conta a notoriedade que o tema das cidades sustentáveis recebeu na União Europeia desde o início do século XXI, a Comissão Europeia iniciou o projeto da Capital Europeia Verde, que desde 2010 reconhece uma cidade europeia pelos seus esforços na promoção do desenvolvimento sustentável. As cidades candidatas ao prémio anual são avaliadas através de um método de avaliação que foi formulado a partir dos European Common Indicators (Berardi, 2015). A comissão publica vários relatórios anualmente que apresentam os métodos utilizados, as práticas de referência e uma comparação das várias cidades candidatas em cada indicador (European Commission, 2017). No relatório técnico relativo à atribuição do prémio para o ano de 2019, que irá premiar Olso, da Noruega, são considerados 12 áreas de indicadores no método de avaliação (Tabela 10). Em cada área de indicador é utilizado um vasto conjunto de indicadores suplementares que permitem complementar a avaliação, utilizando um conjunto diversificado de métodos de avaliação (European Green Capital Award Secretariat, 2017).

Tabela 10. Estrutura do método de avaliação do prémio Capital Europeia Verde de 2019 (European Green Capital Award Secretariat, 2017)

Áreas de Indicadores (categorias)
Alterações climáticas: Mitigação e adaptação
Transportes locais
Áreas urbanas verdes incorporando uso do solo sustentável
Natureza e biodiversidade
Qualidade do ar ambiente
Qualidade do ambiente acústico
Gestão e produção de resíduos
Gestão da água
Gestão de tratamento de águas
Eco inovação e emprego sustentável
Desempenho energético
Gestão integrada ambiental

Em 2010, a OCDE (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico) iniciou o Programa Cidades Verdes com o objetivo de promover o crescimento verde nas atividades urbanas dos 35 estados membros desta organização. Para a avaliação do progresso das cidades, desenvolveram um método de avaliação que foi publicado em 2013 com 80 indicadores divididos em 9 categorias (Tabela 11). O método divide ainda os indicadores em indicadores de avaliação de pressão, estado e resposta para avaliar as ações tomadas a nível municipal para a promoção de medidas de desenvolvimento económico que promovam a sustentabilidade ambiental (OCDE, 2013).

Tabela 11. Estrutura do método desenvolvido no Programa das Cidades Verdes, da OCDE (OCDE, 2013)

<u>Categorias</u>
Uso do solo
Ar urbano
Uso de água
Qualidade da água urbana
Gestão de resíduos
Transportes e tráfego
Alterações climáticas e energia
Saúde ambiental
<u>Consciencialização e comportamentos</u>

Em 2008, foi desenvolvida na China um método de avaliação de sustentabilidade baseado em normas nacionais e melhores práticas de Singapura, denominado de TJ Eco-City. O método consistiu num conjunto de 26 indicadores chave divididos em 4 dimensões (Wen Yang & Deng, 2013), mas foi pouco utilizado. Entretanto, uma instituição denominada *Urban China Initiative* (Iniciativa Urbana da China), que realiza relatórios acerca do nível de sustentabilidade de cidades chinesas desde 2010 desenvolveu um método de avaliação denominado de Índice de Sustentabilidade Urbana (USI - *Urban Sustainability Index*). Este método já foi utilizado para a avaliação de cerca de 185 cidades chinesas entre os 200.000 e os 20 milhões de habitantes (Xiao, Xue, & Woetzel, 2010) (Urban China Initiative, 2017). Entretanto, o método foi atualizado em 2011, 2013 e 2016 (Urban China Initiative, 2017). A versão de 2011 (Tabela 12) contém 17 indicadores divididos em 4 dimensões (Urban China Initiative, 2012) e a versão de 2016, que ainda não está disponível em Inglês, contém 21 indicadores divididos em 4 dimensões (Urban China Initiative, 2016).

Tabela 12. Estrutura do método UCI de 2011 (Urban China Initiative, 2012)

Dimensão	Categoria	Indicador
Sociedade	Investimento em segurança social	Despesas em segurança social
		Despesas em educação
		Despesas em saúde
Economia	Desenvolvimento económico	Disparidade de rendimento
		PIB da indústria
		Investimento em I&D
Ambiente	Qualidade do ar	Poluição do ar
		Poluição industrial
	Tratamento de resíduos	Tratamento de resíduos da indústria
		Tratamento de águas
		Tratamento de resíduos domésticos
	Ambiente construído	Densidade urbana
Transportes públicos		
Espaços verdes		
Recursos	Consumo de recursos	Consumo de energia
		Eficiência de construção
		Consumo de água

O CASBEE City, lançado em 2011 no Japão utiliza o mesmo método para avaliação de sustentabilidade que é utilizado nos outros métodos da família CASBEE, baseado numa razão entre qualidade (Q) e impacto ambiental (L) (CASBEE, 2017). O CASBEE City, na versão de 2012, considera 20 indicadores distribuídos pelas 3 dimensões de sustentabilidade na categoria da qualidade (Q) e 5 indicadores para a avaliação da carga ambiental, correspondendo às emissões de CO₂ em vários sectores de atividade (L) (Tabela 13) (CASBEE, 2012).

Em 2015 foi lançada uma versão para aplicação a nível internacional, que à data foi utilizada já para a avaliação de 47 cidades em 22 países distribuídos pelos 5 continentes (CASBEE, 2015). Esta versão, ainda em fase de desenvolvimento, tem bastantes diferenças na estrutura em relação às versões de 2011 e 2012, aplicadas no Japão, contendo 197 potenciais indicadores na categoria Q e um único indicador na categoria L, correspondente às emissões totais de CO₂ por habitante (CASBEE, 2015). Esta lista de indicadores foi desenvolvida com base nos indicadores dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e da norma ISO 37210 e a sua avaliação baseia-se na utilização de valores atuais e valores futuros (entre o presente e 2035), previstos de acordo com as políticas adotadas (CASBEE, 2015).

Tabela 13. Estrutura do método CASBEE City (CASBEE, 2012)

Dimensão	Categoria	Indicador
Q1 Aspetos ambientais	Conservação da natureza	Razão entre espaços verdes e corpos de água
	Qualidade ambiental local	Ar
		Água
	Reciclagem de recursos	Ritmo de reciclagem e geração de resíduos
	Absorção de CO2	Absorção de CO2 pelas florestas
Q2 Aspetos sociais	Qualidade de vida	Qualidade adequada de habitação
		Segurança no tráfego
		Prevenção do crime
		Preparação em caso de desastres
	Serviços sociais	Serviços de educação
		Serviços culturais
		Serviços médicos
		Serviços de cuidados infantis
		Serviços de cuidados de idosos
Vitalidade social		Evolução populacional devido a mortalidade e natalidade
		Evolução populacional devido a migrações
Q3 Aspetos económicos	Vitalidade da indústria	Produto regional bruto
	Vitalidade financeira	Receitas fiscais
		Títulos financeiros locais
	Comércio de emissões	Contribuição da redução de CO2 noutras regiões
L Carga Ambiental		Emissões de CO2

Em 2012 foi lançado o STAR Communities (*Sustainability Tools for Assessing and Rating Communities*), desenvolvido nos Estados Unidos da América (EUA) desde 2007 por várias instituições como ICLEI e USGBC (*United States Green Building Council*). O sistema é atualmente utilizado em cerca de 100 cidades nos EUA, com dimensões que variam entre as dezenas de milhares e vários milhões de habitantes. Os locais são periodicamente avaliados e a avaliação é utilizada para ajudar a tomada de decisão pelos órgãos de poder locais. A versão de 2016 do método, que está acessível gratuitamente na *internet*, considera 8 categorias que se dividem em 49 indicadores (Tabela 14) (STAR Communities, 2017).

Tabela 14. Estrutura do método STAR Communities (STAR Communities, 2017)

Categoria	Indicador
Ambiente construído	Ruído ambiente e iluminação
	Sistemas de água comunitária
	Comunidades compactas e completas
	Acesso à habitação
	Regeneração urbana
	Parques públicos
	Escolhas de transportes
Clima e energia	Adaptação climática
	Mitigação de gases de efeito de estufa
	Fornecimento de energia verde
	Eficiência energética
	Eficiência aquífera
	Governança local, gases de efeito de estufa e pegada de recursos
Minimização de resíduos	

Tabela 14. Estrutura do método STAR Communities (STAR Communities, 2017)

Categoria	Indicador
Economia e emprego	Retenção e desenvolvimento de negócios Desenvolvimento do mercado verde Economia local Empregos de qualidade e salários Desenvolvimento industrial Preparação da força de trabalho
Educação, arte e comunidade	Artes e cultura Coesão da comunidade Oportunidades educacionais Preservação histórica Diversidade social e cultural Envelhecimento da população
Equidade e capacitação	Compromisso cívico Direitos humanos e civis Justiça ambiental Serviços e acesso equitativos Serviços humanos Prevenção e alívio da pobreza
Saúde e segurança	Vida ativa Saúde comunitária Gestão e resposta em caso de emergência Acesso a alimentação e nutrição Sistema de saúde Mitigação de perigos Comunidades seguras
Sistemas naturais	Infraestruturas verdes Biodiversidade e espécies invasivas Proteção de recursos naturais Qualidade do ar exterior Água ambiental Áreas férteis
Inovação e processos	Melhores práticas e processos Desempenho exemplar Inovação local Boa governança

Em 2012, a associação *Sustainable Cities International* desenvolveu um relatório denominado Indicadores para a Sustentabilidade (*Indicators for Sustainability*), que culminou com o desenvolvimento de um método de avaliação de sustentabilidade de cidades com base na avaliação de diversos casos de estudo. O método é aplicável em qualquer cidade, independentemente do tamanho e localização e contém 32 indicadores, divididos em 14 categorias, nas 3 dimensões da sustentabilidade. O relatório inova no desenvolvimento de uma ferramenta para a ajuda de interpretação de resultados e definição de estratégias de melhoria das cidades para atingirem objetivos propostos (Aschkenazi et al., 2012).

Tabela 15. Estrutura do método *Indicators for Sustainability* (Aschkenazi et al., 2012)

Dimensão	Categoria	Indicador
Economia	Emprego / desemprego	Taxa de desemprego
		Percentagem de empregos verdes
		Média de anos de escolaridade da força de trabalho
	Crescimento económico	Taxa de crescimento do PIB Taxa de crescimento do PNB Taxas de crescimento de exportações Investimentos diretos estrangeiros
Ambiente	Espaços verdes	Percentagem de espaços naturais preservados
		Uso de árvores na área da cidade
	Gases de efeito de estufa e eficiência energética	Gases de efeito de estufa per capita
		Energias provenientes de fontes renováveis
	Mobilidade	Repartição modal de transportes
		Tempos e custos médios de viagem
	Qualidade e disponibilidade de água	Disponibilidade total de água
		Índice de qualidade de água
		População com acesso a água potável
	Qualidade do ar	Partículas PM10
Partículas PM2.5		
Resíduos	Taxa de reciclagem	
	Volume de resíduos sólidos produzidos	
Sociedade	Cidade compacta	Distância a amenidades
		Taxas de criminalidade
		Distribuição de rendimentos e desigualdade
	Habitação	Percentagem de habitação social
		Tipos de habitação por tipologia de propriedade
	Qualidade dos espaços públicos	Percentagem de estradas em boas condições
		Percentagem de espaços verdes
	Educação	Número de escolas com programas ambientais Literacia em adultos
Saneamento	População com acesso a saneamento	
Saúde	Mortalidade/Esperança média de vida	
	População com acesso a serviços de saúde	

O *Global City Indicators Program* (GCIP) é um método desenvolvido pela *Global City Indicators Facility*, fundada em 2008 pela Universidade de Toronto e suportada pelo Banco Mundial (*World Bank*) (Bhada & Hoornweg, 2009). O método foi desenvolvido com a participação ativa de cerca de 250 cidades participantes de 82 países e teve como objetivo fornecer um método de avaliação de cidades consistente e comparável ao longo do tempo e entre diferentes cidades, independente da sua dimensão (Global City Indicators Facility, 2013) (Global Cities Institute, 2017). Este método apresenta 63 indicadores chave, divididos em 2 categorias principais e 18 temas (Tabela 16) e um conjunto adicional de índices de avaliação que podiam totalizar 115 indicadores. No passado esta informação esteve disponível gratuitamente numa plataforma *online* (Bhada & Hoornweg, 2009) (Aschkenazi et al., 2012). Contudo, o *website* foi descontinuado depois de o método servir de base de suporte para o desenvolvimento das primeiras normas sobre a avaliação de sustentabilidade ao nível de cidades, ISO 37101 e ISO 37120, que agora são propriedade da ISO (ISO, 2014) (ISO, 2016) (ISO, 2017a) (ISO, 2017c).

Tabela 16. Estrutura do método Global City Indicators Program (Bhada & Hoornweg, 2009)

Categorias	Temas
Serviços da cidade	Educação
	Energia
	Finanças
	Resposta em caso de emergência
	Governança
	Saúde
	Recreação
	Segurança
	Resíduos Sólidos
	Transportes
	Água
Águas residuais	
Qualidade de vida	Participação pública
	Economia
	Ambiente
	Abrigo
	Equidade social
	Tecnologia e Inovação

As normas ISO 37101 e ISO 37120 são na verdade as únicas normas existentes a nível internacional que regulam os métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades. Estas normas foram desenvolvidas pelo comité técnico ISO/TC 268 (*Sustainable cities and communities*), que contribuiu junto das Nações Unidas para o desenvolvimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e produziu até ao momento 4 normas relacionadas com o tema (ISO, 2017a). A norma mais relevante para os métodos de avaliação de sustentabilidade é a ISO 37120 – “*Sustainable development of communities – Indicators for city services and quality of life*” (Desenvolvimento sustentável de comunidades – Indicadores para serviços da cidade e qualidade de vida) (ISO, 2014) (ISO, 2017a). Esta norma dá resposta à falta de normalização em indicadores para a avaliação de sustentabilidade de cidades, o que faz com que os resultados não sejam consistentes nem comparáveis entre cidades e ao longo do tempo. Assim, é estabelecida uma estrutura de avaliação com 100 indicadores (dos quais 46 são indicadores chave e os restantes são indicadores suplementares) divididos em 19 categorias (Tabela 17). Estes indicadores promovem uma abordagem uniforme relativamente ao que deve ser medido e à forma como essas medições devem ser efetuadas. No entanto, a ISO 37120 não indica valores recomendados, valores limites ou metas para os indicadores, dando liberdade a cada cidade para escolher esses valores de acordo com as políticas locais (ISO, 2014).

Tabela 17. Estrutura do método preconizado na ISO 37120 (ISO, 2014)

Categoria	Indicador
Economia	Taxa de desemprego da cidade *
	Valor das propriedades comerciais e industriais em relação ao valor total de todas as propriedades *
	Percentagem da população da cidade que vive na pobreza *
	Percentagem de pessoas em emprego a tempo inteiro
	Taxa de desemprego jovem
	Número de empresas por 100 000 habitantes
Educação	Número de novas patentes anuais por 100 000 habitantes
	Percentagem de mulheres em idade escolar matriculadas em escolas *
	Percentagem de alunos que completam o ensino primário *
	Percentagem de alunos que completam o ensino secundário *
	Relação estudante/docente da educação primária *
	Percentagem de população masculina em idade escolar matriculada em escolas
Energia	Percentagem de população em idade escolar matriculada em escolas
	Número de graduações no ensino superior por 100 000 habitantes
	Consumo total de energia elétrica residencial per capita (KWh/ano) *
	Percentagem da população da cidade com serviço elétrico autorizado *
	Consumo anual de energia em edifícios públicos (KWh/m ²) *
	Percentagem de energia total proveniente de fontes renováveis *
Ambiente	Consumo total de energia elétrica per capita (KWh/ano)
	Número médio de interrupções elétricas por cliente e por ano
	Duração média de interrupções elétricas (horas)
	Concentração de partículas finas (PM2.5) *
	Concentração de partículas finas (PM10) *
	Emissões de gases de efeito estufa per capita *
Finanças	Concentrações de NO ₂
	Concentrações de SO ₂
	Concentrações de O ₃
	Poluição sonora
Resposta em caso de fogo ou emergência	Variação do número de espécies nativas
	Taxa de serviço da dívida (relação entre despesa da dívida e receita de própria do município) *
	Despesas de capital em percentagem das despesas totais
	Receita de fonte própria em percentagem das receitas totais
Governança	Impostos arrecadados em percentagem dos impostos faturados
	Número de bombeiros por 100 000 habitantes *
	Número de mortes relacionadas a incêndios por 100 000 habitantes *
	Número de mortes por catástrofe natural por 100 000 habitantes *
	Número de bombeiros voluntários e em <i>part-time</i> por 100 000 habitantes
	Tempo de resposta de serviços de emergência desde a chamada inicial
Saúde	Tempo de resposta de serviços de combate a incêndios desde a chamada inicial
	Participação dos eleitores nas últimas eleições municipais (em relação aos eleitores elegíveis) *
	Percentagem de mulheres eleitas para o município da cidade *
	Percentagem de mulheres empregadas na força de trabalho do município
	Número de condenações por corrupção e/ou suborno a governantes por 100 000 habitantes
Saúde	Representação dos cidadãos: número de funcionários locais eleitos por 100 000 habitantes
	Número de eleitores registados em relação à população em idade de votar
	Esperança média de vida *
	Número de camas em hospitais por 100 000 habitantes *
	Número de médicos por 100 000 habitantes *
	Mortalidade infantil por 1 000 nascimentos vivos *
	Número de enfermeiros e obstetras por 100 000 habitantes
Número de profissionais de saúde mental por 100 000 habitantes	
Taxa de suicídio por 100 000 habitantes	

Tabela17. Estrutura do método preconizado na ISO 37120 (ISO, 2014)

Categoria	Indicador
Recreação	Área de espaço público de recreação interior per capita Área de espaço público de recreação ao ar livre per capita
Segurança	Número de polícias por 100 000 habitantes * Número de homicídios por 100 000 habitantes * Crimes contra a propriedade por 100 000 habitantes Tempo de resposta do departamento de polícia desde a chamada inicial Taxa de criminalidade violenta por 100 000 habitantes
Habitação	Percentagem da população da cidade a viver em bairros de lata * Número de sem-abrigo por 100 000 habitantes * Percentagem de habitações ilegais (sem registos)
Resíduos Sólidos	Percentagem da população da cidade com coleta regular de resíduos sólidos * Total de resíduos sólidos municipais coletados per capita * Percentagem de resíduos sólidos da cidade reciclados * Percentagem de resíduos sólidos da cidade depositados em aterro sanitário Percentagem de resíduos sólidos da cidade enviados para incineração Percentagem de resíduos sólidos da cidade queimados a céu aberto Percentagem de resíduos sólidos da cidade descartados em despejo aberto Percentagem de resíduos sólidos da cidade descartado por outros meios Produção de resíduos perigosos per capita (toneladas) Percentagem de resíduos perigosos reciclados
Telecomunicações e inovação	Número de ligações à internet por 100 000 habitantes * Número de telemóveis por 100 000 habitantes * Número de ligações telefónicas fixas por 100 000 habitantes
Transportes	Km de sistema de transporte público de alta capacidade por 100 000 habitantes * Km de sistema de transporte público de passageiros ligeiros por 100 000 habitantes * Número anual de viagens de transporte público per capita * Número de automóveis privados per capita Percentagem de passageiros que usam um modo de transporte alternativo para o trabalho Número de veículos motorizados de duas rodas per capita Km de ciclovias e vias cicláveis por 100 000 habitantes Fatalidades rodoviárias por 100 000 habitantes Conectividade aérea comercial (número de destinos aéreos diretos)
Planeamento urbano	Áreas verdes (hectares) por 100 000 habitantes * Número de árvores plantadas por ano por 100 000 habitantes Área de habitações não autorizadas em relação à área da cidade Relação empregos/habitação
Águas residuais	Percentagem da população da cidade com acesso a recolha de águas residuais * Percentagem de águas residuais da cidade que não receberam tratamento * Percentagem de águas residuais da cidade com tratamento primário * Percentagem de águas residuais da cidade com tratamento secundário * Percentagem de águas residuais da cidade com tratamento terciário *
Água e saneamento	Percentagem da população da cidade com serviço de abastecimento de água potável * Percentagem de população da cidade com acesso a uma fonte sustentável de água melhorada * Percentagem de população com acesso a saneamento melhorado * Consumo total de água doméstica per capita (litros/dia) * Consumo total de água per capita (litros/dia) Horas anuais médias de interrupção de serviço de água por habitação Percentagem de perda de água (falha de contagem de água)

* Indicador chave

Por fim, em 2017, com o lançamento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, surgiu um último método de avaliação de sustentabilidade, através dos objetivos e indicadores desenvolvidos para o objetivo 11 (tornar as cidades e comunidades inclusivas, seguras, resilientes e sustentáveis). Na Tabela 18 apresentam-se o conjunto de objetivos e indicadores, que foram revistos em 2018 fruto de uma tarefa de atualização anual dos indicadores (United Nations, 2017a). No âmbito destes indicadores, destaca-se o trabalho de Simon (2016), que efetuou testes iniciais pela aplicação em 5 cidades da Europa, África e Ásia, concluindo que a aplicação e a comparação de resultados é complicada devido às dificuldades de faltas de dados e diferenças de métodos de coleta de dados (Simon et al., 2016).

Tabela 18. Objetivos e indicadores de desenvolvimento sustentável relacionados com o Objetivo 11 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (United Nations, 2017a)

Objetivo	Indicador
11.1. Até 2030, garantir o acesso de todos à habitação segura, adequada e a preço acessível, e aos serviços básicos, e melhorar as condições nos bairros de lata	11.1.1 Proporção de habitantes a viver em favelas, habitações informais ou sem qualidade
11.2. Até 2030, proporcionar o acesso a sistemas de transporte seguros, acessíveis, sustentáveis e a preço acessível para todos, melhorando a segurança rodoviária através da expansão da rede de transportes públicos, com especial atenção para as necessidades das pessoas em situação de vulnerabilidade, mulheres, crianças, pessoas com deficiência e idosos	11.2.1 Proporção da população com acesso conveniente a transportes públicos, por género, idade e estatuto de mobilidade
11.3. Até 2030, aumentar a urbanização inclusiva e sustentável, e as capacidades para o planeamento e gestão de assentamentos humanos participativos, integrados e sustentáveis, em todos os países	11.3.1 Razão entre uso do solo e crescimento da população 11.3.2 Proporção de cidades com participação pública da sociedade civil no planeamento urbano, e na gestão democrática da cidade
11.4. Fortalecer esforços para proteger e salvaguardar o património cultural e natural do mundo	11.4.1 Despesa total per capita (pública e privada) gasta na preservação, proteção e conservação de todo o património cultural e natural, por tipo de património (cultural, natural, misto e designação do Centro do Património Mundial), nível de governo (nacional, regional e local) / municipal), tipo de despesa (despesa operacional / investimento) e tipo de financiamento privado (doações em espécie, sector privado sem fins lucrativos e patrocínio)
11.5. Até 2030, reduzir significativamente o número de mortes e o número de pessoas afetadas por catástrofes e diminuir substancialmente as perdas económicas diretas causadas por essa via no produto interno bruto global, incluindo as catástrofes relacionadas com a água, focando-se sobretudo na proteção dos pobres e das pessoas em situação de vulnerabilidade	11.5.1 Número de mortes, pessoas desaparecidas e pessoas afetadas por desastre por 100.000 pessoas 11.5.2 Perdas económicas diretas de desastres em relação ao PIB global, incluindo danos a infraestruturas críticas e interrupção de serviços básicos
<ul style="list-style-type: none"> Até 2030, reduzir o impacto ambiental negativo per capita nas cidades, inclusive prestando especial atenção à qualidade do ar, gestão de resíduos municipais e outros 	
11.6. Até 2030, reduzir o impacto ambiental negativo per capita nas cidades, inclusive prestando especial atenção à qualidade do ar, gestão de resíduos municipais e outros	11.6.1 Proporção de resíduos sólidos urbanos recolhidos regularmente e com uma descarga final adequada em relação ao total de resíduos sólidos urbanos gerados 11.6.2 Níveis médios anuais de partículas finas (por exemplo, PM2.5 e PM10) nas cidades (ponderado por população)

Tabela 18 (continuação). Objetivos e indicadores de desenvolvimento sustentável relacionados com o Objetivo 11 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (United Nations, 2017a)

Objetivo	Indicador
11.7 Até 2030, proporcionar o acesso universal a espaços públicos seguros, inclusivos, acessíveis e verdes, particularmente para as mulheres e crianças, pessoas idosas e pessoas com deficiência	11.7.1 Proporção média da área construída das cidades que é aberta para uso público, por sexo, idade e pessoas com deficiência 11.7.2 Proporção de pessoas vítimas de assédio moral ou sexual, por género, idade, situação de incapacidade e local de ocorrência, nos últimos 12 meses
11.a. Apoiar relações económicas, sociais e ambientais positivas entre áreas urbanas, periurbanas e rurais, reforçando o planeamento nacional e regional de desenvolvimento	11.a.1 Proporção da população que vive em cidades que implementam planos de desenvolvimento urbano e regional, integrando projeções populacionais e necessidades de recursos, por tamanho de cidade
11.b. Até 2020, aumentar substancialmente o número de cidades e assentamentos humanos que adotaram e implementaram políticas e planos integrados para a inclusão, a eficiência dos recursos, mitigação e adaptação às mudanças climáticas, resiliência a desastres; e desenvolver e implementar, de acordo com o Enquadramento para a Redução do Risco de Desastres de Sendai 2015-2030, a gestão holística do risco de desastres, a todos os níveis	11.b.1 Proporção de governos locais que adotam e implementam estratégias locais de redução do risco de desastres em concordância com o Quadro de Sendai para a Redução do Risco de Desastres 2015-2030 11.b.2 Número de países com estratégias nacionais e locais de redução do risco de desastres
11.c. Apoiar os países menos desenvolvidos, inclusive por meio de assistência técnica e financeira, nas construções sustentáveis e resilientes, utilizando materiais locais	11.c.1 Proporção de apoio financeiro aos países menos desenvolvidos que é alocado para a construção e adaptação de edifícios sustentáveis, resilientes e eficientes em recursos, utilizando materiais locais

4.3. *Análise crítica aos métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades*

Pela análise dos métodos de avaliação de cidades apresentados anteriormente, pode-se verificar a mesma variedade de abordagens que se verifica nos métodos direcionados aos edifícios. Métodos como o *European Common Indicators* e os indicadores da capital europeia verde têm abordagens muito simples que consistem em listas de cerca de uma dezena de indicadores, sem qualquer estrutura, numa abordagem *bottom-up*. Estas abordagens demonstram ser muito incompletas. Por exemplo, os *European Common Indicators* ignoram questões relacionadas com a água e os recursos, apesar de incluírem a avaliação da pegada ecológica. O método proposto pela Agência Europeia do Ambiente é também muito simplificado, abordando apenas um conjunto muito limitado de indicadores, mas já possui uma estrutura dividida em categorias. Os métodos *Global City Indicators Program*, *Green City Index*, *Urban Ecosystem Europe*, Programa das Cidades Verdes da OCDE, *STAR Communities* e ISO 37210, têm também uma divisão em categorias, mas aparentam ser mais completas ao considerarem um conjunto maior de indicadores. Neste âmbito, o método da ISO 37210 destaca-se das restantes ao considerar 100 indicadores, numa avaliação bastante completa. No entanto, a inclusão de indicadores em determinadas categorias nestes métodos é por vezes incoerente, elucidando alguns problemas da abordagem *bottom-up* na seleção de indicadores.

Os métodos *Urban China Initiative*, *Indicators for Sustainability*, *Reference Framework for Sustainable Cities* e CASBEE City já apresentam uma estrutura mais elaborada, com separação em dimensões, categorias e indicadores, no entanto apresentam grandes diferenças entre si. O método *Indicators for*

Sustainability apresenta as típicas 3 dimensões da sustentabilidade, ao passo que a *Urban China Initiative* acrescenta uma dimensão relacionada com recursos (que poderia estar incluída na dimensão ambiental) e na dimensão social considera apenas questões orçamentais. O método RFSC considera 5 dimensões, incluindo na avaliação a dimensão institucional (governança) e a dimensão espacial. Apesar de estes métodos apresentarem uma estrutura mais complexa, a divisão de indicadores pelas categorias e dimensões demonstra que na verdade também usam uma abordagem *bottom-up*.

Quanto à dimensão da governança, ela é também considerada em alguns dos métodos como uma categoria, como acontece nos métodos *Urban Ecosystem Europe* e *Green City Index*, ou até dissimulada em indicadores como no *STAR Communities*, *Global City Indicators Program* e Capital Europeia Verde. Apesar disso, é uma questão ignorada nos outros métodos, tornando-se numa questão cuja importância varia bastante. O método CASBEE City com a sua estrutura única, é aparentemente aquela que apresenta uma estrutura desenvolvida através de uma abordagem top-down, demonstrando uma grande coerência na divisão dos indicadores em categorias e dimensões.

Havendo um número considerável de métodos de avaliação de cidades que foram desenvolvidas por instituições em todo o globo, existe ainda um vasto conjunto de métodos que foram desenvolvidas por autores com área de especialidade na sustentabilidade do ambiente construído (F. Li et al., 2009) (L. Y. Shen et al., 2011) (González, Donnelly, Jones, Chrysoulakis, & Lopes, 2013) (Turcu, 2013) (Ding et al., 2014) (López-Ruiz, Alfaro-Navarro, & Nevado-Peña, 2014) (Egilmez, Gumus, & Kucukvar, 2015) (Berardi, 2015) (Yigitcanlar et al., 2015) (Srivastava, 2016) (Landerretche, Leiva, Vivanco, & López, 2017). Neste âmbito, Pires (2014) desenvolveu um estudo extenso sobre o uso de indicadores para a avaliação de sustentabilidade em cidades portuguesas (Pires, Fidélis, & Ramos, 2014) (Moreno Pires & Fidélis, 2015).

Considerando que os problemas que existem nos métodos de avaliação de cidades se devem à inadequada seleção de indicadores, Shen (2011) desenvolveu a sua própria estrutura de avaliação com base no estudo de práticas de planeamento em várias cidades (L. Y. Shen et al., 2011). No entanto, a prática de desenvolver novas ferramentas, utilizando uma abordagem *bottom-up* na seleção de indicadores, não promove a realização de consensos. Isto verificou-se posteriormente no trabalho de Srivastava (2016), que se baseou no trabalho de Shen para desenvolver uma nova lista de indicadores para aplicação à cidade de Fargo, alegadamente mais abrangente e aplicável a várias situações (Srivastava, 2016).

O vasto número de métodos existentes, assim como as diferenças nas suas abordagens, na forma das estruturas adotadas, na seleção de dimensões, categorias e indicadores, assim como no número de indicadores considerados, faz com que seja um tópico confuso e de difícil compreensão (Ramos, Caeiro, & de Melo, 2004) (Zavadskas, Kaklauskas, Šaparauskas, & Kalibatas, 2007) (Pires et al., 2014) (Berardi, 2015) (European Commission, 2015b). Na análise destes métodos verificam-se até conclusões conflitantes por parte de diferentes autores. Alguns autores defendem que os sistemas de indicadores europeus colocam pouco foco nas questões sociais e de governança (European Commission, 2015b),

ao passo que outros defendem que as questões económicas são pouco representadas (Lynch et al., 2011). De uma forma geral, quase todas as ferramentas colocam a ênfase nas questões ambientais, por vezes em detrimento de outras dimensões e categorias (L. Y. Shen et al., 2011). Para um melhor entendimento da matéria, vários autores tentaram categorizar os métodos de avaliação de cidades existentes em função das suas semelhanças e diferenças.

Ness (2007) promove uma categorização entre métodos multicritério, índices únicos e agregados. Isto porque enquanto que a maioria dos métodos são multicritério, há várias tentativas de utilização de índices agregados ou valores únicos para representar o desempenho ou nível de sustentabilidade de uma cidade (Ness et al., 2007). A título de exemplo, os European Common Indicators incluíram a pegada ecológica, que é um índice agregado que é muitas vezes utilizado isoladamente para aferir o nível de sustentabilidade ambiental de uma sociedade (Badinger, 2013). Baabou (2017) apresenta um resumo completo de várias iniciativas a nível mundial que utilizaram a pegada ecológica como forma de avaliação de sustentabilidade de cidades num estudo que avaliou a pegada ecológica de 19 cidades mediterrâneas (Baabou et al., 2017). Em Setembro de 2017, seis cidades portuguesas (Almada, Bragança, Castelo Branco, Guimarães, Lagoa e Vila Nova de Gaia) começaram também a medir a sua pegada ecológica para servir de indicador de sustentabilidade que fornece informação para guiar políticas a nível municipal (Global Footprint Network, 2017b). Um exemplo de um índice único (que é empregue isoladamente para medir níveis de sustentabilidade) é o Produto Interno Bruto (PIB), que é um índice muito utilizado na avaliação do desempenho económico, mas que ignora fatores críticos como a distribuição de rendimentos, segurança pública, consumo de recursos e outras externalidades negativas (Ness et al., 2007) (Joseph, 2014).

Noutro estudo, Shen (2011) separou os métodos de avaliação de sustentabilidade em 3 tipos: explicativas (aquelas que tentam avaliar o estado da cidade em termos da dimensão ambiental), piloto (aquelas que foram desenvolvidas com o propósito de ajudar na tomada de decisão, aplicada no projeto de cidades) ou de avaliação de desempenho (são as mais comuns - aquelas que tentam avaliar de que forma as políticas utilizadas na cidade promovem a sustentabilidade (L. Y. Shen et al., 2011) (European Commission, 2015b). Rosales (2011) promove a categorização em 3 tipos de métodos em função da visão de cidade adotada: as que consideram as cidades como ecossistemas, as que consideram os efeitos das cidades nos ecossistemas dos quais elas fazem parte e por fim aquelas que consideram os impactes das cidades dentro e fora da cidade (Rosales, 2011). Deakin e Reid (2014) categorizam os métodos em função da complexidade do sistema, do âmbito e da escala de aplicação (Deakin & Reid, 2014). Gil e Duarte (2012) efetuam uma análise extensiva de 35 métodos de avaliação em função do tipo de ferramenta (avaliação, cálculo, certificação, guia), disponibilidade (comercial, gratuita, etc), plataforma, possibilidade de adaptação, estrutura, sistema de pesos, práticas de referência, e resultados finais (Gil & Duarte, 2012).

Face a estes diferentes entendimentos sobre a forma de avaliar a sustentabilidade em cidades, na visão da Comissão Europeia, o próximo desafio prende-se com procurar consenso no que constitui um conjunto

de indicadores ou categorias representativas ou mais importantes para medir o progresso para o desenvolvimento sustentável (European Commission, 2015b). Mas esta visão assume que face à dificuldade de se avaliarem alguns indicadores ou de se avaliar um grande número de indicadores, então se devem avaliar apenas os mais importantes. Pelo contrário, uma visão holística implica que todos os aspetos devam ser considerados.

Esta visão recorrente decorre da constatação de uma das maiores dificuldades retratadas na avaliação de sustentabilidade de cidades, que é a disponibilidade de dados (Kennedy, Stewart, Ibrahim, Facchini, & Mele, 2014) (Dizdaroglu, 2015). Este problema está associado à dificuldade de se obterem dados representativos e fiáveis face à complexidade e dispendiosidade dos métodos de recolha de dados (Pires et al., 2014) (European Commission, 2015b). Em várias dos métodos estudadas, verificou-se que a seleção de indicadores foi condicionada pela disponibilidade de dados nos seus casos de estudo. No entanto, mesmo no caso de métodos que foram desenvolvidas especificamente tendo em conta a disponibilidade dos dados, verificaram-se grandes dificuldades na avaliação desses indicadores (Pinho, McCallum, & Cruz, 2010) (Van Leeuwen & Chandy, 2013) (Simon et al., 2016) (Klopp & Petretta, 2017).

É importante notar que entre as várias diferenças verificadas entre os métodos de avaliação de sustentabilidade de edifícios e de cidades, existe uma diferença fundamental relacionada com o tipo e a fase de avaliação. Ao passo que avaliar um edifício traduz-se normalmente em avaliar um projeto de uma construção nova ou de uma obra de reabilitação, ao nível das cidades o foco da avaliação está na fase de operação. Esta diferença tem uma influência grande na estratégia adotada para a seleção de indicadores. Na avaliação de sustentabilidade de edifícios, a seleção de indicadores incide sobretudo na avaliação de desempenho em função das decisões de projeto e das soluções construtivas adotadas. Os resultados obtidos são facilmente associados a determinadas decisões, como a seleção e quantidade de materiais, a organização interna do edifício e os sistemas utilizados. No fundo a avaliação de edifícios é estática e direta, tendo uma abordagem focada na fase de projeto.

Na avaliação de cidades, o foco está mais na avaliação de desempenho resultante das políticas adotadas ao longo do tempo. Os resultados dos indicadores são difíceis de associar a uma solução particular de planeamento urbano ou a uma decisão política porque são influenciados por vários fatores em simultâneo, alguns deles fora do controlo dos decisores políticos locais. Exemplos claros desta questão são os indicadores sociais e económicos como o PIB, as taxas de desemprego, o acesso a educação ou qualidade das habitações, mas também ambientais como a poluição do ar, o tráfego ou até o consumo de recursos. Adicionalmente, na avaliação de cidades não se avalia apenas o nível atual de cada indicador, mas muitas vezes é avaliada a tendência ou sua variação ao longo do tempo. Ou seja, a avaliação de sustentabilidade ao nível das cidades é uma avaliação mais dinâmica e indireta e foca-se na fase de operação.

Por um lado, isto deve-se ao facto de as cidades utilizadas como casos de estudo no desenvolvimento destes métodos terem sido cidades existentes, em que mudanças profundas são difíceis de implementar.

Inclusivamente, o âmbito de aplicação destes métodos incide em cidades existentes. Em muito poucos casos é possível planejar a organização de uma cidade nova ou de uma grande área urbana. Assim, na avaliação de sustentabilidade de cidades, importa avaliar as tendências que se estão a verificar para aferir o desempenho global de um determinado conjunto de políticas locais ou municipais. Em suma, a avaliação de sustentabilidade de cidades supera a avaliação de impactes do ambiente construído e considera muitos mais aspetos relacionados com a sustentabilidade de uma sociedade.

Tendo isto em conta, esta é uma das principais razões para vários dos métodos considerarem uma dimensão ou categoria relacionada com a governança ou gestão da cidade. No fundo trata-se da consideração da dimensão institucional, que é consensual entre muitos autores na avaliação de sustentabilidade de cidades (Hiremath et al., 2013) (European Commission, 2015b) (Berardi, 2015). Isto acontece porque a avaliação de desempenho de cidades em fase de operação é na verdade a avaliação dos processos governativos locais, cuja tomada de decisão influencia o desempenho das cidades. A grande maioria dos métodos de avaliação de sustentabilidade ao nível das cidades intitulam-se precisamente como métodos de apoio à tomada de decisão.

Existem vantagens e desvantagens nesta abordagem à avaliação de sustentabilidade de cidades. Por um lado, esta abordagem permite uma avaliação de sustentabilidade mais holística, dando resposta a metas e objetivos de sustentabilidade. Por outro lado, perdem a objetividade que existe numa avaliação mais direta e focada no projeto como no caso dos edifícios pois torna-se mais difícil estabelecer relações causa-efeito, que permitem tomar decisões apropriadas e perceber a forma como essas decisões irão promover o resultado pretendido (Bendewald & Zhai, 2013). Isto deve-se também ao facto de nas cidades existirem inúmeras interações e complexidades que são difíceis de considerar de forma objetiva. No entanto, ao se focar em metas de desempenho em vez de seleção de soluções de projeto, uma abordagem indireta tem também a vantagem de não restringir a criatividade na adoção de medidas de melhoria inovadoras que são difíceis de considerar numa avaliação direta. Por esta razão é que vários métodos de avaliação de edifícios consideram uma categoria ou indicador relacionado com a inovação.

4.4. *Métodos de avaliação de sustentabilidade urbana*

Posteriormente ao aparecimento de métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades, houve uma tendência para o desenvolvimento de métodos de avaliação de sustentabilidade ao nível de áreas urbanas, áreas de vizinhança ou comunidades (Haapio, 2012) (Sharifi & Murayama, 2013). Estes métodos aplicam-se a operações de reabilitação ou regeneração urbana e tem uma área de aplicação intermédia entre o edifício e a cidade, podendo conciliar as vantagens de uma abordagem mais holística com uma avaliação mais objetiva. Seguindo esta tendência, as políticas a nível internacional começaram também a focar-se na sustentabilidade de áreas urbanas, pelo que o número de áreas urbanas avaliadas tem aumentado continuamente (Berardi, 2015). Estes métodos avaliam a capacidade ambiental, a integridade ecológica e a equidade dos planos de desenvolvimento urbano, dos programas e projetos de urbanismo, considerando o parque edificado, os transportes, a segurança, a saúde e o bem-estar da população (Deakin & Reid, 2014) (Sharifi & Murayama, 2014). A interação entre os edifícios e as redes

de infraestruturas rodoviárias, redes de abastecimento de água, energia e telecomunicações, transportes ou sistemas de gestão de resíduos tem uma importância inquestionável e reconhecida para a sustentabilidade do ambiente construído (Berardi, 2015). Para Sharifi (2014), a introdução da avaliação de sustentabilidade a nível urbano nas práticas dos países em desenvolvimento pode ter impactes significativos na sustentabilidade a nível global (Sharifi & Murayama, 2014).

Um dos primeiros métodos de avaliação de sustentabilidade nesta escala foi o HQE2R, que resultou de um projeto europeu financiado pela Comissão Europeia e coordenado pelo CSTB (*Centre Scientifique et Technique du Bâtiment*) entre 2001 e 2004 e com a participação de diversos parceiros de 7 países europeus. O método desenvolvido estrutura-se em 5 objetivos e 21 metas de desenvolvimento sustentável, que por sua vez se dividem em 61 indicadores. O projeto resultou ainda na rede europeia de desenvolvimento urbano sustentável SUDEN (*Sustainable Urban Development European Network*) (SUDEN, 2017).

Em 2003 foi lançado o EarthCraft Communities (ECC), desenvolvido nos Estados Unidos da América (USA). Este método tem 6 categorias e 100 indicadores (EarthCraft, 2017). Entre 2006 e 2009, vários métodos de avaliação de sustentabilidade urbana foram desenvolvidos um pouco por todo o mundo. Neste âmbito destacam-se o CASBEE UD (*Urban Development*), desenvolvido no Japão em 2007, o LEED ND (*Neighborhood Development*), lançado nos USA em 2009 e o BREEAM Communities, lançado em 2009 no Reino Unido. A grande maioria destes sistemas (com exceções de HQE2R e ECC) foram desenvolvidos pela iniciativa e contributo dos Capítulos nacionais da associação *Green Building Council* (Conselho de Edifícios Verdes) (Sharifi & Murayama, 2014) (Ameen et al., 2015) (Wangel et al., 2016).

O CASBEE UD, similarmente aos outros métodos CASBEE, apresenta os seus resultados sob a forma de um coeficiente de ecoeficiência entre a qualidade de construção e os impactes ambientais. No CASBEE UD, a sustentabilidade é representada por um baixo impacte ambiental associado a uma alta qualidade de construção (CASBEE, 2017). A estrutura da versão mais recente, lançada em 2014, contém até 6 níveis de divisão, contendo em última instância 3 dimensões (ambiental, social e económica) na componente de qualidade de construção (Q), que contém 9 categorias e 45 indicadores; e 1 dimensão na componente de avaliação de impacte ambiental (L), que contém 5 categorias e 8 indicadores (Tabela 19) (CASBEE, 2017).

Tabela 19. Estrutura do método CASBEE UD (CASBEE, 2017)

Q – Qualidade ambiental do desenvolvimento urbano			
Q1 - Ambiente			
Recursos	Água	Escoamento de águas	Águas pluviais Tratamento de água
		Esgotos	Redução de volume de descargas Redução de volume de descarga de águas da chuva: capacidade de bacias de retenção Redução de volume de descarga de águas da chuva: permeabilidade do solo
	Reciclagem	Construção	Madeira Reciclagem de materiais
		Operação	Separação de lixo Economia circular na área
Natureza	Áreas verdes	Áreas verdes superficiais	
		Áreas verdes em edifícios	Áreas verdes em telhados Áreas verdes em paredes
	Biodiversidade	Preservação	Recursos naturais Terreno
		Regeneração e criação	Qualidade dos espaços: espaço de habitat para espécies Qualidade dos espaços: consideração de regionalidade Corredores verdes
Edifícios	Edifícios amigos do ambiente		
Q2 - Sociedade			
Imparcialidade / Equidade	Conformidade Gestão da área		
Segurança	Prevenção de desastres	Prevenção básica de desastres	Compreensão do mapa de perigos Prevenção de desastres de várias infraestruturas
		Capacidade de resposta a desastres	Prevenção de desastres: espaços livre e rotas de evacuação Continuação de negócios e vida na área
	Segurança no tráfego Prevenção do crime		
Amenidades	Conveniência e bem-estar	Conveniência	Distância para instalações médicas e de bem-estar Distância para instalações educacionais Tempo de percurso para instalações culturais
		Cultura	História e cultura Paisagem Consideração pela formação do espaço urbano e da paisagem no distrito Harmonia com a periferia
Q3 - Economia			
Trafego /	Tráfego	Desenvolvimento de infraestruturas	Infraestruturas urbanas Utilização de transportes públicos
Estrutura urbana	Estrutura urbana	Gestão logística	
		Consistência e complemento do nível de planeamento superior Uso do solo	Nível de utilização de área do solo Áreas previamente construídas

Tabela 19 (continuação). Estrutura do método CASBEE UD (CASBEE, 2017)

Potencial de crescimento	População	População residente	
		População variável	
	Desenvolvimento económico	Atividade de revitalização	Residencial Não residencial
Eficiência e racionalidade	Sistema de informação	Desempenho do sistema de informação Gestão da área	
	Sistema energético	Possibilidade de abastecimento e de implementação de sistema inteligente Capacidade de atualização e expansão	
L – Carga Ambiental do desenvolvimento urbano			
Sector do tráfego	Desenvolvimento sem alterações (<i>Business as usual</i>) Pós-Execução		
Sector dos edifícios	Desenvolvimento sem alterações (<i>Business as usual</i>) Pós-Execução		
Sector de áreas verdes	Desenvolvimento sem alterações (<i>Business as usual</i>) Pós-Execução		
Emissões de CO ₂ totais - Negócios como de costume (<i>Business as usual</i>)			
Emissões de CO ₂ totais – Após execução			

O LEED ND foi desenvolvido em 2009 e, na versão de Julho de 2017, utiliza uma estrutura simples com 5 categorias e 56 indicadores. Este método destaca-se por incluir na avaliação um conjunto de 12 pré-requisitos (PR), que as áreas urbanas devem verificar para poderem ser certificadas. O nível de desempenho baseia-se na soma dos créditos obtidos em cada indicador. A avaliação difere em função de se efetuar uma avaliação na fase de planeamento ou na fase de utilização, mantendo a mesma estrutura e os mesmos créditos para cada indicador (Tabela 20) (USGBC, 2017).

Tabela 20. Estrutura do método LEED for Neighborhood Development (USGBC, 2017)

Localização inteligente e ligações	PR	Localização inteligente
	PR	Espécies em perigo e comunidades ecológicas
	PR	Conservação de territórios húmidos e corpos de água
	PR	Conservação de terrenos agrícolas
	PR	Prevenção de cheias
		Locais preferidos
		Recuperação de áreas contaminadas
		Acesso a trânsito de qualidade
		Instalações para bicicletas
		Habitação e proximidade a emprego
		Proteção de encostas íngremes
		Design para o habitat natural ou conservação de territórios húmidos e corpos de água
		Restauração de habitats naturais ou territórios húmidos ou corpos de água
	Gestão a longo prazo da conservação de habitats naturais ou territórios húmidos ou corpos de água	
Padrão e design do bairro	PR	Ruas pedonais
	PR	Desenvolvimento compacto
	PR	Comunidade aberta e conectada
		Ruas pedonais
		Desenvolvimento compacto
		Vizinhança de usos mistos
		Tipos de habitações e acessibilidade
	Área de estacionamento reduzidas	
	Comunidade aberta e conectada	

Tabela 20 (continuação). Estrutura do método LEED for Neighborhood Development (USGBC, 2017)

		Infraestruturas rodoviárias Gestão da procura de transportes Acesso ao espaço cívico e público Acesso a instalações recreativas Atratividade turística e <i>design</i> universal Alcance e envolvimento comunitário Produção local de alimentos Paisagens de ruas arborizadas e sombreadas Escolas da vizinhança
Edifícios e infraestruturas verdes	PR	Edifícios verdes certificados
	PR	Desempenho energético mínimo de edifícios
	PR	Redução de consumo de água no interior de edifícios
	PR	Prevenção da poluição das atividades de construção
		Edifícios verdes certificados
		Otimização do desempenho energético de edifícios
		Redução de consumo de água no interior de edifícios
		Redução de consumo de água no exterior
		Reutilização de edifícios
		Preservação de recursos históricos e Reutilização adaptativa
		Minimização de distúrbios no local
		Gestão de águas pluviais
		Redução do efeito de ilha de calor
		Orientação solar
		Produção de energias renováveis
		Aquecimento e arrefecimento centralizado urbano
		Infraestruturas de eficiência energética
		Gestão de águas residuais
		Reciclagem e reutilização de infraestruturas
		Gestão de resíduos sólidos urbanos
		Redução de poluição luminosa
Inovação e processos de design		Inovação Profissional acreditado LEED®
Créditos de prioridade regional		Crédito de prioridade regional: depende da região

*PR – Pré-Requisito

O BREEAM Communities foi também lançado em 2009 e, na versão de Agosto de 2017, contém 7 categorias e 41 indicadores. O nível de desempenho baseia-se na soma dos créditos obtidos em cada indicador. A avaliação efetua-se em três passos principais na fase de planeamento de uma construção nova ou operação de reabilitação: 1- estabelecimento de princípios; 2- definição do modelo; 3- definição dos detalhes. Em função da fase de projeto, aplicam-se diferentes indicadores de avaliação (Tabela 21).

Tabela 21. Estrutura do método BREEAM Communities

Passo 1	Passo 2	Passo 3
	GO - Governança	
Plano de consulta	Consulta e envolvimento da comunidade Revisão do design	Gestão comunitária de instalações
	SE – Bem-estar socioeconómico – Economia local	
Impacte económico		Formação e competências
	SE – Bem-estar socioeconómico – Bem-estar social	
Necessidades e prioridades demográficas	Provisão de habitação Prestação de serviços, Instalações e amenidades Domínio público Serviços de utilidade pública Infraestruturas verdes Estacionamento local	Vernacular local Design inclusivo
	SE – Bem-estar socioeconómico – Condições ambientais	
Avaliação de risco de cheia Poluição sonora	Microclima Adaptação às alterações climáticas Gestão de risco de cheia	Poluição luminosa
	RE – Recursos e avaliação energética	
Estratégia energética Edifícios e infraestrutura existente Estratégia da água		Edifícios sustentáveis Materiais de baixo impacte Eficiência de recursos Emissões de carbono dos transportes
	LE – Uso do solo e avaliação ecológica	
Estratégia ecológica Uso do solo	Poluição da água Melhoria do valor ecológico Paisagem	Recolha de água da chuva
	TM – Transportes e avaliação da mobilidade	
Avaliação dos transportes	Ruas seguras e atraentes Rede ciclável Acesso a transportes públicos	Instalações para bicicletas Instalações de transportes públicos
	IN – Inovação	

Após o lançamento destas três ferramentas de renome internacional para áreas urbanas, foram lançados vários métodos de avaliação a nível internacional para a avaliação de sustentabilidade de áreas urbanas. Em 2010, em Abu Dhabi, nos Emirados Árabes Unidos, foi lançado o PCRS (*Pearl Community Rating System*), consistindo num método com 7 categorias e 64 indicadores, dos quais 20 são requisitos mínimos (Estidama, 2017). O DGNB, na Alemanha lançou em 2011 o DGNB New Urban Districts. Na versão de 2016, o DGNB considera 5 categorias (secções) divididas em 30 critérios (DGNB, 2017). Na Austrália foi desenvolvido o Green Star Communities em 2012, que na versão de Setembro de 2016 apresenta 5 categorias e 33 indicadores (GBCA, 2016).

Em Portugal, foi lançado em o SBTool PT PU, que apresenta uma estrutura com identificação das 3 dimensões da sustentabilidade e uma dimensão com pontuação extra considerando a Inovação. A estrutura desenvolve-se em 13 categorias e 41 indicadores (Tabela 22) (Guimarães et al., 2016) (Gomes,

Barbosa, & Bragança, 2016) (Gomes, Bragança, et al., 2017) (Gomes, Barbosa, & Bragança, 2017) (Luis Bragança, 2017).

Tabela 22. Estrutura do método SBTool PT PU (Guimarães et al., 2016) (Gomes et al., 2016)

Dimensão	Categoria	Indicador
Ambiental	Forma Urbana	Planeamento solar passivo
		Potencial de ventilação
		Rede urbana
	Uso do Solo e Infraestruturas	Aptidões naturais do solo
		Densidade e flexibilidade de usos
		Reutilização de solo urbano
		Reabilitação do edificado
Ecologia e Biodiversidade	Rede de infraestruturas técnicas	
	Espaços verdes	
	Conectividade de espaços verdes	
	Vegetação autóctone	
Energia	Monitorização ambiental	
	Eficiência energética	
	Energias renováveis	
Água	Gestão centralizada de energia	
	Consumo de água potável	
	Gestão de efluentes	
Materiais e Resíduos	Gestão centralizada da água	
	Impacte dos materiais	
	Resíduos de construção e demolição	
Social	Conforto Exterior	Gestão de resíduos sólidos urbanos
		Qualidade do ar
		Conforto térmico exterior
		Poluição sonora
	Segurança	Poluição luminosa
Segurança nas ruas		
Amenidades	Riscos naturais e tecnológicos	
	Proximidade a serviços	
	Equipamentos de lazer	
Mobilidade	Produção local de alimentos	
	Transportes públicos	
	Acessibilidade pedestre	
Identidade Local e Cultural	Rede de ciclovias	
	Espaços públicos	
	Valorização do património	
Económica	Emprego e Desenvolvimento Económico	Integração e inclusão social
		Viabilidade económica
		Economia local
Inovação		Empregabilidade
		Edifícios sustentáveis
		Tecnologias de informação e Comunicação

À semelhança do que aconteceu para edifícios e cidades, alguns autores também desenvolveram os seus próprios métodos para a avaliação de sustentabilidade de áreas urbanas (L. Shen, Peng, Zhang, & Wu, 2012) (Ghellere et al., 2017). Como se pode verificar, existem muitas semelhanças na abordagem à avaliação de sustentabilidade entre os métodos de avaliação de áreas urbanas e os métodos existentes

para a avaliação de edifícios. Isto porque estes métodos foram desenvolvidas como uma expansão ou evolução dos métodos existentes para a avaliação de sustentabilidade de edifícios, mantendo a mesma lógica, estrutura e até alguns indicadores (Haapio, 2012) (Berardi, 2015). Estes métodos partilham assim uma abordagem direta e objetiva, mais focada na fase de projeto, sendo mais simples de aplicar e mais fáceis de serem utilizadas no mercado da construção. Isto porque o âmbito de aplicação é aquele em que ocorre algum tipo de intervenção urbanística, onde novos edifícios e instalações são propostos, debatidos e construídos ou reabilitados (Sharifi & Murayama, 2013).

Numa análise crítica a estes métodos, Ameen (2015) afirma que estes métodos se focam sobretudo em temas ambientais como a energia, a água e a reciclagem, sem enfatizar as dimensões social e económica (Ameen et al., 2015). No entanto, Dempsey (2011) afirma que estes métodos consideram a dimensão social em indicadores como a equidade social, acessibilidade a amenidades e a serviços primários, transportes públicos, redes de ciclovias, acessibilidade pedonal, áreas verdes, cultura local, entre outros (Dempsey et al., 2011). Num estudo comparando os métodos LEED ND, BREEAM Communities e CASBEE UD, Berardi (2013, 2015) afirma que estes métodos têm um maior número de indicadores referentes à dimensão ambiental, mas que é até surpreendente o baixo peso que estes métodos atribuem a indicadores como a energia e os recursos quando comparadas com às métodos de avaliação de sustentabilidade de edifícios (Berardi, 2013) (Berardi, 2015). Isto porque as comunidades urbanas têm um alto consumo de recursos e impacte ambiental, devendo assim promover uma economia circular (Mang & Reed, 2012) (Berardi, 2015).

De facto, num estudo comparando sete métodos de avaliação de sustentabilidade urbana, verificou-se que 5 desses métodos atribuíam um peso maior ou igual à dimensão social em relação à dimensão ambiental (Guimarães et al., 2016). Apesar disso, Berardi (2015) afirma que estes métodos não consideram corretamente a dimensão social (Berardi, 2015). Reconhecendo que uma comunidade sustentável deveria promover as relações sociais e bem-estar dos cidadãos, estes aspetos são pouco considerados nos métodos de avaliação dos indicadores relacionados porque se focam muito os aspetos físicos e materiais do ambiente construído (A. J. Bond & Morrison-Saunders, 2011) (Berardi, 2015). Por outro lado, verificou-se também que estes métodos dão pouca importância à dimensão económica (Berardi, 2015) (Guimarães et al., 2016), algo que é também surpreendente pois seria de esperar que o aumento de escala do edifício para a área urbana permitisse precisamente uma melhor consideração dos aspetos económicos.

Tendo em conta a existência de vários métodos para a avaliação de sustentabilidade de áreas urbanas, vários autores realizaram também estudos para comparar estes métodos e averiguarem as suas similaridades e divergências (Garde, 2009) (Kyrkou & Karthaus, 2011) (Dempsey et al., 2011) (Haapio, 2012) (Sharifi & Murayama, 2013) (Berardi, 2013) (Sharifi & Murayama, 2014) (Reith & Orova, 2015) (Ameen et al., 2015) (Wangel et al., 2016). Num estudo comparativo de sete métodos de avaliação de sustentabilidade urbana, Sharifi e Murayama (2013) avaliaram vários critérios como: inclusão de pré-requisitos, adaptação ao local, sistema de pesos, sistema de classificação, apresentação de resultados,

participação e aplicabilidade. A conclusão do estudo foi que apesar de apresentarem objetivos similares para abordar a sustentabilidade, apresentam diferenças significativas na forma de atingir estes objetivos (Sharifi & Murayama, 2013). Ameen (2015) comparou também vários métodos de avaliação de sustentabilidade urbana (BREEAM Com, LEED ND, CASBEE UD, SBTTool PT PU, PCRS e QSAS) determinando que as suas diferenças eram muito grandes em vários fatores como, estrutura, número de indicadores, âmbito de aplicação, sistema de pesos, entre outros aspetos. Face aos resultados, o autor concluiu que estas diferenças são tão acentuadas que revelam que estes métodos ainda estão em fase de desenvolvimento e amadurecimento (Ameen et al., 2015). Outros autores realizaram estudos a comparar as abordagens de cada método concluindo que as diferenças acentuadas colocam em questão as definições de sustentabilidade adotadas (Keirstead & Leach, 2008) (Reith & Orova, 2015).

Uma das razões para as diferenças existentes nos sistemas de pesos dos métodos, na seleção de indicadores e nos métodos de avaliação, prende-se possivelmente com as diferenças existentes também no âmbito de aplicação. Berardi (2015) exemplifica este facto com uma análise aos pesos da categoria localização, que são bastantes diferentes nos métodos LEED ND e BREEAM Communities. Assim, indica que faz sentido o LEED ND atribuir um peso maior à categoria localização porque se foca sobretudo em novas obra de urbanização, ao passo que o BREEAM é utilizado em obras de reabilitação urbana, em que a localização é um critério que já é satisfeito à partida (Berardi, 2015). No entanto, Wangel (2016) afirma que ambos os sistemas foram desenhados para novos desenvolvimentos urbanos, apesar de promoverem a reutilização de edifícios existentes, advertindo que é uma estratégia errada pois a grande maioria dos desenvolvimentos urbanos são obras de reabilitação (Wangel et al., 2016).

Com o reconhecimento de que existe alguma confusão na análise comparativa destes métodos, à semelhança do que aconteceu para os métodos de avaliação de cidades, vários autores desenvolveram os seus próprios estudos independentes com propostas de estruturas e de indicadores para a avaliação de sustentabilidade urbana (Xing et al., 2009) (Georges A Tanguay et al., 2010) (L. Y. Shen et al., 2011) (Haghshenas & Vaziri, 2012) (Mori & Christodoulou, 2012) (Y. Wang, Lam, Harder, Ma, & Yu, 2013) (Turcu, 2013) (Y. Wang et al., 2013) (Pires et al., 2014) (López-Ruiz et al., 2014) (Mori & Yamashita, 2015) (Berardi, 2015) (Dizdaroglu, 2015) (Braulio-Gonzalo et al., 2015) (Tran, 2016). Tanguay (2010) analisou 17 estudos de indicadores de avaliação de sustentabilidade urbana e concluiu que as práticas atuais não possibilitam atingir os objetivos propostos (Georges A Tanguay et al., 2010) (Theodoridou et al., 2012). Estes trabalhos normalmente utilizam uma abordagem *bottom-up* e podem ser encarados como listas teóricas de indicadores sem aplicação prática.

Relativamente à normalização na área da avaliação de sustentabilidade a nível urbano, talvez por ser uma área do conhecimento mais recente em relação aos edifícios e às cidades, não foram encontradas quaisquer normas a nível internacional. Isto é um problema pois estes métodos utilizam processos muito pouco transparentes na seleção de indicadores, pesos e práticas de referência (Mori & Christodoulou, 2012) (Berardi, 2015). Desta forma, não há qualquer tipo de justificação científica que possibilite demonstrar que uma abordagem é melhor do que outra. Considerando ainda que os resultados são

muitas vezes agregados em classificações únicas, é muito difícil considerar um resultado robusto e transparente (Berardi, 2015).

Quanto à escala de aplicação, alguns autores defendem que a avaliação de sustentabilidade do ambiente construído se deve efetuar no âmbito de uma área de vizinhança urbana (Mori & Christodoulou, 2012) (Sharifi & Murayama, 2013) (Sharifi & Murayama, 2014). Para Sharifi e Murayama (2014), a área de vizinhança ou a comunidade é provavelmente o nível mínimo onde as economias de escala podem ser estudadas e se podem considerar problemas como o desemprego e a proximidade entre habitação e trabalho. Adicionalmente, é o nível em que as intervenções podem ser organizadas pelos residentes e onde mais facilmente estes podem ser envolvidos na tomada de decisão (Sharifi & Murayama, 2014). No fundo, a área de vizinhança contempla impactes sociais e económicos, mas também impactes ambientais que não podem ser considerados ao nível do edifício (Mori & Christodoulou, 2012).

Comparativamente aos edifícios, o aumento da escala aumenta a complexidade da avaliação acima da soma das partes porque existem interações complexas que não são consideradas na avaliação de sustentabilidade de edifícios (Haapio, 2012) (Mori & Christodoulou, 2012) (Bourdic & Salat, 2012) (Berardi, 2013). Assim, é importante considerar a escala da vizinhança para possibilitar a inclusão destes aspetos de forma apropriada e relevante (Aschkenazi et al., 2012) (Haapio, 2012) (Gil & Duarte, 2012) (Turcu, 2013) (Berardi, 2013) (Sharifi & Murayama, 2014) (Ameen et al., 2015). A avaliação de sustentabilidade a nível urbano permite ainda a comparação entre diferentes áreas urbanas, apoiando a tomada de decisão (Georges A Tanguay et al., 2010) (Haapio, 2012).

No entanto, a escala da vizinhança ainda não é suficiente para contabilizar todos os impactes do ambiente construído nem para abordar a sustentabilidade de uma forma verdadeiramente holística (Berardi, 2015), o que só se consegue em escalas maiores. Na consideração da escala de vizinhança, há uma grande dificuldade na definição das fronteiras de avaliação da zona urbana, da área de vizinhança ou da comunidade (Berardi, 2015) (Simon et al., 2016). Isto reflete-se no campo de aplicação dos métodos de avaliação de sustentabilidade urbana. O BREEAM Communities, por exemplo, tem uma escala de aplicação que vai dos 2 até aos 179 hectares (Berardi, 2015), o que leva a uma incorreta avaliação de indicadores como, por exemplo, os transportes e os usos mistos (Sharifi & Murayama, 2014) (Lotteau et al., 2015). Adicionalmente, as dimensões de uma área de vizinhança, ou de um bloco são bastante diferentes em função da realidade de cada local. Por exemplo, a estrutura de quarteirão radial de Haussman, característica de Paris e de outras áreas de França é de 200m x 200m; em Barcelona é característica uma estrutura retícula ortogonal; na América do Sul é usual uma grelha de 400m x 400m; em cidades norte-americanas como Nova Iorque, a grelha utilizada é de 100m x 200m; e na maioria das cidades portuguesas, assim como em muitas outras cidades, não há uma grelha explícita, devido ao crescimento orgânico das zonas urbanas (Costa, Costa, & Matos, 2006) (Berardi, 2013) (Mónica, Amaral, & Estima, 2013) (Berardi, 2015).

A área urbana podia eventualmente ser determinada em função do uso do solo, das infraestruturas ou densidade populacional, mas estes critérios aumentam a ambiguidade desta fronteira invisível. Por exemplo, a avaliação de um sistema de transportes normalmente envolve potencialmente várias comunidades, ao passo que a densidade populacional pode considerar residentes ou trabalhadores (Berardi, 2015). Podem-se usar também limites administrativos como freguesias ou municípios, mas estes variam também imensamente tanto em número de habitantes como em área, pelo que é também um critério difícil de implementar.

A dimensão da área de avaliação tem implicações grandes nos critérios que se devem considerar nos métodos de avaliação (Guimarães et al., 2016) (Gomes et al., 2016). Por exemplo, se o âmbito de aplicação de um método for uma área pequena abrangendo um grupo de edifícios ou um pequeno quarteirão, não faz sentido avaliar a rede de transportes ou de ciclovias ou até grande parte dos indicadores socioeconómicos. Se a área de avaliação for grande, perdem significado indicadores como a localização (Guimarães et al., 2016) (Gomes et al., 2016). Mas mesmo para indicadores que sejam passíveis de serem aplicados tanto em áreas grandes como pequenas, os seus métodos de avaliação deveriam ser flexíveis em função da área de avaliação. O que se verifica neste momento é que grande parte dos métodos de avaliação de sustentabilidade urbana ao nível da comunidade ou vizinhança têm estruturas de indicadores e métodos de avaliação fixos e rígidos, independente da dimensão da área de avaliação (Guimarães et al., 2016) (Gomes et al., 2016).

O problema da definição de fronteiras também ocorre na avaliação de sustentabilidade de cidades devido a fenómenos como a dispersão urbana (*urban sprawl*), que se verificam em todo o mundo e são particularmente graves em Portugal (Costa et al., 2006) (Deus et al., 2012) (Correia & Silva, 2015) (Bithas & Christofakis, 2006) (Berardi, 2015). Outro problema é que as cidades são muito diferentes entre si. Por exemplo, uma cidade dispersa, como as existentes nos EUA, não é comparável com algumas cidades compactas existentes na Europa (Braulio-Gonzalo et al., 2015). Isto significa que nem todas as ferramentas são válidas para todas as regiões do planeta e que por esta razão as ferramentas devem ser adaptadas ao contexto onde são utilizadas, sendo por isso difícil de avaliar a sustentabilidade ao nível das cidades (Souza, Ramos, Silva, & Mendes, 2003) (Braulio-Gonzalo et al., 2015). No entanto, este argumento apontado às cidades é ainda mais válido para áreas urbanas pois dentro da mesma cidade há múltiplos contextos de vizinhança e áreas funcionais distintas, pelo que seria ainda mais difícil adaptar os métodos de avaliação de sustentabilidade a cada possível contexto de vizinhança ou comunidade (por exemplo, zonas comerciais, residenciais ou industriais).

Face à dificuldade e à falta de uma forma harmonizada para definir fronteiras de cidades, a OCDE e a Comissão Europeia desenvolveram um método baseado num conjunto de passos e critérios quantificáveis (Eurostat, 2017b). O método permite definir vários tipos de áreas da cidade, como “área urbana funcional” ou “área urbana maior”; “grande cidade” (incluindo zonas suburbanas), “núcleo da cidade”, “bairro nível 1” e “bairro nível 2” com o objetivo de utilizar este método para fins estatísticos. Este método baseia-se no estabelecimento de uma grelha espacial quadrangular, que em função de um

conjunto de critérios relativos à densidade populacional e a fronteiras institucionais, são considerados para pertencerem a cada um dos níveis mencionados. Este método garante que há uma ligação ao poder político local, pelo menos 50% da população da cidade vive no centro urbano e que pelo menos 75% da população do centro urbano vive na área da cidade (Eurostat, 2017b). Na Figura 9 pode-se verificar um exemplo de aplicação do método à cidade do Porto, cuja “grande área funcional” inclui partes das cidades de Vila Nova de Gaia, Gondomar, Valongo e Matosinhos (Eurostat, 2017b).

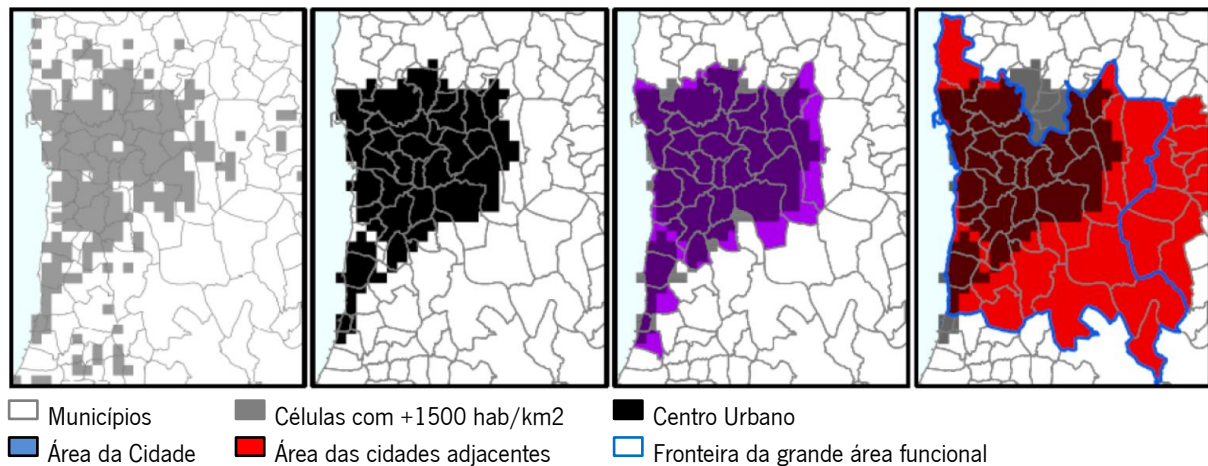


Figura 9. Aplicação do método proposto pela OCDE e pela Comissão Europeia para a definição de fronteiras de cidade à cidade do Porto (Eurostat, 2017b)

Outra das críticas feitas à avaliação de sustentabilidade urbana é o facto de estas áreas de vizinhança consumirem grandes quantidades de recursos provenientes do exterior da área de avaliação (Mori & Yamashita, 2015). Em alguns métodos é avaliada a utilização de recursos locais, como alimentos ou materiais de construção, mas a grande maioria dos recursos utilizados provém inevitavelmente do exterior da área urbana em avaliação (Berardi, 2015) (Wangel et al., 2016). Mesmo que muitos recursos sejam provenientes de áreas circundantes à zona em estudo, mas dentro da mesma cidade, há uma grande dificuldade em considerar isso como uma boa prática na avaliação de sustentabilidade ao nível da área urbana. Desta forma, é complicado considerar indicadores que promovam uma economia circular, pois a escala é demasiado pequena para esse efeito (Berardi, 2015). Da mesma forma, estes métodos também não consideram os impactes ambientais da área em estudo nas áreas vizinhas (Berardi, 2015).

No entanto, à semelhança das zonas urbanas, as cidades são também dependentes de recursos provenientes do exterior (Mori & Yamashita, 2015). Adicionalmente, o estudo dos métodos existentes demonstrou que estas não consideram indicadores que meçam de forma apropriada os impactes ambientais da cidade fora das suas fronteiras (Mori & Christodoulou, 2012) (Mori & Yamashita, 2015). Contudo, este fenómeno é muito mais importante ao nível da escala da área urbana e mantém-se mesmo que a escala de avaliação aumente para nível nacional. Além disso, ao nível da cidade é possível avaliar elementos relacionados com a gestão de recursos que em áreas urbanas menores não fazem qualquer sentido, tais como a gestão de resíduos sólidos urbanos, gestão e tratamento de águas residuais, entre

outros. Estes sistemas que normalmente estão sob a tutela dos municípios, não fazem sentido serem avaliados numa escala menor ou maior do que a cidade (Coelho, Mascarenhas, Vaz, Dores, & Ramos, 2010).

Sharifi (2014) apresenta outro argumento favorável à avaliação de sustentabilidade ao nível de áreas urbanas em detrimento do nível da cidade, que se encontra relacionado com a heterogeneidade. As cidades são mais heterogêneas, tornando a avaliação mais complexa e fazendo com que os resultados globais não se possam generalizar a toda a área de estudo. Assim, as medidas de intervenção poderão falhar ao não endereçar os problemas específicos no contexto de áreas urbanas ou de vizinhança (Berardi, 2011) (Sharifi & Murayama, 2014). No entanto, os resultados de avaliação na escala da área urbana também podem não representar a cidade do qual essa área faz parte. Na verdade, a avaliação ao nível urbano perde significância pois como cada área urbana cumpre uma função específica no contexto de uma cidade, a estrutura e os métodos de avaliação teriam de ser adaptados às funções específicas desempenhadas por cada área urbana, dificultando a implementação destes métodos e a interpretação de resultados. Para este argumento fazer sentido, os métodos de avaliação a nível urbano teriam de ser adaptáveis em função de se tratar de uma área industrial, um loteamento residencial, uma área comercial, de serviços, etc. Mas mesmo assim, estes métodos diferenciados não se adaptariam e perderiam a eficácia na avaliação de modelos urbanos diferentes que denotem um uso do solo diversificado.

Na verdade, uma avaliação de sustentabilidade ao nível da cidade pode considerar a interação entre as diferentes áreas funcionais da cidade e assim ser efetuada de forma a identificar problemas em áreas específicas para facilitar a tomada de decisão (Keirstead & Leach, 2008). Tendo em conta que há uma série de elementos que todas as cidades partilham, como áreas residenciais, serviços públicos, amenidades de vários tipos, zonas comerciais, recreacionais, industriais, entre outros, é possível e mais fácil desenvolver um método de avaliação de sustentabilidade de cidades que avalie em simultâneo todos estes aspetos comuns. Apesar de as cidades poderem ter estratégias diferentes, os objetivos de desenvolvimento são normalmente muito semelhantes devido precisamente a estes aspetos comuns, o que facilita a universalidade dos métodos de avaliação ao nível da cidade. De facto, Tanguay (2010), assim como um estudo da rede ICLEI (2017) demonstram uma convergência na seleção de indicadores dos métodos mais recentes, cujas abordagens tendem a partilhar um conjunto de indicadores chave (Georges A Tanguay et al., 2010) (ICLEI, 2017).

Assim, é importante reconhecer que a avaliação de sustentabilidade deve ser efetuada numa escala em que seja possível considerar todos os aspetos que são importantes para a sustentabilidade. Para vários autores, a escala mínima para o qual isso é possível é a escala das cidades (Charter of European Cities and Towns Towards Sustainability, 1994) (Girardet, 1999) (Berardi, 2011) (Sharifi & Murayama, 2014) (Braulio-Gonzalo et al., 2015) (Berardi, 2015) (Wangel et al., 2016). Este reconhecimento parte da noção crescente de que as cidades são elementos decisivos para se abordar a sustentabilidade do ambiente construído. A maioria dos habitantes do planeta já vivem em cidades e prevê-se que esse número

aumente consideravelmente no futuro próximo (United Nations, 2017b). Considerando que a pegada ecológica dos habitantes de zonas urbanas é superior à dos habitantes de zonas rurais devido ao maior nível de consumo associado ao estilo de vida das populações urbanas (Global Footprint Network, 2017a), as cidades tornam-se num ponto fulcral de ação para se atingir a sustentabilidade (Girardet, 1999) (Sharifi & Murayama, 2014).

As cidades são o nível organizativo mais próximo dos cidadãos e dos governos regionais e nacionais em simultâneo, sendo o nível onde se tomam as decisões mais impactantes para a sustentabilidade. São em simultâneo as maiores unidades organizativas onde se podem observar efetivamente os diversos aspetos da vida urbana e a menor unidade organizativa em que estes podem ser endereçados de forma holística, integrada de forma a promover a sustentabilidade (Charter of European Cities and Towns Towards Sustainability, 1994). As cidades têm também um controlo direto no ambiente natural da cidade e de zonas circundantes, assim como na situação social da população, tendo ainda impacte ao nível da economia regional e nacional (Berardi, 2015). Isto acontece porque é a nível da política municipal, que se tomam as principais decisões sobre a evolução das cidades, por exemplo através do planeamento urbano, de autorizações de construção, de concursos públicos e obras públicas, mudanças de tipologia de áreas da cidade ou modificação de serviços públicos (Berardi, 2011).

Para criar um ambiente urbano sustentável é crucial avaliar políticas, infraestruturas, fatores socioeconómicos, uso de recursos, emissões, entre outros, que contribuem e são influenciadas pelo metabolismo das cidades (Pinho, Oliveira, Cruz, & Barbosa, 2013) (European Commission, 2015b). Assim, os indicadores de avaliação de cidades podem ser usados como ferramentas por gestores municipais, políticos, investigadores, planeadores e projetistas para ajudar a assegurar políticas que promovam cidades habitáveis, tolerantes, inclusivas, resilientes, prósperas e sustentáveis (European Commission, 2015b). Tendo isto em conta, pode-se concluir que a forma mais correta de se avaliar a sustentabilidade é ao nível da cidade. No entanto, tendo em conta que, na prática, a avaliação de sustentabilidade é efetuada em diversas escalas, Coelho (2010) alerta para a importância da compatibilidade dos indicadores utilizados nas diversas escalas. Nesta perspetiva, os indicadores cuja avaliação faça sentido simultaneamente em escalas diferentes como locais, regionais, nacionais e internacionais, devem utilizar unidades de medida e métodos de cálculo semelhantes para facilitar a implementação e utilização pelo poder político (Coelho et al., 2010).

4.5. *Limitações na avaliação de sustentabilidade*

Os métodos de avaliação de sustentabilidade são nos dias de hoje uma realidade incontornável. No âmbito dos edifícios e das cidades, estes métodos contam já com cerca de 30 anos de evolução e no âmbito de áreas urbanas, apesar de serem ligeiramente mais recentes, contam já com a experiência adquirida ao longo do tempo nesta área do conhecimento. No entanto, alguns investigadores são céticos em relação a alguns conceitos utilizados nestas ferramentas, pois apresentam um conjunto de limitações que dificultam o consenso e sua implementação (Mori & Christodoulou, 2012) (Berardi, 2013) (Mori & Yamashita, 2015) (Berardi, 2015). A principal limitação nestes métodos é a falta de uma clara definição

de sustentabilidade (Somogyi, 2015) (Gomes et al., 2016) (Wangel et al., 2016), que por consequência provoca uma multitude de limitações. Algumas das consequências mais graves desta indefinição estão relacionadas com a eficácia desses métodos na avaliação da sustentabilidade e na melhoria do ambiente construído (Senbel, McDaniels, & Dowlatabadi, 2003) (Bendewald & Zhai, 2013) (Berardi, 2015). Outras limitações relacionadas são a adoção de uma visão da sustentabilidade fraca; falta de métodos apropriados para avaliar as dimensões ambiental, social e económica; a avaliação estática; distinção entre avaliações relativas e absolutas; e a consideração de efeitos de vazamento (*leakage effect*) (Mori & Christodoulou, 2012) (Berardi, 2013) (Mori & Yamashita, 2015) (Berardi, 2015). Devido a estas limitações, os métodos apresentam ainda problemas adicionais como a falta de definição do âmbito de aplicação, inconsistência nas estruturas de avaliação, comparabilidade de resultados, problemas de isenção e imparcialidade, redundância, falta de qualidade dos dados de entrada, a falta de participação dos intervenientes, entre outros (Walton, El-Haram, Castillo, Horner, & Price, 2005) (Yin et al., 2014) (Guimarães et al., 2016) (Mori & Yamashita, 2015) (Berardi, 2015) (Gomes et al., 2016).

Muitas das limitações na avaliação de sustentabilidade estão também relacionadas com a complexidade existente nos sistemas de avaliação multicritério. Se os métodos abordarem apenas um pequeno conjunto de indicadores chave, falham por terem uma visão limitada, simplista e distante da realidade; mas, se considerarem um número de indicadores elevado, tornam-se difíceis de implementar por serem demasiado complexas (Albino and Berardi, 2012). Assim, torna-se difícil estabelecer um equilíbrio entre a simplicidade e complexidade necessárias para promover a implementação destes métodos. Devido ao facto de os métodos existentes no passado serem acusadas de serem incompletos, a tendência dos métodos tem sido aumentar o número de indicadores.

No entanto este aumento continua a permitir que alguns aspetos sejam negligenciados (Berardi, 2011), provoca redundância (Lützkendorf et al., 2012) (Guimarães et al., 2016) e faz com que as avaliações utilizem muitos recursos humanos e sejam lentas (Wangel et al., 2016). Por outro lado, tem-se verificado que uma das maiores dificuldades, principalmente na avaliação de cidades, está relacionada com a disponibilidade e aquisição de dados (Berardi, 2011) (Van Leeuwen & Chandy, 2013) (Simon et al., 2016). Nas cidades esta dificuldade é acrescida devido ao conhecimento insuficiente de muitos dos aspetos em avaliação (Ding et al., 2014). Esta é também uma das razões para a recente promoção das chamadas cidades inteligentes (*smart cities*), onde são adotadas tecnologias de monitorização que permitem uma maior facilidade na aquisição de dados relevantes (De Jong et al., 2015) (Ahvenniemi, Huovila, Pinto-Seppä, & Airaksinen, 2017).

Relativamente à seleção de indicadores, há um grande debate entre a utilização de uma abordagem mais científica e uma abordagem mais política (Turcu, 2013) (Georges Antoni Tanguay, Rajaonson, & Therrien, 2013) (Rajaonson & Tanguay, 2019). Uma abordagem científica promove o conhecimento da complexidade dos fenómenos em avaliação e o uso de técnicas e métodos sofisticados para a seleção dos melhores indicadores (Georges Antoni Tanguay et al., 2013). Uma abordagem política considera a seleção de indicadores pela participação dos intervenientes do poder local e até da consulta popular

através da promoção de consensos e acordos sobre quais os aspetos que devem ser avaliados (Tarzia et al., 2003) (Martens, 2006) (Coelho et al., 2010). Ambas as abordagens têm as suas vantagens e desvantagens. Ao passo que uma abordagem puramente científica efetua uma avaliação precisa dos impactes, do estado atual e das medidas de intervenção necessárias, tende a ignorar ou subvalorizar a importância das condicionantes políticas locais, dificultando a implementação pelos agentes locais (Tarzia et al., 2003) (Coelho et al., 2010). Por outro lado, uma abordagem política inevitavelmente cria uma visão de sustentabilidade enviesada e distorcida, introduzindo um alto nível de subjetividade e incerteza (Georges Antoni Tanguay et al., 2013). A seleção de indicadores com base numa visão política, além de ser um processo demoroso e intensivo (Coelho et al., 2010), tende a desenvolver conjuntos de indicadores que apenas vão de acordo com os interesses e conhecimento dos intervenientes envolvidos no processo, falhando a avaliação de aspetos importantes para o desenvolvimento sustentável (Rajaonson & Tanguay, 2019). Adicionalmente, há ainda questões relacionadas com o tipo de intervenientes que participa no processo de seleção de indicadores (Martens, 2006). Por um lado há quem defenda a seleção de indicadores por agentes do poder local e por especialistas (Tarzia et al., 2003), por outro, há autores que defendem a participação e consulta da população local, havendo ainda quem defenda a integração das duas abordagens (M. S. Reed, Fraser, & Dougill, 2006) (Martens, 2006).

Outra das questões mais comuns na análise dos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes é a dificuldade na comparação dos métodos face à diversidade de opiniões e abordagens que se verificam, independentemente da escala de avaliação (Burnett, 2007) (Garde, 2009) (Haapio, 2012) (Gil & Duarte, 2012) (Lowe et al., 2015) (Reith & Orova, 2015) (Lützkendorf et al., 2012) (Yigitcanlar et al., 2015) (Ameen et al., 2015). Em consequência, torna-se impossível comparar os resultados de avaliação de diferentes cidades utilizando ferramentas diferentes (Yigitcanlar et al., 2015). Como resposta a esta constatação, vários autores desenvolveram propostas com o objetivo de uniformizar a abordagem à avaliação de sustentabilidade (Lützkendorf et al., 2012). A intenção desta visão integradora é o desenvolvimento de uma definição consensual de desenvolvimento urbano sustentável para se produzir uma estrutura de avaliação uniformizada ou padronizada que forneceria clareza e legitimidade a quem a adote (Walton et al., 2005) (Carmona & Sieh, 2008) (Oliveira & Pinho, 2010).

A adoção desta visão tornaria assim os resultados compatíveis e comparáveis (Gil & Duarte, 2012) e poderia contribuir para prevenir o problema das longas listas de indicadores selecionados em função da disponibilidade dos dados. Estas listas resultam de abordagens *bottom-up* e produzem avaliações ricas em dados mas pobres na informação que providenciam (Carmona & Sieh, 2008) (Gil & Duarte, 2012). Em todo o caso, o ato de comparar resultados de avaliação de muitos indicadores em várias cidades pode ser inútil, ineficiente e ineficaz por ser demasiado complexo (Dawodu et al., 2017). Dawodu (2017) afirma que o real objetivo na avaliação de sustentabilidade é determinar se uma cidade é ou não sustentável e não comparar umas cidades com as outras (Dawodu et al., 2017). Esta análise é mais objetiva ao permitir elaborar estratégias e decisões políticas para se promover a sustentabilidade.

O objetivo de uniformização dos métodos entra também em conflito com uma linha de pensamento que está relacionada com necessidade de adaptação dos métodos às condicionantes locais (Ness et al., 2007) (Ding et al., 2014) (Berardi, 2015). A defesa da necessidade de adaptação às condicionantes locais pode assim ser interpretada como uma tentativa de autores e instituições defenderem as suas próprias abordagens e opiniões. Até porque uma uniformização poderia implicar alterações profundas em muitos dos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes, o que faria com que perdessem a sua identidade. A nível das cidades, esta adaptação está relacionada, por exemplo, com a utilização de dados que estejam disponíveis localmente ou com a inclusão de indicadores ou práticas de referência que sejam relevantes para o contexto geográfico ou político local (Berardi, 2013). Esta abordagem resultou no desenvolvimento de uma multitude de diferentes métodos de avaliação para aplicação local ou regional (M. S. Reed et al., 2006) (Berardi, 2015). Alguns estudos verificaram que, de facto, existe uma associação entre os métodos de avaliação existentes e o contexto em que foram desenvolvidas, o que limita a aplicação noutros contextos (Haapio, 2012) (Berardi, 2015).

Como a maioria dos métodos estão direcionadas para países desenvolvidos, a sua aplicação em países em desenvolvimento fica comprometida (Ding et al., 2014). Por esta razão, foram desenvolvidos métodos no médio Oriente como o QSAS e o PCRS, que dão muito mais importância aos aspetos relacionados com a água, resíduos e energia, ao passo que outros métodos desenvolvidos em contexto europeu ou americano dão mais importância ao bem-estar e à cultura (Berardi, 2015). No entanto, tal como o conceito de sustentabilidade deve ser abordado de forma holística, o correto desenvolvimento de métodos de avaliação de sustentabilidade deve considerar todos os aspetos possíveis em simultâneo (Ness et al., 2007). De facto esta foi a abordagem tomada no desenvolvimento de alguns métodos mais recentes, que foram testados e aplicados em cidades de contextos e dimensões muito variadas, com o objetivo de facilitar a implementação em todo o planeta (Berardi, 2015).

A forma como cada método aborda ou dá importância às dimensões de sustentabilidade é também um assunto que é muito estudado na análise destes métodos (Guimarães et al., 2016) (Dawodu et al., 2017). Normalmente valoriza-se uma atribuição de pesos “equilibrada”, ou seja, que não ignore nem valorize em excesso nenhuma das componentes da sustentabilidade (Haapio, 2012) (Reith & Orova, 2015) (Ameen et al., 2015) (Guimarães et al., 2016). Reith e Orova (2015) afirmam que a comparação dos métodos de acordo com as 3 dimensões da sustentabilidade é importante para determinar se os sistemas são capazes de avaliar todos esses aspetos simultaneamente (Reith & Orova, 2015). No entanto, estes estudos não identificam quaisquer razões para as quais um sistema de pesos “equilibrado” seja uma forma adequada de abordar a avaliação de sustentabilidade. Na verdade, estas análises aos pesos que cada método atribui às dimensões de sustentabilidade, apesar de serem recorrentes, tem pouca validade científica porque se baseiam normalmente na opinião subjetiva dos autores no momento de associar um determinado indicador a uma dimensão específica.

A maioria dos métodos de avaliação de sustentabilidade não faz a distinção clara das dimensões na sua estrutura, pelo que é complicado aferir a dimensão mais predominante de cada indicador. Na prática,

todos os indicadores têm impactes ao nível ambiental, social e económico simultaneamente. No entanto, é perceptível que nem todos os indicadores tem a mesma relevância para a sustentabilidade (Burnett, 2007). Para Lutzkendorf (2012), a relação de importância entre as dimensões social e económica deve ser feita no âmbito da decisão política (Lutzkendorf et al., 2012). Mas para outros, a falta de práticas de referência e sistemas de pesos desenvolvidos cientificamente faz com que a agregação dificulte a interpretação dos resultados (classificações) (Munda, 2006) (Burnett, 2007) (Wangel et al., 2016). Obviamente que uma melhor classificação global corresponde a um maior número de indicadores com bons níveis de desempenho. No entanto, a menos que hajam restrições na forma de pré-requisitos mínimos em indicadores chave, os resultados agregados e as classificações globais perdem significado em termos de promoção da sustentabilidade (Burnett, 2007).

Um dos maiores problemas da agregação de resultados tem também a ver com a utilização do conceito de sustentabilidade fraca (Bourdic & Salat, 2012) (A. Bond et al., 2012) (Ameen et al., 2015) (Berardi, 2015) (Mori & Yamashita, 2015) (Wangel et al., 2016). Isto porque um resultado global mascara o desempenho ao nível de cada dimensão e ao nível do indicador individual, permitindo a chegada a conclusões erradas. Este problema agrava-se pela constatação de que a sociedade em geral e as cidades em particular, foram desenvolvidas no paradigma da promoção do crescimento económico e não da proteção ambiental ou da equidade social (Berardi, 2015) (Mori & Yamashita, 2015). Através de uma abordagem à sustentabilidade fraca, as cidades podem ser consideradas sustentáveis pela análise de um resultado agregado, mesmo sem qualquer preocupação ambiental, desde que apresentem um elevado desempenho económico. Esta foi a constatação de Wangel num estudo dos métodos BREEAM Communities e LEED ND (Wangel et al., 2016).

Como consequência, verifica-se uma limitação dos métodos na medida em que não promovem corretamente práticas ambientais (Mang & Reed, 2012) (Berardi, 2013). Tendo isto em conta, torna-se importante o desenvolvimento de uma nova geração de métodos de avaliação de sustentabilidade que utilize o conceito de sustentabilidade forte (Walton et al., 2005) (Berardi, 2015) (Wangel et al., 2016). Esta visão permitirá que a avaliação seja baseada nos resultados obtidos ao nível de cada indicador, impedindo que uma cidade seja considerada sustentável se num dos indicadores em avaliação não se obtiverem resultados mínimos aceitáveis (Mori & Yamashita, 2015). A utilização de sistemas de pesos e de técnicas de agregação de resultados produz também uma falta de transparência na análise de resultados globais (Wangel et al., 2016). Os pesos atribuídos a cada dimensão e indicador não podem ser obtidos de forma científica (Munda, 2006) e por isso são normalmente baseados em opiniões subjetivas (Stossel et al., 2017). Adicionalmente, a análise de uma avaliação global não fornece informação sobre quais os indicadores que são ou não considerados na atribuição dessa nota e quais as práticas de referência ou pesos associados, potencializando interpretações arbitrárias desses resultados (Georges A Tanguay et al., 2010) (Haapio, 2012) (Wangel et al., 2016).

A utilização de resultados agregados associada à natureza orientada para o mercado dos métodos de avaliação de sustentabilidade potencia também o risco de se utilizarem as medidas mais baratas em

detrimento das medidas mais sustentáveis com o objetivo de se obter a melhor nota possível (Burnett, 2007) (Garde, 2009) (Reith & Orova, 2015). Isto é mais visível nos métodos focados nos edifícios e em áreas urbanas. Wangel (2016) cunhou o termo de “caça aos créditos” (*credit hunting*) ao descrever o fenómeno em que o custo de intervenção ao nível de cada indicador se tornou num fator decisivo para clientes e projetistas decidirem sobre as medidas a implementar nos seus empreendimentos para obter melhores níveis de certificação (Burnett, 2007) (Haapio, 2012) (Wangel et al., 2016). Tendo em conta que, em alguns métodos, a obtenção de uma nota global de “prata” ou de “muito bom” requer apenas a creditação de 55% dos indicadores, verificou-se que alguns empreendimentos certificados não fornecem vantagens significativas na promoção da sustentabilidade quando comparados com os convencionais (Burnett, 2007). Numa análise do método LEED ND, Sharifi e Murayama (2014) concluíram que a aposta dos projetistas recai normalmente nos indicadores com maior peso na nota global, sendo que na análise de 97 projetos certificados, apenas 18 (em 29) indicadores com baixo peso são considerados em metade desses projetos, ao passo que os indicadores com maior peso eram verificados em praticamente todos os projetos (Sharifi & Murayama, 2014). Num trabalho similar de Garde (2009), verificaram-se conclusões semelhantes, acrescentando o facto de que se verificou que os indicadores com maior peso eram também aqueles cuja intervenção era mais barata (Garde, 2009).

A avaliação de sustentabilidade, na sua faceta certificadora, promove assim o conceito denominado de “*greenwashing*”, em que as empresas gastam recursos na obtenção e publicidade de certificados ambientais, sem gastar efetivamente recursos na promoção de práticas ambientalmente responsáveis (Sharifi & Murayama, 2014). A título de exemplo, Fuerst e Shimizu (2016) estudaram a aplicação de métodos de avaliação de sustentabilidade de edifícios no Japão, demonstrando que a certificação de sustentabilidade tem sido vista como uma oportunidade para aumentar o valor dos edifícios, apontando para um público-alvo com mais posses económicas e potenciando a gentrificação (Fuerst & Shimizu, 2016). Bendewald (2013) indica ainda que esta é uma prática comum no mercado da construção, pois as corporações e governos pretendem demonstrar preocupações com a sustentabilidade (Bendewald & Zhai, 2013).

Com esta visão de mercado da sustentabilidade, os métodos deixam de promover práticas sustentáveis, preocupando-se na atribuição de boas notas e na certificação apenas para valorização económica. Isto acontece porque as empresas que promovem estas ferramentas estão a competir por fatias de mercado e os intervenientes não estarão dispostos a investir na aplicação destes métodos se não virem nisso uma possibilidade de aumentarem o seu lucro (Fuerst & Shimizu, 2016). Um exemplo desta tendência é o lançamento recente do método CASBEE *for Market Promotion* no Japão, que consiste numa versão simplificada do método CASBEE, adaptada à imagem do método LEED, para facilitar a comercialização do método no mercado imobiliário (CASBEE, 2017). Tendo isto em conta, o desenvolvimento de métodos de avaliação de sustentabilidade tem promovido um crescimento no mercado de agências de consultoria, empresas de tecnologia verde e marketing verde, assim como de promoção publicitária (*branding*) de cidades (Wangel et al., 2016).

Outra constatação sobre os indicadores dos métodos existentes, principalmente na avaliação de edifícios e de áreas urbanas, é que consistem na avaliação de procedimentos ou presença de características, em vez de se efetuar uma real avaliação de desempenho (Wangel et al., 2016). Utilizando os critérios desenvolvidos por Wallhagen (Wallhagen, Glaumann, Eriksson, & Westerberg, 2013), Wangel (2016) considerou que no método BREEAM Communities, cerca de metade dos indicadores avaliam procedimentos e um quarto avaliam a presença de características de projeto; ao passo que no método LEED, 60% dos indicadores avaliam características do projeto e 21% avaliam procedimentos (Wangel et al., 2016). De facto, é possível entender a relação entre a promoção da sustentabilidade e a adoção de procedimentos corretos ou implementação de determinadas soluções de projeto. No entanto, para muitos indicadores, esta relação é muitas vezes fraca e por vezes é até contestada (Wangel et al., 2016).

A título de exemplo, Reith e Orova (2015) defendem a inclusão de um indicador relacionado com o projeto integrado (IDP - *Integrated Design Project*) na avaliação de sustentabilidade, argumentando que isso iria promover a sustentabilidade (Reith & Orova, 2015). O processo de projeto integrado é uma boa prática que poderá eventualmente promover a sustentabilidade. No entanto a utilização deste processo não garante que o resultado final seja mais sustentável, pelo que a avaliação deve estar relacionada com o resultado final e não nos métodos para lá chegar. Os objetivos de sustentabilidade não devem restringir a liberdade artística de engenheiros e arquitetos para encontrarem soluções inovadoras (Lützkendorf et al., 2012). Assim, avaliação de desempenho é também importante pois aumenta a liberdade dos projetistas de desenvolverem soluções que podem atingir bons resultados, mesmo sem preencher todos os critérios necessários para receber pontos caso se tratasse de uma avaliação de soluções.

5. DESENVOLVIMENTO DE UM MÉTODO DE AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DE CIDADES

5.1. *Considerações Gerais*

Considerando o conjunto de limitações identificadas no Capítulo 4 relativamente aos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes, verifica-se a necessidade do desenvolvimento de um novo método de avaliação de sustentabilidade de cidades. Este método deve utilizar estratégias que dão resposta a cada uma das limitações encontradas (Tabela 23). Tendo em conta que se verificou que várias destas limitações se devem à ausência ou precariedade de uma definição de sustentabilidade, o método de avaliação desenvolvido neste Capítulo adota a definição de sustentabilidade desenvolvida no Capítulo 3. Esta definição implica que se definam critérios e métodos de avaliação (Tabela 1– Módulo 4), pelo que o desenvolvimento de um método de avaliação de sustentabilidade contribui para a própria definição de sustentabilidade.

Tabela 23. Limitações identificadas nos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes

Insuficiente definição de sustentabilidade
Ineficácia na avaliação de sustentabilidade
Incoerência nas estruturas de avaliação
Falta de participação dos intervenientes - visão científica vs política
Abordagem à sustentabilidade fraca - sistemas de pesos
Avaliação de medidas vs avaliação de desempenho
Distinção entre avaliações relativas e absolutas - <i>benchmarks</i>
Aplicabilidade dependente de condições locais
Definição clara de âmbito de aplicação
Consideração de efeitos de vazamento
Avaliação estática
Redundância entre indicadores
Falta de qualidade dos dados de entrada
Avaliações utilizam muitos recursos humanos e são lentas
<i>Greenwashing</i>
Problemas de isenção e imparcialidade

Este método deve também ir ao encontro aos objetivos do trabalho, ou seja, deve em simultâneo permitir a avaliação de sustentabilidade de cidades em fase de projeto e em fase de operação. Isto permite que na fase de desenvolvimento de um modelo de cidade sustentável se tenham em consideração exatamente os mesmos aspetos que permitem avaliar a sustentabilidade de uma cidade existente. Isto possibilita uma comparação direta e objetiva de resultados previstos de um modelo hipotético de cidade e o desempenho de uma cidade existente com base em resultados de monitorização, permitindo averiguar sobre os méritos e problemas do modelo. Os métodos existentes na atualidade focam-se sobretudo na fase de operação e são desenvolvidos para a monitorização do estado das cidades (Ramos et al., 2004) (Klopp & Petretta, 2017) (Dizdaroglu, 2017). Esta estratégia permite que os impactes previstos na fase de projeto de uma obra de reabilitação urbana sejam calculados e possam ser comparados com os impactes verificados na fase de manutenção/operação. Para isso, devem ser efetuados estudos de monitorização após os estudos de avaliação de impacte.

Um método que utilize os mesmos indicadores nas fases de planeamento e de monitorização permite uma fácil interpretação e comparação entre os resultados espectáveis em fase de projeto e os resultados reais, obtidos em fase de utilização. Esta comparação fornece dados importantes para o afinamento dos métodos de previsão, assim como para deteção de eventuais falhas na implementação de soluções de projeto. Stossel (2017) realça a importância de se desenvolver um método de avaliação de sustentabilidade de cidades que permita escolher as melhores soluções em função de uma avaliação integrada dos vários impactes associados (Stossel et al., 2017). Isto dá resposta a uma das principais questões envolvidas no desenvolvimento de métodos de avaliação de sustentabilidade: “Porque é que a informação é necessária?” (Dizdaroglu, 2017). Outras questões relacionam-se com a seleção de indicadores e em com a apresentação de resultados (Dizdaroglu, 2017). As respostas a estas questões, assim como toda a informação relevante na tomada de decisão para o desenvolvimento deste novo método de avaliação de sustentabilidade de cidades, são descritas neste subcapítulo.

5.1.1. *Abordagem top-down*

Uma forma possível de implementar os princípios de uma definição de sustentabilidade no desenvolvimento de um método de sustentabilidade é a utilização de uma abordagem *top-down* (Lützkendorf et al., 2012) (Guimarães et al., 2016) (Gomes et al., 2016). Uma abordagem *top-down* consiste na definição inicial dos níveis mais altos de uma estrutura de avaliação, como as dimensões de sustentabilidade e os objetivos/problemas que devem ser abordados, e na divisão progressiva em níveis de menor amplitude ou maior grau de especificidade até que, por fim, se definem os indicadores e os métodos de cálculo (Lützkendorf et al., 2012) (Tran, 2016). Este método é exatamente o oposto das práticas convencionais de desenvolvimento de métodos de avaliação, que utilizam abordagens *bottom-up*. Uma abordagem *bottom-up* parte das soluções de sustentabilidade e dos indicadores que se pretendem avaliar e posteriormente agrupa os indicadores em níveis superiores, por afinidade dos temas que são avaliados (Lützkendorf et al., 2012) (Tran, 2016). Para evitar o problema na agregação de indicadores, verificou-se que alguns dos métodos estudados no Capítulo 4 optaram por nem sequer agrupar indicadores em níveis superiores, baseando-se apenas em listas de indicadores.

A utilização de uma abordagem *top-down* pode contribuir também para a resolução de algumas limitações existentes nos métodos de avaliação de sustentabilidade, assegurando a consideração de todos os aspetos da sustentabilidade (Lützkendorf et al., 2012) (Gil & Duarte, 2012). A título de exemplo, uma abordagem *top-down* promove uma avaliação de desempenho em oposição à avaliação de estratégias de projeto ou implementação de soluções. Uma avaliação de desempenho é mais eficaz no cumprimento dos objetivos da avaliação de sustentabilidade, pois permite aferir sobre os efeitos das decisões em vez de avaliar a tomada da decisão (Turcu, 2013) (Badinger, 2013). Por exemplo, ao passo que vários métodos existentes, usando uma abordagem *bottom-up*, avaliam questões relacionadas com a poluição da água pela qualidade dos sistemas de tratamento ou de aproveitamento de águas pluviais, focando-se nas soluções adotadas, uma abordagem *top-down* efetua a avaliação desse aspeto pela previsão ou medição dos reais níveis de poluição da água, através da presença e concentração de um conjunto de poluentes. Bendewald (2013) exemplifica este processo demonstrando que a maioria dos

métodos existentes atribui pontos em função de boas práticas relacionadas com o conteúdo reciclado de materiais, distância de transporte e reutilização de componentes, em vez de se avaliarem os reais impactes ambientais destas práticas (Bendewald & Zhai, 2013).

Os indicadores indiretos podem ser denominados de indicadores implícitos ou de indicadores baseados em julgamentos (UNOHCHR, 2012), em oposição a indicadores explícitos (Keirstead & Leach, 2008). Métodos como o CASBEE ou o Green Globes adotam uma abordagem mais parecida com *top-down*, pois quantificam de facto a energia incorporada dos materiais, utilizando métodos simplificados de Avaliação de Ciclo de Vida (Bendewald & Zhai, 2013). No entanto, verifica-se que muitos métodos existentes não se focam na avaliação objetiva do estado ambiental ou social, focando-se numa avaliação indireta baseada numa estrutura denominada de “motores, pressões, impactes e respostas” (DPSIR – *Drivers, Pressure, Impact, Response*) (Kristensen, 2004) (Ramos et al., 2004). O modelo DPSIR foi desenvolvido pela Agência Europeia para o Ambiente a partir do modelo PSR (*Pressure, State, Response*), que resultou de um guia de avaliação de sustentabilidade denominado por STRESS (*STress Response Environmental Statistical System*) desenvolvido no Canadá em 1970 e que foi adotado pela OCDE nos anos 80 (Dizdaroglu, 2017). Embora esta forma de avaliação tenha os seus méritos, ao se focar nas respostas ou medidas tomadas para resolver um problema, não fornece aos decisores e ao público uma noção compreensiva do estado do ambiente ou da sociedade (Kristensen, 2004) (Stossel, Kissinger, & Meir, 2015a).

Outra consequência de uma abordagem *bottom-up* é a confusão entre as dimensões de sustentabilidade. Por exemplo, as questões de mobilidade relacionadas com congestionamentos e com a qualidade de vida dos cidadãos normalmente são colocadas na dimensão social. No entanto são frequentemente avaliadas pela utilização de veículos elétricos ou pela utilização de tipos de transporte menos poluentes como a bicicleta avaliando no fundo questões ambientais, sendo até comum a utilização de termos como mobilidade verde. Um plano de mobilidade adequado contribui para a sustentabilidade ambiental pois a utilização de modos alternativos de transporte pode diminuir a quantidade de emissões para a atmosfera (Lowe et al., 2015). No entanto, estas questões deveriam ser colocadas na dimensão ambiental. Verifica-se na verdade que as questões sociais relacionadas com os efeitos na saúde da poluição do ar ou com a diminuição da qualidade de vida devido a congestionamentos não são normalmente consideradas.

A avaliação da existência de diferentes modos de transportes ou do nível de intermodalidade não só representam uma avaliação indireta de soluções (em vez de se medir o desempenho), como contribui para a confusão entre aspetos sociais e ambientais. Isto não só dificulta a interpretação de resultados como contribui para a confusão associada à definição de sustentabilidade. Neste âmbito, o problema das avaliações indiretas e da confusão entre diferentes dimensões da sustentabilidade encontram-se por exemplo nos indicadores compostos. E vez de usarem uma estratégia “um problema – um indicador”, indicadores compostos avaliam aspetos ambientais, sociais e económicos em simultâneo (Dizdaroglu, 2017).

5.1.2. *Crêterios de sele o de indicadores*

A utiliza o de indicadores numa abordagem multicritério demonstra o poder de estes converterem informa o complexa e dispersa em medidas claras e objetivas, produzindo informa o rapidamente acessível e importante para a tomada de decisão (Badinger, 2013) (Klopp & Petretta, 2017). Os indicadores podem ser utilizados para avaliar tendências ao longo do tempo, monitorizar progresso em dire o a objetivos e metas, informar os decisores e apoiar a decisão, promover consciencializa o social, promover participa o pública e sobretudo melhorar a comunica o (Pires et al., 2014) (Klopp & Petretta, 2017) (Dizdaroglu, 2017). Neste estudo, os indicadores serão utilizados com o objetivo específico de avaliar a sustentabilidade. Basicamente, a informa o de um indicador responde   pergunta: “Se todas as cidades forem como esta, promove-se um desenvolvimento sustentável?”. Assim, os indicadores devem substituir julgamentos baseados em valores ou políticas por valores estatísticos que promovam uma maior racionalidade e objetividade na tomada de decisão (Badinger, 2013).

No entanto, a utiliza o de indicadores,   acompanhada por alguns problemas, havendo relatos por parte de vários autores de que as entidades avaliadas, sejam cidades, países ou empresas, manipulam as estatísticas para melhorarem os resultados obtidos em vez de tentarem implementar políticas para melhorar o desempenho (Badinger, 2013) (C. Wong, 2006) (Simon et al., 2016) (Klopp & Petretta, 2017). Simon (2016) indica que isto acontece porque quem recolhe os dados são as próprias entidades avaliadas, propondo que esta seja efetuada por entidades independentes (Simon et al., 2016). Outros autores defendem ainda que deveria haver uma maior monitoriza o e regras para a coleta de dados (Fukuda-Parr, 2014) (Hickel, 2016) (Klopp & Petretta, 2017).

Isto demonstra que não há um consenso claro sobre a forma de utilizar indicadores, porque normalmente estes estão embebidos em políticas e condicionantes económicas, servindo propósitos extra científicos (Pires et al., 2014) (Klopp & Petretta, 2017). Autores como Dizdaroglu (2017) concluem que a sele o de indicadores   muitas vezes subjetiva (Dizdaroglu, 2017). Adicionalmente,   necessário reconhecer que os indicadores são sempre uma simplifica o e uma aproxima o   realidade (Hiremath et al., 2013). Alguns autores alertam ainda que muitas vezes os resultados são enganadores e possivelmente errados (Badinger, 2013) e que   muito difícil, senão impossível, que os indicadores reflitam de forma satisfatória a complexidade urbana e as diferentes escalas de intera o em que seus impactes ocorrem (Holden, 2006) (Klopp & Petretta, 2017). A sele o de indicadores deve então obedecer a critérios bem definidos para promover a consistência entre os métodos de avalia o e a defini o de sustentabilidade adotada (Dizdaroglu, 2017) (Lacinák & Ristvej, 2017). Na Tabela 24 apresentam-se alguns critérios de sele o de indicadores provenientes de vários estudos que tiveram esse objetivo.

Tabela 24. Critérios para seleção de indicadores encontrados na literatura

(Cash et al., 2003)	relevância científica, credibilidade e legitimidade
(Linster, 2003);	relevância política, validade analítica e mensurabilidade
(Astleithner, Hamedinger, Holman, & Rydin, 2004)	neutralidade, objetividade e proficiência técnica
(Keirstead & Leach, 2008)	
(Zavadskas et al., 2007)	bem fundamentados, limitados em número, relacionados com objetivos de sustentabilidade (ex: agenda 21), possíveis de avaliar a uma razão custo-benefício razoável, disponibilidade de dados e refletindo todos os aspetos do desenvolvimento urbano
(Hiremath et al., 2013)	relevância política, fundamentação científica, aplicáveis no imediato e úteis para fins de planeamento
(Agol, Latawiec, & Strassburg, 2014)	fáceis de perceber, confiáveis cientificamente, comparáveis internacionalmente e possíveis de avaliar a uma boa razão custo benefício
(Dizdaroglu, 2015)	validade científica, sensibilidade a alterações, solidez estatística, clareza, fácil interpretação, permitirem comparação a nível internacional, consistência ao longo do tempo, possibilidade de avaliar em fase de manutenção e ligação a problemas emergentes ou políticas específicas
(European Commission, 2015b)	claros, simples, cientificamente corretos e reproduzíveis
(Lowe et al., 2015)	confiáveis, válidos, relevância política, consistência ao longo do tempo, aplicabilidade local
(Hák, Janoušková, & Moldan, 2016) (Klopp & Petretta, 2017)	específicos, mensuráveis, realísticos e associados a um espaço temporal
(Simon et al., 2016)	específicos, mensuráveis, atribuíveis, realísticos e associados a um espaço temporal
(Dizdaroglu, 2017)	válidos, com significado, sensíveis, específicos, estatisticamente sonoros, simples, permitir comparação internacional, consistentes no tempo, regulares, associados a políticas
(Simon et al., 2016) – critérios usados nos indicadores do objetivo 11 dos ODS	limitados em número, aplicabilidade internacional, relevância política, simples, permitir monitorização, baseados em consensos, disponibilidade de dados, desagregados, maioritariamente baseados no desempenho e não em medidas, cientificamente sonoros, associados a problemas amplos

Tendo em conta todos estes critérios de seleção de indicadores e considerando a definição de sustentabilidade adotada, os critérios para a seleção de indicadores adotados neste trabalho são apresentados na Tabela 25. Nem todos os critérios mencionados na literatura foram utilizados, pelo que é importante justificar a não inclusão de alguns deles. Relativamente à relação custo benefício na avaliação, este é um critério que do ponto de vista científico da sustentabilidade não tem significado porque o objetivo é a seleção dos indicadores mais adequados para a avaliação de um determinado fenómeno e o custo de avaliação não é importante para este efeito. Adicionalmente, é praticamente impossível quantificar o benefício na utilização de um indicador de avaliação para se estabelecer uma relação custo-benefício.

Tabela 25. Critérios selecionados para a seleção de indicadores

Fundamentação/solidez científica
Clareza e simplicidade
Reprodutibilidade
Relevância política
Relação com objetivos de sustentabilidade
Utilidade para fins de planeamento
Aplicabilidade em monitorização

Um dos critérios mais utilizados para a seleção de indicadores é a disponibilidade dos dados. Este critério está relacionado com a necessidade de aplicabilidade prática e implementação no imediato dos métodos (Dizdaroglu, 2017). No entanto, verificou-se que mesmo os métodos desenvolvidos com essas preocupações apresentam dificuldades de implementação precisamente devido à falta de dados de avaliação, fazendo crer que o problema não está com a disponibilidade de dados, mas sim com a cultura política relacionada com a avaliação de sustentabilidade. A seleção de indicadores pela disponibilidade de dados provoca o perigo de se estar a medir o que já está disponível em vez de se medir o que é realmente relevante e importante (Simon et al., 2016). Por exemplo, um estudo das cidades de Dehli e Atlanta, usando os mesmos indicadores escolhidos em função da disponibilidade de dados, demonstrou que mesmo assim foram encontradas variabilidades e falta de métodos comparáveis na aquisição dos dados (Klopp & Petretta, 2017). As mesmas conclusões são partilhadas pelo estudo de Simon (2016), que testou a aplicação de indicadores dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável em 5 cidades da Europa, África e Ásia (Simon et al., 2016).

Outra questão é que a disponibilidade de dados é por vezes ela própria um elemento de avaliação. Somogyi (2015) exemplifica esta questão ao demonstrar que o sistema europeu de avaliação de florestas e silvicultura inclui 35 indicadores que apenas consideram a disponibilidade de determinadas informações nos países (como autorizações e certificados) e não consideram aspetos relevantes como as áreas, as taxas de utilização ou capacidades de regeneração florestal (Somogyi, 2015). Este modo de seleção de indicadores é muito comum, havendo autores que defendem inclusivamente que os indicadores devem ser selecionados para promover mudanças políticas, mesmo que para isso se sacrifique a precisão científica (Magalhães et al., 2013) (Klopp & Petretta, 2017). No entanto, esta estratégia apenas permite que os indicadores se tornem mais abertos a interpretações, aumentando as tensões entre a aplicabilidade universal e a implementação apropriada (Klopp & Petretta, 2017)

Outro aspeto não considerado é a aplicabilidade a nível local. Por exemplo, Lowe (2015) indica que a qualidade da água é um aspeto muito relevante em países em desenvolvimento, mas que não é relevante em países desenvolvidos, em que a qualidade da água é um aspeto que já é garantido à partida nas cidades (Lowe et al., 2015). No entanto, para que o método seja aplicável em todas as cidades existentes e principalmente para que contribua para uma definição completa de sustentabilidade, é necessário considerar todos os indicadores que sejam relevantes para a garantia da sustentabilidade.

Assim, a seleção de indicadores neste trabalho procurou identificar os métodos mais adequados para avaliar a sustentabilidade de cidades, independentemente da disponibilidade dos dados. Selecionando os indicadores de avaliação mais corretos do ponto de vista científico, devem-se adaptar os métodos de coleta de dados estatísticos de forma a medir estes indicadores relevantes e não o contrário. De acordo com Stossel (2015b), com o tempo a disponibilidade de dados irá aumentar e a lacuna entre os dados disponíveis atualmente e o que é necessário para uma correta avaliação de sustentabilidade vai diminuir, aumentando o número de cidades onde é possível efetuar avaliações de sustentabilidade cientificamente corretas (Stossel et al., 2015b).

5.1.3. *Valores de referência*

Partindo da definição de sustentabilidade desenvolvida no Capítulo 3, os métodos de avaliação de sustentabilidade devem também utilizar uma abordagem à sustentabilidade forte. Como visto anteriormente, esta parece ser a abordagem de alguns métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades, que não utilizam sistemas de pesos. Assim, o método terá como resultado final uma classificação absoluta de “sustentável” ou “não sustentável” e não a atribuição de uma nota global ou nível de sustentabilidade agregado. O objetivo da avaliação de sustentabilidade é fornecer uma apreciação objetiva e absoluta quanto à sustentabilidade de uma cidade. Para isto ser possível, é necessário que as práticas de referência não sejam definidas a partir de práticas convencionais, pois estas fornecem apenas uma avaliação relativa.

As práticas de referência normalmente são calculadas através de níveis desempenho convencionais ou então através da previsão de desempenho de supostas boas práticas de sustentabilidade (Barbosa et al., 2014). Por sua vez, as práticas convencionais são associadas a soluções existentes, que normalmente têm um desempenho pobre. Assim, ao se comparar o desempenho de soluções de reabilitação com o desempenho de soluções convencionais é relativamente fácil obter boas classificações, sendo por essa razão comum observarem-se classificações de A ou A+. No entanto, estas classificações não tem qualquer valor em termos de promoção da sustentabilidade pois são relativas e subjetivas (Bendewald & Zhai, 2013) (Barbosa et al., 2014).

Alguns métodos de avaliação de sustentabilidade existentes promovem assim uma avaliação relativa de sustentabilidade pois calculam o desempenho de zonas urbanas em relação a boas práticas e não em relação a valores limite definidos cientificamente (Xiao et al., 2010) (Mori & Christodoulou, 2012) (Barbosa et al., 2014) (Stossel et al., 2015b). Se a avaliação não for efetuada em relação a valores limite definidos cientificamente, as avaliações limitam-se a reportar o aumento ou redução de desempenho em relação a outras cidades e/ou ao longo do tempo (Bithas & Christofakis, 2006) (Fischer et al., 2007) (Mori & Christodoulou, 2012) (Mori & Yamashita, 2015) (Stossel et al., 2015a) (Stossel et al., 2015b). Por outro lado, uma avaliação de desempenho utilizando valores limite permite uma avaliação absoluta e mais adequada para se perceber o estado real do ambiente urbano (Stossel et al., 2015a).

Assim, é necessário definir práticas de referência através de valores limite, que devem ser verificados para se considerar que uma cidade é sustentável num determinado indicador. Adicionalmente, uma cidade só pode ser considerada sustentável se todos os indicadores verificarem simultaneamente os requisitos mínimos (Stossel et al., 2015a) (Stossel et al., 2015b). Por exemplo, uma cidade não pode ser considerada sustentável se as suas emissões de gases de efeito de estufa forem superiores a um valor para o qual não seja possível atingir os objetivos associados a um desenvolvimento sustentável. A utilização de valores limite expõe ainda desigualdades importantes que podem ser escondidas pela utilização de médias estatísticas (Rivera & Lagos, 2013) e promove também a desagregação de resultados, o que permite o melhor entendimento e estabelecimento de relações causa-efeito (Discoli et al., 2014).

Para as questões ambientais, os valores limite devem ser definidos em função dos limites planetários que permitem um equilíbrio dinâmico sustentável entre o impacto humano e a capacidade de regeneração do planeta (Rockström et al., 2009) (Magalhães et al., 2013) (Joseph, 2014) (Pires et al., 2014) (Mori & Yamashita, 2015) (Joseph, 2017). Um limite ambiental pode ser definido como um valor que, se excedido, gera impactos prejudiciais aos objetivos de sustentabilidade. A título de exemplo, um desses limites pode ser o nível de concentração de gases na atmosfera a partir do qual ocorrem alterações climáticas graves ou irreversíveis (Pires et al., 2014) (Stossel et al., 2015b). Os valores destes limites planetários são incertos e difíceis de definir, pelo que é necessário o desenvolvimento de mais estudos científicos para definir valores mínimos de desempenho (Stossel et al., 2015b) (Mori & Yamashita, 2015).

Relativamente aos indicadores sociais, os estudos existentes apresentam também algumas dificuldades na definição destes limites (Stossel et al., 2015a), que estão relacionadas por exemplo com o estabelecimento do limite do limiar da pobreza em cada país ou cidade e com outros indicadores como percentagem de pobres, percentagem de pessoas com acesso a energia ou saneamento, para os quais é necessária mais investigação (Mori & Yamashita, 2015). Contudo, essa dificuldade deve-se ao facto de os indicadores que são normalmente associados a esta dimensão estarem na verdade relacionados com questões socioeconómicas. Uma solução possível é a utilização de indicadores associados à garantia de direitos humanos ou ao acesso a bens e serviços essenciais, em vez de se avaliarem as questões económicas, que podem ser entendidas como meios indiretos de avaliação. Por exemplo, para questões relacionadas com a saúde, podem ser também utilizados limites como os níveis de poluição ambiental a partir dos quais a população exposta incorre em riscos de problemas respiratórios ou outros (Stossel et al., 2015b) (Stossel et al., 2015a).

Quanto às questões económicas, os métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades existentes normalmente avaliam indicadores relacionados com aspetos como taxas de crescimento económico, PIB local, exportações, promoção da economia local, preparação profissional da força de trabalho ou inovação industrial. Adicionalmente, são muitas vezes incluídos nesta dimensão aspetos socioeconómicos como taxas de desemprego ou desigualdades de rendimentos. Para estes indicadores económicos e socioeconómicos, Mori (2015) propõe a utilização de indicadores de maximização e não de restrição como no caso dos indicadores ambientais e sociais (Mori & Yamashita, 2015). Assim, estes indicadores não seriam abordados em função de requisitos mínimos, mas sim como variáveis cujo desempenho é melhor quanto maiores forem os níveis atingidos.

No entanto, nenhuma destas abordagens vai ao encontro da definição de sustentabilidade adotada no Capítulo 3. Com base na definição adotada, os aspetos financeiros não representam medidas relevantes para a avaliação de sustentabilidade, pois estão relacionados unicamente com medidas indiretas ou aspetos virtuais do sistema de mercado e não com aspetos tangíveis e concretos, que estejam relacionados com a promoção do desenvolvimento sustentável. Ou seja, por uma perspetiva do desenvolvimento sustentável, a economia deve ser encarada como uma atividade social cujo objetivo é

promover uma boa qualidade de vida à população e em simultâneo garantir uma correta gestão dos recursos planetários (ver Capítulo 3). Desta forma, os reais indicadores de avaliação de desempenho deverão ser aqueles que avaliam a qualidade de vida da população (que são já considerados na dimensão social) e aqueles que avaliam de que forma a economia promove uma gestão eficiente e eficaz de recursos de forma a prevenir escassez ou esgotamento. Os aspetos relacionados com a gestão de recursos são por vezes considerado em alguns métodos de avaliação de cidades, mas incluídos na dimensão ambiental. Tendo isto em conta, o método em desenvolvimento considera que a dimensão económica deve ser abordada de uma forma mais objetiva na perspetiva de gestão de recursos e da promoção de uma economia circular. O objetivo será garantir uma gestão de recursos adequada, de forma a que a extração de matérias-primas do planeta decorra a um ritmo equilibrado com a capacidade de regeneração natural para que os recursos planetários não se esgotem.

5.1.4. Definição de limites planetários

Os limites planetários, sendo bastante difíceis de definir, são possíveis de calcular e devem ser encarados como metas que se devem verificar para ser possível garantir a sustentabilidade (Rockström et al., 2009) (Stossel et al., 2015a) (Somogyi, 2015). No entanto, os valores limite para o desempenho mínimo de indicadores raramente são discutidos em relação a limites ambientais. Rockstrom (2009) desenvolveu um dos trabalhos percursos nesta linha de investigação, não só provando que é possível calcular esses limites como definindo valores para um conjunto de nove indicadores chave, verificando ainda que grande parte desses limites já foram ultrapassados (Tabela 26) (Rockström et al., 2009). Em alguns casos, esses limites foram definidos apenas tentativamente devido à ausência de informação e noutros casos não foi mesmo possível estabelecer um valor limite (Rockström et al., 2009).

Tabela 26. Limites planetários propostos por Rockstrom (Rockström et al., 2009)

Sistema terrestre	Indicador	Valor limite proposto	Valor medido	Valor pré-industrial
Alterações climáticas	Concentração de CO ₂ (ppm)	350	387	280
	Energia radiante incidente (W/m ²)	1	1.5	0
Perda de biodiversidade	Taxa de extinção de espécies (espécies por Milhão/ano)	10	<100	0,1-1
Ciclo de azoto	Azoto retirado da atmosfera para uso humano (Mton/ano)	35	121	0
Ciclo do fósforo	Fósforo escoado para o oceano (Mton/ano)	11	8,5-9,5	0-1
Destruição da camada de ozono	Concentração de ozono (Dobson)	276	283	290
Acidificação do oceano	Concentração média de carbonato de cálcio na água marítima de superfície	2,75	2,9	3,44
Uso global de água potável	Consumo de água por humanos (km ³ /ano)	4000	2600	415
Alterações no uso do solo	Percentagem de área global para uso agrícola	15	11,7	Baixo
Carga de aerossóis na atmosfera	Concentração de partículas numa base regional (em desenvolvimento)		indefinido	
Poluição química	Quantidade ou concentração de poluentes no ambiente global (poluentes orgânicos persistentes, plásticos, disruptores endócrinos, metais pesados e resíduos nucleares)		indefinido	

Com base no trabalho de Rockstrom, surgiu posteriormente a Iniciativa para as Fronteiras Planetárias (*Planetary Boundaries Initiative*), que explora o problema da necessidade de preservação ambiental através da imposição de leis globais e propõe a utilização dos limites planetários como figura jurídica que pode ser utilizada para regular as atividades humanas e proteger os meios de suporte à vida (Magalhães et al., 2013) (PBI, 2018). Um conceito utilizado para esse efeito foi o conceito de pegada ecológica, que representa as necessidades humanas de recursos bióticos em relação aos recursos que o planeta consegue regenerar (Magalhães et al., 2013) (McBain et al., 2017). O conceito da pegada ecológica é simples e reconhecido por comunicar de forma eficaz os limites ecológicos, assim como a desigualdade na distribuição de recursos e inter-relação em várias escalas (McBain et al., 2017). A utilização da pegada ecológica também demonstrou que, desde os anos 70, a humanidade está a consumir mais recursos do que o planeta consegue regenerar (McLellan et al., 2014), tendo sido ultrapassados pelo menos dois limites planetários (McBain et al., 2017).

No âmbito da avaliação de sustentabilidade de cidades, Stossel (2015b) (2015b) desenvolveu um método onde tentou identificar valores limite para um conjunto de 14 indicadores ambientais e 13 indicadores sociais. Para o efeito, tentou estabelecer práticas de referência para emissões de CO₂ utilizando valores de limites planetários (Stossel et al., 2015b) (Stossel et al., 2015b). Na ausência de mais estudos nesta área, é importante reconhecer que a definição de valores limite de acordo com limites planetários acarreta um conjunto de incertezas que devem ser consideradas (Rockström et al., 2009) (Somogyi, 2015). Nomeadamente, incertezas sobre o tempo que demora até à ocorrência de mudanças ambientais irreversíveis ou até se despoletarem outros fenómenos imprevistos que reduzam a habilidade dos sistemas terrestres, ou sobre o tempo que demora até se regressarem a valores estáveis (Rockström et al., 2009).

Adicionalmente, é espectável que alguns limites planetários sejam interdependentes, na medida em que se um limite planetário é ultrapassado, podem ocorrer diminuições nos valores de outros limites em extensões que ainda não se consegue compreender totalmente (Rockström et al., 2009). Na verdade, apesar de os limites planetários serem muitas vezes discutidos como processos separados, os sistemas terrestres estão de tal forma inter-relacionados que os valores destes limites planetários devem ser também dependentes uns dos outros (Rockström et al., 2009) (McBain et al., 2017). Se um limite planetário for ultrapassado, causa-se uma instabilidade complexa e imprevisível no sistema terrestre que coloca em risco outros limites planetários (Rockström et al., 2009) (McBain et al., 2017). Snyder (2004) exemplifica este fenómeno com o caso da deflorestação da floresta Amazónica, cujas mudanças no uso do solo influenciam os recursos de água em locais distantes como o Tibete (Snyder et al., 2004) (Rockström et al., 2009). Outro exemplo é a relação entre os ciclos do fósforo e do azoto, cujos impactes podem colocar em perigo os ecossistemas marinhos e potencialmente causar problemas na capacidade de absorção de CO₂ e em consequência afetar o clima global (Rockström et al., 2009). Por sua vez, a absorção de CO₂ pela água dos oceanos devido ao aumento da concentração de CO₂ na atmosfera está a aumentar a sua acidez, contribuindo para a extinção de seres marítimos cuja sobrevivência depende da sua capacidade de produzir conchas (Doney, Fabry, Feely, & Kleypas, 2009).

Tendo em conta estas incertezas, os valores de referência para os limites planetários não devem ser definidos pelos valores limite críticos a partir dos quais ocorrem graves problemas. Em alternativa, devem ser definidos por valores que permitam a sociedade operar numa zona de conforto, bem abaixo dos limites planetários (Somogyi, 2015). Esta abordagem permite lidar com as incertezas e dá tempo para a sociedade reagir perante sinais de alerta de forma a prevenir problemas irreversíveis (Steffen et al., 2015) (Somogyi, 2015). A definição desta zona de conforto requer então o estabelecimento de regras relacionadas com a forma em como a sociedade deseja enfrentar o risco de ocorrência de problemas nas condições de suporte à vida.

Somogyi (2015) apresenta duas formas de se lidar com as incertezas relativas aos valores dos limites planetários. Uma possível solução passa por se utilizar um simples fator de segurança, normalmente utilizado para a gestão de risco em obras de engenharia. Outra solução, quando o nível estatístico de incerteza é conhecido, passa por se utilizarem estimativas conservadoras para o consumo ou para os limites planetários, dentro dos intervalos de confiança (valores superiores para níveis de consumo e valores inferiores para estimativas de reservas) (Wackernagel et al., 2002) (Somogyi, 2015). A título de exemplo, Stossel (2015b) utilizou uma abordagem bastante conservadora no estabelecimento de valores ótimos para a emissão ou concentração de determinados poluentes iguais a zero, considerando que qualquer concentração de alguns poluentes é prejudicial à saúde humana e ao ambiente (Stossel et al., 2015b).

No entanto, uma análise estática aos limites planetários, mesmo considerando margens de segurança adequadas, é sempre uma simplificação de um sistema complexo que por natureza é dinâmico, pois apenas representa simplificadamente os impactes produzidos no ecossistema a curto prazo (Schröter, Barton, Remme, & Hein, 2014) (Somogyi, 2015). O planeta está em constante evolução, devendo-se considerar a dimensão temporal numa avaliação dinâmica de sustentabilidade (Somogyi, 2015) (McBain et al., 2017). McBain (2017), num estudo relacionado com a pegada ecológica, exemplifica a necessidade de se considerarem *feedbacks* quando um aumento de emissões de gases de efeito de estufa levam a impactes na produtividade agrícola, que por sua vez aumentam a necessidade de uso do solo para novas atividades agrícolas, provocando ainda mais emissões de gases de efeito de estufa (McBain et al., 2017).

É necessário comparar os impactes ambientais das atividades humanas com a capacidade de regeneração do meio ambiente, considerando a possibilidade de ocorrência de perdas de capacidade ou ganhos de capacidade, por meios naturais ou antropogénicos. Com este objetivo, Somogyi (2015) desenvolveu um método que permite traduzir a componente dinâmica da sustentabilidade tendo por base limites planetários (Somogyi, 2015). Para isso, criou o conceito de capacidade do sistema (C), que se traduz no impacte ambiental que as atividades humanas podem ter (U) até se atingir um determinado limite planetário (LP) (Equação 1) (com base no trabalho de (Somogyi, 2015)).

$$LP = \sum U_i + C \Leftrightarrow C = LP - \sum U_i \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

LP: Valor limite do limite planetário em causa. Exemplo: quantidade máxima de gases de efeito de estufa na atmosfera

C: Capacidade ambiental. Exemplo: emissões de gases de efeito de estufa que ainda podem ser suportadas pelo sistema sem se ultrapassar o limite ambiental

$\sum U_i$: Somatório dos impactes ambientais sob a forma de consumo de capacidade que já foram efetuados. Exemplo: emissões de CO₂ para a atmosfera por causas naturais e antropogénicas

A capacidade ambiental (C) pode variar ao longo do tempo em função da proximidade do impacte ambiental total ($\sum U_i$) ao limite planetário (LP). Se um limite planetário for ultrapassado, a Capacidade será negativa. Tendo isto em conta, Somogyi (2015) desenvolveu uma equação que permite calcular o valor dessa capacidade ambiental em função da sua variação ao longo do tempo devido a um conjunto de variáveis que representam todas as possíveis mudanças devido a causas naturais e antropogénicas (Equação 2) (Somogyi, 2015).

$$C_i = C_{i-1} + \sum Cren_i + \sum Ce_i - \sum Cl_i - U_{i-1} \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

C_i: Capacidade ambiental para o instante i (capacidade ambiental).

C_{i-1}: Capacidade ambiental conhecida no início do estudo (capacidade inicial).

Cren_i: Quantidade que é renovada desde o início do estudo, após ou durante a perda ou ganho de capacidade (capacidade renovada). Exemplo: absorção de CO₂ em áreas florestais durante o período

Ce_i: Aumento de capacidade devido a causas não relacionadas com o consumo (extensão de capacidade). Exemplo: recuperação de solos contaminados ou reflorestação durante o período

Cl_i: Perda de capacidade devido a causas não relacionadas com o consumo (capacidade perdida). Exemplo: devido a desastres naturais ou ocupação de solos virgens durante o período

U_{i-1}: Impacte ambiental sob a forma de consumo de capacidade durante o período.

Partindo desta equação, a sustentabilidade é garantida se se verificar que o impacte ambiental num determinado período (U_i) é menor ou igual à capacidade disponível nesse período (C_i) (Equação 3). Por outras palavras, o limite planetário não é ultrapassado desde que os consumos sejam sempre inferiores à capacidade existente. Esta forma de avaliação permite uma avaliação absoluta de sustentabilidade e em simultâneo considera a componente dinâmica do sistema. Isto porque todas as variáveis podem mudar ao longo do tempo. Tendo em conta o valor de um limite planetário e estimativas para as variáveis da Equação 2, é possível determinar o impacte ambiental máximo para um indicador utilizando a Equação 4. Com estas equações é possível avaliar quantitativamente a sustentabilidade em relação a um limite planetário para um espaço temporal futuro de n ciclos (por exemplo: 100 anos).

$$U_i \leq C_i \quad \text{Equação 3}$$

$$\sum U_i \leq C_0 + \sum Cren_i + \sum Ce_i - \sum Cl_i \quad \text{Equação 4}$$

Um exemplo comum que pode traduzir a utilização destas equações pode-se encontrar nos gráficos de previsão da concentração de CO₂ na atmosfera, relacionados com metas para se atingir um determinado aumento da temperatura global (Figura 10). Este tipo de informação é normalmente utilizado para apoio à decisão, como no caso da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre as Alterações Climáticas, que promove conferências envolvendo responsáveis políticos de todos os países como por exemplo a COP 21 em Paris em 2015 (*Conference of the Parties*) (Balibar, 2017). Nestes gráficos, os limites ambientais são normalmente descritos como as quantidades máximas de gases na atmosfera ou pela sua concentração, ao passo que os impactes ambientais (U) são verificados pelas emissões globais anuais em função de vários cenários.

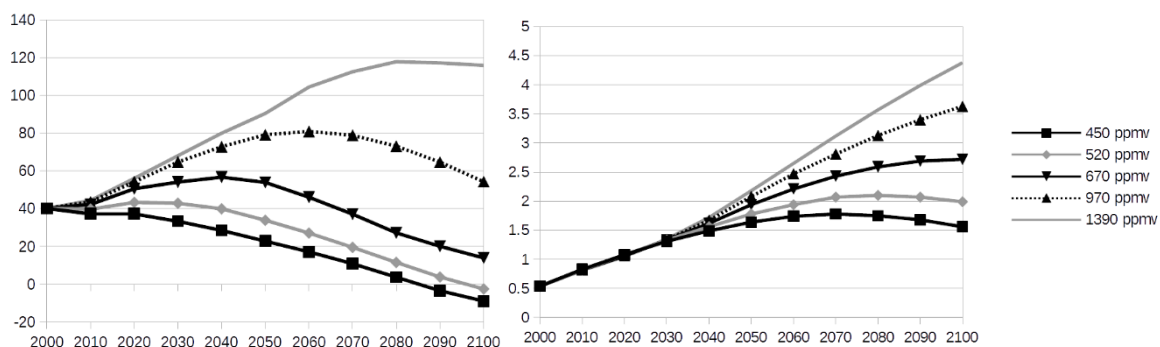


Figura 10. Cenários de emissões globais anuais de gases de efeito de estufa até 2100 (Gton CO₂eq) (esquerda), e sua relação com concentrações de CO₂ na atmosfera e aumentos de temperatura global em relação à época pré-industrial (GGI, 2009)

Estas equações assumem que os limites ambientais ainda não foram ultrapassados, ou seja, C é positivo, permitindo que haja consumo. Se C for positivo, um sistema estável pode ser garantido se os consumos forem iguais ou menores do que as variações à capacidade (Equação 5). No entanto, se um limite planetário já tiver sido ultrapassado, ou seja, se C for negativo, é difícil de encontrar uma condição que permita a sustentabilidade, tornando complexo o cálculo do valor máximo de U. Uma estratégia poderia ser pelo aumento de C através do aumento de C_e (reflorestação, recuperação de áreas contaminadas, etc). No entanto, McBain (2017) indica que os sistemas ambientais tem capacidade para sustentar ultrapassagens de curta duração aos limites planetários (*overshoot*) (McBain et al., 2017). No entanto, permanecer em níveis superiores a limites planetários significa que a humanidade está cada vez mais exposta ao risco de colapso, restando conhecer o espaço temporal em que isso irá acontecer (McBain et al., 2017). Nesta situação de ultrapassagem de limites ambientais, é necessário garantir um impacte ambiental nulo ou até negativo, para permitir uma regeneração ambiental de forma a que se consiga operar a sociedade de novo abaixo do limite planetário (Cole, 2012b) (Robinson & Cole, 2015) (McBain et al., 2017).

$$U_{i-1} \leq \sum Cren_i + \sum Ce_i - \sum Cl_i \quad \text{Equação 5}$$

Esta abordagem, apesar de ser mais completa do ponto de vista científico, na representação do sistema dinâmico terrestre, pode tornar-se difícil ou até mesmo impossível de implementar a curto prazo, pois há

uma falta de entendimento dos sistemas em análise, falta de dados globais e falta de modelos de previsão adequados dos consumos e das capacidades ambientais (Somogyi, 2015). Uma simplificação passa por adotar um valor constante para o qual se calcula a capacidade disponível. Apesar disso, a humanidade tem agora ao seu dispor informação mais confiável e em maior quantidade do que alguma vez no passado (Hein, Obst, Edens, & Remme, 2015) (Somogyi, 2015). Há também cada vez mais um entendimento mais aprofundado do funcionamento dos sistemas terrestres e suas interações (Rockström et al., 2009) (Somogyi, 2015). Assim, pela primeira vez, podem ser quantificados ou estimado os limites de segurança para os quais o planeta não consegue continuar a funcionar de forma estável. Por isso, deve-se continuar a apostar nestes métodos de avaliação de sustentabilidade para que seja possível calcular e prever de forma mais correta possível os limites planetários e, sobretudo, os limites dos impactes das atividades humanas. O facto de ser muito difícil implementar estes métodos só transmite a incapacidade que existe atualmente de se tomarem decisões políticas firmes quanto às melhores soluções para rumar à sustentabilidade (Somogyi, 2015).

5.1.5. *Avaliação de Ciclo de Vida*

Avaliação de Ciclo de Vida (ACV, do inglês LCA – *Life Cycle Assessment*) é um método de avaliação de impactes que considera todas as fases de ciclo de vida de um produto ou sistema. Assim, considera para cada um dos materiais e componentes, os impactes de extração, de transformação, processamento, montagem, embalagem, transporte, distribuição, utilização, reparação, manutenção e deposição final, reciclagem ou reutilização. Este processo é importante pois permite avaliar os impactes de uma cidade em função de um relatório de inventário detalhado das quantidades totais de fluxos de emissões, de materiais e de energia, permitindo ainda uma interpretação destes dados para uma decisão informada e consciente (IPQ, 2008).

A ACV tem sido crescentemente utilizada para a avaliação de impactes ambientais de produtos de construção e de edifícios (Mateus & Bragança, 2011) (Lotteau et al., 2015). No entanto, as avaliações de ciclo de vida ainda não são comuns pois requerem grandes quantidades de dados e de tempo (Bendewald & Zhai, 2013). Apesar disso, tem-se verificado uma tendência para a sua aplicação a sistemas maiores como áreas urbanas ou de vizinhança (Lotteau et al., 2015). De facto, apenas uma abordagem de ciclo de vida permite a consideração dos impactes das cidades de forma integrada e holística (Cortesão, Alves, Corvacho, & Rocha, 2016), contabilizando a componente intergeracional da sustentabilidade. Ao nível da cidade, existem também alguns estudos. Por exemplo, Baynes (2012) enumera três abordagens possíveis para o uso de ACV em cidades: baseada no consumo, baseada no metabolismo e baseada em sistemas complexos (Baynes & Wiedmann, 2012).

Os procedimentos de ACV foram sujeitos a normalização pela série de normas ISO 14000, principalmente pelas normas ISO 14040 e ISO 14044. Estas normas foram ratificadas para o contexto português, após transposição das normas homólogas do CEN, através das normas NP EN ISO 14040 - Avaliação do ciclo de vida. Princípios e enquadramento (IPQ, 2008); e NP EN ISO 14044 - Avaliação do ciclo de vida. Requisitos e linhas de orientação (IPQ, 2006b). O processo completo de ACV é composto

por quatro passos principais: definição de âmbito e objetivos; análise de inventário; avaliação de impacto; e interpretação de resultados (IPQ, 2008). Estes passos denotam uma abordagem top-down na avaliação de impactos de ciclo de vida, pelo que o método de avaliação de sustentabilidade e de cidades, pode usar uma estratégia semelhante.

O primeiro passo, referente à definição de âmbito e de objetivos, pode ser dividido num conjunto de elementos sobre os quais devem ser tomadas decisões: unidade funcional; informação do sistema (localização, habitantes, entre outros); fronteiras do sistema; e etapas de ciclo de vida consideradas. A segunda fase do processo, referente à análise de inventário, está relacionada com a contabilização direta de todos os aspetos de interesse que envolvem o sistema em análise, em todas as fases de ciclo de vida consideradas. Assim, consiste no rastreamento detalhado de todos os fluxos de e para o sistema, incluindo matérias primas, energia (por tipo), água, emissões, áreas de ocupação territorial, entre outros, para cada substância ou elemento químico (IPQ, 2008) (Lotteau et al., 2015). Este tipo de análise pode ser bastante complexa e incluir dezenas de processos individuais ao longo de uma cadeia de processos, assim como até centenas de elementos químicos em análise (Lotteau et al., 2015), terminando com um inventário de tudo o que será avaliado, de acordo com as fronteiras do sistema e fases de ciclo de vida consideradas.

A terceira fase do processo de ACV é a Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida (AICV - em inglês LCIA: *Life Cycle Impact Assessment*). Esta fase está relacionada com a análise do significado dos resultados obtidos na fase de inventário. Por exemplo, o fabrico de um produto pode ter como dado de inventário a utilização de um certo combustível que provoca uma determinada quantidade de emissões de gases de efeito de estufa, como dióxido de carbono e metano (dados de inventário). Na fase de AICV, calcula-se por exemplo a contribuição para o aquecimento global em função dessas emissões (IPQ, 2006b). Há vários métodos para calcular a dimensão destes impactos em função dos dados de inventário. Os métodos mais apropriados dependem de variáveis que são definidas na primeira fase do processo, como as fronteiras do sistema, as unidades funcionais e os métodos específicos de alocação (IPQ, 2008). De acordo com a ISO 14044 a avaliação de impactos de ciclo de vida (LCIA - *Life Cycle Impact Assessment*) deve ser desenvolvida em dois passos principais: seleção de categorias de impacto; e caracterização (IPQ, 2006b). A seleção de categorias de impacto consiste na seleção de várias categorias que são relevantes para o estudo, e associar fluxos dos dados de inventário a estas categorias de impacto (IPQ, 2006b) (Lotteau et al., 2015). Na Tabela 27 identificam-se alguns dos métodos mais utilizados em análise de LCIA, assim como as categorias consideradas em cada método (Acero, Rodríguez, & Citroth, 2015).

Tabela 27. Categorias de impacto ambiental consideradas por diferentes métodos de AICV (adaptado) (Acero et al., 2015)

Método *	AP	GWP	Esg	Eco	En	Eut	Tox	Rad	UdS	Odo	ODP	Par	POCP
CML (baseline)	X	X	X	X	-	X	X	-	-	-	X	-	X
CML (non baseline)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	-	X
Cumulative Energy Demand	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Eco-indicator 99 (E)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	-
Eco-indicator 99 (H)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	-
Eco-indicator 99 (I)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	-
Eco-Scarcity 2006	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ILCS 2011, endpoint	X	X	-	-	-	X	X	X	X	-	X	X	X
ILCS 2011, midpoint	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X
ReCiPe Endpoint (E)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X
ReCiPe Endpoint (H)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X
ReCiPe Endpoint (I)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X
ReCiPe Midpoint (E)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X
ReCiPe Midpoint (H)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X
ReCiPe Midpoint (I)	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X
TRACI 2.1	X	X	X	X	-	X	X	-	-	-	X	X	X
USEtox	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-

* AP – Potencial de Acidificação; GWP – Aquecimento global; Esg – Esgotamento de recursos; Eco – Ecotoxicidade; En – Consumo energético; Eut - Eutrofização; Tox – Toxicidade humana; Rad – Radiação ionizante; UdS – Uso do solo; Odo – Odores; ODP – Potencial de destruição da camada de ozono; Par – Partículas no ar; POCP – Potencial de oxidação fotoquímica

A fase de caracterização consiste na conversão dos dados de inventário associados a cada categoria de impacto em indicadores, utilizando fatores de caracterização ou de conversão. Estes fatores, que variam em função do método de AICV adotado, associam a quantidade de cada substância ao potencial impacto ambiental e são específicos para cada substância (Acero et al., 2015) (IPQ, 2006b) (Lotteau et al., 2015). Normalmente, os fatores de caracterização de cada substância são normalizados em relação a uma substância representativa da categoria de impacto (Equação 6). Por exemplo, para o aquecimento global é usual a referência ao CO₂, no entanto, há um conjunto alargado de elementos químicos que tem impactos no aquecimento global, como o metano ou CFC's. A título de exemplo, apresentam-se na Tabela 28 os fatores de caracterização utilizados no método CML Baseline 2000 na categoria de impacto “Potencial de Aquecimento Global” para alguns compostos químicos (Leiden University, 2016). Para este exemplo, o valor do indicador pode ser entendido como uma soma ponderada da quantidade de emissões de cada gás de efeito de estufa, em função da severidade do impacto de cada gás em relação ao CO₂. Neste caso, o resultado do indicador seria em unidades de emissões totais equivalentes de CO₂ (CO₂eq) (Acero et al., 2015) (Lotteau et al., 2015).

Tabela 28 Fatores de caracterização do potencial de aquecimento global - Método CML Baseline 2000 (Leiden University, 2016)

Substância	Fator de caracterização (kg CO ₂ eq)
Metano	28
Dióxido de carbono	1
CFC-12	10200
Cloreto de Metilo	12
Brometo de Metilo	2
Triclorometano	16
Óxido de Dinitrogênio	265

A determinação dos métodos mais adequados para a determinação das substâncias de referência ou dos fatores de conversão está fora do âmbito deste trabalho, pelo que serão utilizadas as substâncias de referência mais comuns, sem referência aos fatores de conversão.

$$\text{Indicador} = \sum \text{Factor_Caracterização}_i \times \text{Resultado_Inventário}_i \quad \text{Equação 6}$$

Para a fase de AICV são utilizados 3 tipos de indicadores: indicadores de inventário, indicadores intermédios ou de impacte (*midpoint*) e indicadores de dano (*endpoint*) (Acero et al., 2015) (Lotteau et al., 2015). É importante notar que tanto os indicadores intermédios como os indicadores de dano se baseiam em um ou mais dados de inventário. No entanto, os indicadores intermédios são mais baseados em informação científica e substanciada, ao passo que os indicadores de dano são mais direcionados para uma comunicação fácil de resultados. Por exemplo, o impacte de determinada ação na saúde humana (indicador de dano) é mais fácil de entender e mais difícil de determinar com precisão do que o potencial de eutrofização (indicador intermédio). O processo de AICV pode ser facilitado pelo uso de Declarações Ambientais de Produto (DAP) (EPD - *Environmental Product Declarations*). Estes instrumentos permitem aos decisores terem informação de dados de inventário ou de resultados de indicadores intermédios de vários tipos de produtos. As DAP's enquadram-se num conjunto de normas descolvidas a a nível internacional (ISO, 2006) (ISO, 2017d) e europeu (CEN, 2010) (CEN, 2011), faltando apenas ocorrer a sua implementação de forma mais universal.

Tabela 29. Exemplos de indicadores por tipo (Acero et al., 2015) (Lotteau et al., 2015)

Inventário	Intermediários	Dano
Consumo de energia	Potencial de aquecimento global	Qualidade do ecossistema
Consumo de água	Esgotamento de recursos	Saúde humana
Produção de resíduos	Potencial de acidificação	Uso do solo
	Potencial de eutrofização	
	Potencial de oxidação fotoquímica	
	Potencial de destruição da camada de ozono	
	Toxicidade Humana	
	Toxicidade Ecológica	

A quarta e última fase do processo de ACV, interpretação de dados, tem como objetivo avaliar a qualidade dos resultados obtidos, assim como dos processos utilizados na análise de inventário e na avaliação de impactes de ciclo de vida. O propósito desta análise é determinar o nível de confiança nos resultados obtidos, com base nos problemas encontrados, na completitude dos resultados, em análises de sensibilidade e de consistência e nas limitações identificadas. Assim, os resultados devem ser comunicados de forma justa, isenta e completa, e interpretados em função da sua precisão, assegurando que permitem atingir os objetivos do estudo (IPQ, 2006b).

É importante referir também que o método de ACV apresenta algumas limitações. Por um lado, a existência de vários métodos de AICV pode dificultar a comparabilidade dos resultados de diferentes estudos (Lotteau et al., 2015). Por outro lado, muitas vezes alguns dados não estão disponíveis ou então têm a sua precisão posta em causa pela utilização de valores médios, de amostras não representativas

ou desatualizadas (Michalski & Krueger, 2015). Muitas vezes estes métodos são utilizados para comparar soluções com o objetivo de escolher a que tem menores impactes. No entanto, dependendo de vários aspetos como as fronteiras de sistema, a origem dos dados de inventário, ou diferentes considerações sobre o uso dos produtos, estes estudos podem facilmente fornecer resultados bastante diferentes. Assim, os métodos de ACV ainda permitem uma certa margem para os investigadores tomarem decisões que influenciam grandemente os resultados obtidos (Michalski & Krueger, 2015). Normalmente, as análises de AICV são associadas à dimensão ambiental, falando-se até de impactes ambientais de ciclo de vida. No entanto, várias das categorias de AICV podem ser associadas a outras dimensões. Por exemplo, categorias como a toxicidade humana e as partículas no ar estão relacionadas com a saúde humana e por isso deverão ser inseridas na dimensão social; categorias como o consumo energético, consumo de água e o esgotamento de recursos podem ser associadas à dimensão económica. Este problema está associado também à abordagem *bottom-up* usada muitas vezes utilizada na avaliação de sustentabilidade (ver Capítulo 5.1.1).

Isto demonstra a importância de se definirem regras apropriadas para a avaliação de ACV. Com este objetivo, o Instituto do Ambiente e da Sustentabilidade do Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia (*Institute for Environment and Sustainability - Joint Reseach Centre*) desenvolveu um conjunto de guias de boas práticas para a realização de estudos de ACV (Institute for Environment and Sustainability, 2010a) (Institute for Environment and Sustainability, 2010c) (Institute for Environment and Sustainability, 2010b). No entanto, estes estudos estão normalmente direcionados para estudos de ACV de materiais e produtos, pelo que é necessário realizar estudos mais aprofundados para a aplicação ao nível da cidade. Por exemplo, a unidade funcional nestes casos é normalmente uma unidade de massa, de volume ou unidades do próprio produto, que não fazem sentido ao nível da cidade.

Verificou-se também que maioria dos métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades estudados no Capítulo 4 usam indicadores de inventário como consumos de energia e de água ou produção de resíduos, o que faz sentido numa perspetiva económica de preservação de recursos não renováveis. No entanto, em consequência de uma abordagem *bottom-up*, consideram também indicadores de inventário para a avaliação de efeitos intermédios ou de dano. Por exemplo, quase todas os métodos consideram indicadores para quantificação das emissões de dióxido de carbono, mas não avaliam esse indicador através do potencial de aquecimento global.

5.1.6. *Unidade funcional*

Alguns estudos tentaram aplicar métodos de ACV na avaliação de sustentabilidade de áreas urbanas (Hiremath et al., 2013) (Trigaux, Allacker, & De Troyer, 2014) (Lotteau et al., 2015). Neste âmbito, a avaliação pode ser feita em função de áreas administrativas ou territoriais, ou em função da população (Hiremath et al., 2013). Alguns autores usaram ou defendem a definição da unidade funcional pela área da cidade ou área de vizinhança (UNHabitat, 2004) (Gregory & Bruno, 2010) (Peuportier & Roux, 2013). Outros estudos usaram o cidadão como unidade funcional (Stephan, Crawford, & de Myttenaere, 2013) (Turcu, 2013) (Nichols & Kockelman, 2014) (Dizdaroglu, 2017). Stossel (2015b) indica que os valores

dos limites planetários devem ser calculados de forma diferente dependendo do tipo de indicador em avaliação, dividindo os indicadores em 3 tipos: indicadores que avaliam a concentração de uma substância no ambiente (substâncias no ar ou na água); indicadores de avaliação de quantidades de poluição descarregadas no ambiente (produção de resíduos e emissões); e indicadores referentes ao consumo de recursos (uso do solo ou consumo de água) (Stossel et al., 2015b). Para os primeiros, os valores devem ser determinados em função das quantidades máximas que não afetam a saúde humana ou o ambiente; para os restantes, os valores devem ser determinados em função do princípio de justiça ambiental, em que cada cidadão tem direito ao mesmo nível de utilização dos recursos planetários e, por isso, os valores devem ser calculados numa base per capita (Rees & Wackernaegel, 2008) (Agyeman, Bullard, & Evans, 2010) (Stossel et al., 2015b). Dizdaroglu (2015) tem uma abordagem similar ao dividir os indicadores em quatro tipos (Dizdaroglu, 2015): indicadores de “fonte”, para avaliar o esgotamento de recursos e a degradação dos sistemas biológicos; indicadores de vazamento (*sink*), para medir a capacidade dos sistemas para absorver emissões e resíduos; indicadores de suporte à vida, para monitorizar o estados dos sistemas planetários e a biodiversidade; e indicadores de impactes humanos, para medir os impactes na saúde pública e na qualidade de vida.

Tendo em conta que se pretende efetuar uma avaliação de impacte para comparação com capacidades ambientais, a unidade funcional que melhor se aplica parece ser de facto o cidadão. Cidades com a mesma área podem ter um número de habitantes bastante distinto em função da densidade populacional, pelo que a avaliação em função da área pode não transmitir a realidade de forma precisa. Além disso, é possível dividir o valor da capacidade ambiental pela população mundial para determinar o valor limite de impacte por habitante, por conseguinte, o impacte máximo da cidade (multiplicando pelo número de cidadãos). Nesta perspetiva, o impacte de cada cidadão, ou seja, o uso da capacidade existente até se atingir um limite planetário, é igual e aplicável para cada cidadão, independente da dimensão e localização da cidade em avaliação (ver Capítulo 5.1.4). Ao usar o cidadão como unidade funcional, facilita-se uma avaliação de desempenho em oposição a uma avaliação de medidas ou processos, pelo fornecimento de informação relevante às autoridades competentes (Turcu, 2013). Adicionalmente, surgem vantagens suplementares como a possibilidade de cada cidadão perceber e avaliar o seu impacte em relação à capacidade ambiental do planeta, motivando-os a melhorias de comportamentos e intervenção política relevante para a sustentabilidade (Dizdaroglu, 2017).

A avaliação de impactes por cidadão necessita ainda de ser complementada com um espaço temporal para o qual esse impacte faça sentido. Neste âmbito, é usual usar-se a figura do ano, que representa um ciclo completo que inclui variabilidades climáticas anuais e variações de comportamentos ao longo do ano (consumos variáveis, períodos de trabalho, educação e férias). Assim, a unidade funcional passa a ser o impacte/habitante.ano. Há dificuldades na utilização do impacte anual do cidadão como unidade funcional pois tanto a população mundial como o número de habitantes das cidades são valores que se alteram com o tempo (Stossel et al., 2015b). Assim, é necessário definir um espaço temporal para o qual a avaliação faz sentido e prever estes valores para se preverem as capacidades ambientais per capita por ano ao longo do espaço temporal do estudo. Adicionalmente, o número de habitantes da

cidade é determinado pela área geográfica em estudo, pelo que é muito importante a definição das fronteiras de sistema.

5.1.7. *Fronteiras de sistema*

As fronteiras de sistema em termos de área geográfica devem ser definidas de forma idêntica para cada cidade. Assim, é necessário ter em conta que vários dos aspetos importantes na avaliação, nomeadamente os impactes relacionados com a poluição a nível local, consideram os impactes da cidade nas áreas florestais circundantes. Assim, deve-se considerar como área de aplicação toda a área urbana da cidade e toda a área circundante, incluindo áreas agrícolas e florestais. Há, no entanto, uma dificuldade de definir se as áreas florestais pertencem à área da cidade em estudo ou à de cidades ou áreas urbanas vizinhas. Tendo em conta que as fronteiras administrativas muitas vezes não são definidas em função de condicionantes geográficas, pode-se considerar a área até metade da distância entre o limite da área urbana da cidade e os limites das áreas urbanas das cidades ou vilas mais próximas. Adicionalmente, devem ser considerados aspetos geográficos e barreiras físicas como rios, vales e cumes de montanhas para que essas fronteiras façam sentido do ponto de vista da realidade do terreno. A definição destes limites é complexa, pelo que deve ser considerada caso a caso. No entanto, não é objetivo deste trabalho a definição de uma lista completa de regras para este efeito.

Apesar de se definirem as fronteiras de sistema através da delimitação da área geográfica em estudo, constata-se ainda que as cidades efetuam trocas com o exterior, através de exportação ou importação. Assim, é também necessário discutir de que forma se devem considerar os impactes dos bens que são consumidos na cidade mas que são importados (tendo impactes na extração, fabrico e transporte fora das fronteiras de sistema), assim como impactes resultantes da produção de bens de consumo no interior da cidade, mas que são exportados (Mayer, 2008) (Mori & Yamashita, 2015). Estes efeitos são denominados de efeitos de vazamento (*leakage effects*) e resultam do problema que existe na avaliação de sustentabilidade de um elemento como um edifício ou uma cidade em oposição à avaliação global do sistema (ver Capítulo 3.6) (Mori & Yamashita, 2015). Em suma, o âmbito de aplicação de um método de avaliação de sustentabilidade deveria ser todo o sistema em conjunto (o conjunto de cidades, um país, um conjunto de países, um continente ou o planeta), mas como isso não é praticável e se está a atuar ao nível da cidade, é necessário considerar a forma como este elemento, a cidade, interage com os outros elementos do sistema para se definirem regras coerentes para a avaliação de sustentabilidade. Adicionalmente, há problemas que têm impactes a nível global, como alterações climáticas, e outros que têm impactes a nível local, como o conforto e a saúde (Dizdaroglu, 2017).

Alguns autores consideram esta dicotomia na avaliação de impacte ambiental entre uma abordagem baseada na produção ou no consumo (Kramers et al., 2013) (Wangel et al., 2016), ou entre um princípio de poluidor-pagador ou de produtor-pagador (Berardi, 2015). Numa abordagem baseada na produção, os impactes são calculados para toda a produção da cidade, independentemente dos locais onde os produtos são consumidos; numa abordagem baseada no consumo, os impactes são calculados com base nos impactes dos produtos consumidos pela população local, independentemente de onde foram

produzidos (Wangel et al., 2016). Uma diferença prática entre estas duas abordagens está na consideração dos impactes de transporte. A menos que se saiba exatamente o destino final de todos os produtos e se incluam os impactes de transporte no momento do cálculo dos impactes de produção, os impactes calculados numa abordagem ao consumo serão sempre superiores e mais realísticos do que os impactes calculados numa abordagem à produção. Adicionalmente, uma abordagem ao consumo possibilita a valorização do consumo de bens produzidos localmente, pela redução dos impactes de transporte. No entanto, apenas uma abordagem à produção permite considerar corretamente os impactes que ocorrem a nível local relacionados com os problemas no conforto e na saúde dos habitantes locais devido à presença de zonas industriais, causados por exemplo por poluição do ar e sonora. Assim, só com uma abordagem à produção é possível considerar de forma correta os impactes locais em resultado do modelo de organização da cidade. Tendo isto em conta, para se avaliarem de forma correta todos os impactes de uma cidade, deve-se utilizar uma nova abordagem que reúna simultaneamente as vantagens de ambas as abordagens. Nesta nova abordagem, os impactes ambientais e económicos que tenham consequências a nível global devem ser considerados numa abordagem ao consumo; e os impactes sociais que ocorram a nível local devem ser considerados numa abordagem à produção. Esta nova abordagem foca-se no tipo de impactes avaliados e na melhor forma de os avaliar, pelo que pode denominar-se de abordagem ao impacte.

Quanto ao período em análise, deve-se ter em linha de conta o tempo que é necessário para implementar mudanças com impactes significativos e em simultâneo considerar os riscos a curto, médio e longo prazo. Para este trabalho, considerou-se um prazo temporal até 2100, o prazo temporal que foi utilizado na COP21 de Paris (UNEP, 2015). Tendo em conta que se usa o cidadão como unidade funcional e a definição deste horizonte temporal, é então possível definir valores limite para os impactes anuais em função da população mundial em 2100. Este valor é uma simplificação, pois na verdade deveriam ser adotados valores limite anuais em função de um cenário que garante que o desenvolvimento se efetue abaixo de limites planetários, sem risco de problemas a longo prazo. No entanto, a definição de um valor único como prática de referência utilizando um valor da população mundial para o ano de 2100, tendo em conta que até aí a população mundial irá aumentar continuamente (United Nations, 2017b), representa a utilização de um valor conservativo. Na Figura 11 apresentam-se valores previstos da população mundial a partir de vários cenários, com apresentação de valores máximos, mínimos e médios espectáveis (United Nations, 2017b). Para o ano de 2100, é espectável uma população mundial de cerca de 11.185.000.000 pessoas, um crescimento de mais de 45% em relação à população mundial em 2018 (cerca de 7.636.000.000) (United Nations, 2017b).

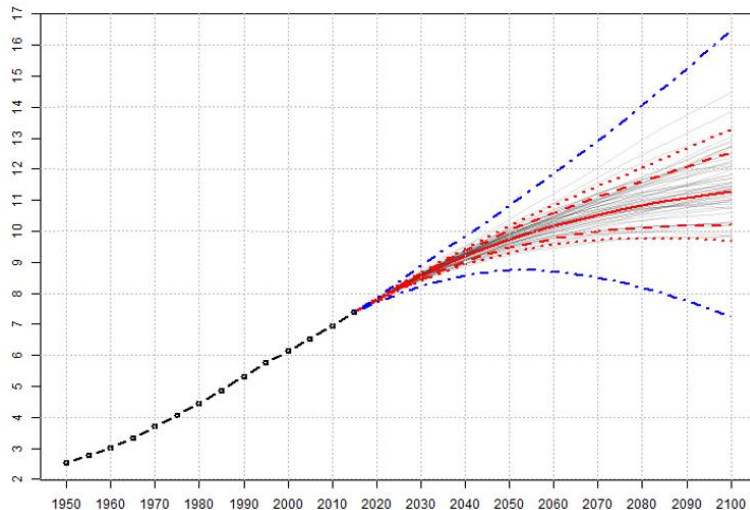


Figura 11. Cenários de evolução da população mundial até ao ano de 2100 (em milhares de milhões de pessoas) (United Nations, 2017b)

5.1.8. *Etapas de ciclo de vida*

Para uma correta consideração dos impactes de bens e produtos ao longo do ciclo de vida, é necessário considerar todas as fases de ciclo de vida e os impactes correspondentes. Há um aspeto que é difícil de considerar na avaliação de sustentabilidade, que está relacionado com o fim de vida dos produtos. Será possível prever o que acontece no final de ciclo de vida dos produtos com ciclos de vida grandes? Como é que se consideram estratégias de reciclagem ou de reutilização? Claramente a gestão de recursos num circuito fechado, em que todos os produtos e materiais são reintroduzidos no sistema após o final de ciclo de vida (conhecido como economia circular), é um sistema de gestão ideal (Liaros, 2016). No entanto, no momento de produção de um produto (que poderá ter um longo ciclo de vida), não é fácil ou talvez até possível determinar a forma ou se esse produto será reintroduzido de volta no sistema. Até porque o nível tecnológico no final de ciclo de vida do produto é difícil de prever. Face a estas questões, será considerado todo o ciclo de vida de produtos, materiais, edifícios e infraestruturas desde a extração de matérias primas até ao fim da vida útil e, sempre que possível, considerado a possibilidade de reciclagem e reutilização.

5.2. *Dimensão ambiental*

Tal como visto anteriormente, a consideração da dimensão ambiental na avaliação de sustentabilidade tem como objetivo assegurar a manutenção das condições de suporte à vida humana no planeta. Só é possível ambicionar um modelo de desenvolvimento sustentável considerando a fragilidade dos equilíbrios dinâmicos da natureza que permitem ao ser humano usufruir dos meios necessários à sua sobrevivência. Estas condições de suporte à vida estão ameaçadas pelo impacte ambiental das atividades humanas em diversos níveis. Assim, uma correta avaliação de sustentabilidade deve considerar todas as formas possíveis de o ser humano ter impacte no ambiente e ameaçar esses equilíbrios. Alguns autores consideram estas questões através do conceito de capital natural, que se baseia na proteção dos elementos naturais que produzem valor para a humanidade (Jacobs, Aragão, Pires, Oliveira, & Magalhães, 2013). Obviamente que as atividades humanas, por inevitavelmente ocuparem áreas do

planeta, têm sempre um impacto no ambiente, que deve ser admitido. No entanto, este impacto deve ser minimizado e não pode ultrapassar a capacidade de regeneração do próprio meio ambiente para não colocar em risco as condições de habitabilidade do planeta. Tendo em conta a escala da cidade, pode-se admitir que o impacto humano deve ficar confinado à área de ocupação da própria cidade e à área estritamente necessária para a extração de matérias primas, transporte e processamento dos bens necessários para o abastecimento da população da cidade.

Os problemas ambientais são dos mais complexos que a humanidade enfrenta (McBain et al., 2017). São caracterizados pela sua interdependência, mudanças em aceleração constante, mudanças não lineares e imprevisíveis, riscos e incertezas grandes (McBain et al., 2017). Uma forma de simplificar a avaliação dos problemas ambientais resultantes das atividades humanas é utilizando categorias de impacto utilizadas nas análises de ACV (Tabela 27), pois várias destas categorias estão relacionadas com a dimensão ambiental. De acordo com uma abordagem *top-down*, estas podem ser divididas em categorias relacionadas com a proteção da estabilidade do clima terrestre (aquecimento global e destruição da camada de ozono) ou em categorias relacionadas com a proteção da biodiversidade (acidificação, toxicidade ecológica, eutrofização, uso do solo). As alterações climáticas são perturbações de grande escala na estabilidade do clima terrestre que colocam em causa a habitabilidade do planeta. A proteção da biodiversidade está relacionada com a resiliência e estabilidade dos ecossistemas, tendo em conta a sua relação de interdependência com as condições de suporte à vida humana (Wackernagel et al., 2002). Na Tabela 30 apresenta-se a estrutura adotada para a dimensão ambiental.

Tabela 30. Categorias e indicadores para avaliação de sustentabilidade ambiental em cidades

Aquecimento global e Alterações Climáticas	Potencial de aquecimento global Potencial de destruição da camada de ozono
Biodiversidade	Potencial de Acidificação Toxicidade ecológica Potencial de eutrofização Uso do solo

Notavelmente, alguns aspetos que normalmente são considerados nos métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades não constam na estrutura de avaliação. A título de exemplo, não são incluídos indicadores como o efeito de ilha de calor, a recuperação de solos contaminados, a proteção da biodiversidade local ou a eficiência hídrica (consumo de água). Relativamente ao efeito de ilha de calor, que está relacionado com o aumento de temperatura das zonas urbanas em relação às zonas rurais, não se considerou que se trata de uma medida direta de desempenho. Por um lado, a contribuição do efeito de ilha de calor para o aquecimento global é negligenciável (Jacobson & Hovee, 2011), pelo que o aumento de temperatura local deve ser considerada na quantificação de outros impactos ambientais, tal como descrito nos trabalhos de (Martineau, 2011). Por outro lado, várias das consequências do efeito de ilha de calor já são avaliadas noutros indicadores de forma direta ou representam questões do foro social e da saúde humana, sendo consideradas na dimensão social. O aumento das necessidades energéticas para climatização é considerado nos impactos ambientais e sociais resultantes das emissões de gases poluentes na atmosfera pela combustão de combustíveis fósseis e a potenciação da produção

de ozono troposférico é considerada na dimensão social. Quanto à recuperação de solos contaminados e à proteção da biodiversidade local, consideram-se que são estratégias cujo desempenho é avaliado de forma objetiva nos indicadores existentes, principalmente relativos ao uso do solo. No que toca à eficiência hídrica, apesar de ser uma questão da gestão de recursos, é importante avaliar o impacto no ciclo da água na dimensão ambiental. No entanto, se se garantir a sustentabilidade do ponto de vista da gestão de recursos, então será garantido que o impacto de uma cidade no ciclo da água é negligenciável, pelo que para evitar dupla avaliação, este indicador será apenas avaliado na dimensão económica. As questões referentes à poluição da água já são consideradas nos indicadores selecionados, nomeadamente relativos à acidificação, à toxicidade e à eutrofização.

5.2.1. *Alterações Climáticas e Aquecimento Global*

i) Potencial de aquecimento Global

O aquecimento global pode ser definido como a subida da temperatura média global e ocorre maioritariamente por razões antropogénicas. Uma das principais causas do aquecimento global é o aumento do efeito de estufa, provocado pela emissão de gases na atmosfera que captam radiações infravermelhas refletidas da superfície terrestre (IPCC, 2013). O aquecimento global é responsável também por fenómenos como a desertificação, subida do nível das águas do mar, a proliferação de doenças e destruição de biodiversidade em geral (Acero et al., 2015). Assim, pode-se entender que o aquecimento global tem um impacto muito importante no clima terrestre e, por sua vez, nas condições de suporte à vida no planeta.

Nos métodos de ACV, a avaliação do potencial de aquecimento global é efetuada pela concentração de gases de efeito de estufa na atmosfera e os seus efeitos num horizonte de tempo longo, normalmente 100 anos (IPCC, 2013) (Acero et al., 2015). Normalmente, este impacto ambiental expressa-se através da concentração de CO₂ equivalente (CO₂eq). Isto porque há outros gases que contribuem para o efeito de estufa, muitos com um maior impacto do que o CO₂, como é o caso do metano (CH₄), dos óxidos nitrosos (N₂O) e outros (Butler & Montzka, 2018). No entanto, o CO₂ é o gás mais importante pois a sua quantidade na atmosfera é muito superior aos outros e está naturalmente presente na atmosfera, ao contrário da maioria dos restantes, que são produto das atividades humanas. A relação entre o impacto no aquecimento global de cada gás é calculada em função de um fator de caracterização que relaciona o impacto desse gás e o impacto do gás de referência, o CO₂. Por essa razão, este indicador é avaliado pela quantidade de CO₂eq emitida para a atmosfera.

Todos os métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades analisados no Capítulo 4 incluem na sua estrutura algum indicador para a avaliação do potencial de aquecimento global. Normalmente, o indicador utilizado é a concentração de CO₂. Em alguns casos é considerada também a concentração de outros gases como o metano (CH₄) e poucos métodos consideram a concentração de CO₂eq. Alguns métodos avaliam as emissões de gases e não as suas concentrações na atmosfera. Estes valores, no entanto, são apenas usados para avaliar uma tendência crescente ou decrescente em relação a anos anteriores, sem ter em consideração quaisquer práticas de referência ou limites planetários. O uso de

formas de avaliação e de unidades tão distintas num dos indicadores mais estudados na literatura demonstra a falta de coerência e consistência entre os métodos existentes para avaliação de sustentabilidade de cidades.

A avaliação deste indicador através das concentrações de gases de efeito de estufa ou CO₂eq na atmosfera traz alguns problemas. Por um lado, as concentrações de CO₂ são difíceis de prever e são influenciadas por imensos fatores que saem fora do âmbito de aplicação do método, que é a cidade. Por outro lado, é difícil ou até impossível calcular o impacto de uma cidade através da previsão de concentrações de gases na atmosfera. Por esta razão, o impacto de uma cidade deve ser avaliado pelas suas emissões de gases de efeito de estufa. Tal como discutido anteriormente relativamente à unidade funcional, estas emissões não serão calculadas para a cidade como um todo, ou para a sua área, mas sim em função do número de habitantes da cidade.

Quanto ao objeto de avaliação, devem ser contabilizadas as emissões de gases de efeito de estufa para todas as suas possíveis fontes. Ou seja, devem ser contabilizadas as emissões devidas à produção de energia, aos transportes, ao consumo de produtos e de materiais, considerando todas as fases de ciclo de vida. Esta abordagem é similar à abordagem utilizada por Bendewald (2013), que desenvolveu um método para avaliar as emissões de CO₂eq de edifícios de forma absoluta e objetiva, considerando a capacidade de carga local (Bendewald & Zhai, 2013). Ao nível da cidade, devem ainda ser considerados os impactos relacionados com mudanças no uso do solo, nomeadamente em relação à gestão de áreas verdes com capacidade de captação de carbono, no cálculo da capacidade ambiental. Assim, é possível por exemplo contabilizar e premiar a preservação de áreas florestais e até a reflorestação pelo cálculo da componente de regeneração de capacidade (ver Equação 1).

Quanto à definição de valores limite, é comum na discussão internacional sobre o tema apresentar-se um limite ao aumento da temperatura global de 2°C acima dos valores pré-industriais (Rockström et al., 2009) (IPCC, 2013) (UNEP, 2015) (McBain et al., 2017). Um aumento superior a estes 2°C aumentará consideravelmente o risco de ocorrerem alterações climáticas irreversíveis, como o derretimento e perda de grandes quantidades de gelo nos polos, subida do nível das águas do mar, e mudanças abruptas nos sistemas florestais e agrícolas (IPCC, 2013) (UNEP, 2015) (Rockström et al., 2009). Adicionalmente, devido à inércia térmica dos oceanos, o aquecimento absorvido pelos gases de efeito de estufa será revertido de forma lenta, ou seja, mesmo que as emissões sejam travadas imediatamente, poderão ser necessários séculos até se atingir um novo equilíbrio térmico global (Chu, Cui, & Liu, 2016).

Rockstrom (2009) propõe que as concentrações de CO₂ na atmosfera não ultrapassem o limite de 350 partes por milhão (ppm - em volume), mesmo considerando que este valor já foi atingido nos anos 80 (Rockström et al., 2009) e atualmente já se atingiram valores superiores a 400 ppm (Butler & Montzka, 2018). Alguns autores consideram assim que as alterações climáticas são inevitáveis (Cortesão et al., 2016). No entanto, estes limites estão relacionados apenas com o CO₂ e não com CO₂eq, que é a unidade adotada neste trabalho. Se se considerar valores de CO₂eq, as concentrações atuais já se

aproximam dos 500ppm (Figura 12). Para facilitar o entendimento do efeito dos gases de efeito de estufa nas alterações climáticas, autores do Laboratório de Investigação dos Sistemas Terrestres (Sistema Global de Monitorização) da Administração Nacional para os Oceanos e Atmosfera dos Estados Unidos da América (*Earth System Research Laboratory - National Oceanic & Atmospheric Administration*) desenvolveram um indicador denominado de Índice Anual de Gases de Efeito de Estufa (AGGI - *Annual Greenhouse Gas Index*) que está relacionado com as médias globais de energia radiativa causada por gases de efeitos de estufa (AGGI 1991 = 1) (Figura 12) (Butler & Montzka, 2018).

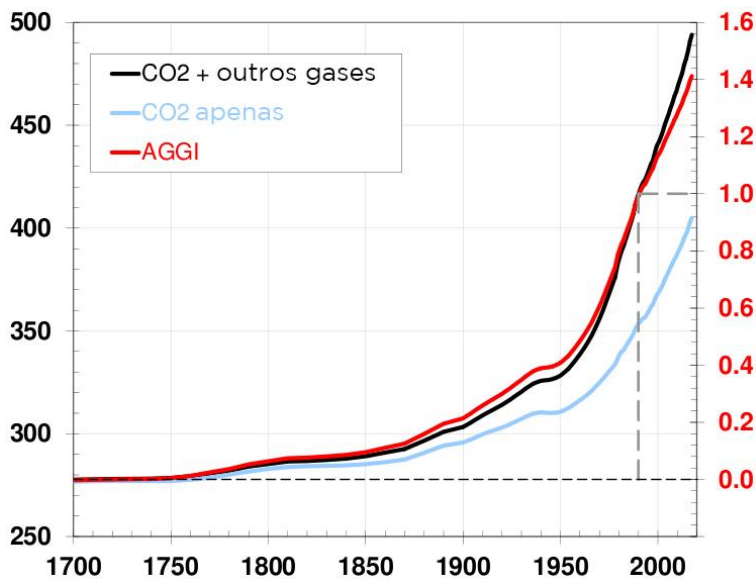


Figura 12. Concentração de CO₂, de CO₂eq e valor de AGGI de 1700 até 2020 (adaptado) (Butler & Montzka, 2018)

No entanto, estes valores ainda não informam acerca da capacidade ambiental para o qual se podem comparar os valores de impacte ambiental sob a forma de emissões de CO₂eq per capita por ano. Com base em dados da UNEP (*United Nations Environment Programme*) (UNEP, 2013) (UNEP, 2017) e do IPCC (IPCC, 2013) (Stossel et al., 2015b), pode-se definir uma capacidade ambiental até 2100 (desde 2010) de 2150 Gt CO₂eq (Somogyi, 2015). Considerando uma margem de segurança e utilizando as equações descritas no Capítulo 5.1.4, Somogyi (2015) propôs valores na ordem dos 1740 Gt CO₂eq para a capacidade inicial e para traçar uma rota de sustentabilidade para as emissões de CO₂eq anuais.

Tendo estes valores em conta, traçam-se três possíveis formas de se atingir a sustentabilidade de acordo com cenários ao consumo do IPCC. Num dos cenários, a sustentabilidade é promovida pela ação sobre as emissões, preveu-se um valor anual global de emissões médias de 20Gt CO₂eq/ano, até se esgotar a capacidade existente em 2100, ano a partir do qual as emissões devem ser nulas (Somogyi, 2015). O acordo de Paris indica que os esforços atuais se enquadram em cerca de 50 Gt CO₂eq/ano para o ano de 2020 e que este valor aumente até cerca de 55 Gt CO₂eq/ano até 2030, pelo que se está longe dos valores necessários para a sustentabilidade (Stossel et al., 2015b). Utilizando os valores médios anuais de Somogyi e para uma população mundial de cerca de 11.185 milhões de pessoas para o ano de 2100 (United Nations, 2017b), o impacte máximo per capita até 2100 seria de cerca de

1,78t CO₂eq/pessoa.ano. Estes valores não entram em consideração, com possíveis alterações à capacidade disponível que não estejam relacionadas com o consumo.

ii) Potencial de Destruição da camada de ozono

A camada de ozono é uma região da estratosfera terrestre localizada entre 15 e 35 quilómetros de altitude e com cerca de 10 km de espessura onde se concentram grandes quantidades de ozono, contendo aproximadamente 90% do ozono atmosférico (NOAA & Gleason, 2008). Os gases na camada de ozono são tão rarefeitos que, se comprimidos à pressão atmosférica, a sua espessura seria menor do que um centímetro (NOAA & Gleason, 2008). O ozono bloqueia a passagem de grande quantidade da radiação solar, principalmente na gama dos ultravioletas. Se estas radiações chegassem na sua totalidade à superfície, seria quase impossível haver vida no planeta (NOAA & Gleason, 2008). Assim, danos à camada de ozono afetam o clima terrestre e colocam em perigo toda a vida humana, em particular aumentando o risco de doenças cancerígenas da pele (Acero et al., 2015). O baixo arrefecimento na estratosfera devido à destruição da camada de ozono na Antártida é provavelmente a principal causa nas mudanças na circulação de ar estratosférico no hemisfério sul nas últimas décadas, com impactes na temperatura à superfície, precipitação e correntes oceânicas (World Meteorological Organization, 2014).

A camada de ozono é muito sensível a um conjunto de gases que reagem quimicamente com o ozono, transformando-o em oxigénio e outros gases. Os principais gases são os clorofluorcarbonetos (CFC), os hidrocarbonetos halogenados (halons) e os hidroclorofluorcarboneto (HCFC) (NOAA & Gleason, 2008) (Acero et al., 2015) (World Meteorological Organization, 2014). Estes gases têm sido libertados para a atmosfera desde o início da revolução industrial em processos industriais, em processos refrigerantes, como ar condicionado, e também pela queima de combustíveis fósseis, notavelmente em aviões (NOAA & Gleason, 2008). Como resultado, ocorreu o fenómeno conhecido como buraco na camada de ozono. O buraco na camada de ozono é um fenómeno que ocorre entre agosto e início de novembro, principalmente no Pólo Sul (NOAA & Gleason, 2008). Na verdade, não se trata propriamente de um buraco na camada, mas sim de uma diminuição na sua espessura. Normalmente esta espessura é medida em Unidades de Dobson, que simplificada representam a espessura equivalente da camada de ozono à pressão atmosférica ao nível do mar. Considera-se a existência de um buraco quando essa espessura está abaixo das 220 unidades de Dobson (2,2mm), enquanto que a espessura média na atualidade são 300 Dobson (Paul Newman & Nash, 2016). A emissão destes gases está regulada desde 1987 pelo Protocolo de Montreal (UNEP, 2018).

O potencial de depleção de ozono de um gás (ODP – *Ozone Depletion Potential*), tem sido um indicador muito utilizado em análises de ACV para avaliar o impacte de gases na depleção da camada de ozono. A Organização Mundial de Meteorologia (WMO – *World Meteorologic Organization*) define o ODP desses gases pela relação entre o seu impacte e um gás de referência, o CFC-11, ou seja, em kg CFC-11eq (World Meteorological Organization, 2014). As normas relativas às declarações ambientais de produtos (DAP) incluem a análise deste indicador e utilizam para tal a mesma unidade (IPQ, 2008) (CEN, 2010).

Estes valores representam a capacidade de uma unidade de massa de um elemento químico de destruir átomos de ozono, durante a sua passagem pela estratosfera. No entanto, há ainda uma grande discussão acerca da melhor forma de calcular estes valores (World Meteorological Organization, 2014). A título de exemplo, estudos demonstraram que emissões de gases com potencial de depleção de ozono em locais diferentes do planeta ou em alturas diferentes do ano tem diferentes potenciais de depleção da camada de ozono. Tendo isto em conta, para uma real representação destes impactes, seria necessário a utilização de modelos tridimensionais, representando a troposfera e estratosfera do planeta para determinar corretamente o impacte ambiental de uma emissão de gases no ozono global (World Meteorological Organization, 2014). Adicionalmente, os valores de ODP variam em função da composição química da atmosfera, que varia com o tempo. Por esta razão, os valores de ODP de cada gás têm sido atualizados ao longo do tempo pela WMO (World Meteorological Organization, 2014).

Rockstrom (2009) propõe como limite planetário que a espessura média da camada de ozono não seja inferior a 276 Dobson (Rockström et al., 2009). No entanto, não foi possível através deste valor definir um valor máximo para as emissões de gases com potencial de depleção da camada de ozono. Isto porque a maioria destes gases não estão naturalmente presentes na atmosfera (como no caso do CO₂), pelo que se torna difícil estabelecer valores limite para as emissões destes gases. Por esta razão, é difícil calcular a capacidade ambiental, ou seja, a quantidade máxima de emissões anuais de gases com potencial de depleção da camada de ozono. Uma variável que permite conhecer a quantidade total na atmosfera de gases com potencial de depleção de ozono é o cloro estratosférico efetivo equivalente (EESC - *Equivalent Effective Stratospheric Chlorine*), medido em ppbv (partes por bilião em volume) (Paul Newman & Nash, 2016). Na Figura 13 pode-se verificar que o valor máximo de EESC ocorreu em 2001 e que até ao presente os valores desceram em cerca de 23,7% (Paul Newman & Nash, 2016).

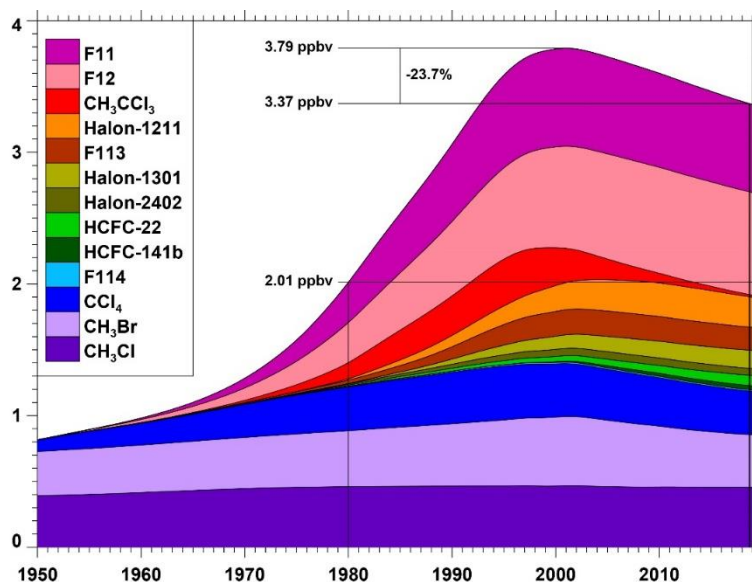


Figura 13. Valor de EESC desde 1950 até ao presente (Paul Newman & Nash, 2016)

Relacionando estes valores com as primeiras ocorrências de problemas na cama de ozono e do buraco na camada de ozono em volta do ano de 1980, pode-se propor como limite ambiental um valor de ECCS de 2,01 ppbv (Paul Newman & Nash, 2016). Tendo em conta que esse limite planetário já foi ultrapassado e que existem trabalhos alertando ainda para os perigos da diminuição da camada de ozono em áreas muito populosas do hemisfério Sul (Ball et al., 2018), pode-se considerar que a capacidade ambiental é zero. Assim, pode-se determinar como valor limite para este indicador que não podem ser emitidos quaisquer quantidades de gases com potencial de depleção da camada de ozono, ou seja, 0 kg CFC-11eq/pessoa.ano.

5.2.2. *Biodiversidade*

i) Potencial de acidificação

A acidificação ocorre devido à emissão de substâncias na atmosfera, na água e no solo como óxidos de enxofre (SO_x), amônia (NH₃) e óxidos nitrosos (NO_x). Estas substâncias são originárias de processos variados como combustão de combustíveis, processos industriais na indústria da alimentação e pela fertilização de campos de cultivo. Após as emissões destes compostos e da sua dispersão na atmosfera, são capturados por recetores através de deposições húmidas (chuva ou neve) ou de deposições secas (adsorção por partículas), eventualmente entrando no ciclo da água (Silva & Mendes, 2012), provocando chuvas ácidas, que causam variados danos nos ecossistemas aquáticos e terrestres a nível regional (Stranddorf, Hoffmann, & Schmidt, 2005a) (Acero et al., 2015). Na Europa, estes efeitos são visíveis principalmente na península Escandinávia, em que há ocorrências de florestas com problemas de crescimento e retração, havendo ainda problemas em lagos ácidos e até em edifícios e outras construções (Stranddorf et al., 2005a).

Nas avaliações de ACV, o impacto de uma substância com potencial de acidificação é medido em comparação com uma substância de referência, o dióxido de enxofre (SO₂). Existem vários modelos para avaliar estes impactos, principalmente o método CML/RAINS, da Universidade de Amsterdão e o método desenvolvido pelo IPCC. Normalmente, não se tem em consideração as diferenças regionais em termos das áreas mais suscetíveis à acidificação nem a acidificação das águas oceânicas (Acero et al., 2015). Neste método de avaliação, este indicador é então avaliado pela quantidade anual de emissões de substâncias com potencial de acidificação per capita, em kg SO₂eq/pessoa.ano, tal como proposto pelos organismos de normalização (IPQ, 2008) (CEN, 2010). No que toca à definição de práticas de referência através de limites planetários, Stossel definiu como um valor ótimo, o valor de zero emissões destas substâncias no ambiente, assumindo que qualquer quantidade no ambiente é prejudicial (Stossel et al., 2015b). No entanto, este valor não tem em conta a capacidade de regeneração do meio ambiente. Apesar disso, face à dificuldade de determinar esses valores devido à falta de estudos com esse objetivo, será adotado esse valor, com as reservas devidas.

ii) Toxicidade ecológica

Um dos problemas da poluição é a emissão de substâncias e compostos químicos que são tóxicos para os seres vivos. Estes impactos, quando considerados para a vida animal e vegetal, são normalmente

denominados de toxicidade ecológica, que pode ser entendida como o estudo dos efeitos tóxicos para animais, vegetais e micróbios, devido à exposição a diversas substâncias (Nordborg et al., 2017). Alguns dos elementos tóxicos mais comuns são os metais pesados, solventes, compostos fenóis que imitam comportamentos hormonais (como o Bisfenol A – BPA), pesticidas, medicamentos, fosfatos, óleos, entre outros. Estes poluentes podem provocar contaminação em vários meios com propriedades diferenciadas, como o ar, a água e o solo, afetando os seres vivos através de processos distintos (Nordborg et al., 2017) (Acero et al., 2015).

A toxicidade ecológica de uma substância está relacionada com as concentrações máximas em meio aquoso que são toleráveis aos seres vivos. A toxicidade pode ser separada pelos seus efeitos agudos (relacionados com a mortalidade entre 48 e 96 horas após exposição) ou crónicos (relacionados com perda de fertilidade e mortalidade a longo prazo). Normalmente é avaliada em três indicadores separados: impactes nos ecossistemas terrestres; impactes nos ecossistemas de água doce; e impactes nos ecossistemas marítimos (Stranddorf, Hoffmann, & Schmidt, 2005b) (Acero et al., 2015). Existem vários modelos que caracterizam a toxicidade de diferentes substâncias, que consideram vários aspetos como o destino dos poluentes, os tempos de exposição e os efeitos de uma substância nos seres vivos de várias espécies. No entanto, existe ainda muita discussão sobre quais os modelos mais adequados ou quais os fatores de caracterização mais representativos da realidade. De acordo com o método USES-LCA 2.0 (Van Zelm, Huijbregts, & Van De Meent, 2009), uma substância de referência que pode ser utilizada é o 1,4-Diclorobenzeno (1,4-DB) (Acero et al., 2015), pelo que os impactes sob a forma de poluição tóxica para o ambiente podem ser expressas em kg 1,4-DBeq/pessoa.ano.

Outra unidade de avaliação que é muitas vezes utilizada para este indicador é a Fração Potencial de Espécies Perdidas (PDF - *Potentially Disappeared Fraction of Species*), que está relacionado diretamente com a perda de biodiversidade no local devido a fatores como a toxicidade (Acero et al., 2015). No entanto, este método de avaliação, que também pode ser utilizado para avaliar outros indicadores que afetam a biodiversidade, não permite a quantificação do impacto ambiental de forma tão objetiva como a quantificação de todos os poluentes tóxicos através de uma unidade equivalente de um composto.

Relativamente aos valores limite para a toxicidade ecológica com base em limites planetários, ou seja, a quantidade total máxima de poluentes tóxicos que podem ser descartados no ambiente, existem várias dificuldades na definição destes valores. Uma dificuldade prende-se com a complexidade em limitar de forma generalista os impactes da toxicidade aguda ou crónica, a nível local, regional ou global, para um conjunto vasto de espécies, tanto no solo, em água doce como salgada. Adicionalmente, é difícil a consideração dos efeitos da exposição a várias substâncias em simultâneo, que podem ser superiores à soma dos efeitos individuais de diferentes substâncias. Face a um conjunto tão vasto de variáveis em análise, os efeitos mais fáceis de analisar seriam os efeitos mais localizados resultantes de descarte de resíduos de determinado tipo num conjunto de espécies que habitam a região diretamente afetada. No entanto, não fornecem uma avaliação global da toxicidade total em função de todas as emissões e resíduos produzidos pela cidade, medidos por exemplo em unidades equivalentes de 1,4-Diclorobenzeno.

Tendo isto em conta, não existem ainda estudos suficientes que permitam o estabelecimento de práticas de referência com base em limites planetários para este indicador. Contudo, considerando o ritmo de extinção de espécies que se verifica na atualidade, pode-se concluir que o limite ambiental neste indicador já foi ultrapassado (Rockström et al., 2009). Assim, pode-se argumentar que qualquer impacto adicional na biodiversidade resultante da emissão de poluentes tóxicos é indesejável, sendo inclusive necessário um desenvolvimento regenerativo. Adicionalmente, se se considerar que grande parte da poluição tóxica no ambiente poderia ser evitada através de um conjunto alargado de estratégias, pode-se considerar como zero o limite para qualquer quantidade de poluição tóxica no ambiente.

iii) Potencial de eutrofização

A eutrofização de corpos de água resulta da acumulação de nutrientes que provocam um aumento artificial da atividade metabólica num ecossistema por parte de plantas, algas e plâncton. A proliferação destes organismos causam severas reduções na qualidade da água, nomeadamente através da redução dos níveis de oxigénio nas camadas mais profundas de rios e zonas costeiras (Stranddorf et al., 2005b). Se a água de superfície não consegue atingir as camadas mais profundas, a concentração de oxigénio da água desce a níveis até que animais subaquáticos são forçados a deslocar-se ou então morrem (Stranddorf et al., 2005b) (Acero et al., 2015). Estes nutrientes são provenientes de emissões no ar e na água de compostos como a amónia (NH₃), óxidos de azoto (NO_x) e fósforo (P) (Acero et al., 2015). A combustão a alta pressão e temperatura de hidrocarbonetos causa a oxidação parcial do azoto no ar, sendo um dos contribuintes para a produção de óxidos de azoto (Silva & Mendes, 2012). No entanto, a agricultura moderna é uma das principais causas deste fenómeno, devido aos processos de fertilização. A nível planetário, as quantidades de elementos azotados e com fósforo retirados do ciclo normal destes elementos para a agricultura é superior aos efeitos combinados de todos os processos naturais terrestres (Rockström et al., 2009).

Uma forma de medir o impacto neste indicador é através do potencial de eutrofização. O potencial de eutrofização de uma substância está associado à capacidade de eutrofização dessa substância em relação a uma substância de referência. Dependendo do modelo utilizado, esta substância de referência pode ser o fósforo (PO₄) ou o azoto (N). O CEN e a ISO propõem a utilização de uma unidade equivalente ao fósforo, medido em kg PO₄eq (IPQ, 2008) (CEN, 2010) (Acero et al., 2015). Assim, este indicador pode ser avaliado pela quantidade total de substâncias com potencial de eutrofização descartadas anualmente per capita, em kg PO₄eq/pessoa.ano.

No que toca à definição de valores limite com base em limites planetários, considerando que este fenómeno tem impactes regionais, em efluentes de água doce, e impactes globais, relacionados com a eutrofização de oceanos, é necessário estabelecer valores que tenham em conta ambos os efeitos. Tal como acontece para outros indicadores, não existem estudos que definam a quantidade total máxima de substâncias com potencial de eutrofização que podem existir no ambiente. Stossel (2015b) definiu valores limite para a qualidade de águas residuais de cidades através de valores máximos para a carência bioquímica de oxigénio (CBO) em água doce (10 mg/l) e em água salgada (0 mg/l) (Stossel et al.,

2015b). Existem, no entanto, alguns estudos que calculam valores limite para a concentração de compostos individuais. Rockstrom (2009) propõe, por exemplo, valores limite para o consumo de azoto atmosférico (cerca de 35 Mton/ano) e para a quantidade de fósforo que escoar para os oceanos (11 Mton/ano), sugerindo no entanto que estes limites estejam interligados devido às interações próximas nos sistemas terrestres devido à ação destas substâncias (Rockström et al., 2009). No entanto, não teve em consideração limites para outras substâncias, como a amónia, que também contribuem para a eutrofização dos meios aquáticos. Tendo isto em conta, não foi possível definir valores limite para as emissões totais de químicos com potencial de eutrofização com base em capacidades ambientais, sendo necessários mais estudos para este efeito.

iv) Uso do solo

Com o rápido crescimento da população, o território tornou-se num recurso limitado e escasso, pois provocou uma competição entre as áreas ocupadas por infraestruturas humanas e áreas de ecossistemas naturais (Munda, 2006). O território é necessário para o desenvolvimento das atividades humanas, mas também para a manutenção de um ecossistema saudável (Mattila et al., 2011) (Wackernagel et al., 2002). Normalmente, os problemas com a ocupação territorial estão relacionados com a desflorestação e com a perda de biodiversidade, mas também se podem associar a um conjunto alargado de impactos ambientais (Mattila et al., 2011). As áreas florestais servem de suporte habitacional para a maioria das espécies na natureza, mas providenciam também à humanidade recursos bióticos necessários para o desenvolvimento, assim como providenciam um conjunto de meios de suporte à vida. A título de exemplo, as áreas florestais executam funções fundamentais como regulação do clima local (temperatura e humidade) e global (fixação de CO₂); purificação do ar (produção de oxigénio, filtração de poeiras e de gases poluentes); purificação da água; proteção contra inundações e regulação de corpos de água; proteção contra erosão e contra o vento; fertilização do solo (fixação de compostos azotados); entre outros (Lindeijer, Voet, Kok, Eggels, & Alferts, 2002).

O uso do solo ou alterações ao uso do solo podem ocorrer por um conjunto variado de causas demográficas, económicas, tecnológicas, políticas, institucionais e culturais (McBain et al., 2017). Por exemplo, a ocupação de uma área de floresta tropical para uso agrícola causa uma perda de biodiversidade e danifica o ecossistema original e o uso contínuo dessa nova área agrícola diminui o potencial de recuperação dessa floresta (Koellner et al., 2013). A perda de biodiversidade difere de outros problemas ambientais pois estas perdas ocorrem pela extinção de espécies, que é um processo totalmente irreversível (Mattila et al., 2011), pelo que não é possível a recuperação para estados estáveis após a ultrapassagem de limites planetários. Outro aspeto importante é que estudos revelam que a biodiversidade pode ser severamente afetada mesmo com pequenas alterações ao uso do solo (Mattila et al., 2011). As razões possíveis são a perda de áreas naturais, alterações ao microclima local, diminuição da capacidade de regeneração de espécies animais e vegetais e aumento de sensibilidade a alterações locais/regionais e a desastres naturais (diminuição de resiliência) (Lindeijer et al., 2002).

Nas análises de ACV sobre uso do solo, a terminologia utilizada é diversa e muitas vezes torna-se difícil de entender o significado exato de um termo em função do contexto e do ponto de vista, levando a desentendimentos e confusão (Mattila et al., 2011). Alguns dos termos que por vezes são utilizados sem distinção são ocupação territorial, uso do solo e alteração ou transformação de uso do solo (Mattila et al., 2011). Ocupação do território pode ser entendida como a área física de ocupação do solo por parte de infraestruturas humanas; uso do solo pode ser entendida como a análise estruturada dos tipos de ocupação do solo (residencial, industrial, serviços, comercial, agrícola, lazer, floresta, ...); transformação do uso do solo refere-se normalmente à atribuição de diferentes funções para porções do território em função de atividades legislativas do poder local ou regional (Mattila et al., 2011).

No contexto da avaliação de sustentabilidade de cidades, a alteração de usos do solo pode ser analisada pelos seus impactos potenciais num conjunto vasto de indicadores ambientais, sociais e económicos, pelo que a sua avaliação é efetuada em vários indicadores individuais. Uma medida de inventário para estes indicadores pode ser a quantidade de área transformada em conjunto com o uso inicial e o uso final (m^2 - uso inicial/uso final). Quando a avaliação se foca nos impactos na biodiversidade em função da ocupação territorial, a medida efetua-se normalmente em função da quantidade de novas áreas ocupadas num período de tempo (m^2 /ano) (Mattila et al., 2011) (Koellner et al., 2013). Existem várias formas de classificar áreas do território em função do seu uso, que são exploradas aprofundadamente no trabalho de Koellner (Koellner et al., 2013). Partindo do princípio que as questões relacionadas com o uso do solo e a biodiversidade só são relevantes quando se tratam de áreas florestais virgens, a ocupação territorial parece ser aquela que está mais relacionada com a perda de biodiversidade. Isto porque a questão das alterações ao uso do solo só aborda a biodiversidade quando o uso inicial de uma área é floresta virgem.

Outras formas de considerar os impactos do uso do solo na biodiversidade são através de indicadores como o Potencial de Dano Ecológico (EDP - *Ecological Damage Potential*) ou a Fração Potencial de Espécies Perdidas (PDF - *Potentially Disappeared Fraction of Species*), mas os modelos de caracterização ainda são incertos (Mattila et al., 2011). Alguns estudos propuseram o uso de fatores de caracterização para cálculo de números médios de espécies perdidas por unidade de área de ocupação (PDF/ m^2 /ano) para o cálculo de impactos totais na quantidade de espécies perdidas, através da multiplicação destes fatores pela área de ocupação (Milà I Canals, Bauer, Depestele, Dubreuil, & Knuchel, 2007) (Koellner et al., 2013) (Acero et al., 2015).

No entanto, apesar de estes métodos de avaliação serem consideravelmente comuns em avaliações de ACV, as limitações existentes na disponibilidade de dados diminuem a confiabilidade nos resultados (Mattila et al., 2011). Por exemplo, estas formas de avaliação falham na quantificação da relação entre os danos aos meios de suporte à vida e a perda de biodiversidade. É óbvio que quanto maior for a quantidade de espécies perdidas, maiores serão os danos à biodiversidade e por sua vez aos meios de suporte à vida. Mas o número de espécies numa determinada área florestal não está diretamente relacionado com os efeitos positivos que a existência dessa área florestal tem nos meios de suporte à

vida. Por exemplo, uma área florestal virgem com apenas 2 espécies de árvores poderá ter uma importância similar a uma floresta mais diversificada com dezenas de espécies arbóreas. No entanto, a perda de 1 espécie tem significado muito diferente para os dois casos apresentados, apesar de o valor ser igual na avaliação de impacto através do número de espécies perdidas. Por outro lado, pode-se argumentar que mesmo que a ocupação de uma área florestal não leve à extinção completa de nenhuma espécie autóctone, existem impactos locais e globais importantes que ocorrem devido à perda dessa área florestal. Adicionalmente, existem dificuldades em avaliar a importância de uma espécie na saúde do ecossistema local e global, devido a enormes incertezas e à complexidade da relação de interdependência entre diferentes espécies de seres vivos. Assim, um mero valor indicativo do número de espécies extintas pode ser enganador. A biodiversidade é muito dependente da disponibilidade de *habitat* e de sistemas de suporte à vida. (Wackernagel et al., 2002). Por estas razões, e também para simplificação do método de avaliação, pode-se assumir que todas as áreas florestais virgens têm o mesmo nível de importância para a manutenção dos equilíbrios dinâmicos que providenciam meios de suporte à vida.

Alguns autores propuseram valores limites relacionados com a ocupação territorial para defesa da biodiversidade. Considerando que um dos sectores responsáveis por maior deflorestação é a agricultura, vários autores propuseram limites à ocupação territorial para uso agrícola (Milà I Canals et al., 2007) (Rockström et al., 2009) (Mattila et al., 2011) (McBain et al., 2017). Rockstrom (2009) e Mattila (2011) sugeriram um valor máximo de 15% (Rockström et al., 2009) (Mattila et al., 2011) e McBain (2017) sugere um valor máximo de 12% (McBain et al., 2017). No entanto, todas as áreas de ocupação humana são importantes na avaliação de sustentabilidade de cidades, pelo que Stossel (2015b) sugere que se deva manter pelo menos 30% da área total disponível para os sistemas ecológicos, partindo do estudo de Wackernagel (Wackernagel et al., 2002) (Stossel et al., 2015b).

Estes valores deverão ser fruto de estudos mais aprofundados, no entanto, não são ainda aplicáveis pois não consideram a densidade populacional de uma cidade, que pode variar em função das estratégias de planeamento urbano adotadas (Barbosa, Bragança, et al., 2015). Por exemplo, duas cidades com a mesma área, que ocupem 70% da área disponível com infraestruturas humanas e reservem 30% da área para os sistemas ecológicos terão desempenhos diferentes em função do número de habitantes (Barbosa, Bragança, et al., 2015). Por esta razão, o impacto do uso do solo na biodiversidade deverá ser medido pela área de ocupação territorial per capita, medido em m²/pessoa. Como se verificou no Capítulo 4, alguns métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades consideram na sua estrutura indicadores relacionados com a densidade populacional ou com a densidade de construção, no entanto, não utilizam este indicador para avaliação dos impactos da ocupação territorial na biodiversidade ou nos meios de suporte à vida.

Tendo em conta uma população mundial para o ano de 2100 de 11.185.000.000 (United Nations, 2017b) e uma área total de ocupação (não coberta por gelo) de 119.152.819 km² (70% = 83.406.973 km²) (ChartsBin, 2010), o valor limite de ocupação territorial seria cerca de 0,746 ha/pessoa. Este valor

inclui desertos e montanhas, onde é inviável a ocupação humana. Há algumas incertezas e inconsistências nas áreas medidas em diferentes bases de dados (ChartsBin, 2010) e também incertezas relativamente aos valores máximos de ocupação territorial, pelo que se poderá aplicar um fator de segurança (escolheu-se como exemplo um FS=25%) em relação ao valor obtido, pelo que se irá admitir como valor limite 0,56 ha/pessoa. Assim, poderá afirmar-se que qualquer nível de ocupação territorial que seja superior a este valor, poderá colocar em risco a biodiversidade e, por sua vez, os meios de suporte à vida humana.

Por fim, é necessário estabelecer regras claras para a classificação de uma área florestal que contribua para a biodiversidade, ou seja, para que não seja contabilizada como área de ocupação. Isto porque não é razoável afirmar que áreas verdes no interior de cidades como jardins ou parques promovam a biodiversidade. Por esta razão, considera-se que uma área florestal que contribua para a biodiversidade deve verificar em conjunto algumas condições como, por exemplo: não pode estar ocupada por construções, exceto alguns tipos de infraestruturas como cabos elétricos ou de comunicações, torres eólicas, entre outros; deve estar a uma distância mínima de quaisquer construções em todas as direções (p.e.: 100m); tem de estar conectada com uma área florestal, não estando rodeada por construções exceto por infraestruturas rodoviárias que não bloqueiem completamente a passagem de seres vivos terrestres.

5.3. *Dimensão social*

Como se verificou, a dimensão social não está claramente definida nos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes, não sendo consensual quais os aspetos que devem ser considerados nesta dimensão. A literatura na área é considerada fragmentada (Woodcraft, 2012) (Weingaertner & Moberg, 2014) e até conceptualmente caótica (Vallance et al., 2011). Por exemplo, várias abordagens interpretam a sustentabilidade social em cidades através de um discurso subjetivo e simplista sobre a criação de lugares onde as pessoas querem viver no presente e no futuro (Dempsey et al., 2011) (Bacon, Cochrane, & Woodcraft, 2012) (Woodcraft, 2012) (Hiremath et al., 2013). Um dos problemas identificados é que os indicadores na dimensão social tendem a dissimular a sua origem política e as suas visões ou teorias sobre mudanças sociais e económicas (Badinger, 2013). Por exemplo, há indicadores com uma nomenclatura muito semelhante e que se relacionam com a avaliação de qualidade de vida, mas que se medem de formas muito distintas como o PIB, salários médios ou acesso a bens e serviços.

Quando as instituições nomeiam os seus indicadores, fazem uma interpretação do significado dos dados estatísticos que os produzem. Badinger (2013) afirma que a nomeação dos indicadores é essencial para produzir dados que sejam facilmente e rapidamente interpretados pelo público alvo. No entanto, normalmente a nomenclatura não reflete de forma precisa o significado dos dados em avaliação (Badinger, 2013). Este facto está relacionado com a ambiguidade existente e exemplifica como a visão política influencia os métodos de avaliação. Isto faz com que os diversos métodos de avaliação tenham estruturas de indicadores com nomenclaturas e métodos de avaliação bastante diferentes, resultando na mencionada falta de consenso entre investigadores e decisores na identificação dos indicadores mais

úteis para o planeamento urbano (Lowe et al., 2015). Por esta razão pode-se considerar a sustentabilidade social como um conceito dinâmico, que evolui com o tempo, à medida que as teorias sociais evoluem (Dempsey et al., 2011).

A complexidade da dimensão social é também perceptível ao se verificar que engloba um conjunto de tópicos muito diversificado (Dempsey et al., 2011). De facto, tendo em conta os métodos de avaliação de sustentabilidade analisados no Capítulo 4, a dimensão social é aquela à qual se pode associar um maior número de indicadores e categorias. Vários autores exploram os vários aspetos que se podem associar à sustentabilidade social, a comunidades ou a cidades sustentáveis (Dempsey et al., 2011) (Rivera & Lagos, 2013) (Badinger, 2013) (Goel & Sivam, 2015) (Lowe et al., 2015) (Klopp & Petretta, 2017) (Dizdaroglu, 2017). Em vários destes estudos, à semelhança dos métodos de avaliação estudados, os indicadores são divididos em categorias através de uma abordagem *bottom-up*. Ainda assim, houveram algumas tentativas de fazer algum tipo de divisão *top-down*, como a de Dempsey (2011) que dividiu a dimensão social entre aspetos físicos (como qualidade do ambiente, acessibilidade e mobilidade) e não físicos (como justiça social, inclusão e educação) (Dempsey et al., 2011).

Com base nestes trabalhos e na análise dos indicadores utilizados métodos de avaliação de sustentabilidade existentes, decidiu-se dividir a dimensão social em duas categorias principais: justiça social e qualidade de vida. A categoria de justiça social está relacionada com aspetos como o acesso equitativo a bens e serviços básicos, assim como com a verificação de direitos humanos e a categoria de qualidade de vida está relacionada com a qualidade de um conjunto de serviços (básicos e não básicos) que contribuem para a qualidade de vida e para a saúde pública, tais como a mobilidade, a cultura, os serviços de recreação, o conforto ambiental, entre outros. Nesta perspetiva, pode-se considerar que a justiça social é entendida como um pré-requisito para se possibilitar a existência de qualidade de vida e que a qualidade de vida é um aspeto que deve ser promovido ou até exigido para se verificar um objetivo de desenvolvimento sustentável. A divisão nestas duas categorias permite englobar todos os aspetos que se associam à sustentabilidade social em cidades e fornece uma orientação clara para o desenvolvimento de métodos de avaliação para cada indicador, assim como clarifica o objetivo e ponto de vista utilizado na alocação de indicadores a estas categorias.

i) Importância da justiça social

A justiça social tem sido reconhecida como uma condição para haver prosperidade nas cidades. No entanto, à luz do sistema socioeconómico vigente, a influência e poder dos mais ricos tem aumentado desproporcionadamente, excluindo e empobrecendo muitos dos seus habitantes ao ponto de colocar em risco o respeito das suas necessidades básicas (Rivera & Lagos, 2013) (Rivera & Lagos, 2013) (UCLG, 2016) (Joseph, 2017). A pobreza extrema tem sido considerada até como uma violação dos direitos humanos (UCLG, 2016). Por esta razão, deve-se promover uma sociedade mais igualitária, em que as necessidades básicas de toda a população, sem exceção, sejam asseguradas. Num contexto urbano, a equidade social está relacionada com a exclusão social e ambiental. Uma sociedade igualitária é aquela em que não existem práticas excludentes ou discriminatórias impedindo cidadãos de participarem na

sociedade (Dempsey et al., 2011). A pobreza extrema é maior em áreas rurais, mas a desigualdade é maior nas cidades. Devido às dinâmicas de migração, as cidades aglomeram e magnificam as desigualdades de um país (Rivera & Lagos, 2013). De facto, a desigualdade pode ser considerada um dos principais problemas da sociedade (Wilkinson & Pickett, 2010) (Joseph, 2017). Num estudo importante nesta matéria, Wilkinson (2010) demonstrou que o sucesso das sociedades não se relaciona com o nível de riqueza das mesmas (Figura 14) mas sim com os níveis de desigualdade (Figura 15), correlacionando os níveis de desigualdade de países com questões como a saúde pública, os níveis de felicidade, esperança média de vida, sucesso escolar, mortalidade infantil, obesidade, criminalidade, índices de confiança, prevalência de doenças mentais, mobilidade social, entre outros (Wilkinson & Pickett, 2010).

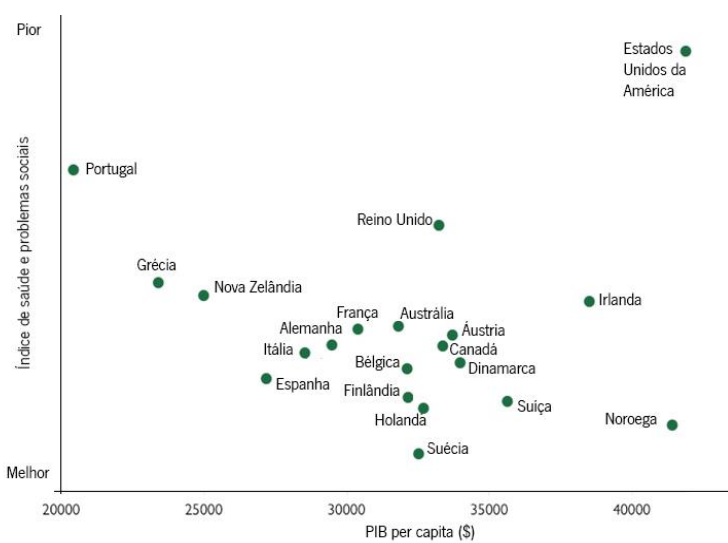


Figura 14. Relação entre índice de saúde pública/problemas sociais e PIB per capita (adaptado) (Wilkinson & Pickett, 2010)

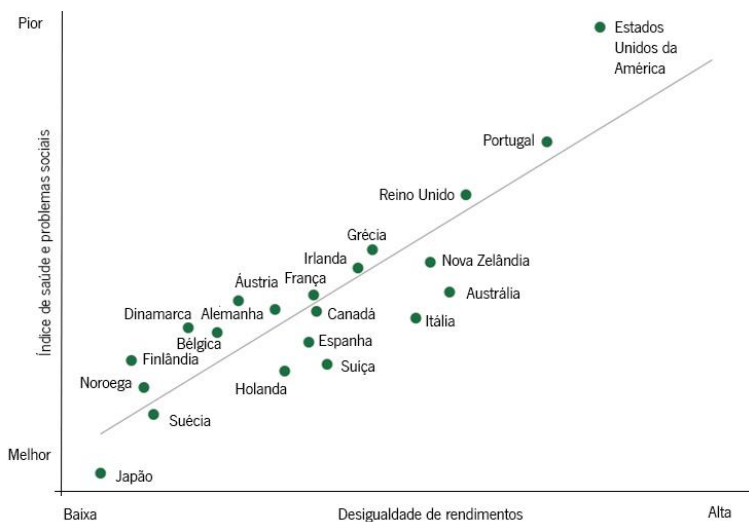


Figura 15. Relação entre índice de saúde pública/problemas sociais e índice de desigualdade de rendimentos (adaptado) (Wilkinson & Pickett, 2010)

ii) Importância dos direitos humanos

Uma forma de avaliar a equidade no acesso a bens e serviços básicos que tem sido cada vez mais utilizada é através da verificação de direitos humanos (Badinger, 2013). Os direitos humanos são um conjunto de 30 artigos, adotados na Declaração Universal de Direitos Humanos pelas Nações Unidas em 1948, posteriormente ratificados pelos países membros em 1976 (Centro dos Direitos do Homem das Nações Unidas, 1978). Estes artigos estabelecem garantias universais inerentes a cada indivíduo, protegendo legalmente de ações que interfiram com as suas liberdades fundamentais, os seus direitos e a dignidade humana (UNOHCHR, 2012). Existem instrumentos regionais de direitos humanos e a maioria dos estados adotaram constituições e outras leis para proteger formalmente os direitos humanos (UNOHCHR, 2012). No entanto, apesar da notoriedade destes documentos, os direitos humanos ainda não totalmente cobertos pelas leis dos países signatários da declaração e mesmo quando são, não são praticados ou impostos legalmente pelas autoridades (UNOHCHR, 2012).

Como estes direitos fundamentais não se verificam, é muito importante considerá-los sob a forma de indicadores na avaliação de sustentabilidade. Os indicadores de direitos humanos produzem dados numéricos que tornam visíveis desigualdades e formas de violação dos mesmos que de outra forma estariam escondidas (Badinger, 2013). Por isso, a procura por este tipo de indicadores tem aumentado por parte de intervenientes de instituições nacionais e internacionais, tais como ativistas de direitos humanos, legisladores e políticos (UNOHCHR, 2012). Algumas agências das Nações Unidas (UN), como a UNICEF (*United Nations Children's Fund*), UNIFEM (*United Nations Development Fund for Women*), OHCHR (*Office of the High Commissioner on Human Rights*) e a Comissão de Estatística das UN tem produzido literatura relevante nesta área (UNOHCHR, 2012) (Badinger, 2013), principalmente após o lançamento dos Objetivos de Desenvolvimento do Milénio (ODM) em 2000 (UN, 2015a) (Suano & Pires, 2018).

Recentemente, com o lançamento da agenda 2030 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) em 2015 (UN, 2015b), foram reforçados os temas relacionados com os direitos humanos e com isso a importância da utilização de indicadores de direitos humanos como instrumentos para as políticas públicas locais. No entanto, o seu uso a nível local ainda não se tornou sistemático devido aos desafios relacionados com a aquisição e tratamento de dados (Suano & Pires, 2018). O objetivo 11 dos ODS (tornar as cidades e comunidades inclusivas, seguras, resilientes e sustentáveis) é de extrema importância neste campo pois alguns dos indicadores associados são focados em cidades (Tabela 18). Simon (2016) estudou um conjunto de 14 indicadores sociais baseados nos direitos humanos e nos ODS, em particular no objetivo 11, testando a sua aplicação em 5 cidades de 3 continentes (Tabela 31) (Simon et al., 2016). Outro estudo importante nesta área é o conjunto de indicadores propostos pela Carta-Agenda global para os direitos humanos na cidade (*Global Charter-Agenda for Human Rights in the City*) (UCLG, 2016) (Tabela 31). O número de indicadores relacionados com a justiça social é muito grande, pelo que pode ser impraticável desenvolver uma lista absoluta e completa para a sua avaliação, dada a natureza e âmbito dos direitos humanos (UNOHCHR, 2012).

Tabela 31. Indicadores testados por Simon para avaliação de direitos humanos em cidades (Simon et al., 2016) (esquerda) e direitos dos cidadãos com base no Carta-Agenda global para os direitos humanos na cidade (UCLG, 2016) (direita)

Indicadores testados por Simon (2016)	Indicadores da Carta-Agenda para os direitos humanos na cidade
Direito à liberdade e segurança	Direito à cidade
Direito a alimentação adequada	Direito a participação democrática
Direito ao usufruto dos melhores níveis possíveis de saúde mental e física	Direito à paz e segurança na cidade
Direito a objeção a tortura ou a tratamentos ou penalizações cruéis ou desumanas	Direito à Igualdade de género
Direito de participação nas políticas públicas	Direitos das crianças
Direito à educação	Direito de acesso a serviços públicos
Direito a habitação adequada	Direito à liberdade de consciência, religiosa, de opinião e de informação
Direito ao trabalho	Direito de associação, reunião e sindicalização
Direito à segurança social	Direitos culturais
Direito à liberdade de opinião e expressão	Direito à habitação
Direito a um julgamento justo	Direito a água potável e alimentação
Direitos a contra a violência a mulheres	Direito ao desenvolvimento urbano sustentável
Direito à não discriminação e à igualdade	
Direito à vida	

Muitos destes indicadores são baseados na Declaração Universal de Direitos Humanos e aplicam-se mais facilmente em âmbitos superiores ao nível da cidade pois estão relacionados com legislação nacional. A título de exemplo, indicadores relacionados com direitos como a não discriminação, liberdade de opinião e expressão ou proteção contra várias formas de violência são difíceis de quantificar de forma objetiva ao nível da cidade ou do planeamento urbano, sendo sobretudo difícil de estabelecer valores de referência. Apesar disso, a aplicação de alguns destes indicadores em cidades é possível e até desejável, não só para verificar a contribuição de cada cidade para se atingirem objetivos nacionais ou supranacionais, mas também para promover a aquisição de dados a nível local. Por esta razão, verificou-se que os métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades estudados no Capítulo 4 já incluem alguns destes aspetos nas suas estruturas.

Considerando que frequentemente os indicadores da dimensão social mascaram uma visão política, os indicadores de direitos humanos podem ser categorizados em indicadores objetivos baseados em factos ou em indicadores subjetivos baseados em julgamentos (UNOHCHR, 2012). Por exemplo, indicadores como o PIB ou níveis de despesa municipal em determinados sectores podem ser considerados como indicadores baseados em julgamentos, pois têm como base uma determinada teoria económica. No sentido oposto, a utilização de um indicador de desempenho como por exemplo a percentagem de pessoas sem abrigo fornece uma medida objetiva e quantitativa do direito à habitação, baseada em factos comprováveis. Apesar disto, tendo em conta que a dimensão social é mais subjetiva, verifica-se que muitos indicadores de direitos humanos usam métodos de avaliação qualitativos como *checklists* ou questões narrativas, havendo abordagens que defendem ainda o uso de indicadores de conformidade, ou seja, indicadores que avaliem a verificação de um direito humano (UNOHCHR, 2012). Por exemplo, o Comité para a Eliminação de Todas as Formas de Violência contra Mulheres (CEDAW - *Committee on the Elimination of All Forms of Discrimination against Women*) utiliza indicadores como taxas de literacia, taxas de moralidade maternal, participação desagregada por género no mercado de trabalho, assim

como indicadores sobre a existência de leis para proteção de igualdade de direitos (como quotas reservadas para mulheres em lugares de poder ou instituições públicas), que não passam de medidas indiretas para a avaliação do direito à não discriminação com base no género (Badinger, 2013). Outra estratégia passa pela agregação de vários direitos humanos num único indicador, que apesar de permitir comparações rápidas entre cidades ou países, ignora a especificidade de cada direito e pode esconder violações a estes direitos (Badinger, 2013). Nestes casos, apesar de se reconhecer a importância da sua verificação, estes direitos não serão considerados na avaliação para simplificação e para assegurar que os métodos adotados são suficientemente sólidos para uma avaliação objetiva de desempenho.

O uso de métodos de avaliação através de *checklists* ou pela existência de leis que protejam as pessoas contra a violação dos seus direitos também não é suficiente porque, como se verificou, as leis podem não ser aplicadas. Por exemplo, o artigo 1º da constituição portuguesa defende que Portugal é um estado no qual as pessoas têm direito a uma vida digna (Portugal, 2005), no entanto, é possível afirmar que isto não se verifica, bastando para isso a constatação de que existem pessoas sem abrigo em Portugal (682 de acordo com o INE (INE, 2011b) e mais de 3000 de acordo com valores recentes (Observador, 2018)). Os métodos de avaliação de conformidade, para os casos em que existem leis que protegem os cidadãos, também não são suficientes. A título de exemplo, os cidadãos estão protegidos pela lei no seu direito ao ar puro, havendo leis de alturas mínimas de chaminés para edifícios industriais, emissões máximas de poluentes de veículos motorizados ou até leis que proíbem fumar em alguns lugares públicos. Pela existência destas leis, segundo este método de avaliação de conformidade, poder-se-ia considerar que os direitos dos cidadãos são assegurados. No entanto, não é garantido que as leis existentes estejam bem construídas ou sejam eficientes. Por exemplo, pela lei, continuam a ser emitidas enormes quantidades de gases poluentes junto a vias de comunicação e continua a ser possível fumar em áreas públicas como praias, esplanadas e ruas movimentadas, colocando em risco a saúde dos cidadãos e violando os seus direitos. Por esta razão, devem-se utilizar métodos de avaliação de desempenho.

iii) Acesso a bens e serviços para verificação de direitos humanos

Uma forma mais simples de avaliação de justiça social pela verificação de direitos humanos no âmbito da equidade em cidades passa pela avaliação do acesso a determinados bens e serviços considerados essenciais como habitação, saúde, educação, transportes públicos, entre outros (Dempsey et al., 2011). Esta acessibilidade pode ser avaliada não só pela distância (tempo de percurso) e pela existência de obstáculos físicos como estradas, desníveis ou escadas, mas também por fatores socioeconómicos mais complexos. Dempsey denominou de “justiça territorial” a acessibilidade a estes serviços em função de áreas geográficas (Kay, 2005) (Dempsey et al., 2011). Um exemplo da aplicação deste conceito pode ser encontrado no trabalho de Discoli (2014), que usou mapas GIS (*Geographic Information System*) para calcular a distância e acesso a um conjunto de serviços (eletricidade, gás natural; abastecimento de água, esgotos; transportes, vias de comunicação; saúde e educação e recolha de resíduos) em associação com níveis de qualidade de habitação, poluição do ar, poluição sonora, qualidade da água e poluição do solo e níveis de satisfação em cada local para calcular níveis globais de qualidade de vida, um tipo de análise que pode ser bastante útil para o planeamento urbano (Discoli et al., 2014).

No entanto, o acesso da população a alguns tipos de serviços básicos como habitação, saúde, educação, comunicações, energia, entre outros, tem uma componente significativa relacionada com condicionantes económicas, à luz do sistema capitalista de livre mercado em vigor (Joseph, 2017). Sem esta condicionante, o acesso poderia ser avaliado apenas por fatores físicos relacionados com a organização territorial como distâncias e dimensionamento, desde que o acesso fosse gratuito para todos os cidadãos. Uma vez que isso não se verifica, é necessário considerar as questões financeiras para assegurar a verificação dos direitos a toda a população. Assim, decidiu-se incluir um único indicador com uma avaliação indireta, relacionado com o direito a condições de vida dignas. Este indicador considera esta questão de forma abrangente para todos os tipos de serviços básicos incluídos nos outros indicadores considerados e ainda considera aspetos que não são contemplados nesses indicadores como alimentação. Para isso, avalia indiretamente níveis de pobreza da população. Tendo em conta que indicadores existentes para este efeito tendem a subestimar sistematicamente a quantidade de população em condições de pobreza em cidades (Satterthwaite, 2003) (Klopp & Petretta, 2017), teve-se o cuidado de utilizar métodos que mitigassem esse problema.

Relacionado com este aspeto, surge uma questão importante relacionada com o acesso a serviços como comunicações, abastecimento de energia, abastecimento de água potável, saúde, educação, entre outros. Apesar de no passado estes serviços serem da exclusiva responsabilidade de entidades públicas, atualmente são frequentemente efetuados por empresas ou entidades privadas. Nesta perspetiva, a responsabilidade para assegurar o serviço a toda a população poderá sair fora do âmbito exclusivo da política local. No entanto, é importante referir que este tipo de atividades de interesse público são alvo de legislação para garantir os direitos dos cidadãos. No caso da não verificação dos direitos dos cidadãos nestes casos ou da inexistência de leis para o efeito, considera-se que cabe à entidade governativa a responsabilidade proceder ao desenvolvimento de leis ou outras estratégias que pressionem as entidades privadas para que garantam que os serviços básicos são providenciados a toda a população. Tendo isto em conta, faz sentido a inclusão de indicadores neste âmbito, independentemente do tipo de provedor desse serviço (público ou privado).

Apesar disso, uma medida de acesso pode não ser suficiente para uma avaliação completa. Por exemplo, apesar de a garantia de acesso à habitação ser essencial para se verificar um direito básico dos cidadãos, é necessário também que as habitações verifiquem níveis mínimos de qualidade para permitirem uma vida digna. Por isso, é necessário estabelecer critérios de qualidade mínimos que as habitações devem verificar. Exemplos desses requisitos podem ser o acesso a água potável, a energia elétrica e a saneamento, que já são considerados na grande maioria dos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes e podem ser considerados como bens ou serviços essenciais e elementos de justiça social. No entanto, para a avaliação da qualidade do edificado, poderiam ser considerados aspetos como áreas mínimas, qualidade do ambiente interior (incluindo conforto térmico, acústico, lumínico e qualidade do ar), qualidade dos acabamentos, entre outros. Para simplificação, decidiu-se que estes aspetos devem ser incluídos na categoria referente à qualidade de vida. No entanto, este exemplo serve para demonstrar que apesar de se estar a utilizar uma abordagem *top-down* no desenvolvimento deste método, a divisão

entre o que é um requisito básico de justiça social e o que é um elemento essencial de qualidade de vida é desafiante e pode conter alguma subjetividade. Por exemplo, o acesso a redes de comunicação é um aspeto essencial na sociedade moderna, mas surgem dúvidas se se trata de um direito/necessidade básica, ou se se trata de uma comodidade relacionada com a qualidade de vida.

iv) Problemas com a avaliação da participação na tomada de decisão

A participação na tomada de decisão é outro direito humano fundamental dos cidadãos (Joseph, 2017). O envolvimento das comunidades locais nos processos de decisão e na avaliação de sustentabilidade não só promove a sustentabilidade como também aumenta a consciencialização da população pois são confrontados com os problemas e com as possíveis soluções para a implementação de sustentabilidade (Ding et al., 2014). Por estas razões, vários métodos de avaliação incluem indicadores relacionados com este aspeto, como a proporção de pessoas representantes de minorias eleitas para os órgãos de decisão municipais, a percentagem de afluência em eleições locais, a proporção de pessoas maiores de idade registadas para votar, ou até o número de leis aprovadas com participação da população durante um período. No entanto, estes métodos podem ser considerados indiretos ou baseados em julgamentos. Uma forma mais direta poderia ser através da verificação da existência de oportunidades de a população contribuir ou intervir na tomada de decisão em assuntos importantes ou até no planeamento urbano e na governança (Lowe et al., 2015). Neste campo, poder-se-ia considerar que a existência de um processo democrático na eleição de representantes políticos seria uma medida suficiente para se verificar o direito de participação democrática.

No entanto, este tipo de avaliação entra no campo de análise das leis existentes, o que se verificou ser ineficaz. Adicionalmente, não se trata de uma avaliação de desempenho que possa ser quantificada objetivamente em fase de projeto ou de monitorização. Por exemplo, em Portugal existem leis que obrigam à realização de processos de consulta pública para a decisão sobre a necessidade de realização de análises de impacte ambiental quando são efetuadas grandes intervenções ou infraestruturas (APA, 2018). Recentemente houve consulta pública relativa à realização de furos de prospeção de petróleo na costa Portuguesa. Esta consulta pública teve uma grande participação, por parte de cidadãos, de agências turísticas, ambientalistas e até de câmaras municipais, que indicava uma vontade quase unânime da população para se realizarem estudos de impacte ambiental. No entanto, o Ministério do Ambiente decidiu-se pela não realização destes estudos (APA, 2018). Neste caso, a consulta pública parece ter sido interpretada como um mero passo processual sem qualquer importância.

Este exemplo demonstra que a existência de leis não é uma medida de avaliação suficiente do direito à participação democrática. Outra possibilidade seria através da percentagem de decisões políticas com participação da população, mas o mesmo problema poderia surgir, com o acréscimo de que a consideração ou não da opinião pública na tomada de decisão ser uma questão subjetiva, podendo haver opiniões discordantes conforme as visões políticas e processuais. Por estas razões, decidiu-se não incluir este indicador no método de avaliação de sustentabilidade de cidades, reconhecendo que é possível

estabelecer um conjunto de boas práticas governativas em relação à participação pública na tomada de decisão.

v) Estudo sobre a avaliação da qualidade de vida

A qualidade de vida pode ser relacionada com um vasto conjunto de tópicos da dimensão social, englobando questões como a mobilidade, preservação cultural, qualidade do edificado e infraestruturas, qualidade dos serviços públicos, conforto ambiental e segurança. A consideração de alguns destes aspetos como requisitos para a sustentabilidade levanta algumas dúvidas. No entanto, é frequente a consideração de que para haver sustentabilidade é necessária a verificação de níveis mínimos de qualidade de vida (Higgins & Campanera, 2011) (Deakin & Reid, 2014) (ISO, 2014). Além disso, a qualidade de vida pode até ser encarada como objetivo final do desenvolvimento, pelo que o descarte deste tipo de indicadores no discurso de sustentabilidade pode ser considerado descabido. Talvez por esta razão, todos os métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades e de zonas urbanas estudados no Capítulo 4 incluem indicadores ou categorias relacionadas com, ou até denominados de qualidade de vida. O reconhecimento da importância da qualidade de vida e o papel do ambiente construído para a saúde, bem-estar e até produtividade da população para a sustentabilidade tem aumentado e muitas vezes é considerado sobre o termo “habitabilidade” (*liveability*) (Lowe et al., 2015).

Habitabilidade pode ser definida como o quanto uma cidade promove qualidade de vida, saúde, educação, harmonia, bem-estar, inclusão, coesão, segurança, boa acessibilidade financeira, oportunidades culturais e recreativas, entre outras (Lowe et al., 2015). Alguns estudos denotaram ainda a importância da proximidade a espaços públicos, parques e outras áreas abertas ao público, assim como a existência de vegetação ou espaços verdes como aspetos importantes para a qualidade de vida e a habitabilidade das cidades (Viegas, Saldanha, Bond, Ribeiro, & Selig, 2013) (Tian, Jim, & Wang, 2014) (Norouzian-Maleki, Bell, Hosseini, & Faizi, 2015).

Ainda assim, surgem algumas dúvidas ou confusões pois uma questão que também é referida como um contributo para a habitabilidade de cidades é a sustentabilidade ambiental (Silva & Mendes, 2012) (Lowe et al., 2015). Uma observação recorrente nos métodos de avaliação estudados é que se incluem na dimensão social, mais propriamente na avaliação da qualidade de vida, aspetos que na verdade estão relacionados com a dimensão ambiental. Por exemplo, vários autores realçam a importância do acesso a alimentos cultivados localmente para o aumento da segurança alimentar dos residentes, especialmente os mais pobres (Rivera & Lagos, 2013). No entanto, referem apenas aspetos ligados ao ambiente e à economia (redução da poluição e custos de transporte) como resultados positivos da alimentação com produtos locais.

Outro exemplo muito comum, no que se refere à mobilidade é a utilização de indicadores que promovem a utilização de veículos elétricos ou verdes. Ao passo que estes aspetos são associados aos transportes, estão na verdade a avaliar questões relacionadas com o ambiente e não com a mobilidade ou conectividade. Esta é uma consequência típica das abordagens *bottom-up*, que dificultam a análise de

resultados (ver Capítulo 5.1.1). Neste caso, uma cidade com veículos pouco poluentes pode continuar a ter uma má estratégia de mobilidade do ponto de vista do utilizador, sendo pontuada na dimensão social ou em categorias de mobilidade ou conectividade, mesmo que produzam grandes engarrafamentos e filas de espera.

vi) Problemas com a avaliação da coesão social

Um aspeto complexo que é referido nos estudos de qualidade de vida das cidades relaciona-se com questões culturais e de coesão social. Cada cidade tem uma definição diferente para o património cultural e natural, pelo que estes aspetos devem ser claramente definidos para uma melhor compreensão (Simon et al., 2016). Relativamente à coesão social ou capital social, estes aspetos estão relacionados com a estabilidade relativa da comunidade em termos de número de habitantes, em níveis de confiança e segurança, assim como sentimentos de identidade e orgulho na comunidade (Dempsey et al., 2011). Estas questões são subjetivas e de difícil quantificação, pois a sua relação com a sustentabilidade é difícil de estabelecer. Por exemplo, a coesão da comunidade refere-se frequentemente a serviços comunitários que são prestados pela população ou por instituições locais, normalmente sem fins lucrativos (Lowe et al., 2015).

Estes serviços essenciais servem a população, pelo que o facto de dependerem da vontade voluntária ou caridade, poderá representar na verdade uma falha dos serviços públicos. Desta forma, um bom desempenho nestes indicadores seria no mínimo enganador, podendo levar a interpretações incorretas da realidade. No entanto, é verdade que a existência e a qualidade destas atividades demonstra o nível de coesão social, algo que deve ser promovido. Neste caso, o objeto de avaliação é a própria população da sociedade, podendo-se argumentar que para haver sustentabilidade é necessário que a sociedade seja saudável, educada, e que participe publicamente de forma coesa no apoio mútuo e no auxílio aos mais necessitados. Face à complexidade e controvérsia deste assunto, decidiu-se não incluir indicadores de coesão social na estrutura de avaliação, pois o objeto de avaliação é a cidade e não o comportamento dos seus habitantes. Com isto, parte-se do princípio que boas práticas de urbanização, levarão ou, pelo menos, potenciarão a existência de uma comunidade mais coesa no sentido do respeito e apoio mútuo.

vii) Problemas com a avaliação dos aspetos demográficos

Por fim, vários métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades consideram categorias ou indicadores relacionados com aspetos demográficos da cidade, avaliando dados estatísticos como taxas de natalidade, taxas de mortalidade ou índices de envelhecimento da população. No entanto, estes indicadores não foram considerados no desenvolvimento deste método de avaliação. Isto porque estes dados podem ser interpretados de formas diferentes. Ao passo que alguns podem encontrar problemas em baixas taxas de natalidade, invocando questões relacionadas como identidade cultural, racial ou religiosa, outros poderão argumentar que o facto de a população mundial continuar a aumentar exponencialmente é uma grande preocupação. Desta forma, é complicado estabelecerem-se práticas de referência relacionadas com objetivos de sustentabilidade. Pode-se assim considerar que estes

indicadores demográficos devem ser interpretados como variáveis cuja importância está relacionada com o dimensionamento da cidade através da análise de tendências.

Como é óbvio, quanto maior for o número de habitantes do planeta, maior será o impacto das atividades humanas e que, mesmo que o impacto per capita seja diminuído ao mínimo possível, haverá um número máximo de habitantes que o planeta consegue suportar. Por outras palavras, a população mundial nunca poderá crescer indefinidamente. No entanto, é demasiado complexo calcular esse impacto mínimo per capita, devido à evolução tecnológica, nível de incerteza associada, e quantidade de variáveis desconhecidas. Se fosse possível, seria útil a avaliação da situação demográfica para se manter a população mundial abaixo desse limite. Como ainda não é possível, não se consideram as questões demográficas no desenvolvimento deste método.

viii) Estrutura de avaliação da dimensão social

Tendo em conta os pressupostos apresentados, decidiu-se incluir na dimensão social os indicadores apresentados na Tabela 32. Os métodos de avaliação e práticas de referência de cada um destes indicadores serão apresentados nos pontos que se seguem.

Tabela 32. Estrutura do método de avaliação de sustentabilidade social de cidades

Categoria	Indicador	
Justiça social, direitos humanos e serviços essenciais	Acesso a condições de vida dignas	
	Acesso à saúde	
	Acesso à habitação	
	Acesso a energia elétrica	
	Acesso a água potável	
	Acesso a saneamento	
	Acesso a recolha de resíduos	
Qualidade de vida	Acesso inclusivo	
	Conforto e saúde ambiental	Qualidade do ar – Toxicidade humana
		Qualidade do ar – Partículas
		Qualidade do ar – Ozono troposférico
		Conforto lumínico
		Conforto acústico
	Conforto térmico	
	Serviços básicos	Qualidade do edificado
		Qualidade do serviço de fornecimento de eletricidade
		Acesso a comunicações
		Qualidade do serviço de fornecimento de água
	Qualidade da água	
	Cultura e recreação	
	Mobilidade	
Segurança		

5.3.1. *Justiça social, direitos humanos e serviços essenciais*

i) Acesso a condições de vida dignas

O acesso a condições de vida dignas está relacionado com o acesso igualitário de cada cidadão a bens e serviços essenciais. A vida digna é garantida se um cidadão tem acesso a tudo o que precisa e tem direito, independentemente de classe social, género, raça, entre outros aspetos. Não se trata de uma questão individualizada a cada bem ou serviço, mas sim uma questão generalista em função de leis e regras socioeconómicas em vigor de acordo com o modelo social existente. Por exemplo, na maioria dos países desenvolvidos já existem leis que protegem os cidadãos de discriminação de vários tipos, incluindo o nível de pobreza, sendo comum existirem leis relacionadas com proteção dos cidadãos em casos de doença, desemprego ou até pobreza generalizada, havendo subsídios e apoios aos mais desfavorecidos. Adicionalmente, existem serviços que são principalmente financiados pelos estados ou até garantidos de forma gratuita como é normalmente o caso da saúde e da educação, quando se tratam de instituições públicas.

No entanto, há bens como a alimentação e serviços essenciais como o acesso à água ou energia que são normalmente cobrados aos cidadãos. Nestes casos, à luz do modelo socioeconómico atual, considera-se que o acesso a estes bens é garantido através dos rendimentos dos cidadãos. Assim, o acesso a condições de vida digna é garantido pela situação financeira de cada cidadão (Pereirinha et al., 2017), pelo que pode ser avaliado através uma medida indireta relacionada com os rendimentos dos cidadãos. Isto porque as despesas de cada cidadão em cada bem e serviço essencial influenciam a capacidade de compra para assegurar o acesso a todos os outros bens e serviços, pois usam um recurso comum que é o a capacidade financeira do cidadão. De outra forma, a avaliação teria de se focar na possibilidade ou direito de cada cidadão ter acesso gratuito a cada um dos bens essenciais individualmente.

Nesta perspetiva, para simplificação, pode-se considerar que o acesso a condições de vida digna é garantido quando todos os cidadãos tenham um rendimento acima de um nível mínimo que garanta a possibilidade de acesso a todos os bens e serviços essenciais, em função dos preços em vigor (Pereirinha et al., 2017). Um exemplo deste nível mínimo é o valor do limiar da pobreza, que representa o rendimento mínimo mensal abaixo do qual uma pessoa é considerada pobre. Este valor pode ser utilizado para calcular a percentagem da população que vive na pobreza (ISO, 2014). Este indicador é normalmente utilizado em estatísticas oficiais para avaliações de níveis de vida dos cidadãos (OD, 2010). O valor de limiar da pobreza está estabelecido em 60% do valor do rendimento monetário líquido mediano por adulto equivalente observado no ano respetivo (OD, 2010). Esta definição é muito vaga, pois não entra em consideração com os bens e serviços necessários para cada cidadão nem com os preços em vigor em cada país para aquisição desses bens e serviços. Por essa razão, é mais correta a utilização de indicadores como o rendimento adequado (*Minimum Income Standard*) (CRSP, 2018). O rendimento adequado relaciona-se com a identificação de valores considerados suficientes para possibilitar uma vida digna, para diferentes tipos de família, numa dada sociedade (Pereirinha et al., 2017).

Os valores do rendimento adequado foram calculados em Portugal através de um projeto de investigação financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (PTDC/CS-SOC/123093/2010), através de um método que combina o ponto de vista de cidadãos com a opinião de peritos, para a determinação dos bens e serviços sociais essenciais para cada tipo de cidadão e os preços em vigor (Pereirinha et al., 2017). Exemplos de bens e serviços incluídos no estudo são despesas em alimentação, bebidas, vestuário, rendas de habitação, abastecimento de água, saneamento, resíduos sólidos, energia, mobiliário, artigos pessoais, produtos, utensílios e equipamentos domésticos, produtos de higiene e cuidado pessoal, saúde, transportes, educação, comunicações, lazer, desporto e cultura. A Tabela 33 apresenta os valores do rendimento adequado para vários tipos de cidadãos em Portugal para o ano de 2017 (Pereirinha et al., 2017). Verificou-se que estes valores são superiores ao valor do limiar da pobreza (454€ em 2016 (INE, 2018)), pelo que o valor do limiar da pobreza e a escala de equivalência utilizados na observação da pobreza subestimam a quantificação da população em situação de pobreza (Pereirinha et al., 2017).

Tabela 33. Valores do rendimento adequado em Portugal para o ano de 2017

Morfologia Familiar	Valor mensal
Indivíduo com 65 ou mais anos a residir só	634 €
Casal de indivíduos, ambos com 65 ou mais anos	1007 €
Indivíduo em idade ativa (18 a 64 anos) a residir só	783 €
Casal de indivíduos, ambos em idade ativa (18 a 64 anos)	1299 €
Família monoparental com um filho menor de idade (12 anos)	1374 €
Casal de indivíduos em idade ativa com um filho menor de idade (12 anos)	1796 €
Casal de indivíduos em idade ativa com dois filhos menores de idade (2 e 12 anos)	2271 €
Casal de indivíduos em idade ativa com um filho maior de idade (26 anos)	1816 €

Tendo em conta a utilização deste método de cálculo baseado no rendimento adequado para uma vida digna, pode-se avaliar o acesso a condições de vida dignas pela percentagem de pessoas com direito a uma vida digna, considerando que isso acontece quando o seu rendimento é igual ou superior ao rendimento adequado. Tendo em conta o princípio de igualdade, pode-se considerar que só se verifica um desenvolvimento sustentável quando todos os cidadãos têm direito a uma vida digna. Assim, pode-se definir como valor de referência 100%, ou seja, todos os cidadãos têm direito a uma vida digna, sendo para isso necessário que tenham um rendimento igual ou superior ao rendimento adequado. O valor do rendimento de cada cidadão tem de ser calculado considerando o rendimento resultante da sua situação laboral e/ou os apoios sociais preconizados em legislação nacional ou internacional. Em Portugal identificam-se, por exemplo, instrumentos como o salário mínimo, subsídio de desemprego, rendimento mínimo de inserção e pensão de reforma, que devem ser considerados nesse cálculo.

ii) Acesso à saúde

Os sistemas de saúde são uma componente central no funcionamento de uma cidade no que toca à proteção da saúde pública, podendo-se considerar que o acesso aos sistemas de saúde são uma necessidade básica da população. Existem normalmente leis de cariz nacional que garantem o acesso universal a um sistema público de saúde, assim como sistemas de apoio aos que têm maiores dificuldades económicas. No entanto, o planeamento de uma cidade e a localização e dimensionamento

de hospitais, centros de saúde ou outras infraestruturas constituintes do sistema de saúde têm influência na garantia do direito à saúde e no acesso a estes serviços.

Existem duas componentes principais dos serviços de saúde: serviços de auxílio em casos de emergência médica e serviços de saúde não urgentes ligados à prevenção e ao acompanhamento do utente (medicina interna, cirurgia geral). Estes serviços podem ainda ser divididos em serviços genéricos de saúde ou serviços de especialidade e ainda em função de faixas etárias. Adicionalmente, é necessário ter em consideração que há diferentes níveis de cuidados ou tratamentos, que as instituições de saúde, como hospitais e centros de saúde são capazes de providenciar (Ministério da Saúde, 2010). Conclui-se facilmente que a análise do sistema de saúde é muito complexa. Por esta razão, torna-se difícil estabelecer o limite entre os requisitos mínimos que garantem o acesso à saúde numa questão de justiça social e os serviços ou especialidades que tratam de questões relacionadas com a qualidade de vida. No âmbito deste trabalho defende-se então que para haver sustentabilidade, é necessário que todos os cidadãos devem ter a possibilidade de acesso a cuidados de saúde dentro de tempos de espera razoáveis em função do tipo de problema e independentemente do nível de especialidade e dificuldade de tratamento desse problema.

Tendo isto em conta, optou-se por uma abordagem mais simplificada para avaliar as duas variáveis essenciais, a localização dos serviços de saúde e o seu dimensionamento. Estas variáveis afetam o acesso à saúde em termos de tempos de deslocamento e tempos de espera no atendimento aos pacientes, podendo estas variáveis de desempenho ser utilizadas na avaliação. Ainda assim, a utilização destes indicadores não é suficiente. Relativamente à localização, há que ter em conta que existem vários tipos de unidades de saúde, com dimensões e objetivos diferentes. Uma avaliação correta deveria avaliar o tempo de resposta máximo para cada tipo de emergência para calcular as distâncias máximas de percurso a cada unidade de saúde que possa oferecer resposta a esse tipo de emergência.

Quanto ao dimensionamento, normalmente é calculado pela lotação dos hospitais (camas por habitante) (ISO, 2014) (Lowe et al., 2015), mas esta lotação divide-se por um vasto conjunto de serviços e especialidades (Figura 16). Considera-se que uma avaliação correta do dimensionamento deveria verificar um conjunto de indicadores como número de camas, número de consultórios, áreas mínimas, entre outros aspetos técnicos que sejam indicativos do número de pessoas que possam ser cobertas por cada serviço de especialidade. Estes valores devem posteriormente ser utilizados em conjunto com as taxas de incidência ou necessidades associadas a cada especialidade, níveis tecnológicos e até com quantidades de pessoal técnico associado para calcular tempos de resposta para cada serviço de especialidade. Por fim, estes tempos de resposta devem ser comparados com valores limite que estejam relacionados com os tempos de resposta máximos associados a cada especialidade, em função da sua urgência, afetados por fatores de segurança para a garantia de resiliência no funcionamento em casos de desastres ou surtos de doenças. O dimensionamento de cada um destes serviços é muito complexo e sai fora do âmbito deste trabalho.

No caso de Portugal, existe legislação que determina tempos máximos de resposta para os vários tipos de cuidados associados a diferentes especialidades em função da gravidade ou urgência da intervenção (SNS, 2017). Um indicador utilizado é o Tempo Máximo de Resposta Garantida. Na Figura 16 apresenta-se a percentagem de consultas em cada especialidade realizadas em 2017 que são inferiores ao tempo máximo (SNS, 2017). Estes valores compilam informação de todas unidades de saúde do país, sendo possível utilizar dados referentes apenas a uma cidade ou região, o que permite a sua utilização para a avaliação de sustentabilidade de cidades. Para cada cidade, o acesso à saúde seria garantido se todos os tipos de consultas fossem efetuados dentro de um tempo de resposta inferior ao máximo estipulado.

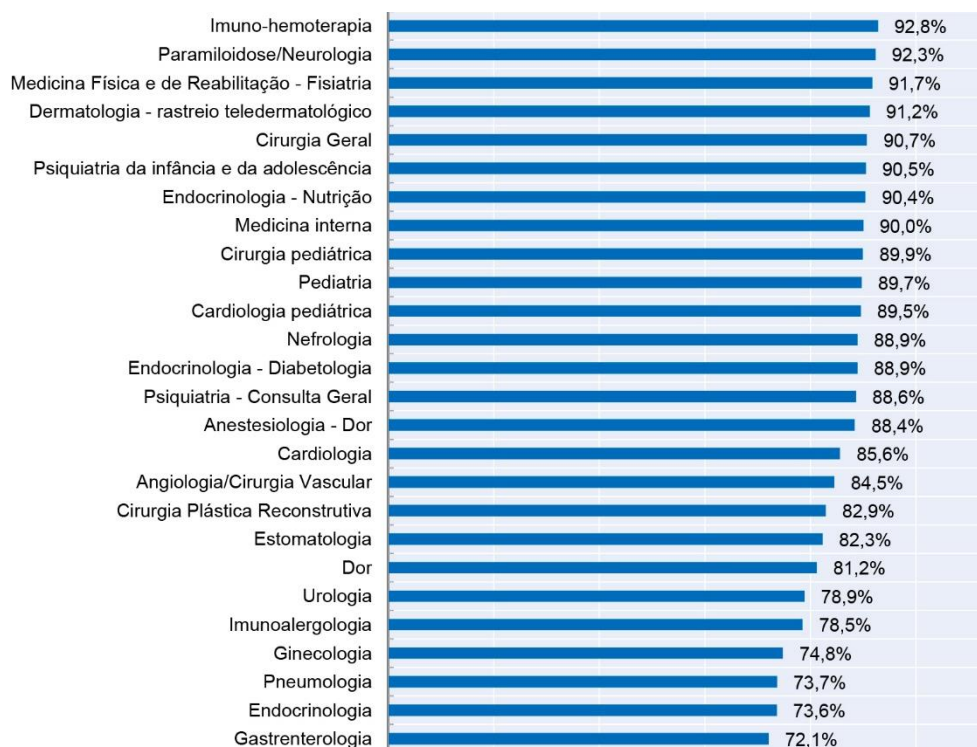


Figura 16. Percentagem de consultas realizadas dentro dos tempos máximos de resposta garantidos em 2017 em estabelecimentos do Serviço Nacional de Saúde (excerto) (SNS, 2017)

Tendo isto em conta, uma avaliação do acesso à saúde correta e completa implicaria a utilização dezenas de indicadores, tanto relacionados com a localização das unidades de saúde (tempos de percurso) como com o dimensionamento (tempos de resposta), referentes a cada tipo de unidade de saúde e especialidade. Assim, assumindo a necessidade de simplificação, pode-se aglomerar todos estes indicadores num único indicador representante do acesso à saúde. A avaliação através deste indicador composto pode ser efetuada através da percentagem de pessoas com acesso à saúde. O acesso à saúde para cada cidadão, por sua vez, só seria verificado se todos os indicadores constituintes verificassem os requisitos mínimos, ou seja, os tempos de percurso e tempos de resposta máximos para cada tipo de serviço de saúde. Por sua vez, o valor limite para este indicador, tendo em conta princípios de igualdade e justiça social, deverá ser um valor mínimo de 100%, significando que só se pode considerar haver sustentabilidade, se todos os cidadãos tiverem acesso à saúde.

iii) Acesso à educação

A avaliação do acesso à educação é muito semelhante à avaliação do acesso à saúde. Em ambos os casos existe uma componente relacionada com a localização de escolas e outra com o seu dimensionamento. A localização das escolas está relacionada com o tempo de percurso casa-escola e o dimensionamento de escolas, em vez de se relacionar em tempos de resposta como no caso do acesso à saúde, está relacionado com a quantidade de estudantes que a escola consegue albergar. A definição de métodos de avaliação é também complexa pois existem vários tipos de estabelecimentos de ensino em função de faixas etárias e níveis de formação dos educandos. Em Portugal, identificam-se níveis como o pré-primário, primário, básico, secundário, profissional e universitário. Muitas vezes é ainda efetuada uma separação entre instituições privadas e públicas.

O acesso à educação é garantido se a população estiver a distâncias razoáveis de vários tipos de estabelecimentos de ensino e se esses estabelecimentos tiverem lotação suficiente para o número de alunos existentes na sua área de cobertura. As distâncias entre estabelecimentos escolares e edifícios habitacionais estão relacionadas com os tempos de percurso escola-casa e casa-escola. Alguns estudos abordam esta questão pela distância casa-escola em vez do tempo de percurso (Woods & Nelson, 2014) (Matos, Pereira, Souza, Bastos, & Costa, 2015) (Chica-Olmo, Rodríguez-López, & Chillón, 2018). Contudo, abordam o problema do ponto de vista do impacte ambiental associado ao transporte e não do conforto e bem-estar nas deslocações dos utilizadores aos estabelecimentos de ensino.

Os valores limite para estes tempos de percurso estão relacionados com a comodidade e conforto na realização destes percursos, não existindo requisitos relacionados com a urgência no acesso rápido aos estabelecimentos. Tendo isto em conta, o tempo de percurso máximo recomendado para cada tipo de estabelecimento deverá ser alvo de mais estudos. Excetuam-se na avaliação os estabelecimentos de ensino universitário, cujo tempo de percurso pode ser superior devido à natureza do ensino universitário, que muitas vezes está associado à mobilidade de estudantes e a áreas residenciais para estudantes. Mas pode-se deduzir que tempos de viagens casa-escola mais elevados produzem impactes negativos no aproveitamento escolar dos alunos (Tigre, Sampaio, & Menezes, 2017). Contudo, verifica-se alguma complexidade na definição do valor limite para o tempo de percurso máximo, a partir do qual se verifique um impacte negativo no conforto e bem-estar dos utilizadores. Alguns estudos identificaram tempos médios de percurso casa-escola, apontando para 13 minutos no Reino Unido (UK Department for Transport, 2014), 22 minutos no Brasil (Tigre et al., 2017) e 23 minutos na Alemanha (Van Dijk, De Groot, Van Acker, Savelberg, & Kirschner, 2014).

Tendo em conta estes estudos e na falta de análises mais aprofundadas, assume-se um tempo de percurso máximo de 10 minutos para todos os tipos de estabelecimentos. No que toca ao dimensionamento e à lotação máxima dos estabelecimentos, o acesso à educação é garantido se a lotação das escolas for suficiente para o número de alunos máximo na faixa etária correspondente que se prevê habitarem na área de cobertura do estabelecimento. Este valor pode-se determinar através de estudos estatísticos e demográficos. Tendo isto em conta, a avaliação do acesso à educação pode ser

efetuada pela percentagem de população com acesso à educação, sendo para isso necessário verificar os requisitos de tempos de percurso e lotação dos estabelecimentos. Como valor limite, por questões de igualdade, considera-se um valor de 100%, que indica que para haver sustentabilidade, toda a população, independentemente do local de habitação, deve ter acesso à educação.

iv) Acesso à habitação

Além de ser um direito básico do ser humano, a habitação é um dos componentes mais importantes nas cidades. Sem acesso à habitação, um cidadão não tem hipóteses de usufruir das condições mínimas para uma vida digna, podendo considerar-se que a privação do direito à habitação é uma violação dos direitos humanos (UCLG, 2016) (Joseph, 2017). Vários métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades ou de direitos humanos avaliam este aspeto pelo número de desalojados, qualidade das habitações ou pela população a viver em favelas ou bairros de lata (ISO, 2014). Por vezes são utilizados métodos de avaliação indiretos como rendimentos médios, taxas de desemprego, taxas de esforço ou outros parâmetros socioeconómicos. Numa perspetiva de avaliação de desempenho, como visto anteriormente, o acesso à habitação pode ser avaliado pela percentagem de pessoas sem abrigo que existem na cidade.

Quanto à definição de valores limite, para ser possível a verificação dos direitos humanos tendo em atenção a imposição de critérios como universalidade e não discriminação, este valor não pode ser superior a 0%. Isto significa que só pode haver sustentabilidade se todos os habitantes tiverem acesso a uma habitação. Ao passo que este valor pode parecer muito exigente à luz do que se verifica com sistema socioeconómico atual, é um valor que segue um princípio básico de direitos humanos. Esta análise demonstra o quanto a humanidade está distante da sustentabilidade, não apenas em relação aos números observados mas principalmente devido à perceção sociocultural relativamente a este fenómeno (Joseph, 2017). De facto, apesar de ser comum a existência de serviços de alojamento e de habitação social, a habitação, é normalmente providenciada pelo sector privado, pelo que as políticas de habitação estão muitas vezes desconectadas das políticas de planeamento do uso do solo e de transportes (Lowe et al., 2015).

v) Acesso a água potável

O acesso a água potável relaciona-se com a verificação de uma das necessidades mais básicas do ser humano. Sem acesso a água potável, não é possível sobreviver, pelo que este aspeto não se relaciona apenas com o direito a uma vida digna, mas também com o direito à vida. Os municípios encontram-se incumbidos de assegurar a provisão de serviços municipais de abastecimento de água, nos termos previstos na Lei n.º 159/99, de 14 de Setembro (IPQ, 2009). O acesso a água potável pode ser avaliado através da percentagem de edifícios que estão ligados à rede de abastecimento de água. Em Portugal, de acordo com os censos de 2011, 98,5% dos edifícios residenciais possuem acesso a água potável e a redes de saneamento de águas residuais (INE, 2011a).

À semelhança de outros indicadores de justiça social, pode-se considerar que todos os cidadãos devem ter direito ao acesso a água potável, pelo que o valor limite para este indicador deve ser 100%. Ou seja, para haver sustentabilidade, todos os edifícios e por consequência, todos os cidadãos, tem necessariamente que ter acesso a água potável.

vi) Acesso a energia

A energia elétrica é essencial para que os cidadãos possam realizar as suas atividades quotidianas. Neste indicador, havia a possibilidade de se considerarem outras formas de energia, como por exemplo o gás. No entanto, a utilização de outros tipos de energia para utilizações comuns como aquecimento de águas ou climatização, não necessita obrigatoriamente de uma rede de abastecimento. Além disso, a climatização e o aquecimento de águas podem também ser efetuados com recurso a energia elétrica. No entanto, a eletricidade é fundamental pois é o único tipo de energia que pode ser utilizado para a alimentação de eletrodomésticos e é o tipo de energia mais adequado para a iluminação. Tendo em conta a importância crucial da eletricidade face a falta de uma necessidade absoluta de ligação a uma rede de gás ou outro tipo de combustível, este indicador foca-se apenas no acesso à rede de energia elétrica. O acesso à energia elétrica é entendido então como um serviço básico para a população.

Uma forma possível de avaliar o acesso a energia elétrica pode ser através do número de edifícios cobertos pela rede de abastecimento. Na verdade, o acesso a energia elétrica é quase uma banalidade na sociedade moderna ocidental, sendo possível considerar que quase todos os edifícios já são servidos por um serviço de abastecimento de eletricidade. No entanto, é sempre importante considerar este aspeto na avaliação de sustentabilidade de cidades, pois apesar da banalidade do serviço, trata-se de uma necessidade básica da sociedade moderna. Quanto a valores limite, pode-se considerar, à semelhança de outros indicadores relacionados com a justiça social, que todos os edifícios devem estar conectados à rede, pelo que a cobertura deverá abranger 100% dos edifícios.

Uma questão interessante neste tópico é a possibilidade de abastecimento de energia elétrica através de fontes renováveis. No caso de uma estratégia deste tipo, há a possibilidade de usufruto deste serviço sem qualquer acesso a uma rede de abastecimento, mas segundo este método de avaliação não seria considerado sustentável. Por esta razão, no caso de se usar uma estratégia energética com base em energias renováveis, desconectada de uma rede de abastecimento, considera-se que os edifícios estão conectados à rede para efeitos de avaliação.

vii) Acesso a saneamento de águas residuais

As redes de saneamento de água são muito importantes para a manutenção da saúde pública, podendo-se considerar um serviço básico essencial para os cidadãos. Este serviço é essencial para edifícios habitacionais, mas também é importante para edifícios com outras funções como por exemplo os edifícios industriais, cujo acesso a saneamento não é apenas uma questão de saúde pública, mas também ambiental. Este indicador pode ser avaliado pela percentagem de edifícios com acesso à rede de saneamento de águas residuais. O valor limite para este indicador deverá ser 100% (Stossel et al.,

2015a), partindo do princípio que todos os cidadãos tem direito a este serviço básico devido não só a questões de saúde mas também de dignidade.

viii) Acesso a recolha de resíduos

As atividades humanas estão inevitavelmente associadas à produção de resíduos. A recolha regular destes resíduos, independentemente do seu destino final, é um serviço essencial para a saúde pública e para a qualidade de vida em geral. Este indicador pode ser avaliado pela percentagem de edifícios com acesso a um sistema de recolha regular de resíduos. Considera-se que um edifício está abrangido por um serviço de coleta de resíduos se for servido por um serviço de recolha de resíduos porta-a-porta ou se existir um contentor nas suas imediações. Este deverá estar localizado a uma distância máxima que seja razoável para a deposição de resíduos por deslocação pedonal. Tendo isto em conta, normalmente é utilizado um valor entre 300 e 500 metros para distâncias pedonais curtas (Mateus & Bragança, 2011) entre a saída de edifícios habitacionais e um contentor de deposição de resíduos. Esse valor pode ser traduzido por um tempo de percurso pedonal médio de aproximadamente 4 minutos (velocidade pedonal de 1m/s). Para outros tipos de edifícios, como edifícios de serviços ou industriais, pode ser necessário ajustar este valor. A definição de valores mais exatos carece de estudos mais aprofundados, fora do âmbito deste trabalho. Como valor de referência para este indicador, pode-se considerar um valor mínimo de 100% (Stossel et al., 2015a), ou seja, todos os edifícios têm necessariamente que estar servidos por um serviço de coleta regular de resíduos para se considerar que há sustentabilidade.

ix) Acesso inclusivo

De acordo com a Organização Mundial de Saúde, cerca de 15% da população mundial possui algum tipo de dificuldade de mobilidade (WHO, 2011b). Este valor demonstra claramente a importância de se dimensionarem espaços públicos inclusivos. O acesso aos espaços públicos, incluindo espaços interiores e exteriores, torna-se assim numa matéria de equidade e justiça social. Neste âmbito, todos os cidadãos devem ter as mesmas oportunidades e facilidades de acesso a qualquer espaço na cidade, incluindo pessoas com mobilidade reduzida, idosos e crianças (Meshur, 2016) (Subramanian & Jana, 2018).

No âmbito do acesso inclusivo existem diversas terminologias, tais como design universal, design para todos, design inclusivo, design para pessoas com necessidades especiais, design livre de barreiras ou design acessível, possibilitando alguma confusão sobre o tema (Heylighen, Van der Linden, & Van Steenwinkel, 2017). Assim, no âmbito deste indicador, pretende-se promover a acessibilidade aos espaços públicos a qualquer cidadão de forma autónoma e em segurança, independentemente da suas condicionantes específicas. De facto, uma grande dificuldade de pessoas com mobilidade reduzida está relacionada com o acesso autónomo, que se trata de um princípio de inclusão básico (K. C. Wu & Song, 2017). Para a avaliação deste indicador, deve-se calcular a percentagem de espaços públicos, incluindo ruas, praças, espaços verdes, edifícios de serviços, edifícios comerciais, entre outros, que são acessíveis para todos, de forma autónoma e segura. Alguns estudos focam-se nos critérios para se identificar se um determinado espaço público é acessível para todos, estabelecendo critérios para elementos como entradas de edifícios, escadas, rampas, passeios, espaços de recreio, mobiliário urbano, vegetação, entre

outros (Meshur, 2016) (College of Design & NC State University, 2008). Para se considerar que um espaço é acessível para todos, podem-se usar os 7 princípios propostos pela escola de Design da Universidade da Carolina do Norte, que se apresentam na Tabela 34. Como valor limite, estabelece-se um valor de 100%, ou seja, todos os espaços devem verificar os critérios necessários para se considerarem acessíveis para todos.

Tabela 34. Princípios de design inclusivo (College of Design & NC State University, 2008)

Uso equitativo	O espaço é útil para todas as pessoas
Flexibilidade de uso	O <i>design</i> acomoda vários tipos de preferências e capacidades individuais
Uso simples e intuitivo	O uso do espaço é fácil de entender, independente da experiência, do conhecimento, da capacidade de comunicação e concentração do utilizador
Informação perceptível	O <i>design</i> comunica a informação necessária de forma efetiva ao utilizador, independentemente das condições ambientais ou das capacidades sensoriais do utilizador
Tolerância ao erro	O <i>design</i> minimiza as condições adversas em caso de acidente ou de ações não intencionais
Pouco esforço físico	O espaço pode ser utilizado eficientemente e confortavelmente, com um mínimo esforço
Tamanho e espaço para manobragem e uso	O tamanho do espaço é apropriado para a aproximação, alcance, manipulação e uso, independentemente do tamanho do utilizador, da sua postura ou mobilidade

5.3.2. *Qualidade de vida – Conforto e saúde ambiental*

O conforto dos cidadãos nos espaços exteriores influencia significativamente as atividades humanas, a vitalidade urbana e a funcionalidade dos espaços públicos (L. T. Silva, Mendes, Rodrigues, Ribeiro, & Mendes, 2016). Assim, é essencial a garantia do desenvolvimento de espaços públicos que sejam confortáveis e atrativos (Rossi, Anderini, Castellani, Nicolini, & Morini, 2015). Existem duas formas de considerar o conforto ambiental: através de uma avaliação ambiental técnica (*technical environmental assessment*); ou através de uma avaliação ambiental baseada no observador (*observer-based environmental assessment*) (Johansson, Pedersen, Maleetipwan-Mattsson, Kuhn, & Laike, 2014). Ao passo que a primeira se baseia na medição ou previsão de quantidades físicas do ambiente, a segunda assenta na determinação de níveis de conforto percecionado a partir dessas grandezas. Por exemplo, uma avaliação ambiental técnica baseia-se na avaliação de parâmetros físicos tais como a temperatura ambiente ou a humidade relativa, enquanto que uma avaliação baseada no observador irá avaliar o nível de conforto térmico percecionado pelos utilizadores. As avaliações técnicas baseiam-se em quantidades físicas, fornecendo uma avaliação objetiva (que é desejável), no entanto dificultam o estabelecimento de práticas de referência, uma vez que não fornecem uma indicação de níveis de conforto que importam maximizar. Desta forma, os resultados de uma medição dos parâmetros físicos do ambiente necessitam de ser associados a níveis de conforto percecionado, obtidos a partir dos níveis de conforto reportados por indivíduos (Fornara, Bonaiuto, & Bonnes, 2010) (Johansson et al., 2014). A integração do entendimento dos cidadãos sobre o ambiente percecionado e as quantidades físicas provenientes de uma avaliação técnica é importante para uma avaliação holística focada no desempenho (Johansson et al., 2014), pelo que sempre que possível, será utilizada uma abordagem baseada no observador.

i) Qualidade do ar - Toxicidade humana

As atividades humanas como o tráfego e a indústria emitem uma grande variedade de compostos químicos para a atmosfera. Exemplos destes químicos são os metais pesados, arsénico, dicromato de

sódio e fluoreto de hidrogénio (Acero et al., 2015). Alguns desses químicos, no entanto, são tóxicos para os humanos, podendo causar problemas de saúde. O potencial de cada composto químico de causar problemas de saúde pode ser determinado pelo seu potencial de toxicidade humana. Os problemas ambientais que afetam a saúde dos cidadãos causam um grande número de mortes precoces, estimando-se que até 2050 o número duplique até aos 6,6 milhões de pessoas por ano (Lelieveld, Evans, Fnais, Giannadaki, & Pozzer, 2015) (Vieira et al., 2018).

Este indicador é normalmente utilizado na ACV, sendo avaliado através do potencial de toxicidade humana equivalente, calculado pela soma ponderada dos potenciais de toxicidade humana de cada composto químico em relação a um composto químico de referência (Acero et al., 2015). O potencial de toxicidade humana de cada composto químico está relacionado com a severidade e tipo dos efeitos nocivos na saúde, assim como as doses que são necessárias para provocar esses efeitos (Hertwich, Mateles, Pease, & Mckone, 2001). Além disso, dependem da forma de contacto com o ser humano como inalação, ingestão ou contacto (Acero et al., 2015). Por vezes, o indicador é dividido em compostos com propriedades cancerígenas como o benzeno e não cancerígenas como o tolueno (Hertwich et al., 2001). Uma substância de referência muito utilizada é o 1,4 Diclorobenzeno (Acero et al., 2015) (BRE, 2018).

Como valor limite para este indicador, deveriam ser utilizados os valores máximos das concentrações de cada poluente, a partir dos quais ocorrem efeitos nocivos na saúde humana. No entanto existem centenas de compostos químicos utilizados no cálculo de valores equivalentes (Hertwich et al., 2001), pelo que essa análise seria impraticável. Partindo do princípio que estes poluentes não existem naturalmente na atmosfera e que a sua presença só se verifica devido às atividades humanas, pode-se considerar que é possível e até desejável que estas emissões não ocorram. Assim, pode-se argumentar que quaisquer níveis de concentração destes poluentes são potencialmente nocivos, pelo que se pode considerar um valor limite de zero, assumindo que a presença de qualquer poluente tóxico na atmosfera é prejudicial para a saúde (Stossel et al., 2015a). A definição deste limite assume que as atividades humanas que provocam emissões de poluentes com potencial de toxicidade humana, podem ser realizadas com recurso a tecnologias alternativas não poluentes.

ii) Qualidade do ar - Ozono troposférico

O ozono na atmosfera está normalmente presente na estratosfera, mas também é possível encontrar ozono na base da atmosfera em cidades. Este ozono não é produzido por causas naturais, ocorrendo devido a reações químicas entre compostos orgânicos voláteis e óxidos de azoto, na presença de calor e luz solar, sendo denominado por ozono fotoquímico (Mendes, Ramos, & Ramos, 2008) (Acero et al., 2015). Este tipo de reações produzem concentrações elevadas de ozono troposférico em cidades de quase todos os países da Europa, principalmente devido a emissões de transportes e da indústria (EEA, 2005) (Derwent, Jenkin, Passant, & Pilling, 2007) (Mendes et al., 2008). Ao contrário do ozono estratosférico, cuja presença é necessária para a estabilidade do clima terrestre, a existência de ozono troposférico é indesejada, pois é altamente tóxico e tem consequências graves na saúde humana (Derwent et al., 2007).

Este indicador é normalmente considerado em análises de ACV, sob a denominação de potencial de formação de ozono fotoquímico (POCP - *Photochemical Ozone Creation Potential*). A sua formação depende muito das quantidades de monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre (SO₂), óxido de azoto (NO), amónia e outros compostos orgânicos voláteis (NMVOC - *non-methane volatile organic compounds*) (Acero et al., 2015). Normalmente, este impacte é avaliado pela quantidade de emissões de compostos orgânicos voláteis na atmosfera. Cada tipo de composto orgânico volátil tem uma contribuição diferente para a formação de ozono fotoquímico (Derwent et al., 2007). A contribuição de cada composto pode ser comparada com uma substância de referência, que nesse caso costuma ser o etileno (C₂H₄), ou seja, a quantidade total de emissão de gases com potencial de formação de ozono fotoquímico pode ser calculada em kg de C₂H₄eq/pessoa.ano (Derwent et al., 2007) (Acero et al., 2015).

O ozono troposférico é uma substância instável à pressão atmosférica ao nível da superfície terrestre, pelo que se desintegra num curto espaço de tempo (Derwent et al., 2007). Por esta razão, não faz sentido utilizar práticas de referência em função de limites planetários, até porque os seus efeitos são principalmente ao nível da saúde humana. Tendo isto em conta e considerando que o ozono troposférico só ocorre devido à poluição ambiental provocada pelas atividades humanas, pode-se considerar que é totalmente evitável. Assim, pode-se considerar como prática de referência um valor limite de zero, ou seja, qualquer concentração é prejudicial à saúde. Esta foi também a estratégia adotada por Stossel para a definição de valores limite neste indicador (Stossel et al., 2015a).

iii) Qualidade do ar - Partículas

As partículas são um poluente do ar que consiste em vários compostos químicos que devido ao seu tamanho muito pequeno e à sua forma, ficam em suspensão no ar sem estarem no estado gasoso. Ou seja, mesmo estando no estado sólido ou líquido, as forças aerodinâmicas da movimentação do ar são suficientes para ultrapassar a força da gravidade, fazendo com que estas partículas fiquem em suspensão. Estas partículas podem ser de metais, ácidos, compostos orgânicos, solo e pó (Acero et al., 2015). Algumas destas partículas são provenientes de fontes como estaleiros de obras, estradas não pavimentadas, campos, chaminés ou incêndios, mas outras resultam de erosão, de reações químicas na atmosfera como o dióxido de enxofre e os óxidos de azoto, que resultam de emissões de centrais elétricas, indústria e automóveis (Mendes et al., 2008) (EPA, 2018). Algumas das partículas como pó, fuligem ou fumo são grandes e escuras o suficiente para serem visíveis a olho nu, mas muitas são tão pequenas que apenas podem ser observadas com um microscópio eletrónico (Notter et al., 2014) (EPA, 2018). A inalação destas partículas afeta as vias respiratórias, os pulmões e o coração, causando vários problemas de saúde e até mortes prematuras (Mendes et al., 2008) (Acero et al., 2015) (EPA, 2018).

Alguns estudos recentes associam a qualidade do ar à configuração dos espaços públicos, à altura dos edifícios e à existência de vegetação (Ligia Silva & Monteiro, 2016). No entanto, considera-se que estas medidas são subjetivas. Este indicador pode ser considerado de forma objetiva em avaliações de AVC, pela massa de partículas no ar equivalentes a PM₁₀ (partículas com um diâmetro inferior a 10 micrómetros – 0,01 mm) (Acero et al., 2015). No entanto, estudos indicam que devem ser utilizados

pelo menos 2 indicadores adicionais correspondentes a partículas com tamanhos inferiores como PM2.5 e PM0.1 (também conhecidas como partículas ultra finas, com um diâmetro de 100 nanômetros) (Notter et al., 2014) (Acero et al., 2015). Estas partículas de tamanho inferior têm efeitos na saúde diferentes. Por exemplo, as partículas ultra finas conseguem entrar na circulação sanguínea (Notter et al., 2014). No entanto, para efeitos de simplificação, os efeitos equivalentes das partículas de PM2.5 e PM0.1 podem ser convertidos num impacte equivalente em relação às partículas PM10, pelo que se utilizará apenas um indicador correspondente à concentração no ar de partículas PM10 equivalentes (Acero et al., 2015).

Tal como no caso da toxicidade humana, os valores limite para este indicador deveriam estar relacionados com os níveis máximos admitidos para as concentrações de partículas de diferentes dimensões que o corpo humano consegue admitir sem sofrer efeitos nocivos na saúde. Alguns estudos recomendam valores máximos para a concentração de PM10eq entre 20 microgramas/m³ (Silva & Mendes, 2012) e 60 microgramas/m³ (Stossel et al., 2015b). Regulamentarmente, os valores de concentração de PM10 não devem ultrapassar as 50 microgramas/m³ em mais de 35 dias por ano (Mendes et al., 2008). Numa abordagem mais exigente, poder-se-ia considerar como valor limite um valor de zero, ou seja, considerando que qualquer quantidade de partículas no ar é prejudicial à saúde (Stossel et al., 2015a). Apesar disso, existem sempre partículas no ar que decorrem por causas naturais, tais como o transporte de partículas devido ao vento (como o transporte de areia do deserto do Sahara), fogos florestais naturais, entre outros (Mendes et al., 2008). Na dificuldade de determinação deste valor residual decorrente de causas naturais, define-se como valor limite um valor de 20 microgramas/m³, o mais exigente encontrado na literatura.

iv) Conforto acústico

O ruído urbano é um problema que afeta a qualidade de vida dos cidadãos e que é associado à modernização, sendo considerado um problema de saúde pública (Alves et al., 2015) (Lígia Silva, Oliveira, & Silva, 2016). A diretiva 2002/49 da Comissão Europeia sobre ruído ambiental define ruído como sons indesejados ou prejudiciais criados por atividades humanas, incluindo ruído de transportes rodoviários, férreos, aeroportos e indústria (E. C. CE, 2016). Os principais problemas para a saúde humana incluem doenças cardiovasculares, enfraquecimento cognitivo, distúrbios do sono, doenças auditivas, perdas de concentração, entre outras doenças psicofisiológicas (King, Murphy, & McNabola, 2009) (WHO, 2011a) (Silva & Mendes, 2012) (Ariza-Villaverde, Jiménez-Hornero, & Gutiérrez De Ravé, 2014) (Lígia Silva, Oliveira, & Silva, 2014). A Organização Mundial de Saúde estima que na Europa, devido ao ruído ambiental em cidades, há uma diminuição da esperança média de vida corrigida pela incapacidade (DALY - *Disability-Adjusted Life Years*) de 6.000 anos para doenças coronárias, 45.000 anos para enfraquecimento cognitivo em crianças, 903.000 anos para distúrbios do sono, 21.000 anos para doenças auditivas e 587.000 anos para outras doenças psicofisiológicas (WHO, 2011a) (Alves et al., 2015). Apesar de ser um problema reconhecido, a maioria das cidades continua sujeita a níveis de ruído prejudiciais para a saúde (Silva & Mendes, 2012).

O ruído nas cidades deve-se principalmente a tráfego rodoviário (ruído de motores e de fricção entre pneus e pavimento), estimando-se que na Europa existam mais pessoas expostas ao ruído do que a qualquer outro elemento de distúrbio ambiental (WHO, 2011a) (Silva & Mendes, 2012) (Ariza-Villaverde et al., 2014) (Cai, Zou, Xie, & Ma, 2015) (Lígia Silva, Fonseca, Rodrigues, & Campos, 2018). Estudos demonstram uma relação direta entre o volume de tráfego e os níveis de ruído verificados (Zuo et al., 2014) (Carrier, Apparicio, & Séguin, 2016) (Lígia Silva et al., 2018). Isto pode ser verificado pela análise de mapas de ruído, que demonstram níveis de ruído mais elevados ao longo das vias de comunicação mais movimentadas (Figura 17). Em Portugal, os mapas de ruído são enquadrados no Regulamento Geral de Ruído (RGR) (Decreto-lei n.º 9/2007) (IPQ, 2007) e no Decreto-lei n.º 146/2006 (IPQ, 2006a), que transpõe a Diretiva n.º 2002/49/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, relativa à avaliação e gestão do ruído ambiente. Mais de 200 municípios em Portugal já desenvolveram mapas de ruído (Lígia Silva et al., 2014).

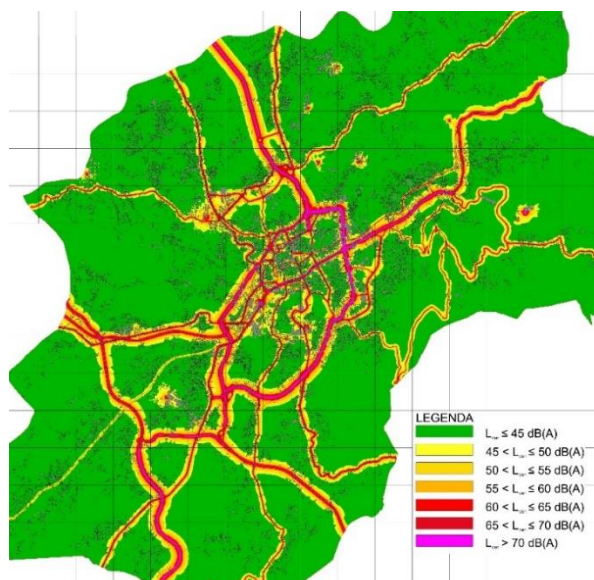


Figura 17. Mapa de ruído do concelho de Braga (adaptado) (CM Braga, 2014)

Vários estudos tentam no entanto encontrar formas de prever e limitar níveis de ruído em função da tipologia urbana e da presença de elementos como árvores e outros tipos de vegetação (Lígia Silva et al., 2014). Isto porque a propagação do som tem comportamentos diferentes consoante a existência e forma de obstáculos. Alguns dos elementos considerados são a relação entre espaços vazios, as estradas e o arranjo dos edifícios (modelo urbano), assim como a altura, o volume e estilo dos edifícios, a existência de vegetação, entre outros (Van Renterghem, Hornikx, Forssen, & Botteldooren, 2013) (Echevarria Sanchez, Van Renterghem, Thomas, & Botteldooren, 2016) (Lígia Silva et al., 2018). Um dos índices que é por vezes utilizado para avaliar a influência da forma urbana na propagação do ruído é o fator de visibilidade do céu (*sky view factor*), que representa a fração de céu visível a partir de determinado ponto numa rua (Svensson, 2004) (Lígia Silva et al., 2018).

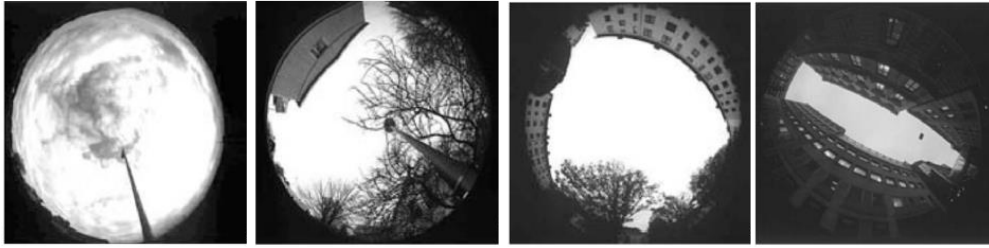


Figura 18. Imagens em formato “olho de peixe” de ruas com fatores de visibilidade do céu distintos (Svensson, 2004)

No entanto, uma avaliação completa necessita de contabilizar todos os fatores possíveis. Uma forma de criar mapas de ruído pela previsão de níveis sonoros com base em vários parâmetros descritivos do ambiente circundante é a utilização de programas computacionais. Estes programas utilizam modelos matemáticos que tentam descrever o comportamento das ondas sonoras e a forma como estas interagem com os vários tipos de obstáculos existentes (Hornikx, 2016). Exemplos de programas que podem ser utilizados para a avaliação deste indicador são o RAMSETE (RAMSETE, 2016) (Rossi et al., 2015) e o MithraSON (Figura 19) (CSTB, 2019).

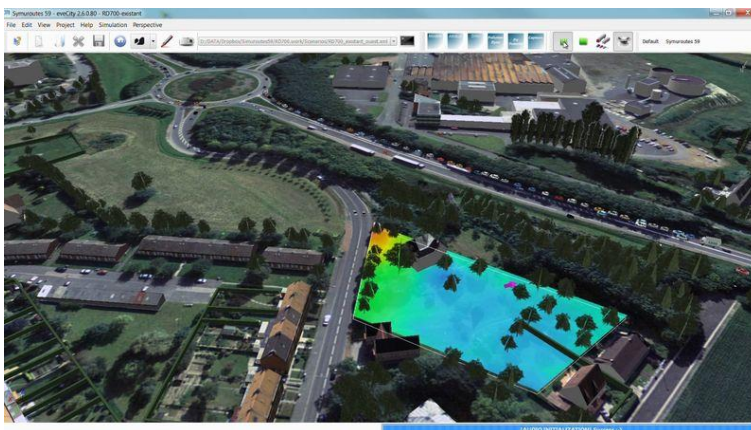


Figura 19. Utilização do programa MithraSON para previsão de níveis acústicos junto a um trecho de estrada (CSTB, 2019)

A medida do nível de ruído ambiente pode ser efetuada pelo nível de pressão sonora, em decibéis (dB), ajustado a uma curva de ponderação que corresponda à sensibilidade humana, por exemplo, em dB(A). Para efeitos de avaliação, podem-se avaliar níveis médios diários anuais de ruído. A regulamentação portuguesa define 3 períodos para os quais são estabelecidos requisitos: período diurno (Ld – 07h00 até 20h00), entardecer (Le – 20h00 até 23h00) e noite (Ln – 23h00 até 07h00), que podem ser aglomerados num nível de pressão sonora global equivalente correspondente ao período diurno-entardecer-noturno, (Lden) (Equação 7) (IPQ, 2007). Normalmente, os mapas de ruído são desenvolvidos para o ruído global (Lden) e para o ruído noturno (Lnight). A análise de conforto acústico em cidades demonstra que a perceção subjetiva de conforto é afetada grandemente pelo tipo de ruído ou fonte de ruído, assim como pela expectativa dos cidadãos quanto aos níveis de ruído espectáveis. Por exemplo, níveis sonoros altos provocados por música ou sons de água ou animais são menos perturbadores do que ruído de tráfego e de obras de construção (W. Yang & Kang, 2005). Adicionalmente, existem ainda outros parâmetros que podem ser contabilizados para a avaliação do conforto acústico, como o tempo

de reverberação (Tr), o índice de clarificação (C80) e o índice de definição (D50), de acordo com a EN ISO 3382-1 (CEN, 2009) (Rossi et al., 2015). No entanto, para efeitos de simplificação do método de avaliação, optou-se por considerar apenas o nível de pressão sonora contínua equivalente médio diário anual (Lden), calculado através da Equação 7.

$$L_{den} = 10 \log\left(\frac{1}{24}\right) \times \left(13 \times 10^{L_{day}/10} + 3 \times 10^{(L_{eve}+5)/10} + 8 \times 10^{(L_{night}+10)/10}\right) \quad \text{Equação 7}$$

No que toca às práticas de referência, podem-se estabelecer níveis de pressão sonora máximos, baseados em valores de conforto para humanos. Alguns estudos indicam que os níveis de ruído não devem ultrapassar os 65 decibéis (dB), sob risco de ocorrerem problemas de saúde (Ariza-Villaverde et al., 2014). A legislação portuguesa estabelece limites para áreas sensíveis (áreas residenciais, escolas, hospitais, entre outros) e áreas mistas (incluem áreas sensíveis e outros usos como comércio, serviços, parques, entre outros) (IPQ, 2007). Para o período dia-entardecer-noite, são estabelecidos limites de limites de 55 dB(A) para áreas sensíveis e de 65 dB(A) para áreas mistas; Para o período noite, são estabelecidos limites de 45 dB(A) para áreas sensíveis e 55 para áreas mistas (IPQ, 2007). A análise de mapas de ruído em Portugal demonstra que frequentemente são ultrapassados valores de 65 dB(A) em áreas residenciais (Lígia Silva et al., 2018).

Num dos maiores estudos nesta área, Yang (2005) mediu níveis acústicos e entrevistou 9200 cidadãos relativamente ao conforto acústico percebido em espaços públicos de 14 locais em 7 cidades de 5 países europeus. Numa escala de 1 (muito silencioso) a 5 (muito ruído), os cidadãos demonstraram níveis de exigências dispares em relação aos níveis acústicos em função da localização e do tipo de espaços em questão. Normalmente as pessoas tem mais exigências de conforto em locais sossegados como jardins do que em locais movimentados como praças. Mas normalmente, os utilizadores indicaram conforto acústico (nível 2) num intervalo entre os 50 dB(A) e os 55 dB(A) (W. Yang & Kang, 2005). O método *European Common Indicators* avalia também este indicador pela percentagem de população exposta a ruído acima de 55 dB(A) (Tarzia et al., 2003). Com base nestes valores e nos valores mais conservativos da legislação, assumindo a subjetividade na atribuição de níveis acústicos máximos para a verificação de conforto, pode-se considerar como valor limite um valor de 55 dB(A) para o período dia-entardecer-noite e 45 dB(A) para o período noturno.

v) Conforto térmico

O conforto térmico nos espaços urbanos tem um contributo importante para a saúde e bem estar dos cidadãos (Taleghani, Kleerekoper, Tenpierik, & Van Den Dobbelssteen, 2015) (Cortesão et al., 2016) (Ruiz, Sosa, Correa, & Cantón, 2017). Normalmente há dois aspetos que são associados ao conforto térmico exterior: o contributo para a redução de emissões de gases de efeitos de estufa dos sistemas de climatização dos edifícios (Rossi et al., 2015) (Cortesão et al., 2016) (Zinzi & Carnielo, 2017); e a melhoria da qualidade do ar exterior pela minimização de condições de formação de ozono troposférico (Taleghani et al., 2015) (Ruiz et al., 2017). Estes aspetos são normalmente avaliados através de indicadores relativos ao efeito ilha de calor. No entanto, a questão da redução de emissões está na

verdade relacionada com a dimensão ambiental e as questões relacionadas com a qualidade do ar são avaliadas em indicador próprio. O que importa avaliar neste indicador é efetivamente o conforto térmico percebido pelos cidadãos.

Apesar disso, reconhece-se a importância de reduzir o denominado efeito de ilha de calor. Este efeito caracteriza-se pelo aumento de temperatura das áreas urbanas em relação a áreas rurais ou florestais, devido à absorção de radiação solar pelos materiais dos edifícios e das infraestruturas rodoviárias (Mateus & Bragança, 2011) (Taleghani et al., 2015) (Jesus, Lourenço, & Ruiz, 2016). Em algumas cidades, a diferença de temperatura chega a atingir os 8°C, situando-se a média de países europeus nos 2°C (Zinzi & Carnielo, 2017). Embora este efeito seja associado maioritariamente à propensão de condições de formação de ozono, tem também um contributo para o conforto ambiente, principalmente no verão.

Os parâmetros físicos que determinam o conforto térmico são bastante influenciados pela forma urbana e pela presença de elementos de vegetação (Ignatius, Hien, Kardinal Jusuf, Eliza, & Samsudin, 2012) (Taleghani et al., 2015) (Cortesão et al., 2016) (Jesus et al., 2016) (Jamei, Rajagopalan, Seyedmahmoudian, & Jamei, 2016) (Chatzipoulka, Compagnon, & Nikolopoulou, 2016) (Ligia Silva et al., 2018). O microclima local é assim um parâmetro importante na avaliação dos espaços urbanos (Andamon et al., 2003) (Rossi et al., 2015). No entanto, as características particulares de cada rua e de cada área urbana tornam difícil definir estratégias concretas de controlo do microclima, forçando os projetistas a atuarem com grandes margens de incerteza (Ruiz et al., 2017). Apesar disso, alguns autores estudaram a influência da forma urbana, dos materiais utilizados, da razão altura/largura das ruas e do fator de visibilidade do céu na temperatura média e temperatura superficial de materiais de construção em áreas urbanas (Bourbia & Boucheriba, 2010) (Taleghani et al., 2015) (Karakounos, Dimoudi, & Zoras, 2018). Pode-se assim concluir que o planeamento urbano apropriado pode permitir evitar situações de desconforto térmico (Bourbia & Boucheriba, 2010) (Taleghani et al., 2015).

Uma constatação comum nos estudos de conforto térmico em cidades é que se deve promover a utilização de vegetação, que tem baixa capacidade de acumulação térmica, e de árvores de folha caduca, pois protegem os espaços de radiação solar direta no verão e permitem radiação e aquecimento no inverno (Taleghani et al., 2015). Rossi (2015) afirma que a existência de sombreamento é o parâmetro mais importante afetando o conforto térmico no verão devido ao bloqueio de radiação solar direta e sobreaquecimento dos materiais de superfície (Rossi et al., 2015). A existência de vegetação e a forma urbana tem também influência na velocidade do vento. O papel da vegetação em espaços urbanos para melhorar o conforto térmico é discutida em vários estudos (Ignatius et al., 2012) (Taleghani, Sailor, Tenpierik, & van den Dobbelen, 2014) (Taleghani et al., 2015).

O conforto percebido pelos cidadãos é influenciado por parâmetros como a temperatura do ar, temperatura radiante, taxas de humidade, velocidade do ar e incidência solar. Estes parâmetros tem efeito sobre o balanço térmico e energético do corpo humano (Höppe, 2002), o que faz com que os

estudos urbanos de conforto térmico obriguem a conhecimento em áreas científicas diversificadas como a termofisiologia, bio-meteorologia e climatologia (Taleghani et al., 2015). Com o objetivo de avaliar o nível de conforto térmico exterior, vários autores tentaram desenvolver índices de avaliação do conforto percecionado com base em parâmetros climáticos. Como há grandes variações nos climas mundiais, foi efetuada uma divisão entre índices para serem utilizados em climas quentes e frios (Tahbaz, 2011) (Taleghani et al., 2015).

Para climas quentes foram desenvolvidos índices como o índice de stress calorífico (HIS - *Heat Stress Index*), temperatura de bolbo húmido (WBGT - *Wet Bulb Globe Temperature*), índice de desconforto (DI - *Discomfort Index*), índice de stress térmico (ITS - *Index of Thermal Stress*), Temperatura efetiva (ET - *Effective Temperature*), humidade da pele (*Skin Wettedness*), índice de calor (HI - *Heat Index*) e índice de verão tropical (TSI - *Tropical Summer Index*) (Taleghani et al., 2015). Num estudo comparativo de 6 modelos térmicos utilizando medições de parâmetros físicos e entrevistas a 667 indivíduos, Ruiz (2017) propôs o índice COMFA, que avalia o balanço energético do corpo humano, como o índice mais adequado para determinar o conforto exterior em climas áridos e quentes (Ruiz et al., 2017). Para climas frios, foram desenvolvidos índices como o índice de vento frio (WCI - *Wind Chill Index*) e a temperatura equivalente de vento frio (WCET - *Wind Chill Equivalent Temperature*) (Taleghani et al., 2015). Como se pode verificar, estes índices foram bem estudados para climas quentes, secos e húmidos, mas menos estudados para climas frios. Isto verifica-se provavelmente porque no inverno e em climas frios, as pessoas passam menos tempo no exterior (Taleghani et al., 2015).

Apesar disso, houve um esforço para o desenvolvimento de índices universais, aplicáveis em qualquer clima e em qualquer estação do ano. Exemplos destes índices são a temperatura efetiva normalizada (SET - *Standard Effective Temperature*), temperatura percecionada (PT - *Perceived Temperature*), temperatura exterior efetiva normalizada (OUT_SET - *Outdoor Standard Effective Temperature*), temperatura equivalente psicológica (PET - *Physiological Equivalent Temperature*) e índice universal térmico-climático (*Universal Thermal Climate Index*) (Taleghani et al., 2015). Neste campo, Andrade (2011) desenvolveu um estudo de campo muito importante nesta área, ao entrevistar mais de 900 cidadãos de Lisboa sobre o seu nível de conforto térmico em áreas públicas de lazer. O estudo considerou fatores pessoais como idade, vestuário, atividade metabólica e motivação e em simultâneo foram medidos parâmetros como a temperatura do ar, humidade relativa, radiação solar e velocidade do vento (Andrade et al., 2011). O estudo concluiu que a velocidade do vento tem uma grande influência no conforto percecionado e que há uma maior tolerância ao calor do que ao frio, assim como se constatou que as pessoas adotam estratégias adaptativas para melhorar o conforto térmico no exterior (Andrade et al., 2011). Apesar de este estudo ter sido efetuado num clima ameno, utilizou o índice PET para determinar o conforto dos indivíduos com base nos parâmetros climáticos medidos (Andrade et al., 2011). De facto, o índice PET parece ser o mais utilizado na literatura para determinar níveis de conforto no exterior, sendo calculado através da acumulação térmica do corpo humano e parâmetros como o metabolismo, o trabalho externo, as trocas de calor por radiação, convecção, condução, evaporação e respiração (calor sensível e latente) (Taleghani et al., 2015).

O PET representa um nível isotérmico equivalente a um ambiente de referência com humidade relativa de 50%, temperatura do ar de 20°C e uma velocidade do ar de 0,1 m/s, em que o balanço de calor de um indivíduo é mantido em temperaturas (de pele e do corpo) iguais aquelas do ambiente em questão (Taleghani et al., 2015). Neste âmbito, o PET é semelhante ao índice PMV (*Predicted Mean Vote* – identifica o voto médio dos utilizadores de um espaço interior (ISO, 2005), podendo ser utilizado como um índice de conforto (Blazejczyk, Epstein, Jendritzky, Staiger, & Tinz, 2012) (Taleghani et al., 2015). Estes índices, por sua vez, são fortemente influenciados pela temperatura média radiante (Tmrt - *mean radiant temperature*) quando avaliam conforto no verão (Taleghani et al., 2015). Na Tabela 35 apresenta-se uma equivalência entre valores de PMV e valores de PET (Taleghani et al., 2015), podendo verificar-se que a zona de conforto está em temperaturas próximas daquelas verificadas na zona Oeste da Europa (considerando Tmrt = Ta), entre os 18°C e os 23°C (Andrade et al., 2011)

Tabela 35. Relação entre valores de PET e PMV e níveis de perceção térmica (Taleghani et al., 2015)

PMV	PET (°C)	Perceção térmica (stress)
- 3,5	4	Extremamente frio
		Muito frio
- 2,5	8	Moderadamente frio
- 1,5	13	Ligeiramente frio
- 0,5	18	Confortável
+ 0,5	23	Ligeiramente quente
+ 1,5	29	Moderadamente quente
+ 2,5	35	Muito quente
+ 3,5	41	Extremamente quente

O cálculo do valor de PET de cidadãos em áreas urbanas é complexo, pois o clima apresenta grande variabilidade ao longo do ano. Por esta razão, existe uma necessidade de ferramentas e métodos simplificados para a determinação de níveis de conforto exterior de áreas urbanas (Ruiz et al., 2017). Entre as ferramentas mais comuns, apresentam-se o software RAYMAN (Matzarakis, Rutz, & Mayer, 2007) e o software ENVI-MET (Ruiz et al., 2017) (Bruse & Bruse, 2018) (Taleghani & Berardi, 2018), que podem ser utilizados isoladamente ou em simultâneo. Estas ferramentas permitem o cálculo de variáveis chave como temperatura do ar, temperatura de radiação, velocidade do vento, entre outros, nos espaços urbanos em função de variáveis como a forma urbana, a localização da cidade e existência de ventos dominantes. Por sua vez, permitem o cálculo de índices de conforto com base nestas variáveis para cada ponto da grelha. Estas ferramentas necessitam de uma grande quantidade de dados de entrada e requerem equipamento de alto desempenho, assim como o seu uso requer mão de obra especializada (Ruiz et al., 2017). Vários autores recorrem ao uso do software ENVI-MET para o cálculo de índices de conforto exterior em áreas urbanas, como o PET (Thorsson, Lindberg, Björklund, Holmer,

& Rayner, 2011) (Taleghani et al., 2015) (Cortês et al., 2016) (Ali-Toudert & Mayer, 2007) (Taleghani & Berardi, 2018) (Figura 20) (Karakounos et al., 2018).

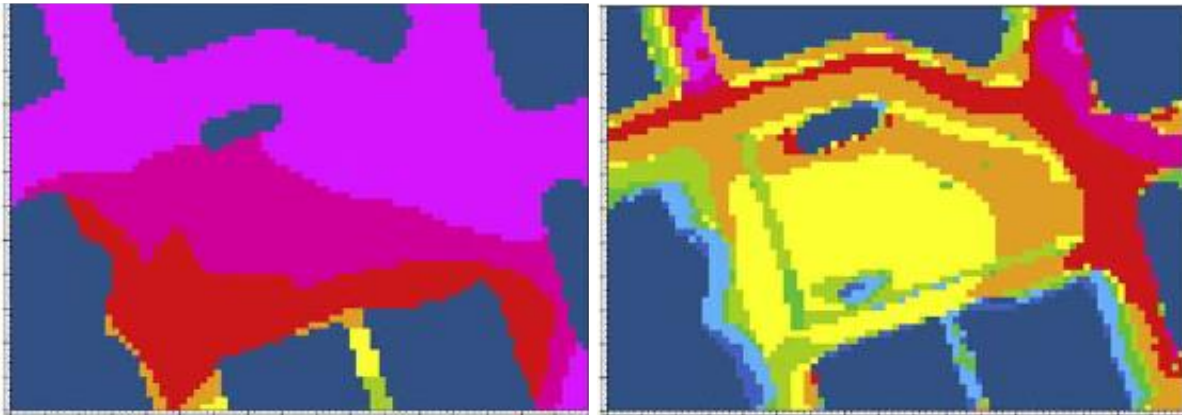


Figura 20. Imagens de temperatura do ar e temperatura superficial de uma praça em Toronto, Canadá, calculadas usando o software ENVI-MET (Taleghani & Berardi, 2018)

Para a avaliação do nível de conforto térmico exterior de uma praça, rua ou espaço onde haja circulação de pessoas, podem ser calculados valores médios ou representativos de pontos chave. Pode-se considerar que uma cidade proporciona conforto térmico a pedestres se em nenhum espaço dessa cidade se verificarem valores de conforto térmico abaixo de limites inaceitáveis de desconforto. No entanto, é difícil a definição de valores limite devido à grande variabilidade dos fenómenos climáticos e às incertezas e subjetividade associadas ao cálculo dos índices de conforto térmico exterior. Por esta razão, poderá não ser possível exigir elevados níveis de conforto médio dos espaços. Para a definição destes valores é necessária a realização de mais estudos de forma a determinar valores mínimos de desempenho que se podem conseguir utilizando boas estratégias de urbanização. Sem essa informação, apenas se podem utilizar valores indicativos, como por exemplo, valores de PET entre 13°C e 29 °C, ou valores de PMV entre -1,5 e +1,5.

vi) Conforto lumínico

O conforto lumínico está relacionado com aspetos da iluminação e não com aspetos da beleza subjetiva da paisagem, natural ou artificial. A iluminação nas cidades durante o dia é assegurada por iluminação natural e por isso é geralmente garantida, independentemente de largura de ruas ou altura de edifícios. Assim, o aspeto mais relevante para a avaliação do conforto lumínico em áreas urbanas é a qualidade da iluminação artificial durante a noite. É importante apontar que questões relacionadas com o sombreamento em espaços públicos, seja por edifícios ou por vegetação ou árvores, estão associadas ao conforto térmico e não ao conforto lumínico. Normalmente a iluminação noturna é associada à segurança rodoviária, em que o objetivo é reproduzir condições de visibilidade noturna que providenciem um ambiente seguro e confortável para veículos e peões, de forma a minimizar o número de acidentes (Carli, Dotoli, & Pellegrino, 2018). Mas a iluminação fornece também segurança e conforto a pessoas, bens e propriedades, havendo uma noção comum de que as pessoas se sentem mais seguras e confortáveis em locais bem iluminados (Fotios & Unwin, 2013) (Johansson et al., 2014).

Assim, a iluminação pública é considerada uma característica fundamental para a qualidade de vida das áreas urbanas (Fornara et al., 2010) (Johansson et al., 2014). Peña-García (2016) efetuou um estudo em que comparou o conforto visual percebido em ambiente noturno na cidade de Granada, Espanha, entrevistando 275 cidadãos e medindo simultaneamente a qualidade da iluminação. No seu estudo concluiu que uma iluminação em níveis adequados tende a fazer as pessoas sentir-se mais seguras (Peña-García et al., 2016). Curiosamente, esse sentimento de segurança não corresponde à prova estatística de que o nível de iluminação tenha algum efeito na redução da criminalidade (Peña-García et al., 2016). Apesar disso, a iluminação em excesso pode causar sensações indesejadas a animais e humanos, tais como ofuscamento ou encandeamento, stress e dores de cabeça (Bullough, Brons, Qi, & Rea, 2008) (Peña-García et al., 2016) (ANMP, CPI, OE, OET, & DGEG, 2018). Existem dois tipos de encandeamento, incomodativo e perturbador, ambos provocando, em diferentes níveis de intensidade, perda de faculdades para visualizar objetos, agudeza visual, fadiga ocular e perda de visibilidade (ANMP et al., 2018).

Outro aspeto importante da iluminação noturna é o nevoeiro noturno, causado pela iluminação em excesso que reflete nas partículas de água que estão no ar atmosférico (Johansson et al., 2014). Este efeito, denominado de dispersão de Rayleigh (*Rayleigh scattering*), faz com que, por exemplo, em algumas cidades seja impossível ver um céu estrelado. Para combater este efeito, as lâmpadas utilizadas em iluminação pública limitam a radiação direcionada para cima, focando grande parte da iluminação num cone direcionado para baixo. Este efeito também depende muito da cor da luz. Por exemplo, iluminação de cor azulada de lâmpadas de halóides metálicas ou LEDs tem um efeito 18 vezes maior do que iluminação de cor amarela e avermelhada proveniente de lâmpadas de alta pressão de sódio (HPS - *High Pressure Sodium*) (Peña-García et al., 2016). Apesar disso, lâmpadas LEDs e OLEDs permitem maior controlo sobre os níveis de iluminância (Johansson et al., 2014). Com o propósito de diminuir o efeito de dispersão luminosa da iluminação noturna, assim como para diminuir consumos energéticos e mantendo a percepção de conforto e segurança, alguns autores desenvolvem métodos de iluminação em que as luminárias só se acendem com a presença de pessoas ou veículos, que são detetadas graças à utilização de câmaras de infravermelhos de alto contraste (Juntunen, Sarjanoja, Eskeli, Pihlajaniemi, & Österlund, 2018).

Tendo isto em conta, se a iluminação pública não for bem projetada, podem ocorrer problemas de iluminação insuficiente, desconforto e sentimentos de falta de segurança, ou então pode-se causar ofuscamento ou poluição luminosa, devido a níveis de iluminação demasiado elevados ou tipos de iluminação indesejável (Johansson et al., 2014). Assim, é necessário que os níveis de iluminação se encontrem em níveis aceitáveis, suficientes para uma boa visibilidade dos espaços públicos mas abaixo de limites que provoquem problemas, devendo-se ter em conta parâmetros como o contraste, diversidade de brilho ou níveis de ofuscamento (Nasrollahi & Shokri, 2016). Para determinar esses níveis é necessário compreender como a visão humana percebe a iluminação. Quando os níveis de luminância são superiores a 3 cd/m², que são normais durante o dia, a visão é nítida, detalhada e as cores distinguem-se perfeitamente. Esta visão denomina-se de visão fotópica (ANMP et al., 2018). No entanto, quando os

níveis de luminância são inferiores a 0,25 cd/m², a sensação de cor não existe e a visão é apenas sensível à luz, denominando-se visão escotópica. Em valores de luminância intermédios, a visão denomina-se de mesópica, havendo sensibilidade a níveis de iluminação e a cores, que diminuem à medida que diminuem os níveis de luminância (ANMP et al., 2018).

O nível de conforto visual pode ser medido através de dados técnicos ambientais ou através da relação destes dados no conforto percecionado pelos cidadãos. Poucos estudos se focaram na perceção da qualidade da iluminação pública do ponto de vista do cidadão e a investigação realizada até ao momento apresenta ainda resultados inconsistentes (Johansson et al., 2014). Apesar disso, alguns estudos parecem concordar que os parâmetros físicos para a avaliação do conforto lumínico percecionado são os níveis médios de iluminância, a uniformidade de iluminação, a temperatura de cor e o índice de renderização de cor (Lagorse, Paire, & Miraoui, 2009) (Fotios & Unwin, 2013) (Johansson et al., 2014) (Peña-García et al., 2016) (Carli et al., 2018). Estas variáveis podem ser utilizadas em avaliações na fase de projeto e de utilização (Carli et al., 2018). As normas EN 13201 [1-4], relacionada com os requisitos da iluminação rodoviária, indicam parâmetros fotométricos como a iluminância média horizontal, a iluminância média semicilíndrica ao nível do rosto e índices de ofuscamento como parâmetros físicos relevantes, no âmbito da segurança rodoviária (CEN, 2004) (Rossi et al., 2015).

Para a avaliação do conforto percecionado, Johansson (2014) desenvolveu um método denominado de qualidade de iluminação exterior percecionada (POQL - *Perceived Outdoor Lighting Quality*), calculada através de outros 2 indicadores, PSQ (*Perceived Strength Quality*) e PCQ (*Perceived Comfort Quality*), que diferenciam fontes luminosas em função de níveis de iluminância, temperatura de cor e renderização de cor (Johansson et al., 2014). No entanto, esse método carece de validação internacional, estando mais adaptado à cultura escandinava (Johansson et al., 2014). Assim, não foi encontrado na literatura nenhum método amplamente aceite para a avaliação do conforto lumínico percecionado em período noturno. Por isso, é necessário o desenvolvimento de novos estudos no sentido de identificar um índice de avaliação, que poderá ser obtido através de um estudo similar ao de Johansson (2014), utilizando um índice global de conforto.

Para a aplicação ao nível da cidade, terão de se garantir níveis de conforto mínimos em todos os espaços públicos (avenidas, praças e ruas) onde haja circulação de pedestres e de veículos, ou seja, onde sejam necessários níveis de conforto lumínico adequados. Uma vez que não há um índice de conforto percecionado bem definido, uma possibilidade é estabelecer valores limite com base em parâmetros físicos. Neste âmbito, podem ser utilizados valores de referência para os espaços urbanos em função do tipo de utilização, preconizados em normas (Rossi et al., 2015). As normas EN 13201 [1-4] apresentam valores de referência para a iluminância e a luminância para vários tipos de vias. Por exemplo, para o caso de uma praça, os parâmetros em consideração e os valores mínimos de referência são a iluminância média mínima de 7,5 lux, a iluminância média horizontal de 1,5 lux, e a iluminância semicilíndrica de 5 lux (CEN, 2004) (Rossi et al., 2015).

Estes valores podem ser previstos na fase de projeto através da utilização de programas computacionais. Os programas mais utilizados para a avaliação do comportamento lumínico de áreas exteriores são o DIALux Evo (DIAL, 2019), o AGi32 (Lighting Analysts, 2019) e o RELUX (RELUX, 2019) (Figura 21).

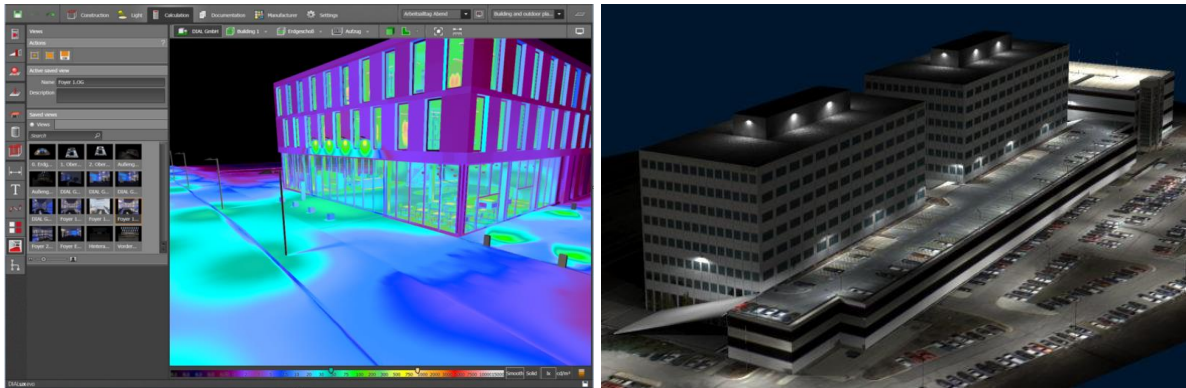


Figura 21. Exemplos de aplicação dos programas DIALux Evo (DIAL, 2019) e AGi32 (Lighting Analysts, 2019)

5.3.3. *Qualidade de vida – Serviços essenciais e infraestruturas*

i) Qualidade do edificado

Os cidadãos passam cada vez mais tempo dentro de edifícios, pelo que a qualidade dos edifícios é um fator muito importante para a qualidade de vida (Barbosa, Mateus, & Bragança, 2016) (Barbosa, Araújo, et al., 2016). Estima-se que o ser humano permaneça entre 60% a 90% da sua vida no interior de edifícios (BPIE, 2015). O conforto no interior dos edifícios inclui aspetos relacionados com a qualidade do ambiente interior (térmica, acústica, iluminação e qualidade do ar) (Mateus & Bragança, 2011) (Barbosa et al., 2013), mas inclui também aspetos como a área habitável, número de quartos ou número de pessoas por quarto (Lowe et al., 2015), número e área de casas de banho, área de espaços privados e até os espaços e existência para equipamentos domésticos (Le, Ta, & Dang, 2016). Vários trabalhos neste campo focam-se em edifícios habitacionais (Lowe et al., 2015) (RFSC, 2017), no entanto, no âmbito de uma cidade, é importante assegurar a qualidade de todo o edificado, incluindo edifícios públicos e edifícios privados abertos ao público (como centros comerciais ou edifícios de serviços).

Para uma avaliação completa da qualidade do edificado ao nível da cidade, é necessário que todos os edifícios verifiquem requisitos mínimos de conforto ao nível de cada um dos parâmetros identificados. Tendo em conta que existem vários parâmetros para a avaliação da qualidade do edificado e que a avaliação de todos os edifícios de uma cidade seria um trabalho demasiado extenso, faz sentido que se utilize um método exclusivo para a avaliação da qualidade dos edifícios. Nesse sentido, a avaliação deste indicador passaria pela exigência de que 100% dos edifícios possuíssem um certificado de qualidade. Atualmente, existem vários métodos e ferramentas para a avaliação de sustentabilidade de edifícios, no entanto, a maioria destes métodos ignora alguns dos parâmetros relevantes para a qualidade de vida e vai além da avaliação da qualidade, englobando aspetos de sustentabilidade ambiental e económica. Um exemplo possível seria a utilização de um método como o SBTTool PT-H, que inclui na sua estrutura indicadores de conforto ambiental de edifícios residenciais (Mateus & Bragança, 2011). Ou seja, para

utilizar esses métodos é necessário estes avaliem os parâmetros relevantes e que a certificação garanta a verificação de requisitos mínimos ao nível de cada parâmetro.

Para a definição dos requisitos em cada parâmetro, podem ser utilizados valores existentes em leis e normas internacionais. Existem 3 normas principais ao nível do conforto térmico de edifícios: ISO 7730, EN 15251 e ASHRAE 55 (ASHRAE, 2003) (ISO, 2005) (CEN, 2007), que se baseiam no método de Fanger e na determinação dos índices PMV e PPD Tabela 36.

Tabela 36. Categorias de conforto de acordo com as normas ISO 7730, EN15251 e ASHRAE 55 (ASHRAE, 2003) (ISO, 2005) (CEN, 2007)

Categoria		PPD (%)	PMV
ISO 7730 / ASHRAE 55	EN 15251		
A	I	< 6	-0,2 < PMV < +0,2
B	II	< 10	-0,5 < PMV < +0,5
C	III	< 15	-0,7 < PMV < +0,7
-	IV	> 15	PMV < -0.7; ou +0,7 < PMV

Relativamente ao conforto acústico dos edifícios, normalmente o conforto é avaliado através da análise do elemento construtivo mais desfavorável na fachada do edifício. Em Portugal, o regulamento que estabelece os requisitos acústicos de edifícios é o RRAE (Regulamento dos Requisitos Acústicos dos Edifícios) (Decreto-Lei nº96/2008, 2008), estabelecendo os requisitos apresentados na Tabela 37.

O conforto lumínico percecionado num espaço depende de vários fatores. A norma EN 12464-1 refere quatro indicadores que devem ser analisados para garantir conforto lumínico nos compartimentos: a iluminância média dos espaços (\bar{E}_m - lux); o nível de ofuscamento unificado (UGR - *Unified Glare Rating*), o grau de uniformidade (U0) e o índice de reprodução de cores (Ra). A título de exemplo, na Tabela 38 apresentam-se os requisitos mínimos definidos pela norma para alguns tipos de utilizações (CEN, 2002).

Tabela 37. Requisitos acústicos para edifícios habitacionais e mistos segundo o RRAE (Decreto-Lei nº96/2008, 2008)

D2m,nT,W	Sensível	≥ 28 dB
	Mista	≥ 33 dB
DnT,W	Compartimentos de um fogo	≥ 50 dB
	Locais de circulação comum do edifício	≥ 48 dB
	Garagem de estacionamento automóvel	≥ 50 dB
	Caminho de circulação vertical (edifício com elevadores)	≥ 40 dB
	Locais dos edifícios destinados a comércio, indústrias, serviços ou diversão	≥ 58 dB
L'nT,w	Outros fogos ou locais de circulação comum do edifício	≤ 60 dB
	Locais dos edifícios destinados a comércio, industria e serviços ou diversão	≤ 50 dB
LAr,nT	Funcionamento do equipamento intermitente	≤ 32 dB(A)
	Funcionamento do equipamento contínuo	≤ 27 dB(A)
	Grupo gerador elétrico de emergência	≤ 40 dB(A)

Tabela 38. Requisitos mínimos para algumas zonas de acordo com a EN 12464 (CEN, 2002)

Zona	Ém (lux)	UGR máx (%)	U _o min	Ra min (%)
Zonas de circulação e corredores	100	28		40
Escadas e elevadores	150	25	0,7 ao nível da tarefa;	40
Cantinas	200	22	0,5 nas áreas circundantes.	80
Zonas de descanso	100	22		80
Casas de banho	200	25		80

A qualidade do ar interior está relacionada com o tipo de poluentes que podem existir no interior dos edifícios. Desta forma, para garantir que os edifícios possuem um nível de conforto adequado, deve-se assegurar que a concentração de poluentes abaixo de determinado nível que garanta a saúde e o conforto dos utilizadores. Um possível indicador para prever a qualidade do ar em fase de projeto é a taxa de ventilação. A norma EN 15251 estabelece valores mínimos para a taxa de ventilação dos espaços em função da categoria de conforto do edifício (Tabela 39) (CEN, 2007).

Tabela 39. Taxas de ventilação definidas pela norma EN15251 em função da categoria de conforto (CEN, 2007)

Categoria	Renovações de ar por hora		Fluxo de ar exterior em salas de estar e quartos	
	l/s/m ²	Rph	l/s/pessoa	l/s/m ²
I	0,49	0,7	10	1,4
II	0,42	0,6	7	1,0
III	0,35	0,5	4	0,6

ii) Qualidade do serviço de fornecimento de eletricidade

A garantia de acesso a energia elétrica, como se verificou anteriormente, é uma questão importante no âmbito da justiça social. No entanto, é também necessário garantir que o fornecimento deste serviço verifique requisitos mínimos de qualidade. O conselho Europeu de Reguladores de Energia (2018) define dois dos pontos principais sobre a qualidade dos serviços de fornecimento de energia elétrica: a continuidade do serviço (função do número de interrupções e da duração média dessas interrupções); e a qualidade do sinal energético recebido pelo consumidor (em função de variações de voltagem e frequência) (CEER, 2018). Estes requisitos representam a expectativa do consumidor de que o serviço de fornecimento de energia seja confiável do ponto de vista do tempo de atividade (*uptime*) e que seja efetuado de forma segura e satisfatória para todos os dispositivos ligados à eletricidade. Os tempos de inatividade (*downtime*) podem ser previstos ou acidentais, causados por problemas como erro humano, falha de equipamentos, avarias, erros de *software*, falhas de energia, sobrecargas de sistema, entre outros. A ISO 37120, assim como vários dos métodos analisados no Capítulo 4, avaliam a qualidade do serviço de fornecimento de eletricidade pelo número médio de interrupções elétricas por cliente e por ano e pela duração média de interrupções elétricas (ISO, 2014).

Em termos de legislação aplicada em Portugal, importa mencionar o Regulamento da Qualidade de Serviço do Sector Elétrico (n.º 629/2017), que estabelece as obrigações de qualidade de serviço de natureza técnica e comercial aplicáveis ao sistema elétrico nacional. Neste, são utilizados, entre outros, o indicador SAIFI (frequência média de interrupções do sistema) e o indicador SAIDI (duração média de interrupções do sistema) (ERSE, 2017). A norma NP EN 50160 indica requisitos para estes indicadores

para várias regiões de Portugal e para tensão baixa, média, alta e muito alta, assim como para a duração total das interrupções e para o número máximo de interrupções por ano (IPQ, 2013). Para simplificação, estes indicadores podem ser substituídos por um único indicador, que avalia o tempo médio de atividade, em percentagem anual por cliente (tempo total anual de *uptime*). No entanto, uma avaliação completa da qualidade do serviço de energia elétrica deveria considerar um maior conjunto de indicadores, ou um indicador agregado.

Idealmente, deveriam ser implementados sistemas redundantes de fornecimento de energia elétrica em cidades, para que o fornecimento de energia fosse contínuo, ou seja, virtualmente sem interrupções, e em intervalos de voltagem e frequência adequados. No entanto, face à dificuldade da ampla implementação de sistemas que o permitam, assim como sistemas de armazenamento de energia, métodos de gestão de consumos, métodos de gestão de produção, *smart grids*, entre outros, é difícil de obter valores de 100% de tempo de atividade (*uptime*). De acordo com a NP EN 50160, em Portugal são permitidas durações totais de interrupções até 4 horas anuais para alta e média tensão e de 6 horas para baixa tensão (Zona A - capitais de distrito e localidades com mais de 25 mil clientes), correspondendo a 95,4% e a 93,2% de *uptime*, respetivamente (IPQ, 2013). No entanto, em países como a Dinamarca, já são atingidos valores de *uptime* de 99,9%, que representam apenas 40 minutos de interrupções por ano, fruto de investimentos em infraestruturas enterradas para distribuição de corrente de baixa e média tensão, que são muito resilientes a tempestades e a fenómenos climáticos (Ministry of Foreign Affairs of Denmark, 2017). Tendo em conta estas melhores práticas, pode-se apontar para valores limite na ordem dos 95%.

iii) Acesso a comunicações

A atividade dos cidadãos nas redes de comunicações, nomeadamente a *internet* é hoje em dia uma realidade incontornável. Tendo isto em conta, o acesso a redes de comunicação de alta velocidade tornou-se num serviço essencial para a qualidade de vida. Adicionalmente, a possibilidade de conexão massiva de dispositivos à rede, incluindo computadores, telemóveis, sensores, eletrodomésticos, entre outros, enriquece aquilo que normalmente se denomina de “*Internet das Coisas*” (IoT – *Internet of Things*), possibilitando a gestão inteligente de vários tipos de infraestruturas. Obviamente que com a vasta cobertura de redes móveis via satélite e torres de comunicação de dados espalhadas pelo território, é possível a comunicação com a rede em praticamente todos os locais do território sem a necessidade de fios. No entanto, é importante garantir o acesso físico à rede de comunicações para se assegurar a redundância necessária ao sistema, por razões de segurança, e para a diminuição da quantidade de radiações eletromagnéticas nas cidades, que são potencialmente prejudiciais para a saúde humana. O acesso por cabo possibilita ainda a largura de banda e estabilidade necessária para um sinal estável e de alta velocidade.

Pode-se considerar que uma rede é de alta velocidade para velocidades acima de 30 Mbps (megabits por segundo), que apenas são conseguidas pela utilização de tecnologias de fibra (FTTH - *Fiber to the Home*) que permitem velocidades acima dos 100 Mbps (ANACOM, 2018). De facto, a estratégia da

Agenda Digital para a Europa (2010), ratificada por Portugal (Portugal, 2012), visa garantir que, até 2020, (i) todos os europeus tenham acesso a débitos de Internet muito mais elevados, superiores a 30 Mbps, e que (ii) 50% ou mais dos agregados familiares europeus sejam assinantes de ligações à Internet com débitos superiores a 100 Mbps. (C. E. CE, 2010). Em Portugal, até 2013/2014, o tipo de ligação mais comum era a ADSL (*Assymetrical Digital Subscriber Line*) em Portugal, que usa cabos telefónicos e atinge velocidades próximas dos 10 Mbps (ANACOM, 2018). Essas velocidades são no entanto largamente ultrapassadas pela utilização de tecnologias fibra (FTTH - *Fiber to the Home*) que permitem velocidades acima dos 100 Mbps (ANACOM, 2018). Em 2018, cerca de 73,2% utilizadores de internet de banda larga dispunham de acessos de pelo menos 30 Mbps e 63,1% utilizava acessos de velocidade igual ou superior a 100 Mbps (ANACOM, 2018). A avaliação deste indicador pode efetuar-se pela percentagem de edifícios com acesso físico a *internet* de alta velocidade, com velocidades acima de 30 Mbps. Por questões de igualdade, pode-se considerar que para a salvaguarda da qualidade de vida, todos os cidadãos deverão ter a possibilidade de usufruir deste serviço, ou seja, o valor limite deverá ser 100%, o que vai ao encontro aos valores definidos pela estratégia da Agenda Digital para a Europa.

iv) Qualidade do serviço de fornecimento de água

A garantia de acesso a água potável, como se verificou anteriormente, é uma questão importante no âmbito da justiça social. No entanto, é também necessário que esse fornecimento seja efetuado de forma contínua e em quantidade suficiente para preencher as necessidades da população. De acordo com o Decreto-Lei n.º 194 de 2009, o abastecimento de água aos utilizadores deve ser assegurado de forma contínua, só podendo ser interrompido no caso de se verificarem situações de deterioração na qualidade da água, ausência de condições de salubridade no sistema predial, trabalhos de reparação ou substituição de ramais de ligação, do sistema público ou dos sistemas prediais, entre outras razões (IPQ, 2009). Posto isto, o método de avaliação pode também ser semelhante, através de um índice relacionado com o número de horas médio anual em que o serviço de fornecimento de água está em funcionamento, abastecendo a população de água potável. A norma ISO 37120 prevê um indicador muito semelhante, considerando o número de horas anuais médias em que há interrupção do sistema de abastecimento de água potável (ISO, 2014). Como valores limites de referência, podem-se por exemplo considerar requisitos de tempos de *uptime* na ordem dos 95%, à semelhança de outros serviços essenciais.

v) Qualidade da água

No contexto da qualidade de vida dos cidadãos, é importante assegurar a qualidade da água potável destinada a consumo humano através da rede pública de abastecimento para promoção da saúde pública. Idealmente, a água potável direcionada ao consumo humano deveria ser totalmente pura, ou seja, sem quaisquer tipos de poluentes químicos ou bacterianos, ou então abaixo de limites que garantam a salvaguarda da saúde humana. A qualidade da água é normalmente avaliada através de índices como níveis de concentração de compostos químicos ou biológicos ou propriedades físicas da água. Exemplos dos parâmetros relevantes para a qualidade da água são o oxigénio dissolvido, a concentração de bactérias coliformes fecais, o PH, carência bioquímica de oxigénio, temperatura, turbidez, dureza, concentração de fosfatos, nitratos, cálcio, manganês, sódio, potássio, sólidos em suspensão totais, entre

outros (Rickwood, Car, & Hodgson, 2007) (Soleimani et al., 2018). Muitas vezes, estes valores são comparados com valores de referência e agregados através de um sistema de pesos, resultando num índice de qualidade global. No entanto, esta agregação pode fornecer resultados enganadores (Rickwood et al., 2007) (Soleimani et al., 2018). Assim, é importante o estabelecimento de valores limite para cada tipo de poluente da água para a avaliação da qualidade para consumo humano.

Em Portugal, os limites para a concentração de poluentes na água para consumo humano são definidos pelo Decreto-Lei nº152/2017, que por sua vez utiliza valores recomendados pela Organização Mundial de Saúde (IPQ, 2017). Na Tabela 40 apresentam-se alguns dos valores regulamentares para parâmetros microbiológicos e químicos preconizados pela legislação portuguesa (IPQ, 2017).

Tabela 40. Valores limite para alguns poluentes da água (IPQ, 2017)

Parâmetro	Valor paramétrico
Escherichia coli (E. coli)	0/100 ml
Enterecocos	0/100 ml
Acilamida	0,10 µg/l
Antimónio	5,0 µg/l Sb
Arsénio	10 µg/l As
Benzeno	1,0 µg/l
Benzo(a)pireno	0,010 µg/l
Boro	1,0 mg/l B
Bromatos	10 µg/l BrO ₃
Cádmio	5,0 µg/l Cd
Cianetos	50 µg/l CN
Chumbo	10 µg/l Pb
Cloreto de vinilo	0,50 µg/l.
Crómio	50 µg/l Cr
Cobre	2,0 mg/l Cu
1,2-dicloroetano	3,0 µg/l
Epicloridrina	0,10 µg/l
Fluoretos	1,5 mg/l F
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	0,10 µg/l
Mercúrio	1,0 µg/l Hg
Níquel	20 µg/l Ni
Nitratos	50 mg/l NO ₃
Nitritos	0,50 mg/l NO ₂
Pesticida individual	0,10 µg/l
Pesticidas – total	0,50 µg/l
Selénio	10 µg/l Se
Tetraclorometano e Triclorometano	10 µg/l
Trihalometanos (THM)	100 µg/l / 80 µg/l

Ainda neste âmbito, Stossel (2015a) definiu como valores ótimos concentrações iguais a zero para a presença de bactérias coliformes fecais, chumbo, cobre e ferro, assumindo que a presença de quaisquer destas substâncias é prejudicial para a saúde (Stossel et al., 2015a). A avaliação da qualidade da água, numa perspetiva de valores limite vai ao encontro a este tipo de avaliações normativas, podendo-se garantir a qualidade da água se se verificarem concentrações de poluentes inferiores aos valores considerados seguros para a saúde humana. No âmbito de uma cidade, pode-se considerar que apenas

há sustentabilidade se toda a água destinada ao consumo humano verificar estes parâmetros mínimos de qualidade.

5.3.4. *Qualidade de vida – Cultura e recreação*

Um dos aspetos importantes para a qualidade de vida nas cidades é a existência de espaços urbanos dedicados à cultura e à recreação dos cidadãos. Estes podem ter a forma de espaços abertos ao público como praças, jardins, espaços verdes, parques naturais, parques desportivos ou a forma de infraestruturas interiores como cinemas, anfiteatros, pavilhões, piscinas, entre outros. Alguns estudos focam-se nas vantagens dos espaços verdes públicos para o ecossistema, como a sequestração de carbono, prevenção da erosão, purificação da água e do ar e espaços de habitat (Mexia et al., 2018) (Vieira et al., 2018). No entanto, neste indicador importa estudar os benefícios da existência e do acesso a estes espaços para a qualidade de vida. O desenho e o planeamento dos espaços públicos nas cidades são assim um desafio importante para a vitalidade urbana e para a qualidade de vida (Rossi et al., 2015). Vários estudos apontam as vantagens para a qualidade de vida relacionada com a existência e acesso a áreas verdes em cidades, promovendo o sentido de comunidade e estilos de vida saudáveis, com impactes positivos na saúde física e mental (Koohsari, Badland, & Giles-Corti, 2013) (J. Silva, 2014) (Lowe et al., 2015).

Há dois aspetos fundamentais na avaliação da oferta deste tipo de espaços ou oportunidades nas cidades: a quantidade ou dimensão destes espaços; e o acesso/localização dos mesmos. O estudo destas características permite avaliar a possibilidade de um cidadão aceder a um espaço público. Por exemplo, num estudo sobre a acessibilidade a espaços verdes nas cidades de Coimbra e de Salamanca, Gómez (2014) verificou que apesar de Coimbra oferecer mais espaços verdes por habitante do que Salamanca, o acesso em Salamanca a estes espaços era maior pois estes se encontram dispersos pelo território, facilitando o acesso pedonal (Gómez et al., 2014). É complicado avaliar simultaneamente a quantidade e a distância aos espaços públicos num único indicador. Por esta razão, vários métodos existentes apenas consideram a quantidade de espaços públicos exteriores *per capita* (Stossel et al., 2015a) (RFSC, 2017). No entanto, a ISO 37120, usa indicadores separados para a avaliação da dimensão ou área de espaços públicos de recreação (interiores e exteriores) e de espaços verdes (ISO, 2014). Autores como Higgins (2011) e Rivera (2013) avaliam também a percentagem de cidadãos a menos de 20 min de transporte de instalações desportivas (Higgins & Campanera, 2011) ou a uma distância curta (300m) de espaços públicos exteriores (Rivera & Lagos, 2013).

Tendo isto em conta, a avaliação da promoção da cultura e recreação em cidades deve ser analisada mais profundamente, devendo-se considerar o acesso e quantidade de espaços públicos, mas também a sua variedade e a frequência de utilização, podendo ser uma avaliação objetiva e subjetiva (Lowe et al., 2015). De facto, os espaços públicos para promoção da qualidade de vida têm características bastante diferentes. Por exemplo, é espetável que existam áreas verdes em distâncias curtas dos edifícios para promover deslocações pedonais, mas são espetáveis deslocações maiores para a utilização de equipamentos desportivos como ginásios ou instalações culturais como teatros e cinemas. Por outro

lado, a frequência de utilização dos espaços ou a quantidade de população que os utiliza são aspetos a considerar no planeamento urbano. É espetável, por exemplo, que instalações desportivas sejam utilizadas por grande parte da população com uma frequência elevada, ao passo que, por exemplo um salão de espetáculos seja utilizado por uma fatia da população mais pequena e menos frequentemente. Por esta razão, é esperado encontrar-se espaços públicos como áreas verdes, ginásios ou outras instalações desportivas em maior quantidade e mais dispersas no território do que por exemplo estádios de futebol.

Assim, é necessário encontrar uma forma de avaliação que seja coerente com os requisitos de cada tipo de espaço público. A medição de parâmetros como a área por habitante ou distâncias parecem ser insuficientes e possivelmente enganadores, mesmo na avaliação de espaços similares. Por exemplo, um parque verde público totalmente acessível, composto por percursos pedonais, bancos de jardim e espaços para piqueniques e outro espaço verde público com a mesma área, mas com grande quantidade de jardins inacessíveis servem os cidadãos em níveis bastante distintos. O mesmo é válido por exemplo para salas de espetáculos com lotações variáveis. Assim, para cada espaço, é importante considerar o número de cidadãos que são servidos pelo mesmo, tendo em conta a frequência média de utilização e o tempo de percurso máximo espetável em função dessa frequência de utilização. Para se considerar que uma cidade promove adequadamente a cultura e a recreação a todos os cidadãos, considera-se que todos os edifícios residenciais devem estar a um tempo de transporte máximo adequado a pelo menos dois tipos de espaços públicos que promovem a cultura e a recreação: um espaço verde público exterior de acesso irrestrito; e um espaço interior. Assim, as cidades devem ser planeadas a partir destes espaços, pela análise da quantidade de cidadãos que são servidos numa área de influência.

5.3.5. *Qualidade de vida – Mobilidade*

A mobilidade dos cidadãos é essencial para a garantia de direitos fundamentais dos cidadãos e para a qualidade de vida nas cidades, podendo até ser considerada uma necessidade humana (Rivera & Lagos, 2013) (Rodrigues, Ramos, & Tobias, 2016). O transporte é necessário para os cidadãos acederem a bens, a serviços, ao emprego, educação, saúde, alimentação, entre outros (Lowe et al., 2015). Normalmente, a promoção da mobilidade em cidades é justificada pelos benefícios ambientais na redução de emissões de gases e efeito de estufa e de gases poluentes (Silva & Mendes, 2012) (Rivera & Lagos, 2013) ou pelos benefícios na saúde obtidos pela redução do ruído (Boschmann & Kwan, 2008) (King et al., 2009) (Silva & Mendes, 2012) e pela promoção de exercício físico em deslocações pedonais ou em bicicleta (Beaglehole et al., 2011) (Lowe et al., 2015). No entanto, do ponto de vista da qualidade de vida, o objetivo de um sistema de mobilidade com qualidade é permitir aos cidadãos moverem-se de forma rápida e confortável dentro da cidade e nas comutações com o exterior (Rivera & Lagos, 2013). Situações de tráfego lento e congestionamentos promovem o *stress* e até comportamentos perigosos por parte dos condutores, além de representarem desperdícios de tempo desconfortáveis que diminuem a qualidade de vida (Cottrell & Barton, 2013) (Emo, Matthews, & Funke, 2016).

Por haverem vários benefícios resultantes da redução do tráfego rodoviário, vários dos métodos estudados no Capítulo 4 avaliam a qualidade do sistema de mobilidade pelos efeitos no ambiente. É comum a utilização de termos como mobilidade verde para a promoção de deslocações pedonais, da rede ciclável ou da utilização de veículos teoricamente menos poluentes. A título de exemplo, a ISO 37120 (2014) considera 9 indicadores na categoria de transportes sem no entanto considerar quaisquer indicador diretamente relacionado com a medição da qualidade de vida (Tabela 17) (ISO, 2014). Exemplos destes indicadores são a quantidade (distância) de infraestruturas de transporte públicos, número de viagens de transporte público, número de veículos privados, número de motociclos, dimensão da rede de ciclovias e conectividade aérea (ISO, 2014). Outros métodos comuns consideram ainda parâmetros como: taxas de utilização de transportes públicos, qualidade das infraestruturas, existência de estacionamento, dependência do automóvel privado, preços médios de transportes de mercadorias, quilometragem de veículos motorizados, taxas de intermodalidade, custos de transporte, conectividade da rede, segurança de transporte, níveis de ruído rodoviário, velocidade de tráfego, distâncias médias de viagens e duração média de viagens (Haghshenas & Vaziri, 2012) (Rivera & Lagos, 2013) (Lowe et al., 2015).

No entanto, muitos destes parâmetros não parecem fornecer uma avaliação de desempenho do plano de mobilidade. Por exemplo, a densidade da rede de transportes não considera a quantidade de veículos que circulam na rede ou a possibilidade de ocorrerem engarrafamentos nas interseções chave (Haghshenas & Vaziri, 2012). A avaliação da utilização de transportes públicos, apesar de estes serem reconhecidamente uma boa prática para a diminuição de engarrafamentos e de impactes ambientais (Rivera & Lagos, 2013), são uma medida indireta da qualidade da rede de transportes na perspetiva da qualidade de vida. Por exemplo, uma cidade com grande utilização de transportes públicos, mas com uma rede de infraestruturas rodoviárias desadequada, poderia causar engarrafamentos e tempos de viagem altos, obtendo ainda assim um bom desempenho caso o método de avaliação considere apenas a taxa de utilização de transportes públicos. Da mesma forma, a taxa de intermodalidade, ou seja, a percentagem de utilização de cada tipo de transporte, assim como indicadores de distâncias para transportes públicos ou relacionados com a utilização de veículos privados são também medidas indiretas da qualidade do sistema de mobilidade. Adicionalmente, indicadores como a proximidade a transportes públicos, não consideram aspetos como a qualidade dos transportes, a disponibilidade de investimento dos cidadãos para passes ou bilhetes, a segurança ou até o acesso a pessoas com mobilidade reduzida (Klopp & Petretta, 2017). Estes indicadores são assim entendidos como guias para avaliação de boas práticas e não medidas de desempenho sobre os fenómenos complexos da mobilidade em cidades (Klopp & Petretta, 2017).

Tendo isto em conta, a avaliação da duração média de viagens ou o tempo desperdiçado em engarrafamentos parecem fornecer uma avaliação de desempenho de uma rede de mobilidade em termos de qualidade de vida, pois o resultado final ou o objetivo de um plano de mobilidade é de facto reduzir os tempos de viagens e os congestionamentos. A empresa de estatísticas de tráfego INRIX fornece valores médios do tempo que cada cidadão perde em congestionamentos em 1360 cidades de 38 países

(INRIX, 2017). A cidade com pior mobilidade, segundo esta base de dados é Los Angeles, com uma média por cidadão de 102 horas por ano em tráfego. Lisboa apresenta valores na ordem de 22 horas, Porto 27 e Braga 7, havendo menos de 20 cidades com valores abaixo das 2 horas anuais de tempo perdido em tráfego (INRIX, 2017). No entanto, a avaliação do tempo passado em congestionamentos não considera o tempo útil de viagens na totalidade da sua extensão, pelo que a avaliação dos tempos médios de viagem, que incluem ambas as variáveis, fornece uma avaliação mais completa. Esta foi também a conclusão do trabalho de Simon (2016), que defendeu o uso do tempo de viagem como um indicador de desempenho (Simon et al., 2016). Todas as medidas de boas práticas relacionadas com a qualidade das infraestruturas, o uso de transportes públicos ou a promoção da mobilidade ciclável e pedonal são consideradas nos seus efeitos de redução dos tempos médios de viagem. Os tempos médios de viagem fornecem assim uma mensagem clara, que pode ajudar na tomada de decisão (Rivera & Lagos, 2013).

No entanto, existe ainda a possibilidade de se argumentar que a avaliação do tempo de viagem não é suficiente pois não pode ser desligada da dimensão da cidade. Cidades com maior número de habitantes obrigatoriamente necessitam de uma área maior, aumentando as distâncias e os tempos de viagem. Isto indicaria que uma medida mais correta seria a velocidade média de viagem, considerando em simultâneo a distância e o tempo de viagem. Apesar disso, verifica-se que os cidadãos não viajam necessariamente sempre entre extremidades opostas das cidades. Na verdade, as viagens mais comuns são casa-trabalho (Barreck, 2015). Nesta perspetiva, facilmente se entende que o desenho da cidade tem uma grande influência nos tempos médios de viagem em função do zoneamento das zonas residenciais, industriais, serviços e outros e das infraestruturas existentes.

A promoção de zonas mistas é também um fator que promove a redução de tempos médios de viagem pois as distâncias necessárias para as comutações são reduzidas. Além disso, a avaliação da velocidade média também não seria suficiente pois para a mesma velocidade média, cidades com redes de infraestruturas distintas terão eficiências diferentes em termos de distâncias que são necessárias percorrer para a deslocação entre dois pontos. Este nível de eficiência, em suma, avalia o desenho das infraestruturas, pela relação entre a distância entre dois pontos medida ao longo das infraestruturas rodoviárias e a distância real, medida numa linha reta entre esses pontos (numa situação ideal, o valor desta relação seria próximo de 1).

Tendo isto em conta, conclui-se que o método mais completo e adequado para avaliar o desempenho de uma cidade em termos de mobilidade é através dos tempos de viagens máximos entre áreas residenciais e áreas onde se situem destinos prováveis como emprego, áreas industriais e serviços. Neste sentido, Rodrigues (2016) desenvolveu um índice de avaliação de mobilidade baseado em sistemas GIS, com base em distância a vários tipos de locais chave, como educação, saúde, serviços, comércio e lazer utilizando um sistema de pesos em função da importância de cada local (Rodrigues et al., 2016). Tendo em conta que os aspetos relacionados com a educação, com a saúde e com locais de lazer já são

considerados em outros indicadores, a avaliação deste indicador efetua-se assim pela avaliação dos tempos máximos de percurso para áreas de emprego, comércio e serviços.

Estes tempos de percurso, no entanto, dependem de variados fatores, tais como a forma urbana, larguras de ruas, números de vias, tipos de interseções, tipos de sinalização rodoviária, velocidades permitidas, fluxos de tráfego, entre outros. Tendo isto em conta, a melhor forma de calcular estes tempos de percurso é através de simulações computacionais. Tendo isto em conta, podem ser utilizados programas tais como o aimsun (aimsun, 2019), o Vissim (Figura 22) (PTV Group, 2019), o MATSim (MATSim, 2019) e o SUMO (DLR, 2019). Estes programas permitem a modelação de redes de infraestruturas a nível macro e micro, através da definição de um conjunto alargado de parâmetros que caracterizam as ruas, as interseções e os fluxos de tráfego.

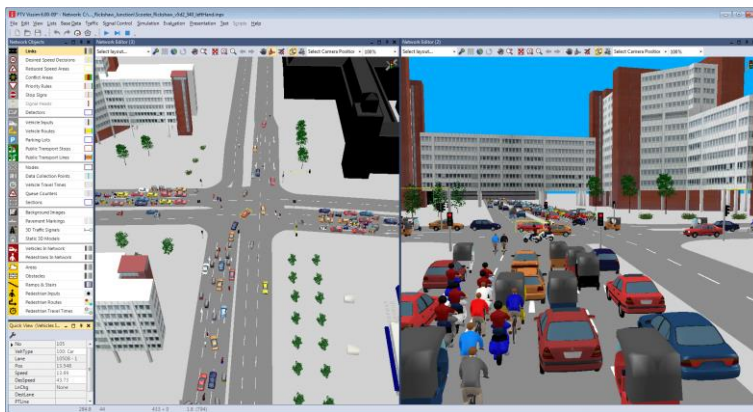


Figura 22. Exemplo de aplicação do programa Vissim (PTV Group, 2019)

Para a definição de valores limite, este método de avaliação permite a comparação de tempos de viagem com valores para os quais ocorram fatores de desconforto. Num estudo em desenvolvimento de Barreck (2015) sobre os efeitos da duração das comunicações casa-trabalho na saúde mental dos cidadãos, verificou-se que existe risco de ocorrência de níveis elevados de *stress* depende grandemente do tipo de transporte utilizado e do tipo de profissão de cada cidadão (Barreck, 2015). Como resultados iniciais para a cidade de Montreal, que necessitam de ser confirmados para outras cidades e regiões, concluiu que o risco de *stress* aumenta consideravelmente para tempos de viagem médios acima de 20 minutos e que acima de 35 minutos todos os cidadãos verificam *stress* elevado e perdas de produtividade nas suas atividades (Barreck, 2015). Decidiu-se assim definir 20 minutos como valor limite para a duração média das viagens. A título de curiosidade, a empresa Moovit (2018), que publica estatísticas rodoviárias anualmente, indica que em 2017, as cidades de Braga, Porto e Vila Real apresentam um valor médio de 47 minutos de duração das viagens casa-trabalho, em dias de semana, indicando potencialmente que os cidadãos destas cidades estão em elevado risco de *stress* (Moovit, 2018).

5.3.6. *Qualidade de vida - Segurança*

A segurança é uma componente essencial para a qualidade de vida nas cidades (Lacinák & Ristvej, 2017). Uma cidade segura é uma cidade que, pela integração de soluções e de tecnologias, atua na

prevenção de eventos que coloquem a segurança dos cidadãos em risco, e que promove a eficácia dos processos de resposta rápida em caso de acidentes ou emergências (Lacinák & Ristvej, 2017). Tendo em conta que a prevenção pode não ser suficiente para evitar a ocorrência de quaisquer acidentes, é sempre importante considerar ambas as vertentes. A segurança nas cidades pode ainda ser abordada à luz de quatro componentes principais: a segurança contra criminalidade ou outros atentados contra a segurança pessoal ou contra a propriedade, que envolvam a necessidade de intervenção das forças de segurança; segurança contra incêndio, desastres naturais, ou outros fenómenos, que envolvam a necessidade de intervenção pelas forças de proteção civil; segurança rodoviária ou contra acidentes pessoais, que envolvam a necessidade de intervenção em termos de assistência médica urgente; e a segurança funcional, que está relacionada com a segurança das próprias infraestruturas (incluindo segurança estrutural) e é normalmente assegurada através de regulamentação (Appleton, 2003). Com base nestas componentes da segurança e nas duas abordagens possíveis (prevenção e resposta), é necessário o desenvolvimento de indicadores próprios para avaliar cada uma destas formas de considerar a segurança nas cidades.

i) Segurança contra incêndio, desastres naturais, acidentes rodoviários ou outros, que envolvam a necessidade de intervenção pelas forças de proteção civil ou de assistência médica urgente.

Os serviços de proteção civil estão entre os serviços mais críticos para a proteção dos cidadãos. A distribuição estratégica e eficiente de quartéis de bombeiros, ou de instalações de outras forças de proteção civil, é essencial para assegurar a resposta em tempos adequados (Yao, Zhang, & Murray, 2018). Por exemplo, no caso de incêndios, existe normalmente um grave perigo para a vida humana, para as infraestruturas e para o ambiente, frequentemente causando feridos ou até fatalidades, perdas económicas e poluição (Yao et al., 2018). De acordo com um relatório da Associação Internacional de Serviços de Incêndios e Resgate, entre os 31 países avaliados, ocorrem cerca de 3,5 incêndios por cada 1000 habitantes por ano, causando mais de 18.000 mortes e mais de 44.000 feridos (Brushlinsky, Ahrens, Sokolov, & Wagner, 2017) (Yao et al., 2018). Quanto à segurança rodoviária, o Relatório Anual de Sinistralidade Rodoviária do ano de 2017, publicado pela Autoridade Nacional de Segurança Rodoviária indica que no ano de 2017 ocorreram em Portugal 34.416 acidentes, provocando 602 vítimas mortais e 2117 feridos graves (ANSR, 2017). Assim, é necessário um sistema de gestão estruturado e organizado para assegurar que todos os aspetos relacionados com a segurança, evacuação e resgate, sejam efetuados de forma rápida e competente (K. Wong & Xie, 2014).

Do ponto de vista da prevenção, é importante a perceção de que há desastres que são evitáveis, decorrentes de atividades humanas ou que envolvam apenas elementos construídos ou geridos pelo homem e há desastres para os quais não existe prevenção possível, tais como desastres naturais decorrentes de condições climáticas adversas. Neste âmbito, os acidentes evitáveis incluem os acidentes rodoviários, os incêndios, inundações (quando decorrentes de mau dimensionamento ou falta de manutenção das infraestruturas de escoamento de águas, impermeabilização do solo, entre outras causas antropogénicas), quedas de árvores, entre outros. Para este tipo de acidentes, a prevenção é essencial tanto para diminuir o número de acidentes como para diminuição dos danos em caso de

acidente. A avaliação da segurança em cidades neste âmbito é normalmente efetuada através de indicadores como o número de bombeiros por habitante, número de fatalidades em incêndios, número de fatalidades rodoviárias, tempo de resposta desde a chamada inicial (ISO, 2014), frequência ou número de incêndios (ou outros desastres evitáveis), perdas económicas, número de feridos graves (Yao et al., 2018) ou indicadores relacionados com a sinalização rodoviária (Rodrigues, Magalhães, Fonseca, Duarte, & Ribeiro, 2017). Alguns destes indicadores, no entanto, apenas fornecem uma avaliação indireta ou subjetiva. Por exemplo Rodrigues (2017) desenvolveu um método de avaliação da segurança de rodovias apenas com base em fatores de visibilidade e posicionamento de sinais de trânsito (Rodrigues et al., 2017). No entanto, este tipo de avaliação exclui a possibilidade de os condutores ignorarem deliberadamente as regras de trânsito ou até a possibilidade de estes sinais de trânsito se tornarem totalmente desnecessários face à espetável emergência de veículos autónomos.

No que toca à prevenção, para se efetuar uma avaliação de desempenho, importa quantificar o número de desastres evitáveis por habitante por ano. Este indicador permite contabilizar o efeito concreto de todas as medidas de prevenção, manutenção e monitorização que tenham como objetivo a redução do número de ocorrências deste tipo de desastres. Tendo em conta a especificidade do tipo de acidentes, importa separar os acidentes rodoviários dos demais tipos de acidentes, nomeadamente incêndios e outros similares. No entanto, a avaliação do número de acidentes não entra em consideração com a gravidade dos mesmos. Nesse sentido, Nogueira (2013) (2015) desenvolveu um índice de sinistralidade rodoviária, calculado a partir de um indicador de gravidade, (fator humano) um indicador de danos materiais e um indicador económico (Nogueira et al., 2013) (Rodrigues et al., 2015). A Autoridade Nacional de Segurança Rodoviária utiliza também um indicador de gravidade, baseado no número de fatalidades, de feridos graves e feridos ligeiros e de um sistema de pesos (ANSR, 2017). No entanto, ao passo que essa medida funcionaria na fase de monitorização, não é aplicável na fase de projeto, pois não é possível a previsão da gravidade dos acidentes, a menos que se usem modelos probabilísticos complexos, baseados em fatores de risco. Assim, para simplificação, a avaliação na vertente da prevenção será efetuada pelo número de acidentes rodoviários por pessoa por ano e pelo número de outros acidentes evitáveis por pessoa por ano.

Relativamente a valores limite para o número de desastres evitáveis, pode-se admitir que para haver sustentabilidade, os sistemas de prevenção devem ser estudados e implementados de tal forma que minimizem a probabilidade de ocorrerem quaisquer desastres para valores residuais. A determinação deste valor deve ser alvo de estudos adicionais para calcular a taxa de probabilidade de ocorrência de acidentes, numa perspetiva de níveis mínimos de risco. Para simplificação, pode-se apontar um valor de zero acidentes por pessoa por ano como valor limite, como uma meta de desenvolvimento a atingir a longo prazo.

Do ponto de vista da resposta em caso de necessidade de intervenção de forças de proteção civil, seja para desastres evitáveis ou inevitáveis, uma avaliação de desempenho pode ser efetuada através do tempo de resposta das forças de proteção civil desde a chamada inicial. A avaliação do tempo de resposta

permite contabilizar o efeito de todas as estratégias que melhorem a capacidade de resposta das forças de proteção civil, tais como estratégias de mobilidade, zoneamento territorial, dispersão de quartéis de bombeiros, entre outros. Relativamente a valores limite, num estudo sobre a cobertura do serviço de proteção civil, Yao (2018) sugere distâncias máximas (ex. 2 ou 3 km) ou um tempo máximo de resposta de 4 ou 5 minutos (Yao et al., 2018). Naturalmente quanto menor o tempo de resposta, mais fácil e eficaz pode ser a resposta, diminuindo a probabilidade de ocorrerem ou de se agravarem danos humanos e materiais. Devem ser desenvolvidos mais estudos para determinar o tempo máximo de resposta com base em níveis de risco para cada tipo de intervenção. Contudo, pode-se adotar um valor de referência de 5 minutos como valor limite para o tempo de resposta

ii) Segurança contra o crime

Em relação à componente da criminalidade, é comum a menção da importância da perceção de segurança em cada comunidade, como uma componente fundamental da sustentabilidade social (Dempsey et al., 2011). As medidas de prevenção da criminalidade contribuem para o aumento da perceção de segurança (Spicer & Song, 2017) na medida em que melhoram o sentido de comunidade, a coesão social, a identidade de lugar e a vida social de uma área de vizinhança (Eizenberg, 2012) (Bonaiuto et al., 2015) (Jabareen, Eizenberg, & Zilberman, 2017). Alguns estudos apontam ainda que a perceção de insegurança leva a problemas a saúde física (Jackson & Stafford, 2009) e mental dos cidadãos (Jabareen et al., 2017), assim como mudanças no comportamento dos cidadãos, nomeadamente à redução da atividade exterior e a mudanças no comportamento pedonal (Jabareen et al., 2017). Isto porque os peões selecionam trajetos considerados mais seguros, tais como caminhos iluminados e afastados de fachadas com entradas, evitando no geral percorrer áreas que percebam como inseguras (Shach-Pinsly, 2018). Esta adaptação no comportamento dos peões é mais visível em mulheres, fazendo com que a perceção de insegurança seja um entrave à mobilidade, levando à exclusão social de género e a menos oportunidades para mulheres (Loukaitou-Sideris, 2014) (Spicer & Song, 2017).

Vários autores procuraram identificar características urbanas que contribuem para a perceção de segurança nas cidades, apontando fatores como a existência de fachadas com janelas diretamente abertas para as ruas (promovendo vigilância natural), a limpeza/manutenção das ruas (Dempsey et al., 2011), iluminação adequada, a possibilidade de deslocações pedonais (Spicer & Song, 2017), os sistemas de transporte, os estacionamento, o desenho urbano e a promoção de espaços compactos (Jabareen et al., 2017). No entanto, a avaliação da perceção de segurança com base em características da cidade faculta apenas uma avaliação indireta, sendo necessário distinguir ainda a perceção de segurança com a criminalidade ou com os reais níveis de segurança. Além disso, a perceção de segurança é muito difícil de medir de forma objetiva pois é um parâmetro subjetivo por definição. Pelo mesmo motivo, a realização de questionários de satisfação com a segurança dos espaços urbanos também não é adequada a uma avaliação de desempenho da segurança.

Alguns estudos tentam também avaliar a criminalidade através de medidas indiretas como índices demográficos ou socioeconómicos ou até relacionados com a organização do território como a existência de parques verdes e locais que sirvam para a aglomeração não supervisionada de jovens, (Boessen & Hipp, 2018), a promoção de usos mistos, a iluminação noturna, a largura de ruas ou o número de cruzamentos (Shach-Pinsly, 2018). Apesar destes estudos, até ao momento ainda não foi possível integrar este tipo de informação no desenvolvimento de áreas urbanas em que não ocorram crimes (Shach-Pinsly, 2018). Na verdade, é possível estabelecer relações causa-efeito entre a criminalidade e níveis de pobreza ou de desigualdade (Wilkinson & Pickett, 2010) (Joseph, 2017), que são fatores independentes da organização do território, mas estas formas de avaliação continuam a ser medidas indiretas. Assim, uma avaliação de desempenho na perspetiva da prevenção do crime é de facto a avaliação da quantidade e gravidade dos crimes que ocorrem na cidade, através de indicadores como o número de crimes por habitante por ano. A avaliação deve considerar o tipo de crimes e a sua gravidade.

Podem-se separar os tipos de crime em inúmeros tipos como roubos domésticos, roubos de veículos, ofensas corporais, crimes sexuais (Higgins & Campanera, 2011), número de homicídios, crimes contra a propriedade, taxa de criminalidade violenta (ISO, 2014), entre outros. Para haver sustentabilidade, pode-se idealizar uma sociedade em que não existam crimes. Isto apenas seria possível pela conjunção de estratégias como a eliminação de causas ou motivações possíveis para a ocorrência de crimes, como a pobreza ou desigualdade, pela melhoria da educação e da cultura, pela eliminação de condições urbanas para a ocorrência de crimes ou pela eliminação de possíveis meios (armas) para a realização de crimes (Joseph, 2017). Pode-se assim afirmar que qualquer sociedade onde existam crimes, não é sustentável, pelo que para haver sustentabilidade, o número de crimes por habitante por ano deve ser igual a zero, não sendo tolerável a existência de criminalidade.

Do ponto de vista da resposta em caso de necessidade de intervenção de forças de segurança, a avaliação deve-se efetuar de forma similar à avaliação da resposta na intervenção das forças de proteção civil, ou seja, através do tempo desde a chamada inicial até à resposta ou chegada das forças de intervenção. Como valor limite, pode-se adotar um valor máximo de 5 minutos, à semelhança do que foi definido para outras questões de segurança.

5.4. *Dimensão económica*

Normalmente, a dimensão económica é associada a questões financeiras e monetárias relacionadas com o crescimento económico. Por isso, é comum encontrar-se indicadores nos métodos de avaliação de sustentabilidade existentes relacionados com rendimentos, como o PIB per capita ou valores de coleta de impostos, ou então relacionados com despesas e a sua alocação em orçamentos municipais ou nacionais (Klopp & Petretta, 2017). No entanto, conforme a definição de sustentabilidade desenvolvida no Capítulo 3, a economia é entendida como uma atividade social que tem como objetivo gerir os recursos de forma adequada, prevenindo o seu esgotamento e distribuindo-os de forma adequada. As questões relacionadas com a distribuição de riqueza e utilização de recursos para a melhoria condições de vida, numa perspetiva *top-down*, são consideradas através dos seus efeitos na qualidade de vida, na

dimensão social. As questões relacionadas com a gestão ou com o esgotamento de recursos, apesar de muitas vezes serem consideradas como questões ambientais (Charter of European Cities and Towns Towards Sustainability, 1994) (Wackernagel et al., 2002), devem ser abordadas como um problema económico (van Oers & Guinée, 2016). Isto porque estas não têm necessariamente a ver com a manutenção de equilíbrios estáveis para garantir as condições de habitabilidade no planeta. Para melhor entendimento desta divisão entre questões económicas, sociais e ambientais, referem-se de seguida alguns exemplos de impactes que podem ser associados a estas três dimensões.

Como exemplo de impactes no ambiente podem-se apontar os impactes do tratamento de resíduos, como a poluição da água ou as emissões de gases de efeito de estufa provenientes de aterros sanitários e de incineração, que somadas constituem pelo menos 4% das emissões globais (J. W. Lu, Zhang, Hai, & Lei, 2017) (Zeller, Towa, Degrez, & Achten, 2019). Adicionalmente, a necessidade constante de se encontrarem novos locais para extração de matérias primas relaciona-se com vários ataques de destruição de *habitats* naturais e de biodiversidade à escala planetária. No que toca às questões sociais, colocam-se questões de direito, de acesso e de distribuição de recursos cujos efeitos se verificam em termos de desigualdade social. Adicionalmente, o esgotamento de recursos direciona a sociedade para uma “armadilha social”, em que apenas alguns no presente tem acesso aos recursos existentes enquanto que as gerações futuras são privadas desses recursos após o esgotamento (Magalhães et al., 2013), tratando-se também de uma questão de equidade intergeracional. No entanto, no âmbito de uma abordagem *top-down*, estas questões ambientais e sociais relacionadas com o esgotamento de recursos já são consideradas nas respetivas dimensões.

Assim, apesar de se relacionar com efeitos no ambiente e no estado social, o esgotamento de recursos bióticos e abióticos é um problema fundamental que deve ser considerado na avaliação da dimensão económica, (Klinglmair, Sala, & Brandão, 2014) (Joseph, 2017). A abordagem económica à gestão de recursos considera o problema de não existir um ciclo fechado de materiais e produtos, em que a sociedade atual vive num paradigma de consumismo que sobrevive à custa de uma constante extração de matérias primas do planeta e produção de resíduos, que são insustentáveis num planeta que é finito (Klinglmair et al., 2014).

A nível global, estima-se que são produzidos anualmente entre 7 e 10 milhares de milhões de toneladas de resíduos, dos quais aproximadamente 3,2 mil milhões são resíduos sólidos urbanos (Wilson et al., 2015). Destes, estima-se que cerca de 47% são depositados em aterro, 22% são incinerados e apenas 31% são reciclados (Tisserant et al., 2017). Ou seja, quase 70% dos resíduos são desperdiçados e saem do ciclo de materiais, o que explica a grande pressão que a sociedade está a exercer no planeta para a extração de novas matérias-primas (Zeller et al., 2019). Devido à já evidente dificuldade na extração de alguns metais, algumas empresas estão a mudar o modelo de negócio para reaproveitar resíduos num processo que denominam de mineração urbana (*urban mining*). Por exemplo, os resíduos eletrónicos (conhecidos como *e-waste*) são compostos de plásticos que provêm de combustíveis fósseis e de muitos metais, que seriam facilmente reciclados. Numa investigação nesta área para o mercado chinês, Zeng

(2018) demonstrou que já é viável a recuperação destes resíduos eletrónicos para reciclar cobre e ouro comparativamente aos custos de extração destes metais a partir da crosta terrestre (Zeng et al., 2018)

Tendo em conta o ritmo de extração de matérias-primas da crosta terrestre, o aumento das necessidades de recursos da sociedade atual (consumismo) e a continuação do paradigma do crescimento económico, o problema do esgotamento de recursos tem recebido cada vez mais notoriedade. Face à severidade do problema eminente de esgotamento de recursos, as Nações Unidas indicaram que um dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (objetivo 12) prende-se com assegurar padrões de produção e consumo sustentáveis (United Nations, 2017a). Duas das metas mais relevantes associadas ao objetivo 12 são a redução da produção de resíduos (12.2) e a promoção de uma gestão de recursos eficiente e sustentável (12.5) (United Nations, 2017a).

Neste âmbito é também importante referir a Iniciativa Europeia para as Matérias-primas, que indica a necessidade de identificar e monitorizar materiais chave para a economia para garantir que não se esgotam (European Commission, 2008). Ainda a nível da União Europeia, a Comissão Europeia definiu como metas a atingir até 2030 que 65% dos resíduos sólidos urbanos, 70% dos resíduos de construção e demolição e 75% dos resíduos de embalagem sejam reciclados, assim como se devem reduzir para 10% os resíduos depositados em aterro (European Commission, 2015a). Estas metas e objetivos estão alinhados com a visão de uma economia baseada em recursos ou de uma economia circular.

De facto, o conceito de economia circular tem estimulado um grande movimento para a dissociação do desenvolvimento económico ao uso de recursos naturais (Niero & Rivera, 2018) (Pauliuk, 2018), em que muitas cidades do globo estão a adotar estratégias para a promoção de uma economia circular. Neste sentido, foi criada uma rede de cidades circulares (*circular cities network*), que já conta com iniciativas em 83 cidades (Petit-Boix & Leipold, 2018). Existem ainda outras iniciativas, tais como a Associação de cidades e regiões para a gestão sustentável de recursos, com mais de 100 instituições associadas, públicas e privadas, principalmente a nível europeu (ACR+ - *Association of Cities and Regions for sustainable Resource management*) (ACR+, 2019).

Não existe uma definição única de economia circular (Kirchherr, Reike, & Hekkert, 2017) (Niero & Rivera, 2018). Na procura de um entendimento sobre o que significa economia circular para vários intervenientes, Kirchherr (2017) identificou 118 definições diferentes (Kirchherr et al., 2017). Normalmente, a economia circular é defendida através de atividades relacionadas com a política dos 3 R's (Reduzir, Reciclar, Reutilizar) e raramente é reconhecida a necessidade de uma mudança sistémica a todo o processo de gestão de recursos para a implementação de uma economia circular (Kirchherr et al., 2017). No entanto, há um entendimento geral que uma economia circular é uma em que não existem desperdícios e em que os materiais e recursos tem um ciclo de vida fechado (Figura 23).

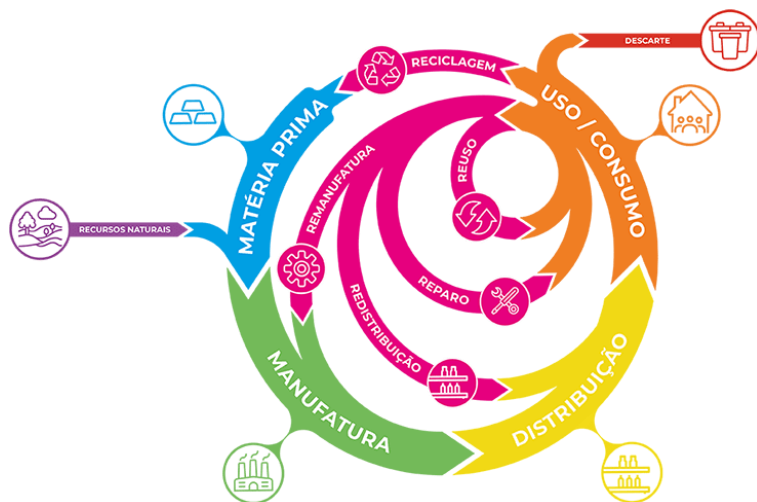


Figura 23. Diagrama representativo de uma economia circular (Gejer & Tennenbaum, 2015)

Em 2017, o Instituto de Normalização Britânico (BSI - *British Standards Institution*) lançou a primeira norma relacionada com a economia circular (BS 8001) com o objetivo de estruturar a implementação de uma economia circular em instituições públicas e privadas (The British Standards Institution, 2017). Nesta norma, a economia circular é definida como uma economia restaurativa e regenerativa, que pretende promover a valorização e utilidade de produtos, componentes e materiais em todas as fases do ciclo de vida. Restaurativa significa que os recursos utilizados são transformados em novos produtos no final de ciclo de vida e regenerativa refere-se a permitir que os sistemas biológicos tenham tempo para recuperarem e restaurarem os recursos (bióticos) que são consumidos (The British Standards Institution, 2017) (Pauliuk, 2018). Na

Tabela 41 apresentam-se os 6 princípios de uma economia circular de acordo com a norma BS 8001 (Niero & Rivera, 2018).

No entanto, a norma estipula apenas que as organizações são responsáveis por escolher indicadores apropriados para medirem o desempenho associado a uma economia circular, não havendo menção a estratégias de monitorização nem à utilização de métodos quantitativos que permitam uma avaliação precisa (Pauliuk, 2018). De facto, a adoção de uma economia circular está associada a várias dificuldades e barreiras. Para que as cidades possam implementar uma economia circular, fechando o ciclo dos materiais, é necessário que os decisores tenham acesso a informação detalhada sobre a produção e tratamento de resíduos (Zeller et al., 2019). No entanto, as cidades convencionais da atualidade não estão dotadas de estatísticas completas ou detalhadas sobre resíduos ou de importação/exportação de materiais e produtos.

Mas as maiores dificuldades de implementação de uma economia circular prendem-se com o modelo económico em vigor, principalmente no meio empresarial (Ritzén & Sandström, 2017) (Joseph, 2017). Entre as dificuldades encontradas, listam-se dificuldades financeiras relacionadas com a medição de benefícios financeiros e a necessidade de rentabilidade ou lucro; dificuldades estruturais relacionadas com a ausência de trocas de informação entre sectores e com a distribuição de responsabilidades;

dificuldades operacionais relacionadas com as infraestruturas de gestão de cadeias de fornecimento; dificuldades relacionadas com a aversão ao risco e com a percepção de sustentabilidade; e dificuldades tecnológicas relacionadas com o desenho de produtos e com a integração de processos de produção (Ritzén & Sandström, 2017).

Tabela 41. Princípios e descrição de uma economia circular de acordo com a norma BS 8001 (The British Standards Institution, 2017) (Niero & Rivera, 2018)

Princípio	Descrição	Objetivo
1 - Abordagem sistémica	Ter uma abordagem holística	Perceber como as decisões individuais interagem com o sistema superior da qual fazem parte
2 - Inovação	Transformar algo numa coisa nova ou alterada que cria e redistribui valor	Criar valor permitindo a gestão sustentável de recursos através do desenho de processos, produtos, serviços e modelos de negócios
3 - Gestão integrada	Gerir os impactes diretos e indiretos das atividades das organizações	Contabilizar os impactes ambientais, sociais e económicos das organizações tanto na sua cadeia de processos como dos seus clientes
4 - Colaboração	Colaboração interna e externa através de acordos formais e/ou informais	Criar valor mútuo entre organizações
5 - Otimização de valor	Manter todos os produtos, componentes e materiais no seu valor máximo em todas as fases de ciclo de vida	Reconsiderar o que é encarado como resíduo ou perdas do sistema e identificar oportunidades para criar novo potencial
6 - Transparência	Ser aberto em relação às decisões e atividades que afetam a transição para uma economia circular e comunicar isso de forma clara, precisa e honesta	Construir confiança internamente e externamente

De facto, o comportamento das empresas segue princípios opostos ao de uma economia circular. Por exemplo, uma das estratégias centrais das empresas para os seus clientes comprarem produtos é aquilo que se chama de obsolescência programada (Kuppelwieser, Klaus, Manthiou, & Boujena, 2019). A obsolescência programada é definida pelo conjunto de estratégias que as empresas usam para limitar artificialmente e intencionalmente a durabilidade dos produtos e serviços com o objetivo de motivar o consumo repetitivo e é promovida por indústrias de um vasto conjunto de sectores (Satyro, Sacomano, Contador, & Telles, 2018). Estratégias comuns são a utilização de materiais com baixa qualidade, diminuição de durabilidade de peças ou mecanismos chave, prevenção de possibilidade de reparações ou melhorias, criação de entraves através de *software*, promoção de “modas”, entre outros (Joseph, 2014) (Satyro et al., 2018).

O assunto tem ganho tal relevância que o Parlamento Europeu adotou uma moção para a extensão do ciclo de vida de produtos, que incentiva os países membros a adotar medidas de combate à obsolescência programada (European Parliament, 2017). Assim, conclui-se que as empresas demonstram dificuldades e resistência à mudança pois é incerto como terão aumento de receitas com a extensão da vida útil dos seus produtos ou quanto é que esta melhoria em termos de sustentabilidade os valoriza monetariamente. Adicionalmente, as empresas idealizam que os seus clientes não demonstram uma maior vontade de investimento face a este valor acrescentado dos produtos, pelo que

a sustentabilidade não é considerada nos modelos de negócios das empresas (Ritzén & Sandström, 2017).

Estas considerações são importantes para se perceber como se pode efetuar a avaliação de sustentabilidade na vertente económica. Isto porque há uma grande dicotomia entre a utilização de indicadores baseados em preços e indicadores baseados em parâmetros físicos (van Oers & Guinée, 2016). No fundo, a avaliação tem por objetivo identificar se existe algum tipo de material ou recurso que esteja em risco de esgotamento de acordo com o modelo de desenvolvimento em operação. Embora o preço de um produto possa ser entendido como uma medida da sua escassez e criticalidade, existem outras questões que importam mencionar. Os preços são influenciados também pela estrutura do mercado financeiro, pelas condições sociais dos países, pelos custos de mão-de-obra, diferenças de valores de moedas e taxas de intercâmbio, pelo poder das empresas extratoras, pelo grau de monopolização do mercado, entre outros (Klinglmair et al., 2014) (Joseph, 2017).

Adicionalmente, verifica-se que os preços unitários de grande parte dos recursos variam consideravelmente ao longo do tempo, com subidas e descidas não relacionadas com a escassez crescente desses recursos ou com a descoberta de novos locais de extração. Por estas razões, o preço ou valor monetário de materiais e produtos não parecem fornecer uma medida adequada para avaliar a escassez de um recurso ou o desempenho de um sistema económico em termos da gestão de recursos (van Oers & Guinée, 2016). Assim, a unidade mais útil para a avaliação de sustentabilidade em termos de gestão de recursos é a massa de cada recurso e não o custo ou o valor monetário por unidade de massa.

Para avaliar a sustentabilidade de um modelo económico em termos do uso de recursos, é importante ainda considerar as várias abordagens ao problema do esgotamento de recursos, que utilizam definições distintas como o esgotamento (ou depleção), a escassez e a criticalidade dos recursos (Klinglmair et al., 2014) (van Oers & Guinée, 2016). A depleção de um recurso refere-se à redução da presença desse recurso em termos geológicos ou naturais, na crosta terrestre. A escassez indica que a quantidade disponível de um recurso é ou será insuficiente para satisfazer a procura, ou seja, o consumo é superior ao fornecimento do recurso. A criticalidade de um recurso está relacionada com a escassez do mesmo e com a sua importância para a sociedade, podendo considerar questões económicas, sociais e geopolíticas (van Oers & Guinée, 2016).

Adicionalmente, é ainda importante distinguir e categorizar os recursos em função das características relevantes para uma avaliação adequada. Os recursos podem ser diferenciados primariamente entre recursos abióticos ou inorgânicos (incluindo recursos não vivos no momento de extração) como a água, metais e combustíveis fósseis; e recursos bióticos, que são vivos pelo menos até ao momento de extração do ambiente natural, como a madeira ou alimentos (Klinglmair et al., 2014). Outra distinção importante pode ser desenvolvida em função da disponibilidade dos recursos no ambiente. Recursos de inventário (*stock*) são recursos que existem em quantidades finitas e fixas, sem possibilidade de crescimento (como

minerais e metais) ou de regeneração em espaços temporais comparáveis à existência humana (como o petróleo) (Klinglmair et al., 2014). Recursos de provisão são recursos que se podem esgotar se as taxas de extração forem superiores às taxas de regeneração. Para estes recursos, é possível o esgotamento permanente (como a extinção de uma espécie) assim como a expansão das reservas (com taxas de exploração inferiores à capacidade de regeneração) (Klinglmair et al., 2014). Os recursos de fluxo são recursos que nunca se esgotam, embora possam haver indisponibilidades locais ou temporárias (como água de precipitação, energia solar ou do vento) (Klinglmair et al., 2014).

Na avaliação da disponibilidade de um recurso para gerações futuras, é importante ainda considerar a possibilidade de substituição desse recurso (van Oers & Guinée, 2016). Isto porque em termos de sustentabilidade, se um recurso se esgotar, mas não for estritamente necessário para as atividades humanas, então não se incorre em risco de insustentabilidade. Nesta perspetiva, Van Oers (2016) desenvolveu um estudo preliminar para explorar a possibilidade de substituição de recursos na avaliação de sustentabilidade, através de uma avaliação de ciclo de vida. O estudo indicou que as potencialidades de usos e funções de cada recurso são tão vastas, que tornam esta antecipação demasiado difícil. Até porque é muito difícil prever o nível tecnológico das gerações futuras e conseqüentemente, as suas necessidades de recursos. Assim, conclui-se que, para já, a inclusão da possibilidade de substituição de um recurso num modelo de caracterização do esgotamento de recursos não é praticável (van Oers & Guinée, 2016).

Outra questão importante prende-se com a adoção de uma visão limitada ou abrangente acerca da disponibilidade de um recurso. Uma visão limitada considera apenas a extração de matérias-primas do ambiente natural (geosfera), ao passo que uma visão abrangente considera também a presença desse recurso na economia (antroposfera), tanto em armazém como em depósitos de resíduos que podem ser reciclados. A visão abrangente do problema considera que se existirem recursos em circulação na economia, mesmo que não existam mais em meio natural, não existe problema de esgotamento de recursos (Klinglmair et al., 2014) (van Oers & Guinée, 2016). Esta abordagem altera totalmente o paradigma do problema do esgotamento de recursos, pois poderia ser utilizada para estipular que nunca existirá o problema do esgotamento de recursos porque podem sempre ser aproveitados os recursos que existem em depósitos de resíduos, a menos que a sua extração seja tornada impossível (como no caso de incineração).

Relativamente ao âmbito de avaliação em termos espaciais, a área mínima de avaliação tem de ser uma em que os produtos de consumo (*outputs*) possam voltar a ser transformados em matérias primas (*inputs*), fechando efetivamente o ciclo de materiais (Sterr & Ott, 2004) (Zeller et al., 2019). No entanto, o tamanho das “fronteiras de reciclagem” varia em função do tipo de resíduo. Por exemplo, metais, plásticos, óleos, papel e resíduos eletrónicos circulam em grandes regiões, ao passo que os resíduos orgânicos, resíduos sólidos urbanos e resíduos de construção e demolição são mais adequados para uma reciclagem e recuperação a nível local (X. Chen, Fujita, Ohnishi, Fujii, & Geng, 2012) (Zeller et al., 2019). No âmbito deste trabalho, assume-se que o fecho do ciclo de materiais é possível ao nível da

cidade, mesmo que haja a necessidade ou até vantagens em exportar resíduos em quantidades e tipos equiparáveis aos recursos que são importados. Nesse caso, desde que isso aconteça para uma maior eficiência do sistema produtivo, considera-se que a economia continua a promover um ciclo fechado de materiais.

Um dos métodos mais conhecidos para a avaliação de sustentabilidade no âmbito do esgotamento de recursos e no âmbito das avaliações de ciclo de vida (ACV) é o potencial de esgotamento de recursos abióticos (ADP – *Abiotic Depletion Potential*) (Acero et al., 2015). Esta categoria de impacto tem semelhanças em relação às outras categorias da ACV, baseando-se na soma das quantidades de materiais extraídos do ambiente, incluindo combustíveis fósseis (dados de inventário), multiplicadas por fatores de caracterização de cada material (Equação 8) (van Oers & Guinée, 2016). Esses fatores de caracterização indicam no fundo quão sério é o risco de esgotamento de um recurso em relação a um recurso de referência (van Oers & Guinée, 2016).

$$ADP = \sum_i ADP_i \times m_i \quad \text{Equação 8}$$

No entanto, esta abordagem está longe de ser consensual na comunidade científica. A principal fonte de discórdia está na forma de se calcularem os fatores de caracterização (Klinglmair et al., 2014) (van Oers & Guinée, 2016). Os vários métodos existentes fornecem resultados incongruentes porque usam diferentes interpretações e definições do problema do esgotamento de recursos, que podem ser justificadas de variadas formas (Steen, 2006)s (Klinglmair et al., 2014) (van Oers & Guinée, 2016). As definições mais comuns podem-se agrupar em quatro abordagens principais: a) assumir que os preços de exploração são um fator limitador; b) assumir que a extração de recursos a partir de fontes com menores concentrações trata-se de um problema energético; c) assumir que a escassez é a principal ameaça; d) assumir que os impactos ambientais dos processos de extração e processamento são o principal problema (Klinglmair et al., 2014). O problema é que nenhuma das formas de quantificação existentes pode ser verificada empiricamente, pois dependem de suposições de disponibilidades, de necessidades e de tecnologias de extração futuras, difíceis de prever (van Oers & Guinée, 2016).

O método CML (Leiden University, 2016), atualmente recomendado pela ILCD (*International Reference Life Cycle Data System*) utiliza fatores de caracterização adimensionais do potencial de depleção abiótica (ADP's) (Wolf, Pant, Chomkham Sri, Sala, & Pennington, 2012) (Klinglmair et al., 2014) que são calculados em função das taxas de extração e das reservas de materiais em relação a um material de referência (Equação 9). A seleção de um material de referência é arbitrária, não tendo qualquer influência no resultado. Normalmente, utiliza-se como referência o Antimónio, que foi selecionado por ser o primeiro elemento químico do alfabeto para os quais existem dados precisos sobre as taxas de extração e sobre as reservas existentes na crosta terrestre. Tendo isto em conta, a unidade funcional do indicador é kg equivalentes de extração de antimónio (Acero et al., 2015) (van Oers & Guinée, 2016). O Instituto de Levantamento Geológico dos Estados Unidos (USGS - *US Geological Survey*) manteve atualizada uma base de dados anual com as taxas de extração, reservas naturais e reservas na economia de grande

parte dos recursos planetários, servindo de base para o cálculo dos valores de ADPi. No entanto, infelizmente deixou de reportar esses valores desde o ano de 2010 (United States Geological Survey, 2015) (van Oers & Guinée, 2016).

$$ADP_i = \frac{DR_i / (R_i)^2}{DR_{ref} / (R_{ref})^2} \quad \text{Equação 9}$$

Em que:

ADPi: Potencial de esgotamento de recursos do material i;

mi: Quantidade do recurso i extraído (kg);

Ri: Reservas do recurso i (kg);

DRi: Taxa de extração do recurso i (kg/ano);

Rref: Reservas de Antimónio (kg);

DRref: Taxa de extração de Antimónio (kg/ano).

No entanto, o valor de ADP não permite o estabelecimento de práticas de referência ou valores limite, para os quais seja possível garantir que não haja esgotamento de recursos. Por exemplo, mesmo que para todos os materiais, os valores de ADPi sejam menores ou iguais a 1, indicando que a relação entre as taxas de extração e as reservas de todos os materiais são iguais ou inferiores aos valores referentes ao material de referência, não se garante o não esgotamento de um recurso. No fundo, os valores da relação entre as taxas de extração e das reservas de um recurso dão ideia do tempo que falta até que esse recurso se esgote no meio natural. Ou seja, a comparação com o material de referência dá apenas a ideia da velocidade relativa com que cada recurso se está a esgotar. Assim, o significado do valor de ADPi depende muito da sustentabilidade das taxas de extração e das reservas do material de referência. Eventualmente, com a continuação da extração de um recurso, independentemente da velocidade, ele irá esgotar-se. Tendo isto em conta, assumindo que quanto menores os valores de ADPi, mais próximo se está de um desenvolvimento sustentável, pode-se argumentar que para a avaliação absoluta do problema do esgotamento de recursos (escassez) não é útil a comparação das taxas de extração de cada recurso.

De forma a superar as dificuldades dos métodos existentes, foi desenvolvida uma forma de calcular este indicador denominada de potencial de esgotamento de recursos abióticos expandido ao inventário antropogénico (*AADP Anthropogenic stock-extended Abiotic Depletion Potential*). Este método inclui os recursos presentes na economia no cálculo das reservas desses recursos (Ri) (Schneider, Berger, & Finkbeiner, 2012) (Klinglmair et al., 2014) (van Oers & Guinée, 2016). Esta forma de cálculo altera o paradigma do esgotamento de recursos do conceito de depleção para o conceito da escassez, abordando o problema pela diminuição da disponibilidade de recursos tanto no ambiente como na economia (van Oers & Guinée, 2016). No entanto, continua a sofrer do mesmo problema relativamente ao estabelecimento de valores limite que permitam uma avaliação de sustentabilidade objetiva e absoluta.

Uma possível solução para o estabelecimento de valores limite seria limitar os valores de ADPI a zero, indicando que nenhum material é extraído da natureza. Isto faria com que o valor de mi fosse também igual a zero 0 e consequentemente o valor de ADP (Equação 8). Nesta situação, seria mais simples utilizar dados de inventário para cumprir o mesmo objetivo. Assim, poder-se-iam indicar como valores limite, valores de mi iguais a zero, garantindo que todos os materiais em circulação provêm da economia, num sistema estável e não de crescimento. No entanto, o valor da soma de massas de diferentes materiais é pouco expressivo, pelo que é interessante procurar outro indicador que permita identificar o nível de sustentabilidade de um modelo em função da utilização de recursos provenientes da economia.

Nesse sentido, propõem-se que se utilize a percentagem de recursos que provêm de processos de reciclagem (materiais provenientes da economia). Como valor limite, a sustentabilidade é garantida quando se atingem os 100% de recursos abióticos provenientes de processos de reciclagem. Nesta perspetiva, assume-se que só há necessidade de extração de novas matérias primas se a sociedade estiver num paradigma de crescimento, seja através de um aumento de necessidades ou de um aumento populacional. De outra forma, uma sociedade sustentável traduz-se numa sociedade estável, a operar num circuito fechado de materiais.

No entanto mesmo garantindo que 100% dos produtos provêm de processos de reciclagem, é ainda necessário garantir que os processos de reciclagem sejam 100% eficazes na recuperação de todos os recursos necessários. No caso de haverem desperdícios nesses processos, a quantidade de recursos em circulação na economia irá diminuir ao longo do tempo, eventualmente causando escassez. Por sua vez, esta situação obrigaria à extração de mais recursos para compensar o desperdício, o que causaria esgotamento de recursos na crosta terrestre. Por esta razão, é necessário um segundo indicador que permita avaliar se os materiais em circulação na economia diminuem em quantidade (global e local), o que acontece com a utilização de processos como a deposição em aterro ou incineração (considerando que a incineração liberta químicos na atmosfera que além de serem tóxicos representam também perdas de matérias primas na economia). Neste caso, o indicador mais adequado seria a taxa de eficiência material dos processos de reciclagem pelo quociente entre os recursos que entram nesse processo (inputs) e os recursos que saem do processo (*output*). A diferença entre o valor deste quociente, calculado para cada recurso, e os 100% indicam a taxa de desperdício. Com este raciocínio entende-se que, para haver sustentabilidade, é necessário definir como valor limite uma taxa de eficiência dos processos de reciclagem de 100%.

Pela conjugação destes dois indicadores é possível averiguar sobre a sustentabilidade de um modelo económico em termos de recursos abióticos. Não é necessário garantir requisitos mínimos quanto à eficiência em termos de consumo de recursos per capita. O consumo de recursos abióticos per capita pode ser interpretado como uma medida de avaliação do desenvolvimento tecnológico e social e que determina em última instância a capacidade de carga do planeta, ou seja, o número máximo de habitantes que o planeta consegue suportar face aos recursos disponíveis no planeta.

No entanto, para uma avaliação completa, é também necessário avaliar o desempenho da economia na gestão de recursos bióticos. Estes necessitam de um método de avaliação diferente pois os recursos bióticos, tais como florestas, têm a capacidade de se regenerar ao longo do tempo. Para o efeito, as equações propostas por Somogyi (2015) mencionadas anteriormente (Equações 1 a 5 – ver Capítulo 5.1.4) parecem ser adequadas para descrever o comportamento de um sistema a operar num equilíbrio dinâmico. Estas permitem estabelecer valores limite ao consumo anual de cada recurso, que garantam a sustentabilidade do sistema, tal como foi proposto para vários indicadores da dimensão ambiental. Assim, a avaliação deste indicador efetuar-se-á pela taxa de consumo anual de recursos bióticos, medida em unidades de massa (t) por ano *per capita*. Quanto ao estabelecimento de práticas de referência relativas ao consumo de recursos bióticos, estas devem ser analisadas para cada caso, em função das espécies em exploração, das capacidades de regeneração correspondentes, das necessidades desses recursos, da área de exploração existente para recursos bióticos, da importância da biodiversidade local, entre outros.

5.5. *Estrutura do método e formas de avaliação*

Para facilidade de leitura, o método de avaliação de sustentabilidade de cidades desenvolvido neste Capítulo, é apresentado de forma condensada na Tabela 42, pela lista das dimensões, categorias, subcategorias, indicadores, unidades funcionais e valores limite. O método totaliza 34 indicadores, dos quais 6 pertencem à dimensão ambiental, 25 à dimensão social e 3 à dimensão económica. Apenas não foi possível determinar de forma precisa valores limite para 2 indicadores. No entanto, foram dadas indicações sobre como calcular esses valores, o que implica a análise de uma grande quantidade de dados. Tendo isto em conta, nesta secção são apresentados alguns dos processos que permitem a aquisição de dados de forma útil para a avaliação e ao mesmo tempo de forma precisa e mecanizada.

Para os indicadores das dimensões ambiental e económica, é necessário contabilizar todos os recursos que circulam na economia. No âmbito da dimensão ambiental é necessário conhecer todo o ciclo de vida dos materiais, identificando a origem dos produtos, o seu método de fabrico e de transporte, de forma a calcular os impactes associados a cada uma dessas fases. No âmbito da dimensão económica, é necessário ainda conhecer as quantidades existentes no planeta de cada recurso, os ritmos de consumo e produção de resíduos para avaliar a possibilidade de ocorrerem problemas de escassez ou de esgotamento de recursos. Ou seja, para se calcularem de forma precisa os resultados de cada indicador na avaliação de sustentabilidade de uma cidade é necessário não só conhecer com precisão o metabolismo da cidade, mas também valores globais relacionados com cada recurso.

Tabela 42. Método de avaliação de sustentabilidade de cidades (nomes de indicadores abreviados)

Dimensão	Categoria	Subcategoria / Indicador	(#) Unidade funcional	Valores Limite		
Ambiental	Aquecimento global e Alterações Climáticas	Potencial de aquecimento global	(1) kg CO ₂ eq/pessoa.ano	≤ 1780		
		Potencial de destruição da camada de ozono	(2) kg CFC-11eq	= 0		
	Biodiversidade	Potencial de acidificação	(3) kg SO ₂ eq/pessoa.ano	= 0		
		Toxicidade ecológica	(4) 1,4-DBeq/pessoa.ano	= 0		
		Potencial de eutrofização	(5) kg PO ₄ eq/pessoa.ano	Indefinido		
		Uso do solo	(6) ha/pessoa	≤ 0,56		
Social	Justiça social, direitos humanos e serviços essenciais	Acesso a condições de vida dignas	(7) % pessoas com acesso a condições de vida digna	= 100 %		
		Acesso à saúde	(8) % pessoas com acesso à saúde	= 100%		
		Acesso à habitação	(9) % pessoas sem abrigo	= 0%		
		Acesso a energia elétrica	(10) % edifícios ligados à rede elétrica	= 100%		
		Acesso a água potável	(11) % edifícios ligados à rede de abastecimento	= 100%		
		Acesso a saneamento	(12) % edifícios ligados à rede de saneamento	= 100%		
		Acesso a recolha de resíduos	(13) % edifícios com sistema de coleta	= 100%		
		Acesso inclusivo	(14) % espaços acessíveis a todos	= 100%		
		Qualidade de vida	Conforto e saúde	Toxicidade humana	(15) 1,4-DBeq/pessoa.ano	= 0
				Ozono troposférico	(16) kg C ₂ H ₄ eq/pessoa.ano	= 0
	ambiental		Partículas	(17) Microgramas/m ³ (concentração no ar)	≤ 20	
			Conforto lumínico	(18) Iluminação / luminância	Mínimos EN 13201	
			Conforto acústico	(19) Lden (dB(A))	55 (den) 45 (not)	
	Conforto térmico		(20) °C PET	13≤PET≤29		
	Serviços básicos		Qualidade edificado	(21) % edifícios que verificam os requisitos	= 100%	
		Qualidade do serviço de eletricidade	(22) % <i>uptime</i>	≥ 95%		
		Acesso a comunicações	(23) % edifícios com acesso a internet de velocidade ≥ 30Mbps	= 100%		
		Qualidade do serviço de água	(24) % <i>uptime</i>	≥ 95%		
		Qualidade da água	(25) Concentração de poluentes	Limites DL 152/2017		
	Cultura e recreação	(26) % edifícios com acesso a cultura e recreação	= 100%			
	Mobilidade	(27) Duração média das viagens (mins)	≤ 20			
	Segurança	Proteção civil / Assistência médica	(28) Núm ocorrências evitáveis/pessoa.ano	= 0		
			(29) Tempo de resposta (mins)	≤ 5		
Criminalidade		(30) Núm ocorrências evitáveis/pessoa.ano	= 0			
		(31) Tempo de resposta (mins)	≤ 5			
Económica	Recursos abióticos	Taxa de reciclagem	(32) % recursos provenientes de reciclagem	=100%		
		Eficiência dos processos de reciclagem	(33) Taxa de eficiência de processos de reciclagem	=100%		
	Recursos bióticos	Consumo de recursos bióticos	(34) Ton/ano.pessoa	Variável		

Face à impossibilidade imediata de acesso a estes dados, uma solução passa pela adoção em massa de um sistema de contabilização de fluxos para criar inventários de todas as entradas e saídas (*input-output*)

de materiais e resíduos das cidades (Zeller et al., 2019). Este método, possui várias denominações em função do objetivo ou do método de rastreamento de recursos, sendo normalmente denominado por método de contabilidade de fluxos (MFA - *Material Flow Accounting*) (MFA - *Material Flow Analysis*) (MFCA - *Material Flow Cost Accounting*) (EW-MFA - *Economy-Wide Material Flow Accountings*) (Y. Li, Beeton, Halog, & Sigler, 2016) (Pauliuk, 2018) (Zeller et al., 2019). O método consiste na avaliação sistemática de fluxos e reservas de materiais de uma cidade (ou outro sistema) no espaço e no tempo (Zeller et al., 2019).

O princípio base do método MFA é que o balanço da massa que entra no sistema (*inputs*) e a massa que sai do sistema (*outputs*) têm de ser iguais (lei de conservação da massa/energia) (Zeller et al., 2019), garantindo-se que não se perde o rasto de materiais no sistema. O método assume que é possível rastrear todos os recursos que a humanidade consome e todos os resíduos que são produzidos (Wackernagel et al., 2002) e que se efetua um inventário de recursos planetários, tal como mencionado no Capítulo 3. Os processos de MFA têm sido alvo de normalização para a uniformização dos métodos de aquisição de dados e de cálculo. Para o efeito, as Nações Unidas publicaram em 2012 a norma internacional denominada de Sistema de Contabilização Económica e Ambiental (SEEA - *System of Environmental Economic Accounts*), que se trata de uma norma internacional para o desenvolvimento de estudos de MFA (EW-MFA) (United Nations, 2019). Grande parte dos países europeus publicam estatísticas de acordo com esta norma desde o ano de 2014, ano em que foi publicada a versão oficial da norma (United Nations, 2019). Estas iniciativas melhoraram a disponibilidade de dados sobre os fluxos de materiais, principalmente a nível Europeu, mas os dados são reportados de forma muito agregada e apenas à escala nacional (Zeller et al., 2019), pelo que ainda há um longo caminho a percorrer até se terem dados disponíveis ao nível da cidade de forma a possibilitarem a realização de avaliações de sustentabilidade utilizando o método desenvolvido neste capítulo.

Por sua vez, ao nível da cidade, os métodos de MFA são normalmente utilizados para avaliar aquilo que se denomina de metabolismo urbano (Geng, Fu, Sarkis, & Xue, 2012) (Kennedy et al., 2014) (Y. Li et al., 2016) (The British Standards Institution, 2017) (Guibrunet, Sanzana Calvet, & Castán Broto, 2017) (Pauliuk, 2018) (Zeller et al., 2019). O conceito de metabolismo urbano compara a cidade a um ecossistema, em que a energia e os materiais passam por vários processos industriais e transformativos antes de serem reciclados em novos produtos, despejados em aterros ou desperdiçados como emissões para o ambiente (Y. Li et al., 2016) (Davoudi & Sturzaker, 2017). Para o efeito, o metabolismo urbano é muitas vezes associado a um diagrama de fluxos, permitindo um entendimento global dos processos e das quantidades de materiais e energia associados. Os estudos de metabolismo urbano podem ser desenvolvidos de forma estática (médias anuais) ou dinâmica (valores atualizados conforme os registos) (Athanassiadis, Bouillard, Crawford, & Khan, 2017).

Neste âmbito, Zeller (2019) desenvolveu uma bases de dados de fluxos de resíduos produzidos pela cidade de Bruxelas, com o objetivo de analisar o metabolismo da cidade (Zeller et al., 2019). Bruxelas iniciou em 2016 um programa regional para uma economia circular (Bruxelles Environnement, 2015).

Este programa engloba um conjunto de medidas transversais, territoriais e governativas para apoiar a transição para uma economia circular, tais como a desmaterialização da economia, o aumento do ciclo de vida dos produtos e o desenvolvimento de uma estratégia de zero resíduos (Bruxelles Environnement, 2018) (Zeller et al., 2019). Mas apesar destes objetivos promissores, o plano continua preso à necessidade de estimular a economia e a criação de emprego, o que pode entrar em conflito com as características de uma economia circular. Como resultado do estudo, produziu-se um esquema representativo do metabolismo da cidade (Figura 24), que se limita aos resíduos, não considerando a totalidade do ciclo de vida dos materiais ao ocultar a fase desde a extração até à porta da fábrica (*cradle to gate*). Outras cidades do globo foram também alvo de estudos de metabolismo. A título de exemplo, D’Alisa (2012) estudou o metabolismo dos resíduos de várias regiões de Itália (D’Alisa et al., 2012); Guibrunet (2017) desenvolveu um estudo para a cidade do México e para Santiago do Chile (Guibrunet et al., 2017) e Conke (2015) estudou o metabolismo de Curitiba (Conke & Ferreira, 2015).

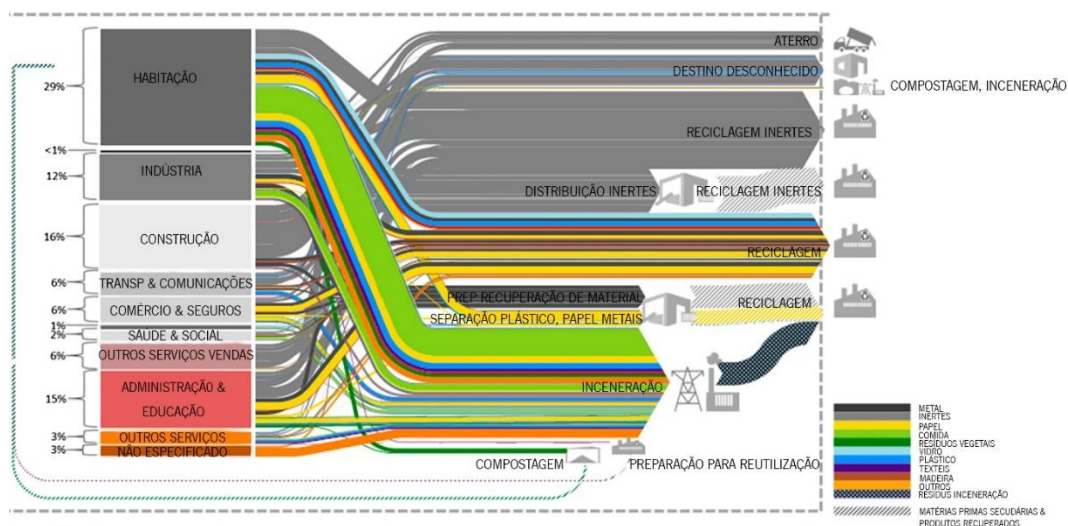


Figura 24. Metabolismo da cidade de Bruxelas (apenas resíduos) (Zeller et al., 2019)

O acesso e o registo dos dados de inventário pode ainda ser facilitado pelo uso de aplicações informáticas que combinam os métodos de MFA e de ACV com a IOT (*Internet of Things*) (Gu, Zhang, Guo, & Hall, 2019). Uma das tecnologias mais promissoras neste âmbito é a tecnologia de contabilidade distribuída (*distributed ledger technology*), também conhecida como *Blockchain*. Esta tecnologia, conhecida por possibilitar a gestão de cripto-moedas como a Bitcoin, consiste no registo de dados digitais em blocos protegidos criptograficamente de forma redundante e distribuída (vários servidores em simultâneo, registo por pares e validação cruzada), tornando os dados praticamente impossíveis de adulterar (Min, 2018). No entanto, a particularidade mais interessante no âmbito da avaliação de ciclo de vida não é a segurança dos dados mas sim a possibilidade de consulta de todo o histórico de materiais e produtos transacionados, desde a extração até ao destino final, passando pelo transporte e processos de produção, incluindo dados de todas as transações intermediárias (datas e valores) (Sinistore, 2018) (Min, 2018).

Por exemplo, ao adquirir um aparelho eletrônico usando processos de *blockchain*, um utilizador pode verificar todas as transações desde o local de origem de cada uma das peças constituintes (como um parafuso), as empresas envolvidas no seu ciclo de vida, as distâncias e datas de cada transporte associado, energia consumida, entre outros. Assim, esta tecnologia permite associar cada produto aos resultados de ACV correspondentes em todas as fases do ciclo de vida, facilitando a produção e aumentando a transparência das Declarações Ambientais de Produto (DAP's) (Sinistore, 2018). Muitas empresas estão já a investir fortemente em investigação e desenvolvimento utilizando a tecnologia Blockchain, que é considerada como revolucionária (Saberri, Kouhizadeh, & Sarkis, 2018) (Smetana, Seebold, & Heinz, 2018), pelo que é espectável uma expansão tal que permita a sua utilização para o desenvolvimento de análises de ACV e MFA num futuro próximo.

No que toca à dimensão social, há vários tipos de indicadores que levam a diferentes formas de obter dados. A maioria dos indicadores, principalmente aqueles relacionados com a qualidade de vida e com a verificação de direitos humanos, requerem apenas a consulta de dados estatísticos que, no caso de não estarem já disponíveis, podem ser facilmente reproduzidos pelas instituições existentes. Em alternativa, na fase de monitorização, podem ser utilizados dados provenientes de sensores ou da IOT, apesar de haver a necessidade de resolução de possíveis conflitos relacionados com a privacidade e com quem tem acesso aos dados de monitorização (Wiig & Wyly, 2016) (Klopp & Petretta, 2017).

Já os indicadores das categorias de conforto e saúde ambiental, assim como alguns indicadores relacionados com a mobilidade ou com a segurança (relacionados com tempos de percurso) são mais complexos e necessitam de processos mais elaborados na avaliação de sustentabilidade em fase de projeto. Os dados necessários para o cálculo dos indicadores de qualidade do ar podem ser obtidos através de análise de ACV. Assim, para os indicadores relacionados com o potencial de toxicidade humana e para o potencial de formação de ozono troposférico, que são avaliados pelas emissões, podem ser utilizados os mesmos métodos de aquisição de dados que são usados na dimensão ambiental e económica. No entanto, a avaliação difere dos demais pois em vez de o foco estar nos impactos dos produtos que são consumidos na cidade, está nas emissões de gases que são produzidos a nível da indústria local e que potencialmente poluem o ar.

Relativamente aos indicadores relacionados com o conforto acústico, térmico e lumínico e aos indicadores relacionados com a mobilidade e com tempos de percurso, a avaliação de uma situação existente ou em fase de monitorização é efetuada através de medições no terreno. No entanto, na fase de projeto é necessário efetuarem-se simulações da realidade utilizando cálculos matemáticos complexos que só podem ser realizados eficientemente através de programas informáticos (*software*).

O comportamento térmico de áreas urbanas pode ser avaliado através da utilização de programas como o ENVI-MET (Ruiz et al., 2017) (Bruse & Bruse, 2018) (Taleghani & Berardi, 2018) e o RayMan (RayMan, 2009) (Matzarakis et al., 2007). Para a avaliação do comportamento lumínico de áreas exteriores, é comum a utilização de programas como o DIALux Evo (DIAL, 2019), o AGi32 (Lighting Analysts, 2019)

e o RELUX (RELUX, 2019). O comportamento acústico pode ser modelado usando programas como o RAMSETE (RAMSETE, 2016) (Rossi et al., 2015) e o MithraSON (CSTB, 2019). Relativamente aos indicadores relacionados com o tráfego e com tempos de percurso, existem programas de simulação como o aimsun (aimsun, 2019), o Vissim (PTV Group, 2019), o MATSim (MATSim, 2019), o SUMO (DLR, 2019) e o PLE da AnyLogic (Anylogic, 2019).

A utilização destes programas de simulação permite não só o desenvolvimento de avaliações de sustentabilidade em fase de projeto, mas também ajudam na tomada de decisão. No entanto, a utilização em separado destes programas dificulta esta tarefa pois é necessário coordenar ficheiros em vários programas diferentes, para os quais é necessário grande nível de especialização. Tendo em conta que muitos dos dados de entrada destes programas são comuns, desde os materiais utilizados até à configuração urbana, é desejável e eventualmente possível agregar toda esta informação num único programa. Tendo isto em conta e considerando o rumo de avanço tecnológico da sociedade atual, pode-se induzir que é apenas uma questão de tempo até que isso aconteça. A vantagem de se avaliar todos os indicadores no mesmo programa é que há uma garantia de que os dados de entrada não diferem nas avaliações de cada indicador, facilitando a avaliação e o planeamento. Assim, com uma alteração aos dados de entrada, é possível a visualização rápida de todos os efeitos resultantes.

Ao nível dos edifícios já é comum a utilização de tecnologias de BIM (*Building Information Modeling*) para o design holístico, integrando em simultâneo o projeto de arquitetura, projeto estrutural, projeto de redes de águas, de rede elétrica, de iluminação, de comunicações, redes de gás, mobiliário interior, entre outros, num ambiente CAD (*Computer Assisted Design – Projeto Assistido por Computador*) a três dimensões (3D) (Oti, Tizani, Abanda, Jaly-zada, & Tah, 2016). Esta integração promove o projeto colaborativo integrado (IDP – *Integrated Design Process*) e faz com que sejam eliminados problemas de discrepâncias entre os projetos das várias especialidades, pois todas são desenvolvidas numa plataforma comum e utilizando os mesmos ficheiros em rede.

As tecnologias BIM permitem ainda a caracterização de todos os elementos de projeto, através da utilização de metadados, que não só identificam e localizam esses elementos no projeto, como também dão informações sobre as propriedades de todos os materiais e produtos constituintes. Por exemplo, para um elemento de parede, as tecnologias BIM permitem a seleção da tipologia através da seleção das camadas existentes, das suas espessuras e dos materiais constituintes, assim como da inclusão de elementos de fixação isolados como parafusos ou calhas. Por sua vez, a cada material associam-se características como o peso volúmico, coeficiente de transmissão térmica, módulo de elasticidade, coeficiente de *poisson*, impactes ambientais, preços, entre outros (Carvalho, Silva, Mateus, & Bragança, 2017).

Atualmente, já existem disponíveis na internet módulos para uma grande variedade de elementos construtivos e produtos de construção, mobiliário, eletrodomésticos, entre outros. Por exemplo, o site *bimobject.com* (2019) disponibiliza de forma gratuita módulos de mais de 370 mil produtos em várias

categorias. Os ficheiros correspondentes foram desenvolvidos pelas próprias empresas produtoras e podem ser descarregados para aplicação direta em programas de BIM (Bimobject, 2019). Com isto, é possível prever que no futuro estes módulos sejam associados a dados provenientes de uma rede *blockchain* ou incluam resultados de Declarações Ambientais de Produto, aumentando a sua confiabilidade. A utilização destes módulos facilita e acelera a utilização destes programas e permite não só a quantificação e orçamentação de forma precisa como também o cálculo de desempenho dos edifícios aos níveis térmico, energético, acústico, lumínico, estrutural, entre outros (Andriamamonjy, Saelens, & Klein, 2018) (Kamel & Memari, 2019).

Recentemente, alguns programas de BIM já começaram a incluir programas acessórios (*plugins* - extensões) para avaliações de ACV (Cavaliere, Habert, Dell'Osso, & Hollberg, 2019). Por exemplo, o programa Revit, da Autodesk, pode ser utilizado em conjugação com a extensão Tally para o cálculo dos impactos de ciclo de vida em várias categorias de impacto. Para isso, o programa soma as quantidades de materiais de todos os elementos de projeto, ou então utiliza diretamente os dados de ACV incorporados em cada módulo (quando disponíveis), calculando os impactos ambientais através de um método de AICV à escolha (Figura 25) (Autodesk, 2018). Devido à possibilidade de usar as tecnologias de BIM para efetuar análises multicritério, elas tem até sido utilizadas para a avaliação de sustentabilidade de edifícios (R. Santos & Silverte, 2016) (Jalaei & Jrade, 2015) (P. Chen & Nguyen, 2016) (Oti et al., 2016) (Maltese et al., 2017).

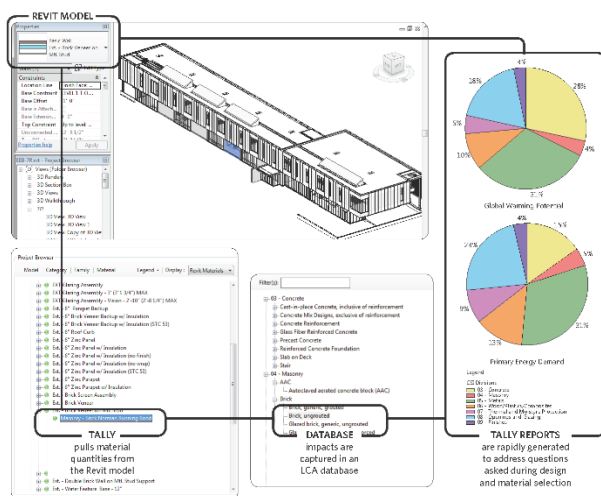


Figura 25. Exemplo de aplicação do software Tally, com apresentação de resultados de avaliação de ACV em algumas categorias de impacto (Autodesk, 2018)

Recentemente, os conceitos de BIM começaram a ser implementados ao nível da cidade e do planeamento urbano. Com isto, criou-se o conceito de CIM (*City Information Modeling*) que no fundo se trata de uma expansão dos conceitos de BIM para a escala da cidade e da combinação com sistemas de informação geográfica (SIG). Esta expansão é mais do que a conjugação de módulos e ficheiros de BIM, integrando também as infraestruturas e serviços públicos e até a modelação do comportamento dos habitantes. O conceito de CIM ainda está relativamente na sua infância, mas está a ganhar

popularidade em várias indústrias e já é incontestável que terá um enorme papel no planeamento e construção de cidades no futuro (Khemlani, 2016). Estes conceitos e tecnologias podem ser utilizados não só no projeto e planeamento de cidades como também na obtenção de dados para a avaliação de sustentabilidade em fase de projeto. Tal como acontece para os programas computacionais de BIM, existem também bases de dados com módulos pré-definidos que podem ser utilizados para a construção de modelos de cidades. A título de exemplo, apresenta-se a página *revitcity.com*, que disponibiliza gratuitamente elementos como estradas, veículos, canalizações ou estações elétricas, entre outros (Pierced Media, 2019).

Assim como as tecnologias de BIM foram melhoradas pela integração de programas acessórios para o desenvolvimento de avaliações térmicas, energéticas, de ACV e outros, é previsível que os algoritmos e programas que agora são utilizados para a avaliação dos indicadores de conforto ambiental e de mobilidade (mencionados anteriormente) ao nível da cidade sejam também integrados nos programas de CIM. Adicionalmente, ao permitir a modelação do comportamento dos habitantes, as tecnologias CIM podem também quantificar e prever níveis de consumo, necessidades de importação, quantidades de resíduos produzidos, níveis de poluição localizada, gestão energética, entre outros. Assim, as tecnologias de CIM permitirão a avaliação de sustentabilidade na fase de projeto em quase todos os indicadores para os quais é necessário algum tipo de simulação na fase de projeto.

Existem vários programas que podem ser utilizados para aplicar os conceitos de CIM. Os vendedores mais conceituados de programas para CIM são a Autodesk e a Bentley (Khemlani, 2016). A Autodesk desenvolveu programas como o Revit e o InfraWorks 360, com aplicação em cidades como Barcelona, Columbus, Copenhaga, Mumbai e Washington (Figura 26) (Autodesk, 2019). A Bentley desenvolveu o programa 3D Cities, que em conjunto com outras aplicações permite a aplicação de CIM em cidades. Este programa já foi utilizado em cidades como Grenoble, Helsínquia, Montreal, Londres e Singapura (Figura 27) (Bentley, 2019).

No entanto, surgiram recentemente novas soluções no mercado, especificamente para o desenvolvimento de CIM. Por exemplo, a empresa Cityzenith, desenvolveu o programa SmartWorldPro, que foi utilizado em cidades como Barcelona, Chicago, Singapura e notavelmente no projeto da cidade de Amaravati, na Índia, que se tornará na primeira cidade a ser totalmente planeada em ambiente CIM antes de ser construída (Figura 28) (Cityzenith, 2019). Este programa tem a particularidade de permitir a integração de dados disponíveis em registos municipais, nacionais ou provenientes da IOT, de redes sociais, de modelos de mapas, entre outros, para ajudar as cidades a monitorizar e a visualizar estes dados de forma integrada. Adicionalmente, o programa SmartWold Pro está associado a sistemas de inteligência artificial com reconhecimento de voz, permitindo ao utilizador verbalizar perguntas ao programa sobre informações do projeto (Cityzenith, 2019). Outro pacote de programas nesta área foi desenvolvido pela empresa virtualcitySYSTEMS, que permite o mapeamento de cidades e de áreas territoriais amplas para utilização em vários tipos de avaliações. Este pacote de programas é o que detém o recorde de uma das maiores áreas mapeadas em ambiente CIM 3D, com uma área de cerca de 34.000

km2 no Noroeste da Alemanha que inclui várias cidades em simultâneo (Figura 28) (virtualcitySYSTEMS, 2019).

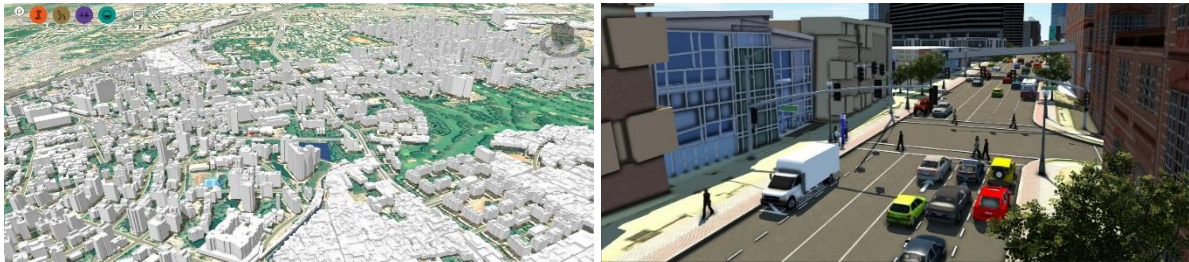


Figura 26. Aplicação do programa InfraWorks 360 para as cidades de Mumbai e Colombus (Khemlani, 2016) (Autodesk, 2019)

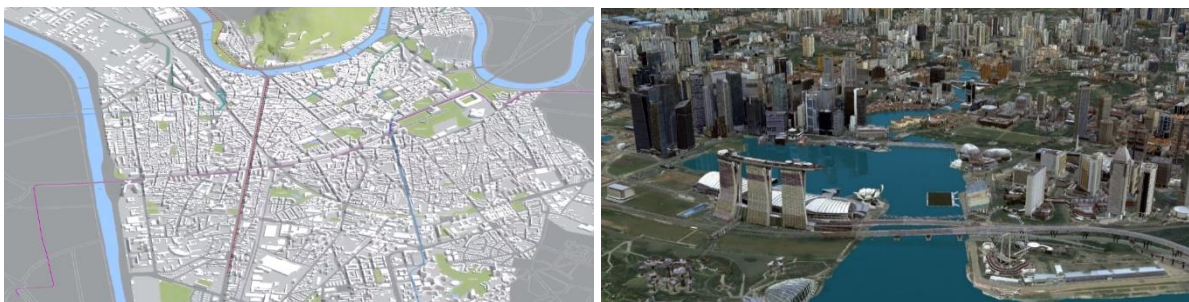


Figura 27. Aplicação do programa 3D Cities para as cidades de Grenoble e Singapura (Khemlani, 2016) (Bentley, 2019)



Figura 28. Aplicação do programa Smartworld Pro no planeamento da cidade de Amaravati (Cityzenith, 2019) e do pacote de programas virtualcitySYSTEMS no Noroeste da Alemanha (virtualcitySYSTEMS, 2019)

Existem também no mercado vários programas desenvolvidos exclusivamente para a visualização em 3D de cidades e de áreas geográficas, que tem potencial confirmado para a aplicação em operações de planeamento urbano, como por exemplo exemplos os programas CyberCity 3D (CyberCity 3D, 2019) e CityPlanner (Agency9, 2019). Este programas são utilizados primariamente para a visualização em ambiente 3D de vários parâmetros em simultâneo para o auxílio na gestão de uma cidade. No fundo, foram inspirados por jogos de computador, tais como o jogo Simcity, publicado pela empresa Maxis em 1989, em que o jogador assume o papel de projetista de uma cidade.

Entretanto, com a evolução da tecnologia e com o aumento do mercado dos videojogos, estes foram capazes de arrecadar grandes quantias de dinheiro para financiamento do desenvolvimento de jogos. Um dos casos mais recentes é o jogo Cities: Skylines, desenvolvido pela empresa Paradox Interactive,

que com mais de 3,5 milhões de exemplares vendidos, apresenta um nível de detalhe que permite o planeamento de uma cidade tal como um programa de CIM. Com o tempo, o jogo começou a ser usado como uma ferramenta de planeamento urbano de cidades como Estocolmo, na Suécia e Hämeenlinna, na Finlândia. Na cidade de Hämeenlinna, o município abriu até um concurso para os cidadãos decidirem o futuro de uma zona urbana utilizando ficheiros do jogo como forma de apresentação de propostas (Paradox Interactive, 2019).



Figura 29. Exemplos de cidades projetadas no jogo Cities: Skylines (Paradox Interactive, 2019)

Tendo em conta os avanços tecnológicos relacionados com o aumento do poder de processamento dos computadores e o desenvolvimento da inteligência artificial, pode-se ainda prever que os programas de CIM possam ser utilizados para a avaliação de sustentabilidade na fase de operação. Isto porque estas tecnologias, associadas à IOT e ao conceito de cidades inteligentes (*smart cities*) permitem o desenvolvimento de verdadeiros painéis de controlo que facilitam a visualização em tempo real de medições de estações de monitorização e dos resultados de indicadores. Assim, estas tecnologias permitem às entidades municipais efetuarem a gestão das cidades de forma inteligente e responsiva (P. M. Santos et al., 2018). Já existem algumas abordagens a este tipo de tecnologias, como por exemplo em Dublin (Dublin City Counsel & Maynooth University, 2019), Londres (UCL & CASA, 2019) e outras cidades do Reino Unido, que adotaram sistemas de monitorização e aglomeraram estas informações em painéis de controlo acessíveis na internet (Kitchin et al., 2015) (Dizdaroglu, 2017). No entanto, a cidade do Rio de Janeiro deu um passo à frente pois estabeleceu um centro de operações onde trabalham vários profissionais que tem acesso a estes dados em tempo real e tomam decisões com base no que está a acontecer na cidade (Figura 30) (Kitchin et al., 2015). A combinação dos conceitos de BIM e tecnologias como a IOT, *blockchain*, sensores para a monitorização em tempo real, painéis de controlo, entre outras, irá permitir o aparecimento daquilo que se chama de cidades inteligentes (*smart cities*) (Khemlani, 2016).



Figura 30. Imagem do Centro de Operações da Prefeitura do Rio de Janeiro (Prefeitura do Rio de Janeiro, 2019)

6. SOLUÇÕES PARA O DESENVOLVIMENTO DE CIDADES SUSTENTÁVEIS

O estudo de soluções para a construção e/ou regeneração de cidades sustentáveis no futuro, tem de estar acompanhado de previsões sobre o que as cidades podem ser a curto, médio e longo prazo. Tendo isto em conta, face à velocidade a que a evolução tecnológica ocorre atualmente, é essencial estudar o que se pode esperar em termos de evolução tecnológica. Este processo permite desenvolver modelos de cidades que não só vão ao encontro dessa realidade, mas também podem fazer uso dessa evolução para promover a sustentabilidade. Adicionalmente, a evolução tecnológica tem uma grande influência na vida dos cidadãos, na sociedade e na economia, pelo que é também necessário estudar as tendências e alterações que poderão ocorrer nestes campos. Neste Capítulo serão analisadas as tendências em sectores como a energia, a indústria, a agricultura, o comércio, os serviços, os resíduos, os edifícios, os transportes e o planeamento urbano para identificar soluções que possam ser consideradas para o desenvolvimento de um modelo de cidade sustentável.

6.1. *Energia*

O sector da energia é um dos que mais contribui para a emissão de gases de efeito estufa, sendo reconhecido pelos grandes impactes na dimensão ambiental (indicadores 1 a 6). A utilização de processos de combustão para a produção de energia emite vários químicos poluentes que diminuem a qualidade do ar e afetam a saúde humana, tendo assim impacte também na dimensão social (indicadores 15, 16 e 17). No entanto, este sector é também muito relevante para a dimensão económica (indicador 32), pois a utilização de combustíveis fósseis, tais como o carvão, o petróleo e o gás natural, que não são renováveis, irá resultar no eventual esgotamento destes recursos. Estudos recentes indicam que as reservas de carvão durem apenas cerca de 110 anos, e as reservas de petróleo e gás natural se esgotem em cerca de 50 anos (BP, 2015) (Seger, 2016). Mas também se teoriza que as reservas que são fáceis de extrair possam ter um pico pelo ano de 2030, não só pela dificuldade técnica de extração mas também por razões de políticas nacionais de gestão de recursos (Heinberg & Fridley, 2010) (Moriarty & Honnery, 2012) (Gas, 2018). Isto porque se espera que os países exportadores de combustíveis fósseis irão começar a restringir a exportação à medida que se aproxima o esgotamento dos recursos para assegurar a sua própria segurança energética e para potenciar ganhos com a expectável subida de preços (Moriarty & Honnery, 2012). Assim, por várias razões, o modelo energético atual é intrinsecamente insustentável (Ellabban, Abu-Rub, & Blaabjerg, 2014).

A energia nuclear é por vezes vista como uma solução para resolver o problema do esgotamento dos combustíveis fósseis. No entanto, mesmo as organizações tradicionalmente favoráveis à energia nuclear, tal como a IAEA (*International Atomic Energy Agency*) (IAEA, 2019) não equacionam que a energia nuclear aumente a sua quota de produção de energia para além dos cerca de 6% atuais, mesmo em cenários favoráveis antes do desastre de Fukushima em 2011 (Ellabban et al., 2014). Na verdade, a quantidade de energia proveniente do nuclear estagnou na última década (BP, 2015) (IEA, 2018) devido aos altos custos de exploração, aos longos tempos de construção de centrais nucleares, e à vasta oposição política e social contra a energia nuclear. É expectável que esta oposição continue enquanto

não se resolvem os problemas de segurança dos reatores e no tratamento de resíduos radioativos perigosos (Moriarty & Honnery, 2012).

Por este motivo, tem-se tornado evidente que a aposta nas energias renováveis é essencial para garantir a sustentabilidade do sistema energético, pelo que é necessário estudar de que forma é possível implementar sistemas para que 100% da energia provenha de fontes renováveis. É importante denotar que este cenário é inevitável, devido ao eventual esgotamento destes recursos. No entanto, é desejável antecipar o cenário para diminuir a poluição do ar e a emissão de gases de efeito de estufa, assim como para evitar os eventuais problemas sociais resultantes da escassez súbita de energia que ocorrerão se a sociedade não iniciar uma transição para 100% renovável antes do esgotamento.

O primeiro passo para uma transição em direção às energias renováveis passa por quantificar o consumo energético da sociedade para possibilitar a comparação com a energia que se consegue obter através das fontes de energia renovável. Curiosamente, grande parte das estatísticas publicadas sobre o consumo energético mundial é fornecida por empresas petrolíferas, tais como a BP, a Exxon e a OPEC, mas também existem estudos realizados por agências governamentais, tais como a Agência Internacional de Energia (IEA - *International Energy Agency*) (baseada na OCDE) e a Agência de Informação de Energia (EIA - *Energy Information Agency*) (baseada nos Estados Unidos). Os relatórios fornecidos por estas agências estão normalmente de acordo, tanto em termos de consumos totais e de consumos discretizados por tipo de fonte (Seger, 2016). O consumo energético global em 2019 está entre 140.000 TWh e 187.500 TWh e a potência instalada está em cerca de 20 Tw (20.000.000 Kw). Até 2050 o consumo energético tende a aumentar para cerca de 278.000 TWh até 2050 e a potencia instalada até cerca de 27 TW até 2038 (Figura 31) (Ellabban et al., 2014) (U.S. Energy Information Administration, 2018).

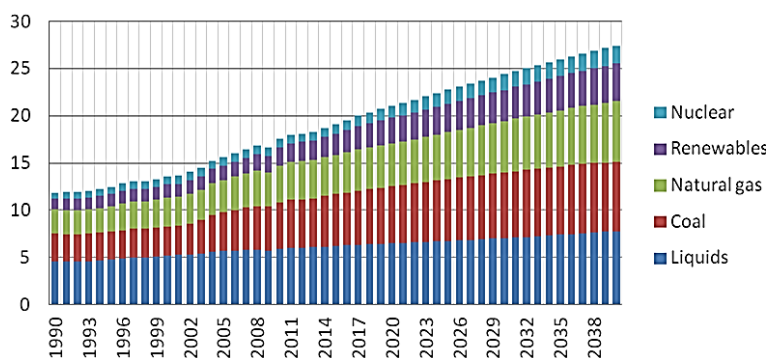


Figura 31. Consumo de energia a nível mundial, por tipo de fonte (Seger, 2016) (U.S. Energy Information Administration, 2018)

Pela análise do *mix* energético mundial, verifica-se que apesar da crescente aposta em energias renováveis, estas ainda representam uma pequena parte do consumo mundial. Para Moriarty (2012), quando os custos energéticos são considerados, conclui-se que é improvável conseguir produzir 100% de energia a partir de fontes renováveis (Moriarty & Honnery, 2012). As principais fontes de energia

continuam a ser o petróleo, o carvão e o gás natural, mas de acordo com as previsões da Agência Internacional da Energia (IEA), baseadas numa visão “*business as usual*”, é espectável que o consumo destes combustíveis continue a aumentar (U.S. Energy Information Administration, 2018). Por este motivo, é urgente a aposta na utilização em grande escala de fontes de energia renováveis ou nouro tipo de estratégias que permitam contrariar esta tendência.

Em suma, existem cinco fontes principais de energia renováveis: o sol, a energia geotérmica, o vento, a energia das marés oceânicas e a energia hídrica proveniente do fluxo de cursos de água. Como se pode verificar na Tabela 43, a potência instalada das várias fontes de energia renovável tem vindo a aumentar no passado recente, principalmente no que toca à energia eólica e solar fotovoltaica. Portugal tem sido um dos países da Europa que mais tem investido per capita na produção de energia a partir de fontes de energia renováveis. Devido à localização e ao clima, Portugal possui condições privilegiadas de aproveitamento de energia renovável (Castro & Crispim, 2018), pelo que em 2016 atingiram-se valores próximos dos 26% (PORDATA, 2019).

Tabela 43. Potência mundial total instalada em cada fonte de energia renovável (Kabir, Kumar, Kumar, Adelodun, & Kim, 2018) (REN21, 2018)

Potência (GW)	2013	2014	2015
Hídrica	1018	1055	1064
Eólica	319	370	433
Biomassa	88	93	106
Fotovoltaica	138	177	227
Solar térmica	3,4	4,4	4,8
Geotérmica	12,1	12,8	13,2
Total	1578	1712	1849

No entanto, é necessário estudar qual o potencial máximo da energia que se pode produzir através de cada fonte de energia renovável não poluente. Só conhecendo este potencial máximo se pode dimensionar a sociedade em termos de consumo máximo per capita e se podem traçar objetivos em termos de necessidades de implementação de energias renováveis e de eficiência energética. Infelizmente, a literatura existente apresenta intervalos de valores muito grandes no que toca à previsão do potencial de produção de energia a partir de fontes renováveis, por vezes com discrepâncias até duas ordens de magnitude (Moriarty & Honnery, 2012) (Deng et al., 2015) (Moriarty & Honnery, 2016). Deng (2015) apresenta as principais razões para que isto aconteça ao identificar problemas de análise nos estudos existentes (Deng et al., 2015):

- Avaliam uma única tecnologia ou apenas um grupo de tecnologias;
- Ignoram ou subvalorizam o potencial de algumas tecnologias (por exemplo, considerar energia solar em coberturas, mas ignorar a possibilidade de usar as fachadas);
- Focam-se apenas num país ou região, não considerando as diversas abordagens e suposições para outras regiões e para o mundo;
- Consideram todo o globo, mas ignoram detalhes regionais e locais;

- Focam-se em potenciais teóricos ou técnicos, ignorando algumas ou todas as barreiras de implementação;
- Usam bases de dados de baixa resolução, potencialmente sub ou sobrestimando significativamente os potenciais (Deng et al., 2015).

Adicionalmente, os estudos existentes muitas vezes reportam apenas a capacidade teórica, que representa o potencial de produção de energia em condições ótimas e não o potencial técnico. Ou então não indicam se estão a discutir o potencial teórico ou técnico. Para a energia solar, o potencial teórico representa a radiação solar ao meio dia de um dia ensolarado e para a energia eólica significa um dia com vento forte na direção certa. Tipicamente, as células solares produzem entre 15% e 20% da sua capacidade e as turbinas eólicas produzem cerca de 40% a 50% da capacidade (Seger, 2016). Por fim, outra das maiores dificuldades na comparação de resultados entre diferentes publicações é a utilização de diferentes unidades de medida. Ao passo que algumas publicações utilizam unidades de potência ou capacidade, tais como o W (Watt), KW, GW ou TW, muitas utilizam unidades de energia como o Joule (EJ - *Exa Joule*), o Btu (*British thermal unit*) ou o Wh (Watt hora, KWh, GWh ou TWh).

Num estudo do agora extinto Conselho Europeu para as Energias Renováveis (*European Renewable Energy Council*), concluiu-se que o potencial teórico ultrapassa largamente as necessidades energéticas globais (European Renewable Energy Council, 2010). A energia que se consegue em teoria produzir por fontes renováveis é cerca de 3078 vezes superior ao consumo anual global. Se toda a energia solar fosse captada, apenas um dia de captação seria necessário para o abastecimento energético global durante 8 anos (Figura 32) (European Renewable Energy Council, 2010). É importante notar que estes potenciais teóricos podem ser alterados com o passar do tempo devido aos fenómenos de alterações climáticas (Moriarty & Honnery, 2012). Apesar de o potencial técnico ser muito inferior, provavelmente à volta dos 85 TW - 141 TW (Seger, 2016), até recentemente, a humanidade ainda não tinha desenvolvido tecnologia que permitisse a utilização destes tipos de energia. Mas agora que se desbloqueou o potencial de utilizar energias renováveis, abre-se o caminho para o desenvolvimento de estratégias para se tornar a sociedade 100% renovável (European Renewable Energy Council, 2010) (Moriarty & Honnery, 2012).

Verifica-se assim que a utilização de energia proveniente de fontes renováveis permite suprir por completo todas as necessidades energéticas da humanidade. Mas apesar de haverem estudos que preveem, por exemplo, que as fontes renováveis sejam capazes de produzir eletricidade para uma população mundial de 10 mil milhões de pessoas (valor esperado para 2080), poderão haver regiões do planeta que ainda incorram em riscos de escassez energética, ao passo que outras zonas tenham largos excedentes (Deng et al., 2015). Alguns autores indicam que o que limita esta transição não são problemas de falta de tecnologia ou económicos mas sim questões políticas e sociais (Jacobson & Delucchi, 2011) (Moriarty & Honnery, 2012) (Joseph, 2017).

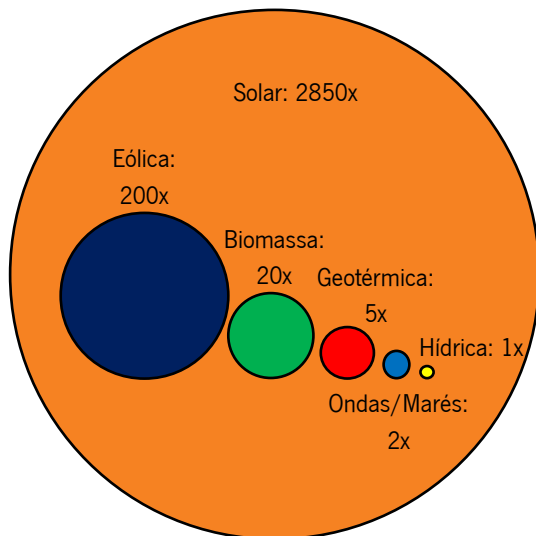


Figura 32. Comparação entre potencial teórico de cada tipo de fonte de energia renovável e consumo global (adaptado) (European Renewable Energy Council, 2010) (Ellabban et al., 2014)

Apesar disso, a implementação da energia solar aumentou consideravelmente na última década devido a uma descida acentuada de preços (Chu et al., 2016) (Kabir et al., 2018) e devido à aplicação de várias políticas de apoio à energia solar, principalmente na União Europeia, nos Estados Unidos da América e na China (U.S. Energy Information Administration, 2018) (Chu et al., 2016). Adicionalmente, também se tem verificados enormes avanços em termos de aumento de eficiência das tecnologia de captação de energia fotovoltaica (Chu et al., 2016). Em 2015, cerca de 24% dos painéis fotovoltaicos produzidos já eram monocristalinos, com uma eficiência máxima de 21%, ao passo que cerca de 70% ainda eram policristalinos, com uma eficiência média de 17%, mas o ritmo de avanço tecnológico neste sector está a acelerar (Chu et al., 2016). Atualmente, a potencia instalada de sistemas fotovoltaicos situa-se nos 300 GW e prevê-se que possa atingir os 575 GW até 2023, num paradigma de “*business as usual*” (IEA, 2018)

A energia solar pode ser produzida *in-situ*, pela colocação de painéis em coberturas ou fachadas de edifícios, ou então pode ser produzida em grandes centrais fotovoltaicas, fora das cidades. Um dos obstáculos para a implementação de painéis solares em coberturas e fachadas está relacionado com questões de estética dos edifícios. Para mitigar este problema, a empresa Tesla (2019b) desenvolveu um sistema, designado por “*Solar Roof*” que consiste em painéis fotovoltaicos em forma de telhas, com uma aparência igual às telhas tradicionais os Estados Unidos (Figura 33) (Tesla, 2019b). O sistema *Solar Roof* integra-se ainda com uma bateria doméstica, denominada de “*Powerwall*”, que permite o armazenamento de energia solar durante o dia para consumo durante a noite e garante segurança no fornecimento de eletricidade mesmo durante as interrupções da rede (Tesla, 2019b). Outra solução com o mesmo objetivo é a utilização de painéis fotovoltaicos transparentes ou em vidros coloridos para aplicação em vãos envidraçados (Zhao, Meek, Levine, & Lunt, 2014). Neste sentido, a empresa CSEM está a desenvolver soluções de painéis fotovoltaicos flexíveis e que podem ter diferentes cores e ser incorporados em janelas de edifícios (Figura 33) (CSEM, 2019).



Figura 33. Telhas fotovoltaicas Solar Roof e películas fotovoltaicas flexíveis semitransparentes para aplicação em fachadas e vãos envidraçados (CSEM, 2019)

No âmbito da energia eólica, têm surgido também soluções para aplicação em contexto urbano. Neste âmbito, as tecnologias mais recentes tentam mitigar uma das desvantagens da energia eólica que é a produção de ruído. A quantidade de turbinas eólicas instaladas em ambiente urbano tem vindo a aumentar ao longo dos últimos anos, estimando-se que em 2020 a potencia global instalada atinga os 2000 MW (KC, Whale, & Urmee, 2019). A empresa Semtive Energy desenvolveu uma solução de turbinas eólicas, que conseguem produzir energia suficiente para alimentar uma casa com quatro habitantes, mesmo com velocidades do vento muito baixas (entre 16 e 20 m/s) (Figura 34) (Semtive, 2019). A empresa portuguesa Omniflow desenvolveu também uma solução para a iluminação pública, denominada por OMNIFLOW, que utiliza simultaneamente energia solar através de painéis fotovoltaicos e energia eólica através de uma ventoinha omnidirecional para fornecer energia elétrica para iluminação pública (Figura 34) (OmniFlow, 2019).



Figura 34. Turbinas eólicas omnidirecionais para aplicação em ambiente urbano (Semtive, 2019) (OmniFlow, 2019)

A aplicação destas soluções permite que as cidades aumentem a sua independência energética e diminuam a necessidade de ligação a grandes centrais fotovoltaicas, eólicas ou hídricas. Ao nível da cidade, Grewal (2013) desenvolveu um estudo apresentando um plano para tornar a cidade de Cleveland totalmente independente em termos energéticos, recorrendo apenas a fontes de energia não poluentes e utilizando tecnologias existentes (P. Grewal & Grewal, 2013). Neste estudo, demonstrou-se que é possível alimentar uma cidades principalmente com recurso a formas de energia renovável na área da cidade (P. Grewal & Grewal, 2013). Num outro estudo, Lund (2017) desenvolveu um plano que está atualmente em execução para tornar a cidade de Frederikshavn, na Dinamarca 100% renovável até 2050

(Lund & Østergaard, 2017). De facto, tanto ao nível da cidade como ao nível global, vários estudos indicam que é técnica e economicamente possível efetuar a transição mundial para um panorama de 100% de energia renovável (European Renewable Energy Council, 2010) (Jacobson & Delucchi, 2011) (Delucchi & Jacobson, 2011).

Ao nível global, Jacobson (2017) desenvolveu um plano (*roadmap*) para 139 países expondo a forma como pode ser feita a transição para 100% de energias renováveis até 2050. Este plano permite evitar o aumento de 1,5°C no aquecimento global, milhões de mortes anuais devido à poluição do ar, criar 24,3 milhões de empregos de longa duração e aumentar o acesso mundial à energia (Jacobson et al., 2017). De acordo com o plano, esta transição assume uma redução considerável ao consumo energético, pelo aumento de eficiência na substituição de sistemas elétricos por sistemas de combustão e pela poupança de energia obtida ao eliminar a necessidade de extrair, processar e distribuir combustíveis fósseis. O plano consiste em aumentar progressivamente a potencia instalada de energia solar para os 6,8 TW e a energia eólica para os 4,4 TW, sendo o restante providenciado por energia hídrica (0,5 TW), energia geotérmica (0,08 TW) e energia das ondas/marés (0,08 TW) (Figura 35). Apesar disso, é necessário realizar mais estudos pois o consumo global de 20,6 TW previsto para 2050 neste estudo é inferior ao de outros estudos.

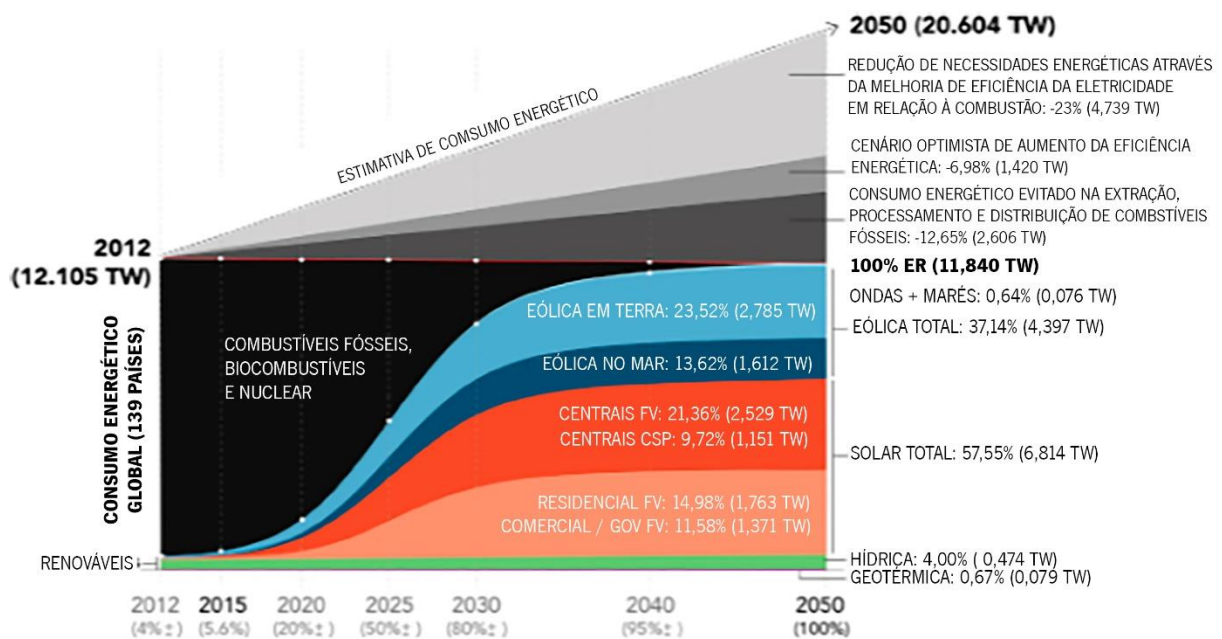


Figura 35. Plano para atingir os 100% de energia renovável até 2050 (adaptado) (Jacobson et al., 2017)

Partindo do princípio que se atingem os 100% de energia renovável no futuro, independentemente do quão rápido a humanidade decidir agir, é importante constatar a tendência inevitável no sentido de substituir todos os usos finais de energia para eletricidade. Atualmente, apenas cerca de 30% da energia consumida é eletricidade, sendo que o sector dos transportes é responsável por grande parte do consumo energético pela utilização de combustíveis fósseis (Seeger, 2016). Adicionalmente, devido ao facto de a energia renovável depender de condições climáticas e de ciclos dia-noite, a produção de energia será

inevitavelmente intermitente, tornando necessária a utilização de tecnologias de armazenamento de energia (Moriarty & Honnery, 2016) (Moriarty & Honnery, 2016). Além disso, face a problemas de escassez regional de energia, quando a produção não for suficiente para o consumo será necessário recorrer à importação de energia de regiões vizinhas (Seger, 2016). Quando todas as regiões passarem a consumir apenas energia renovável, se houver escassez energética numa região e nas regiões vizinhas, a importação pode ser complicada pois todas as regiões estarão em *stress* energético. Assim, irá aumentar ainda mais a necessidade de tecnologias de armazenamento de energia (Moriarty & Honnery, 2016) (Seger, 2016). Por esta razão, a capacidade regional de produção de energia por fontes renováveis, assim como a capacidade tecnológica de armazenamento e de transporte de energia, podem vir a ser fatores determinantes no dimensionamento de cidades nessas regiões, pois limitam o consumo.

Tendo isto em conta, um dos problemas que pode condicionar a eficiência e a adoção das energias renováveis está relacionado com componentes como as baterias, inversores, entre outros, que necessitam de desenvolvimento tecnológico e investigação (Moriarty & Honnery, 2016) (Moriarty & Honnery, 2016) (Kabir et al., 2018). Os principais problemas que se verificam atualmente são o curto ciclo de vida das baterias e a dificuldade de reciclagem, tratamento ou disposição de baterias usadas. Por fim, como estes componentes são compostos por metais raros ou preciosos, incluindo os painéis solares tais como a prata, o telúrio, o índio ou o lítio, é importante o desenvolvimento de instalações para reciclagem destes componentes e evitar o esgotamento de recursos (Kabir et al., 2018).

Nesse sentido, estão a ser desenvolvidos esforços para o desenvolvimento de técnicas inovadoras de geração e armazenamento de energia, principalmente na área da engenharia de materiais (Chu et al., 2016). Um exemplo de inovação nesta área é o sistema de armazenamento de energia residencial Powerwall, desenvolvido pela empresa Tesla, que permite o armazenamento de energia renovável produzida localmente e também da rede, fornecendo ainda segurança energética (Tesla, 2019b). Até ao momento, as tecnologias dominantes para o armazenamento de energia têm sido à base de baterias de lítio, o que coloca em causa as reservas deste metal. No entanto têm sido desenvolvidos esforços para utilizar materiais aditivos como o silício, o grafeno e o enxofre, assim como a utilização da escala nano. Os avanços tecnológicos nestas áreas podem ainda responder à crescente demanda por baterias com melhores relações de capacidade de carga/massa, mais duráveis, com maior potência, maior segurança e maior velocidade de carregamento (Chu et al., 2016). Adicionalmente, está a ser testada a possibilidade de substituir o lítio por bases químicas à base de sódio, potássio, manganês e alumínio (Chu et al., 2016). Por fim, estão ainda a ser desenvolvidas formas inovadoras de armazenamento de energia recorrendo a tecnologias como a conversão de energia elétrica em energia química à base de reações eletrocatalíticas como a separação da água para produção de hidrogénio ou redução do carbono (Chu et al., 2016).

Com base nos avanços na tecnologia dos materiais e na utilização da escala nano, estão também a ser desenvolvidas técnicas inovadoras de produção de energia elétrica através de calor proveniente de massa térmica de materiais e através da utilização de micro-organismos e micróbios para a geração de correntes

elétricas (Chu et al., 2016). Por outro lado, tem havido avanços no desenvolvimento de veículos elétricos com recurso a células de combustível à base de hidrogénio (*fuel cell electric vehicles*). Estes veículos são mais eficientes do que os veículos com motores de combustão interna e não produzem emissões de gases de efeito de estufa, uma vez que apenas emitem vapor de água. Alguns autores estimam que a sua utilização se torne mundialmente difundida entre 2020 e 2027 (Greene et al., 2008) (G. Wang, 2011).

Para facilidade de implementação de estratégias de energias limpas, tem sido também desenvolvidos combustíveis que podem eventualmente ser utilizados nos veículos convencionais (G. Wang, 2011). Neste sentido, tem sido estudados sistemas de produção de combustíveis líquidos não poluentes à base de hidrogénio, ou então combustíveis líquidos neutros em termos de emissões de gases de efeito de estufa pela combinação de hidrogénio e dióxido de carbono retirado da atmosfera (Greene et al., 2008) (Carbon Engineering, 2019). É importante notar que face à necessidade de se evitar a emissão de gases de efeito de estufa pela combustão de gases ou líquidos, deve-se promover não só a utilização de fontes renováveis como também se a seleção de formas de produção e consumo de energia não poluentes. Por exemplo, apesar de se considerar a biomassa como uma fonte de energia renovável, esta está associada não só a emissões de gases de efeito de estufa através dos processos de combustão, como também a vários problemas de uso do solo e socioeconómicos (Keirstead & Leach, 2008) (Mohtasham, 2015) (Ellabban et al., 2014), pelo que não se apresenta como uma solução que promova a sustentabilidade.

Ao passo que é muito importante o estudo de soluções que permitam a eletrificação do sistema energético e a produção de energia através de fontes renováveis, é também muito importante apostar em soluções para melhorar a eficiência energética e para a conservação de energia (Moriarty & Honnery, 2012) (Anderson, 2015) (Moriarty & Wang, 2015). A sociedade deve assim reavaliar todas as atividades que consomem energia e, se necessário, evitar ou até deixar de realizar aquelas que são menos importantes (Moriarty & Honnery, 2016). A avaliação do consumo energético das cidades é essencial para se implementarem planos de eficiência energética (Poggi, Firmino, & Amado, 2017). Um dos exemplos de consumo energético desnecessário é a iluminação pública, que no caso de não existir tráfego rodoviário ou pedonal, representam desperdícios de energia evitáveis. Nesse sentido, tal como mencionado anteriormente, a empresa TVILight desenvolveu um sistema inteligente baseado em sensores, que permite controlar o nível de iluminação das luminárias e monitorizar a atividade nas ruas de forma a apenas ligar a iluminação pública nos momentos e nos locais onde é necessária, permitindo poupanças consideráveis de energia (TVILight, 2019). Esta solução enquadra-se numa das soluções mais faladas para aumentar a eficiência energética, que é a implementação de sistemas inteligentes de controlo de redes elétricas (*smart grids*).

Existem diversas definições para o conceito de *smart grid* (Sioshansi, 2011). Contudo, de uma forma geral, uma *smart grid* consiste na implementação de tecnologias de informação para melhorar a inteligência da rede elétrica através da instalação de equipamentos eletrónicos e de comunicação nas instalações do utilizador da rede e nas infraestruturas (International Electrotechnical Commission, 2010)

(Crispim, Braz, Castro, & Esteves, 2014). Para uma melhor aplicação, é necessária a ligação da rede elétrica de todos os edifícios de uma cidade, mas também se aplica o conceito de *smart grid* na gestão da rede elétrica de um conjunto de edifícios ou de uma comunidade (Agrell, Bogetoft, & Mikkers, 2013). Estas tecnologias permitem a uma rede elétrica integrar o comportamento e ações dos utilizadores (geradores e consumidores), de forma a assegurar segurança no fornecimento de energia, com baixas perdas e elevados níveis de qualidade (Crispim et al., 2014).

No caso de existirem sistemas de produção de energia renovável na rede, face às dificuldades relacionadas com a intermitência da produção, as *smart grids* e as *smart cities* podem contribuir para evitar problemas tais como o risco de sobrecarga devido a produção excessiva e o aumento dos níveis de tensão devido à injeção de energia ativa em períodos de baixo consumo (Sioshansi, 2011) (Amado, Poggi, Amado, & Breu, 2017). Outro dos aspetos que está no centro da transição para uma utilização mais eficiente da energia é o facto de se esperar que os utilizadores tenham um papel mais ativo na gestão energética (Geelen, Reinders, & Keyson, 2013). O conceito de gestão da procura (DSM – *Demand Side Management*) refere-se a alterações no consumo elétrico por parte dos consumidores finais em resposta às condições de fornecimento (Geelen et al., 2013). De forma a retirar o máximo partido deste conceito, o consumidor terá que ser envolvido e receber informações, serviços adicionais e incentivos para potenciar os benefícios de possíveis reduções seletivas na carga. Neste sentido, as *smart grids* são uma ferramenta que permite aos consumidores gerirem o seu consumo energético para seu benefício próprio e de todo o sistema energético (Crispim et al., 2014) (Moreno Pires, Magee, & Holden, 2017).

Por fim, outra das soluções para o aumento da eficiência energética prende-se com a gestão centralizada de energia de aquecimento (*district heating*), que passa pela utilização partilhada de recursos energéticos locais, que de outra forma seriam desperdiçados (Rezaie & Rosen, 2012) (Werner, 2017a). Os recursos normalmente utilizados são resíduos da produção de eletricidade e resíduos de processos industriais. Ao longo dos últimos anos, começou a utilizar-se também energia proveniente de sistemas renováveis tais como energia geotérmica, coletores solares, e biomassa. Assim, este sistema utiliza atualmente uma combinação de energia reciclada e renovável (Werner, 2017b). Para além da utilização de recursos que de outra forma seriam desperdiçados, este sistema tem a vantagem de permitir efetuar mudanças no sistema de fornecimento de forma rápida, uma vez que toda a rede se encontra centralizada. Os países do Norte da Europa são os que mais recorrem a este sistema. Por exemplo, atualmente, todas as principais cidades na Suécia possuem sistemas de *district heating*, estando listados cerca de 500 sistemas instalados (Werner, 2017a). Já no caso da Noruega, estima-se que devido à utilização de sistemas centralizados de energia, tenha sido possível diminuir a utilização de petróleo em cerca de 10% (Rezaie & Rosen, 2012) (Kabir et al., 2018). Assim, estes sistemas apresentam-se como uma solução para aumentar a eficiência energética das cidades, beneficiando de uma organização do território que potencie a sua utilização.

6.2. Indústria

A análise comparativa entre o ano de 1997 e o ano de 2015, anos em que a população residente e ativa em Portugal eram semelhantes, demonstra uma diminuição dos empregos nos sectores primário e secundário e um aumento do número de empregos no sector terciário (Tabela 44) (INE, 2016). Esta tendência não é exclusiva de Portugal e pode ser generalizada a todo o mundo (Joseph, 2014) (Pistono, 2014). Numa sociedade em que se consomem muitos mais recursos do que há 20 anos atrás, a razão da diminuição do emprego nos sectores primário e secundário explica-se pelo aumento exponencial na produtividade resultante da automação. Cada vez mais as máquinas fazem o trabalho que dantes era feito por humanos. Onde anteriormente eram necessárias dezenas ou centenas de trabalhadores, agora uma máquina ou um conjunto de máquinas numa linha de montagem faz o mesmo trabalho, de forma mais eficaz, mais precisa, com menos erros, sem pausas, 24 horas por dia (Pistono, 2014). Com isto, há imensos empregos e serviços que se tornaram obsoletos e foram totalmente substituídos pela automação, tais como telefonistas, clubes de vídeo, reveladores de fotografias, portageiros, entre outros. E isto ocorreu apesar das revoltas sistemáticas das uniões sindicais e dos grupos de trabalhadores (Brynjolfsson & McAfee, 2011) (Pistono, 2014).

Tabela 44. População portuguesa empregada por sector, em milhares, nos anos de 1997 e 2015 (INE, 2016)

	Primário	Secundário	Terciário
1997	617 (13,6%)	1.419 (31,3%)	2.494 (55,1%)
2015	342 (7,5%)	1.107 (24,3%)	3.098 (68,2%)

Em que: sector primário: agricultura, floresta, caça, pesca e extração mineira; sector secundário: indústria transformadora e construção; sector terciário: serviços, comércio, transportes, administração pública, educação e saúde.

Este fenómeno é normalmente denominado por “desemprego tecnológico” (*technological unemployment*) e continua a existir nos dias de hoje, estando até a acelerar (Brynjolfsson & McAfee, 2011) (Joseph, 2014) (Pistono, 2014). É verdade que com a eliminação de empregos nos sectores primário e secundário, a tecnologia criou empregos no sector terciário, como por exemplo operadores de máquinas, engenheiros industriais, engenheiros de produção, técnicos de robótica, gestores, técnicos de informática, programadores, *web-designers*, entre outros. Mas os computadores estão cada vez mais rápidos e as máquinas cada vez mais eficientes e precisas, estando-se ainda a assistir à evolução acelerada dos sistemas de inteligência artificial (Pistono, 2014). Praticamente todo o trabalho que implique repetição de ações físicas pode e está a ser automatizado. Alguns autores defendem que é necessário implementar programas de formação avançada e tomar medidas para adaptar a força de trabalho para novos empregos (Pereira & Romero, 2017). Outros indicam a necessidade de ocorrerem alterações aos empregos, como a adoção do teletrabalho (Hynes, 2016). No entanto, se em tempos a criação de novos trabalhos acompanhava a destruição, neste momento verifica-se que os empregos que são destruídos são mais do que aqueles que são criados (Brynjolfsson & McAfee, 2011).

Com o avanço da tecnologia, não só muitos empregos se tornam obsoletos, mas também alguns produtos e tecnologias são substituídos por tecnologias integradoras. Um exemplo destas tecnologias são os telemóveis, que deixaram de ser meros meios de comunicação à distância e passaram a

incorporar uma enorme panóplia de funções e aplicações digitais. Estas aplicações tornaram obsoletos muitos produtos que eram comuns no início do século XXI, como por exemplo calculadoras, rádios, alarmes, máquinas fotográficas, máquinas de filmar, gravadores de som, leitores de CD ou DVD, controlos remotos, navegadores de GPS, bússolas, blocos de notas, agendas, dicionários, enciclopédias, jornais, mapas, álbuns, calendários, entre muitos outros. Com a utilização massiva dos telemóveis, muitos destes produtos já não são produzidos nem existem no mercado. Este exemplo demonstra não só como a digitalização da tecnologia contribui para a substituição do emprego, mas também para a obsolescência de produtos e tecnologias.

No entanto, com a digitalização dos sistemas produtivos e da economia estão-se a atingir níveis evolutivos que dantes eram inimagináveis. Para alguns autores, está-se a assistir a uma quarta revolução industrial (Indústria 4.0), em que a Internet das coisas, a digitalização e a automação dos sistemas produtivos aumenta a capacidade de as máquinas se adaptarem a novas tarefas, de serem reprogramáveis, de se controlarem a si mesmas de forma autónoma e de utilizarem a inteligência artificial para responderem a alterações no seu ambiente (Pereira & Romero, 2017) (Kamble, Gunasekaran, & Gawankar, 2018) (Frank, Dalenogare, & Ayala, 2019).

O conceito de Indústria 4.0 ainda não está totalmente definido (Pereira & Romero, 2017), mas é normalmente associado à emergência de uma nova era industrial, em que as tecnologias digitais inovadoras são associadas ao aumento da automação e à monitorização dos processos produtivos, resultando no aumento da produtividade, no aumento da qualidade dos produtos e na melhoria do desempenho organizacional (Kamble et al., 2018) (Dalenogare, Benitez, Ayala, & Frank, 2018) (Frank et al., 2019). Com a Indústria 4.0, é expectável que os produtos se tornem mais modulares e configuráveis, promovendo a customização para atender aos requisitos específicos dos clientes (Pereira & Romero, 2017).

A evolução tecnológica e o conseqüente desemprego tecnológico são tendências inevitáveis, no entanto, não devem ser considerados como um problema mas sim como uma oportunidade (Pistono, 2014) (Liaros, 2016). Uma oportunidade de a tecnologia cumprir o objetivo de livrar o homem do trabalho, maximizando a liberdade e promovendo o aumento dos níveis de felicidade (Liaros, 2016). Para isso, a humanidade terá de mudar o sistema económico e financeiro para uma nova realidade em que a humanidade possa usufruir de abundância e qualidade de vida sem recurso a rendimentos do trabalho (Liaros, 2016) (Joseph, 2017) (Fresco & Meadows, 2017). Algumas das soluções mais debatidas neste âmbito são a redução dos horários de trabalho e a implementação de um rendimento básico incondicional (UBI – *universal basic income*) (Brynjolfsson & McAfee, 2011) (Joseph, 2014) (Pistono, 2014) (Joseph, 2017). Tendo por base a argumentação desenvolvida no Capítulo 3, os sistemas económico, social, contributivo, distributivo, entre outros, devem ser encarados como invenções do homem que servem para ajudar na organização da sociedade. Estes sistemas necessitam de ser atualizados e melhorados face à evolução tecnológica e social para a promoção de um desenvolvimento

sustentável (Pistono, 2014) (Liaros, 2016) (Dizdaroglu, 2017) (Joseph, 2017) (Fresco & Meadows, 2017).

Uma tecnologia em expansão que promete revolucionar ainda mais a realidade do sector fabril, as cadeias de produto e o consumo de recursos a nível global é a impressão em 3D (Rayna & Striukova, 2016) (Woodson, Alcantara, & do Nascimento, 2019). Para já, a tecnologia ainda não foi adotada em massa pelo público geral devido a razões financeiras (Woodson et al., 2019), mas vários países estão já a apostar e a encorajar a adoção da impressão 3D pela indústria (Schniederjans, 2017). A combinação de tecnologias de impressão 3D com outras tecnologias de produção inovadoras, com a indústria 4.0 e com a internet das coisas, já está a alterar a economia e a sociedade de formas radicais (Despeisse et al., 2017), levando à necessidade de implementação de novas estratégias empresariais e novas políticas públicas (Jiang, Kleer, & Piller, 2017). Num estudo sobre os cenários de evolução social devido à implementação da impressão 3D, Jiang (2017) identificou os 6 cenários mais prováveis até 2030 (Jiang et al., 2017):

- O fabrico de peças de reposição será dividido em 2 sistemas: as peças menos críticas serão produzidas localmente através de impressão 3D; e as peças críticas serão fabricadas em locais especializados utilizando as técnicas convencionais;
- Os tempos de comercialização, ciclos de vida e de construção convencionais serão diminuídos à medida que os produtos digitais estejam continuamente em estágios de experimentação, sujeitos a iterações frequentes e modificações constantes;
- Um número significativo de consumidores irá utilizar bases de dados na internet (repositórios) para comprar designs de produtos ou para aceder gratuitamente a desenhos gratuitos para impressão 3D em casa;
- Um número significativo de produtos provenientes de impressões 3D irão ser constituídos por vários materiais e/ou conter componentes eletrónicos, permitindo um campo mais alargado de aplicações;
- A dificuldade em defender a propriedade intelectual convencional de produtos digitais irá levar a um número considerável de formas inovadoras de propriedade intelectual, tais como “*creative commons*” ou código aberto (*open source*);
- Serão criadas medidas regulamentares importantes relativas às plataformas de partilha de ficheiros de impressão 3D.

Com a impressão 3D, em vez de comprarem os produtos físicos, os consumidores passarão a usar bases de dados online para descarregarem os *designs* dos produtos para imprimirem eles próprios, em casa ou em locais partilhados/comunitários de impressão em 3D. Estes ficheiros serão adquiridos (de forma similar a descarregar uma música de uma loja de músicas *online*) ou descarregados usando sistemas de partilha de *designs* em código aberto (*open source*) (Jiang et al., 2017). A produção de bens a nível local tem potencial para ser bastante perturbadora para a indústria convencional. Embora as empresas possam utilizar a impressão 3D para acelerar os processos produtivos convencionais, através de métodos como a criação rápida de protótipos, à medida que os consumidores se tornam em produtores, as

indústrias serão forçadas a abandonar parcialmente os métodos convencionais de produção e de comercialização de produtos (Rayna & Striukova, 2016). Assim, as tecnologias de impressão em 3D apresentam potencialidades interessantes para a promoção da sustentabilidade, mas há preocupações e incertezas relativamente à possibilidade de a adoção da impressão 3D levar a um cenário de produção localizada menos eficiente e uma maior taxa de obsolescência de produtos, aumentando o consumo de recursos (Despeisse et al., 2017).

6.3. *Economia circular*

A implementação da indústria 4.0 fornece várias soluções para um desenvolvimento sustentável. Uma destas soluções é a integração de sistemas digitais de monitorização e rastreamento nas cadeias de produto, que são facilitadas por tecnologias como a *blockchain*. Estas soluções permitem não só a avaliação de sustentabilidade em termos ambientais e económicos como também facilitam a implementação de sistemas económicos inovadores como a economia circular ou a economia baseada em recursos. Mas em primeiro lugar, é necessário encontrar soluções técnicas para promover a eficiência e a segurança de um modelo de gestão de uma cidade, que possibilitem a implementação de um modelo económico desse tipo. Neste subcapítulo são apresentadas soluções para transformar a economia linear em operação nos dias de hoje numa economia circular.

Relativamente à indústria de mineração/extração, uma economia circular totalmente estabelecida não necessitaria da extração de matérias primas da crosta terrestre. No entanto, até isso acontecer é necessário continuar este processo, pelo que é importante estudar como se poderá melhorar o desempenho deste sector. A primeira constatação neste sector é que a mesma tendência de automação se verifica nos restantes. As primeiras iniciativas de automação em massa na indústria mineira focaram-se na carga e transporte de minério. A empresa Rio Tinto (segunda maior do mundo na mineração de ferro), foi uma das primeiras a automatizar estes processos com casos de sucesso nas minas de ferro de Yandicoogina e Nammuldi, na Austrália, totalmente servidas por camiões e comboios autónomos que transportam o minério para a indústria (Figura 36) (Rio Tinto, 2019).



Figura 36. Camião autónomo na mina de ferro de Yandicoogina e comboio autónomo em operação no oeste da Austrália (Rio Tinto, 2019)

No entanto, a automação na indústria mineira já chegou aos processos de prospeção e de perfuração. No final de 2018, a empresa Sandvik, uma das maiores fornecedoras de equipamento de mineração, possuía já cerca de 400 máquinas autónomas em operações mineiras (Sandvik, 2019). Neste âmbito, a

mina de ouro de Syama, no Mali, está-se a transformar na primeira mina totalmente autónoma, em que as máquinas desempenham as principais funções em todas as fases do processo de mineração, de forma autónoma ou controlados remotamente (Mining Technology, 2018). O uso destas tecnologias resolve um dos grandes problemas da indústria mineira que é a segurança e a saúde dos operários, mas também leva a aumentos de produtividade e de confiabilidade (Rio Tinto, 2019) (Sandvik, 2019).



Figura 37. Centro de operações de uma mina a operar de forma semi-autónoma (Sandvik, 2019)

No entanto, no que toca à economia circular, um dos desafios mais importantes é o tratamento dos materiais e produtos no final de ciclo de vida de forma a permitir que estes entrem novamente na economia. Atualmente, grande parte dos resíduos são colocados em aterro ou são incinerados. Nenhum destes processos contribui para uma economia circular, pois fazem com que os materiais sejam retirados da economia, aumentando a necessidade de extração de novos materiais e aumentando o perigo de esgotamento de recursos. Adicionalmente, a deposição em aterro está associada a vários problemas de uso do solo e de poluição da água, do solo e do ar, e a incineração emite gases de efeitos de estufa e gases tóxicos. Por estas razões, a solução óbvia é a aposta em sistemas de reciclagem e de reutilização de materiais e produtos.

Um dos maiores desafios dos processos de reciclagem está na coleta e recolha de resíduos sólidos urbanos. A responsabilidade na coleta dos resíduos sólidos urbanos é normalmente colocada do lado do consumidor, que nem sempre está sensibilizado para os problemas ambientais. Por esta razão, a coleta de resíduos não é feita da mesma forma em todos os países. Por exemplo, em Portugal, os resíduos são separados maioritariamente em 3 contentores, correspondentes a papel/cartão, vidro e embalagens, mas em países como a Suécia, os resíduos são separados em 8 contentores, facilitando os processos de reciclagem (Figura 38). Na América do Sul, a empresa Triciclos está a apostar fortemente em campanhas de sensibilização sobre a importância da separação de resíduos, promovendo ecopontos com 12 contentores para diferentes tipos de resíduos (Figura 38) (Triciclos, 2019). Assim, uma solução para melhorar a eficiência dos processos de reciclagem é a sensibilização e educação da população para os problemas da poluição e do esgotamento de recursos, que contribui também para a diminuição da deposição de resíduos na rua ou em lixeiras a céu aberto.



Figura 38. Ecoponto em Portugal (Amarsul, 2016), na Suécia (Wilk, 2013) e no Chile (Triciclos, 2019)

No que toca à recolha de lixo, esta é feita normalmente através de veículos pesados, que circulam pela cidade recolhendo os resíduos acumulados nos ecopontos, que normalmente são colocados mais ou menos de forma uniforme pelo território. Uma das inovações neste campo, promovida pela empresa Enevo, é a instalação de sensores nos caixotes do lixo, que indicam a taxa de saturação dos mesmos, permitindo o estabelecimento de rotas otimizadas para os veículos de recolha, acelerando o processo, prevenindo viagens desnecessárias e a sobrecarga dos contentores, diminuindo as emissões desses veículos (Enevo, 2019).

No entanto estes métodos de recolha poderiam ser ainda melhorados pela utilização de métodos autónomos. Por exemplo, o sistema proposto pela empresa MetroTaifun (2019), consiste num método de transporte de resíduos sólidos urbanos através de canalizações hidráulicas subterrâneas. Os resíduos são encaminhados para estações subterrâneas, onde os resíduos são armazenados em contentores separados, que posteriormente são transportados para centrais de tratamento de resíduos utilizando os sistemas de metro subterrâneo em horário noturno, quando não há transporte de passageiros (MetroTaifun, 2019).



Figura 39. Sistema de transporte de resíduos MetroTaifun (MetroTaifun, 2019)

Relativamente aos processos de reciclagem, um dos problemas está com a degradação da qualidade dos materiais. Após a reciclagem ou após vários ciclos de reciclagem, há materiais que podem perder qualidade, o que leva à necessidade de novas matérias primas. Este problema, leva à necessidade de se promoverem métodos de reciclagem mais eficientes, que mantenham a qualidade dos materiais. Neste âmbito, algumas empresas têm vindo a desenvolver tecnologias para melhorar os processos de reciclagem. Por exemplo, a empresa Teijin Frontier (2019) desenvolveu um processo de reciclagem química de fibras de poliéster, que torna possível a separação de aditivos e corantes de garrafas PET e de produtos de poliéster, purificando o material de forma que tenha uma qualidade igual ao poliéster produzido diretamente do petróleo (Teijin Frontier, 2019). Outro exemplo é a empresa Lehigh Technologies (2019), que se especializou na reciclagem de produtos de borracha, criando um material

denominado por pó de borracha micronizado (*micronized rubber powder*), que pode ser usado para vários fins, tais como plásticos, pneus, asfalto ou materiais de construção (Lehigh Technologies, 2019).

As indústrias também são responsáveis pela produção de grandes quantidades de resíduos. Uma forma de promover a reciclagem dos resíduos industriais é a utilização desses resíduos como matérias primas para outras indústrias. Esta foi a estratégia adotada no complexo industrial de Kalundborg, na Dinamarca, em que estão instaladas várias empresas que atuam em simbiose na medida em que os resíduos ou subprodutos de cada empresa são aproveitados como materiais de entrada para as outras empresas (Kalundborg Symbiosis, 2019). Mas é importante também reduzir a quantidade de resíduos e de poluição produzidos no sector da industria. Por exemplo, a empresa DyeCoo (2019) desenvolveu um processo de coloração de tecidos que não utiliza água nem químicos (além das tintas), usando dióxido de carbono pressurizado. Algo que é bastante relevante face aos problemas de consumo e poluição de água associados ao sector têxtil (Dyecoo, 2019).

Para promover uma economia circular, além de melhorar os processos de reciclagem e diminuir a quantidade de resíduos produzidos, é também necessário encontrar soluções para diminuir o consumo de recursos. Uma dessas soluções é a implementação do comércio a granel. O comércio a granel caracteriza-se pela não utilização de embalagens e por permitir reduzir o consumo de produtos ao diminuir os desperdícios que acontecem no comércio tradicional (OU, 2019) (Maria Granel, 2019). Este tipo de comércio era comum antigamente e caiu em desuso devido à praticidade das embalagens, mas voltou recentemente a ser utilizado devido aos potenciais benefícios para o ambiente. Com isto, em 2014, abriu em Berlim o primeiro supermercado totalmente a granel (OU, 2019) e desde então têm surgido superfícies semelhantes por todo o mundo, incluindo em Portugal, que abriu o primeiro do género em 2016 (Maria Granel, 2019) (Figura 40).



Figura 40. Primeira loja 100% a granel do mundo, em Berlim (OU, 2019) e primeira em Portugal (Maria Granel, 2019)

Tendo isto em conta, é interessante estudar as tendências que estão a ocorrer no sector do comércio para averiguar a potencialidade de implementação destes sistemas de comércio a granel. O comércio é entendido pela realização de transações que envolvam a troca e o transporte de bens e produtos. Estas transações podem ocorrer entre empresas (B2B – *business to business*) ou entre empresas e o

consumidor final (B2C – *business to consumer*). No âmbito das trocas entre empresas e clientes finais, a tendência é cada vez mais a eliminação de intermediários. Por exemplo, cada vez se vêem mais nos supermercados o comprador pesar e etiquetar os seus produtos e cada vez mais existem caixas de pagamento automáticas sem nenhum operador. Assim, verifica-se a tendência de automação nos serviços de atendimento ao público, como por exemplo restaurantes, hotéis, farmácias, entre outros, que estão a adotar sistemas de *self-service* e de rececionistas eletrónicos. Por exemplo, empresas como o McDonald's desenvolveram os chamados "Kiosks", para atendimento eletrónico de clientes e pagamento automático, pretendendo que todos os seus restaurantes utilizem este sistema até 2020 (McDonald's, 2019). O Hotel Henn-na, em Sesebo, no Japão, é também um exemplo desta tendência, sendo o primeiro Hotel 100% operado por robôs (Henn na Hotel, 2019). Pode-se prever que no futuro as pessoas adquiram produtos e acedam a serviços sem qualquer interação com um ser humano.

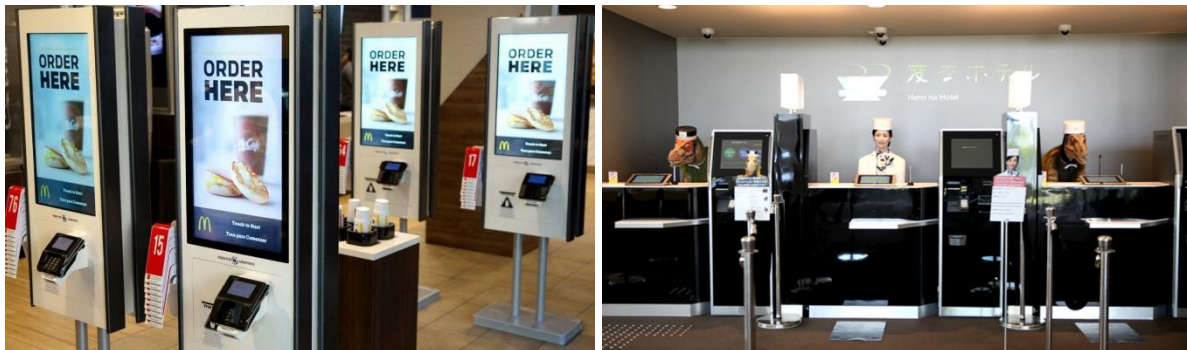


Figura 41. Kiosks eletrónicos da empresa McDonald's (McDonald's, 2019) e receção do Hotel Henn-na, no Japão (Henn na Hotel, 2019)

Mas na verdade cada vez mais o comércio físico tem vindo a ser substituído pelo comércio online e pelas entregas ao domicílio. Empresas como o Ebay e a Amazon desenvolveram todo o seu modelo de negócio com base no comércio online. Em Portugal esta tendência já se verifica, pois em 2017, o comércio online atingiu os €4,1 mil milhões entre empresas e o consumidor final e os €70,2 mil milhões entre empresas (indústrias e distribuidores), prevendo-se um crescimento exponencial até 2025 (ACEPI, 2017). Ao passo que atualmente, muitas empresas ainda tem uma loja física, no futuro terão apenas um grande armazém central, a partir dos quais as mercadorias serão enviadas diretamente para o cliente. Por sua vez, prevê-se que estes armazéns sejam totalmente automatizados a curto prazo, face à crescente automação no sector da logística eletrónica e à adoção dos conceitos da Indústria 4.0 (Figura 42). Com isto, pode-se prever que o comércio de bens de consumo será totalmente efetuado eletronicamente, sem necessidade de deslocações a lojas ou hipermercados e que haverá uma grande tendência para a utilização de sistemas de entrega ao domicílio. Assim, prevê-se que apesar de o comércio a granel apresentar algumas vantagens ambientais, terá de ser adaptado a uma nova realidade em que os produtos são entregues ao domicílio.



Figura 42. Armazéns semi-autónomos das empresas Amazon (Amazon Robotics, 2019) e Ocado (Ocado Technology, 2019)

Outra solução para a diminuição do consumo de recursos nasce da constatação de que vários bens e produtos, tais como eletrodomésticos, instrumentos de limpeza, instrumentos artísticos, ferramentas ou utensílios vários, são apenas utilizados durante curtos períodos de tempo e pouco frequentemente. Uma solução passa pela partilha desses produtos por mais pessoas de forma a aumentar a sua utilização. Um exemplo simples desta estratégia são as lavandarias, que fazem com que as famílias não necessitem de possuir uma máquina de lavar, que nesse caso ficaria sem funcionar na maior parte do tempo. Outros exemplos incluem as bibliotecas, os ginásios e até os transportes públicos.

Assim, desde a crise económica de 2008, emergiu um novo modelo económico denominado por economia de partilha (*sharing economy*), fruto da emergência de plataformas de comércio eletrónico, da falta de confiança nas empresas e de uma mudança cultural em oposição ao consumismo (Heinrichs, 2013) (Cherry & Pidgeon, 2018). Esta mudança cultural levou ao sucesso de plataformas como a Airbnb e a Uber, entre outras (Schor & Attwood-Charles, 2017) (Cherry & Pidgeon, 2018). Apesar de haverem debates ontológicos e alguma controvérsia recentemente nos meios de comunicação social (principalmente devido a questões regulamentares e sociais (Frenken, 2017) (Martin, 2016)), o conceito de economia de partilha tem crescido rapidamente e tem sido vista como uma solução para vários problemas ambientais, sociais e económicos (Cherry & Pidgeon, 2018).

Uma solução para implementar uma economia de partilha é a criação de centros regionais de acesso que funcionam para os recursos como as bibliotecas funcionam para os livros. Esta solução foi adotada em várias cidades do globo pela criação de estabelecimentos denominados de “bibliotecas das coisas” (The Sharing Depot, 2017) (Sacramento Public Library, 2017) (Library of Things, 2017). Nestes estabelecimentos estão armazenados bens de uso temporário, tais como ferramentas, bicicletas, instrumentos musicais, eletrodomésticos, entre outros, e os cidadãos podem alugar esses bens para utilização em curtos espaços de tempo, em vez de os comprarem. Uma das vantagens é que os aderentes a estes serviços têm sempre acesso aos produtos com a maior qualidade. Recentemente, estão a ser testados serviços de entrega ao domicílio para aumentar a comodidade do serviços (Library of Things, 2017). De forma similar funciona a rede de cidades de partilha, onde voluntários de cerca de 50 cidades do planeta partilham gratuitamente bens e serviços (Sharing Cities Network, 2017). Estes serviços, apesar de ainda estarem numa fase inicial de desenvolvimento, já se apresentam como soluções viáveis

para a diminuição do consumo de recursos, combatendo ainda a desigualdade social (The Sharing Depot, 2017).

A estratégia adotada nestes serviços passa pela substituição do paradigma existente de consumismo e de posse para um sistema de aluguer. Algumas empresas estão-se a adaptar a esta realidade, tais como as empresas IKEA, Schneider Electric e Vigga. A empresa IKEA anunciou recentemente uma estratégia para o aluguer de peças de mobiliário habitacional, em vez de apostar na venda, após testes iniciados na Suíça relacionados com o aluguer de mobiliário de escritório (Financial Times, 2019). Neste sistema, no final do ciclo de vida dos produtos, os clientes podem alugar um produto semelhante, ao passo que a empresa recolhe o produto usado e o restaura, de forma prolongar o seu ciclo de vida (Financial Times, 2019).

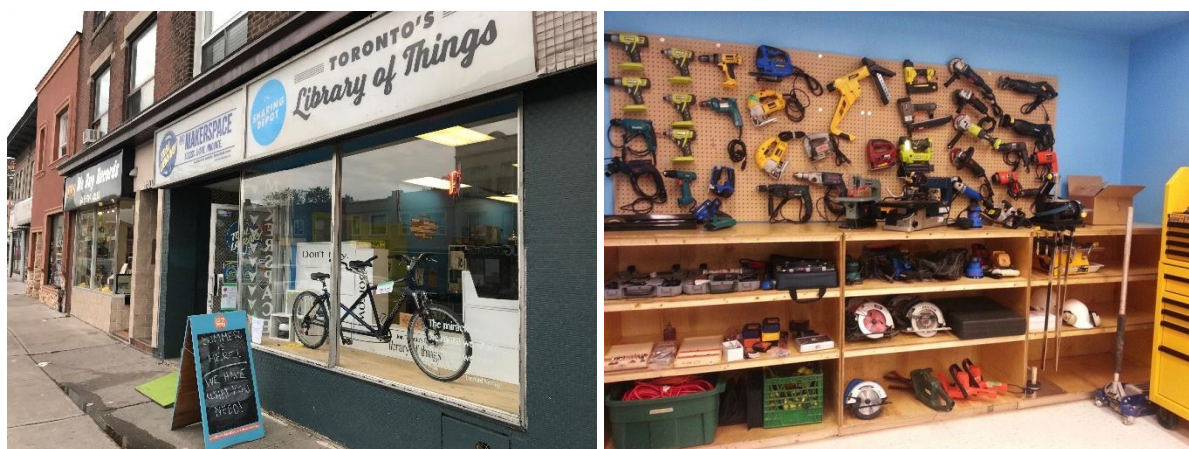


Figura 43. Bibioleto das coisas de Toronto, no Canadá (The Sharing Depot, 2017) (Library of Things, 2017)

Por sua vez, a empresa Schneider Electric (2018), que tem apostado também no uso de materiais reciclados, está a apostar no aumento da duração de ciclo de vida de produtos pela aposta em sistemas de aluguer e de prestação de serviços de eletrodomésticos, em vez de os vender. O objetivo é recolher os aparelhos usados no final do ciclo de vida para aproveitar peças e reciclar materiais para utilização no fabrico de novos eletrodomésticos. A aposta na prestação de serviços também inclui um serviço de garantia e de reparação dos aparelhos, pelo que a empresa tem um maior incentivo em apostar na durabilidade dos seus produtos (Schneider Electric, 2018). A empresa Vigga, que se atua no sector do vestuário infantil, criou um sistema de subscrição mensal, em que os clientes recebem 20 peças de vestuário de qualidade muito elevada. Isto é possível porque quando as peças deixam de servir (o que acontece rapidamente em bebés e jovens) elas são devolvidas e o cliente recebe roupas de tamanho superior. As peças devolvidas são inspecionadas e lavadas industrialmente e posteriormente são partilhadas com outras crianças, resultando num processo circular que reduz os resíduos em 70-85% (Vigga, 2017).

Outra forma de prolongar o ciclo de vida dos produtos está relacionada com o *design* modular de produtos, que permite a fácil atualização e reparação. Por exemplo, as empresas Puzzlephone (2015) e

Phonebloks (2018) desenvolveram telemóveis modulares que são constituídos por várias peças que podem ser substituídas em caso de avaria ou se o utilizador desejar utilizar uma peça mais eficiente (Puzzlephone, 2015) (Phonebloks, 2018). No caso do puzzlephone, existem apenas 3 peças, correspondendo às unidades de processamento e armazenamento, ao ecrã e à bateria (Puzzlephone, 2015), mas no caso do Phoneblock, o telemóvel pode ser totalmente customizado pela adição ou troca de peças individuais (Phonebloks, 2018). Embora esta estratégia de design seja aqui exemplificada para telemóveis, ela pode ser utilizada para qualquer tipo de dispositivo, eletrónico ou não.



Figura 44. Telemóveis modulares desenvolvidos pelas empresas Puzzlephone (Puzzlephone, 2015) e Phonebloks (Phonebloks, 2018)

Estas soluções são importantes para a diminuição do consumo de materiais e devem ser aplicadas em conjunto para promoverem a implementação de uma economia circular. Obviamente existem mais soluções, principalmente do foro político e fiscal, que podem ser abordadas, tais como a eliminação de embalagens desnecessárias, o combate à obsolescência programada, o combate ao estilo de vida consumista e às “modas”. Todas essas soluções devem ser estudadas de forma holística para o estabelecimento de um caminho (*roadmap*) que garanta a implementação de uma economia circular a médio/longo prazo, de forma a prevenir o esgotamento de recursos.

6.4. Agricultura e alimentação

No sector da agricultura, não é necessário ir ao futuro para ver o quanto a tecnologia substitui o trabalho. As máquinas lavram, semeiam, plantam e colhem e já não precisam de condutor ou operadores, podendo ser guiadas por sensores e GPS. Mas as tecnologias que se preveem para o futuro podem revolucionar ainda mais o sector. Os principais problemas da agricultura em termos ambientais são a ocupação de grandes áreas do território, promovendo muitas vezes a desflorestação, a degradação da qualidade do solo, o elevado consumo de água e a poluição/eutrofização causada por pesticidas e adubos, entre outros. Neste âmbito, apesar de se promoverem hortas urbanas, estas associam-se a problemas de contaminação de metais pesados devido à poluição do ar (Pinto, Ribeiro, Simões, Gonçalves, & Ramos, 2011) (Pinto & Ramos, 2012).

No entanto, a utilização de tecnologias modernas como a hidroponia permite a resolução de grande parte destes problemas. A hidroponia é um método de cultivo de vegetais no interior de edifícios em que as plantas não são colocadas no solo, mas sim em tubos ou plataformas em que circula água em circuito fechado. Como neste sistema não existem parasitas nem ervas daninhas, não é necessária a aplicação

de quaisquer pesticidas. A água tem um nível permanentemente controlado de sais minerais e nutrientes o próprio ambiente de cultivo é monitorizado e controlado em termos de temperatura e humidade do ar (Romeo, Vea, & Thomsen, 2018). Como este sistema é aplicado no interior de edifícios, em vez de se utilizar a luz sol, são usadas lâmpadas para promover a fotossíntese. Assim, apesar de este sistema utilizar apenas 5% da água comparado com os sistemas convencionais, consome energia na geração de iluminação, o que não acontece na agricultura convencional (Romeo et al., 2018). Uma das maiores potencialidades desta tecnologia é a de se colocarem as plataformas verticalmente, permitindo enormes poupanças em termos de uso do solo, resultando no conceito de agricultura vertical (*vertical farming*) (Figura 45) (Romeo et al., 2018).

Esta tecnologia, entretanto, evoluiu e com os novos desenvolvimentos da empresa Aerofarms, as raízes das plantas já não são colocadas em água, ficando suspensas no ar, sendo periodicamente borrifadas com água, poupando 65% da água em relação a técnicas de hidroponia convencionais. Adicionalmente, a radiação é agora conseguida através de LEDs vermelhos e azuis (frequências mais importantes para a fotossíntese), permitindo grandes poupanças energéticas (Figura 45) (C. Lu & Grundy, 2017) (Aerofarms, 2019).



Figura 45. Fábrica de produção de vegetais da empresa Aerofarms, nos Estados Unidos da América (Aerofarms, 2019)

A aplicação dos sistemas de hidroponia e agricultura vertical tem um grande potencial para aplicação em ambiente urbano e contribuem também para a promoção da economia circular. Estudos na área começam a demonstrar a viabilidade de se usarem estes sistemas para o fornecimento de alimentos para as cidades (S. S. Grewal & Grewal, 2012) (Al-Chalabi, 2015) (C. Lu & Grundy, 2017) (Romeo et al., 2018). Uma das grandes vantagens é a redução das distâncias de transporte. Ao passo que a distância média percorrida pelos alimentos de um prato convencional tem uma média de 2400 km, o uso da agricultura vertical em ambiente urbano pode diminuir estas distâncias para valores inferiores a 10 quilómetros, permitindo grandes poupanças energéticas e compensando largamente o consumo energético das lâmpadas LED (Gentry, 2019). Adicionalmente, se a energia utilizada for proveniente de fontes renováveis, a questão na energia torna-se menos relevante. Outra vantagem é que os alimentos podem ser transportados para o cliente final pouco tempo após a colheita, não sendo necessário implementar estratégias de conservação e mantendo o sabor original dos alimentos (Aerofarms, 2019). Mas é necessário considerar também a poupança em termos da energia em relação à agricultura tradicional, em termos de utilização de maquinaria pesada e na produção e transporte de fertilizantes e

pesticidas. A aplicação da agricultura vertical em ambiente urbano também pode trazer vantagens adicionais quando combinada com sistemas de aquecimento urbano centralizado (*district heating*) (Gentry, 2019).

Uma solução para uma redução dos impactos ambientais do sector da agricultura é a transição para uma dieta vegetariana ou vegan, que já se está a verificar. Vários estudos comprovam que o consumo de carne está associado à emissão de grandes quantidades de gases de efeito de estufa. Por estas razões, o IPCC advogou em que uma das principais soluções para combater as alterações climáticas é a transição para uma dieta vegetariana (Schiermeier, 2019). A transição para uma dieta vegetariana ou vegan pode diminuir as emissões de gases de efeito de estufa do sector entre 20% e 55%. Por outro lado, o sector da agropecuária ocupa cerca de 77% da área utilizada para fins agrícolas (Ritchie, 2019). Adicionalmente, tendo em conta que cerca de 40% dos vegetais são produzidos para a alimentação de gado, a adoção de uma dieta tendencialmente vegetariana ou vegan permite reduções em termos de ocupação do solo entre 30% e 50% (Joyce, Hallett, Hannelly, & Carey, 2014) (Scarborough et al., 2014) (Hallstrom, Carlsson-Kanyama, & Borjesson, 2015).

Outra tendência que se verifica no sector da alimentação é a robotização na confeção de alimentos. A título de exemplo, a empresa ABB desenvolveu um robô chamado FlexPicker que permite confeccionar pizzas de forma totalmente automatizada (ABB, 2019). Outro exemplo é o restaurante Spyce, desenvolvido por um grupo de alunos do MIT, que consegue confeccionar refeições em menos de 3 minutos (Spyce, 2019). A empresa de restauração Haidilao International Holding, uma das maiores na Ásia, criou uma parceria com a Panasonic e abriu em 2018, em Beijing, um restaurante completamente automatizado. As refeições servidas neste restaurante são as mesmas que são servidas em todos os restaurantes da marca com a diferença de que são completamente confeccionadas e servidas por robots (Bandoim, 2018). Devido à existência de preocupações com a qualidade culinária dos alimentos confeccionados por robôs, a empresa Moley desenvolveu um robô cozinheiro que consiste em braços mecânicos que conseguem imitar os movimentos de chefes reconhecidos a nível internacional (humanos) para confeccionar refeições com o mesmo nível de qualidade (Moley, 2019). Outro exemplo neste campo é o robô Flippy, que consegue cozinhar o hambúrguer perfeito ao controlar a temperatura da carne através de câmaras infravermelhos (Miso Robotics, 2019). Estes exemplos demonstram claramente que todo o processo confeção de alimentos pode ser efetuado por robôs e a automação está a entrar em força nos sectores da alimentação e da restauração.





Figura 46. Robô ABB FlexPicker (ABB, 2019), cozinha do restaurante Spyce, em São Francisco (Spyce, 2019), Robochef da empresa Moley (Moley, 2019) e robô Flippy (Miso Robotics, 2019)

6.5. Edifícios

Os edifícios são uma das componentes principais das cidades, pelo que é importante referir de que forma estes devem evoluir para o desenvolvimento de cidades sustentáveis. Tendo em conta os objetivos de conforto e de minimização de impactes ambientais, neste subcapítulo são apresentadas algumas estratégias para melhorar o desempenho dos edifícios. Um dos principais problemas que se associam aos edifícios é que estes consomem uma grande quantidade de recursos e produzem grandes quantidades de resíduos, pelo que é importante adotar estratégias para a diminuição dos impactes ambientais associados e promover uma economia circular. Assim, o correto planeamento e dimensionamento dos edifícios é importante para minimizar os impactes em todos os indicadores ambientais relacionados com emissões de gases poluentes na atmosfera (1-5) e nos indicadores económicos relacionados com o esgotamento de recursos abióticos (33) e bióticos (34) (madeira).

Tal como acontece nos outros sectores, uma das tendências no sector da construção está relacionada com a automação dos processos de construção. No entanto, aparentemente ainda se está longe de se conseguir automatizar por completo o sector da construção (Sandy et al., 2018). No que toca à construção in-situ, têm surgido avanços no desenvolvimento de tecnologias para criação de elementos em betão armado através de técnicas de impressão 3D ou técnicas denominadas de “countour crafting” (Buswell, Leal de Silva, Jones, & Dirrenberger, 2018) (Figura 47). Como exemplo a Universidade de Nantes desenvolveu uma técnica (FAM - *Foam Additive Manufacturing*) que consiste na utilização de robôs para a construção de paredes in-situ através da deposição de camadas sobrepostas de uma espuma de betão (Bressac et al., 2018). Mas a maior aplicação destas técnicas foi em Suzhou, na china, onde a empresa WinSun 3D criou um complexo de apartamentos totalmente a partir de impressão 3D de betão reciclado, que inclui um edifício residencial de 6 pisos (Winsun3D, 2019) (Sevenson, 2015).

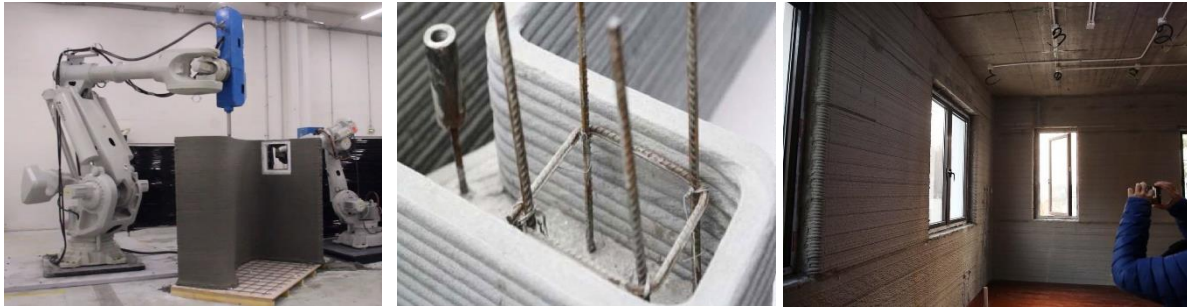


Figura 47. Aplicação de técnicas de impressão em 3D de peças em betão armado (XtreeE, 2019) (Winsun3D, 2019) (Sevenson, 2015) (Buswell et al., 2018)

No entanto, a automação no sector da construção aparenta ter um maior potencial através da automação de processos de pré-fabricação e da implementação da construção modular (X. Li, Shen, Wu, & Yue, 2019). A construção modular tem o potencial de reduzir os tempos de construção (assim como previsão de tempos de conclusão de obra), aumentar a produtividade do sector, aumentar a qualidade de construção, diminuir o consumo de recursos, aumentar a segurança em obra, diminuir a mão-de-obra necessária e de potenciar a utilização de práticas ecológicas (Generalova, Generalov, & Kuznetsova, 2016) (Lacey, Chen, Hao, & Bi, 2018) (Ferdous, Bai, Ngo, Manalo, & Mendis, 2019). A construção modular inclui não só a pré-fabricação de pequenos elementos construtivos, mas também de grandes elementos ou blocos (Generalova et al., 2016). Por exemplo, a empresa Vybor-OBD focou-se na construção de módulos de compartimentos e de apartamentos para a construção de edifícios altos em blocos residenciais na cidade de Voronezh, na Rússia (Figura 48).



Figura 48. Pré-fabricação de apartamentos na empresa Vybor-OBD e construção de edifícios residenciais modulares (VYBOR-OBD, 2015) (Generalova et al., 2016)

A construção modular está a ser cada vez mais utilizada, um pouco por todo o mundo (Generalova et al., 2016) (Lacey et al., 2018), mas é mais comum no Reino Unido, Suécia, Japão, Austrália e China (Ferdous et al., 2019). Ao passo que inicialmente a construção modular era apenas aplicada e testada na construção de edifícios relativamente pequenos, está cada vez mais a ser aplicada na construção de edifícios altos (Generalova et al., 2016). Isto porque inicialmente se focou na utilização de peças e módulos estruturais em madeira, e recentemente se focou na utilização de peças em aço e betão armado (Ferdous et al., 2019). A aceitação da construção modular vai aumentar com o desenvolvimento de guias de projeto, com a maior especialização da mão-de-obra, com a resolução de dificuldades de transportes e o desenvolvimento de métodos inovadores de conexão entre módulos (Ferdous et al., 2019).

Outra tendência que se verifica no sector da construção é a adoção de práticas de produção “*lean*”, o que levou ao conceito de construção “*lean*” (*lean construction*) (Akanbi, Oyedolapo, & Steven, 2019) (Babalola, Ibem, & Ezema, 2019). Apesar de a adoção destas práticas de gestão estar mais consolidada no meio industrial, é também vista como uma possível soluções para diminuir o consumo de recursos, reduzir a quantidade de resíduos produzidos e aumentar a produtividade do sector da construção (Akanbi et al., 2019) (Babalola et al., 2019). O conceito de “construção *lean*” está intimamente relacionado com a aplicação da construção modular. Por exemplo, a empresa chinesa Broad Group, planeia escrupulosamente a construção de edifícios usando 90% de elementos pré-fabricados. Neste sentido, a empresa construiu um edifício de 57 pisos em apenas 19 dias em Hunan, na China (Broad Group, 2015). O edifício destaca-se ainda pelo projeto interior, contendo uma piscina, 19 átrios públicos, campos de ténis e badminton, ginásios, paredes de escalada, galeria, teatro, cinema, jardim botânico, infantário, centro de educação, loja de vegetais orgânicos, restaurante orgânico. O edifício tem ainda aspiração central, purificação de água e coleta de resíduos para reciclagem no interior e sistemas de purificação do ar interior (Broad Group, 2015) (Figura 49).

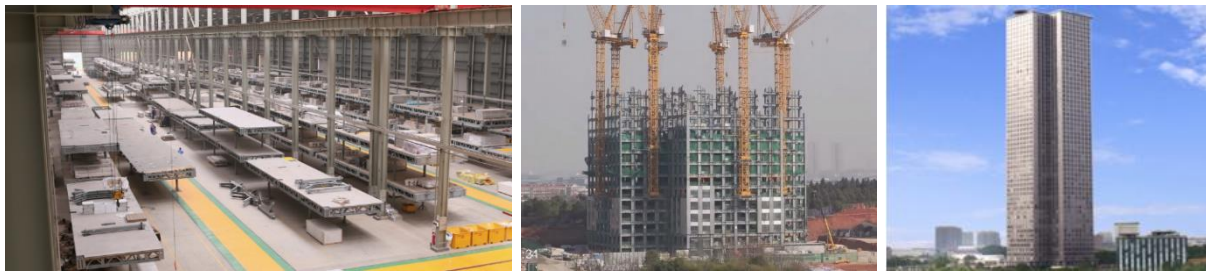


Figura 49. Edifício modular com 57 pisos em Hunan, na Chinan, construído em 19 dias, em 2015 (Broad Group, 2015)

Algumas das soluções para a redução do consumo de recursos e para a implementação de uma economia circular incluem também a reutilização de produtos, a utilização de materiais reciclados ou com conteúdo reciclado e a utilização de resíduos de outras indústrias no fabrico de materiais de construção. Na verdade, uma parte significativa da investigação científica no sector da construção relaciona-se com a promoção de uma economia circular através do desenvolvimento de materiais de construção “ecológicos” (Kurda & Lisboa, 2017). Outra solução para diminuir o consumo de recursos e a produção de resíduos neste sector passa pela eliminação de ornamentos arquitetónicos que não servem nenhum propósito estrutural ou funcional dos edifícios. O consumo de recursos por razões exclusivamente estéticas pode comprometer a sustentabilidade do sector da construção, pelo que se deve adotar uma atitude mais responsável no que toca às decisões de projeto. Com o mesmo objetivo, os edifícios devem reduzir os seus impactes pela eliminação de áreas desnecessárias e pela eliminação de práticas de construção que premeiem grandes áreas de construção per capita, exclusivamente para fins de luxo (Barbosa, Araújo, et al., 2016).

A necessidade de diminuição de consumo de materiais não implica que os edifícios devam ser menores em tamanho, significa que os edifícios devem ser mais eficientes no uso desses materiais. Os edifícios variam consideravelmente em dimensões, forma e na organização interna (frações e compartimentos),

assim como no número de ocupantes. Tendo isto em conta, é importante considerar que, dependendo da quantidade de materiais (área) e do número de ocupantes, os edifícios tem desempenhos muito diferentes em termos do uso do solo. Assim, compreende-se que a densidade de construção dos edifícios tem influência também no indicador 6 (Uso do solo) (Barbosa, Bragança, et al., 2015). Isto porque todos os edifícios ocupam área do território e servem uma função no espaço urbano. Dependendo da intensidade de construção dos edifícios, as cidades têm um maior ou menor impacto nos ecossistemas locais em função da área que ocupam. Uma cidade compacta terá um menor impacto do que uma cidade dispersa, fruto de uma expansão de baixa densidade (*urban sprawl*) (Hernández-Palacio, 2017). Uma solução passa pela promoção da construção em altura (van den Dobbelsteen & de Wilde, 2004) (Barbosa et al., 2014) (Barbosa, Bragança, et al., 2015). No entanto, ao aumentar a altura dos edifícios, aumentam também as necessidades de materiais para reforço estrutural. Assim, é necessário equilibrar as vantagens do aumento do número de pisos com o impacto ambiental per capita para se determinar um número ótimo de pisos, algo que pode variar em função das opções estruturais adotadas (van den Dobbelsteen & de Wilde, 2004) (Barbosa et al., 2014).

Tendo ainda em conta a necessidade de construção em altura, surgem novos problemas relacionados com o transporte e o tráfego vertical e o uso de elevadores, assim como o aumento do tempo para deslocação para outros edifícios. Duas soluções neste caso são a utilização de elevadores de grande velocidade e a utilização de passagens horizontais entre edifícios. Uma tecnologia interessante neste âmbito desenvolvida pela empresa ThyssenKrupp é a utilização de elevadores sem cabos que funcionam através de calhas magnéticas e que podem deslocar-se verticalmente e horizontalmente (ThyssenKrupp, 2019). Além das questões relacionadas como o dimensionamento dos elevadores, em dimensão e número, há a necessidade de aumentar a velocidade dos elevadores. No entanto, este não é um grande desafio pois existem já várias empresas que produzem elevadores de grande velocidade para edifícios altos, tais como a Toshiba que produziu o elevador do edifício Taipei 101, que demora apenas 37 segundos para atingir o piso 89 (Toshiba, 2014) ou a Mitsubishi que desenvolveu o elevador da Torre Shanghai, que demora apenas 53 segundos a atingir o piso 119 (Mitsubishi Electric, 2016). Este tipo de tecnologias permite a rápida deslocação vertical entre edifícios altos e a superfície.

Os índices existentes de avaliação da eficiência no uso do solo de edifícios existentes não consideram o número de ocupantes dos edifícios. Por isso não são capazes de providenciar uma avaliação em linha com os objetivos de sustentabilidade (Barbosa, Bragança, et al., 2015). Normalmente, em termos de organização do território, são definidos valores máximos para índices como o índice de implantação ou a área bruta, mas estes não são suficientes para a promoção da eficiência do uso do solo ou para reduzir a expansão urbana (*urban sprawl*) (Barbosa, Bragança, et al., 2015). Por esta razão, foi desenvolvido um novo índice de avaliação dos edifícios para a avaliação da eficiência dos mesmos em termos de usos do solo (Equação 10) (Barbosa, Bragança, et al., 2015). As variáveis importantes para a eficiência do uso do solo de edifícios são a área de implantação, área funcional, área bruta de construção, número de ocupantes e área do terreno, que em termos urbanos, pode ser equiparada à área total da cidade. Tendo em conta este índice, a melhoria do uso do solo consegue-se não só através de alta densidade de

construção e construção em altura mas também alta densidade de ocupantes (Barbosa, Bragança, et al., 2015).

$$EUS = \frac{AF \times OC}{AB \times AI \times AL} \quad \text{Equação 10}$$

Em que:

EUS: eficiência no uso do solo;

AF: área Funcional; OC: ocupantes;

AB: área bruta;

AI: área de implantação;

AL: área do lote

Uma questão que contribui para o aumento da densidade dos edifícios neste âmbito e que normalmente é desconsiderada é a arquitetura ou *design* interior dos edifícios. É quase senso comum que a adoção de diferentes estratégias fazem os edifícios mais ou menos espaçosos (Barbosa, Araújo, et al., 2016). Assim, o tamanho e a ocupação prevista dos compartimentos afetam o desempenho dos edifícios em termos de uso do solo (Barbosa, Bragança, et al., 2015). No entanto, não foram encontrados quaisquer estudos que façam a conexão entre o design dos edifícios ao uso do solo, o que é algo surpreendente considerando o impacto do design dos espaços habitáveis na densidade dos edifícios (Barbosa, Araújo, et al., 2016). Neste sentido, foi desenvolvida uma estratégia de *design* de interiores inteligente (*Smart interior design*), que consiste no uso de técnicas que aumentam a flexibilidade dos compartimentos dos edifícios de forma a reduzir a área dos edifícios mantendo os níveis de conforto e funcionalidade (Barbosa, Araújo, et al., 2016). Estas técnicas baseiam-se no aumento do número de funções que os compartimentos podem exercer ao longo do tempo. Os compartimentos com funções múltiplas eliminam a necessidade de se preverem compartimentos específicos para desempenhar essas funções, reduzindo a área dos edifícios (Barbosa, Araújo, et al., 2016).

Uma das formas de implementar estratégias de *design* de interiores inteligente é através do uso de mobiliário adaptativo, apropriado para a poupança de espaço. O problema do mobiliário convencional é que é feito por peças inertes, difíceis de mover ou armazenar, dificultando a transformação dos espaços (Barbosa, Araújo, et al., 2016). O mobiliário adaptativo é normalmente associado a técnicas de armazenamento eficiente, tais como gavetas ou prateleiras escondidas em pisos, paredes, escadas ou outras peças de mobiliário. Ou então são associadas a peças de mobiliário tais como cadeiras ou mesas que se podem dobrar para ocuparem menos espaço e facilitarem armazenamento. Estas peças tornam desnecessária a existência de compartimentos exclusivos para armazenamento, tais como despensas. No entanto, peças mais ambiciosas permitem aos ocupantes, por exemplo, rodar superfícies horizontais tais como camas ou mesas para posições verticais, encostadas a paredes, com pouco esforço. Isto permite a transformação completa de um compartimentos como quartos, cozinhas, escritórios e salas de estar, algo que não é possível usando mobiliário convencional (Barbosa, Araújo, et al., 2016).

Embora estes tipos de soluções não sejam ainda amplamente aplicados, já existem vários exemplos de aplicação. Exemplos são o “Apartamento Lego” (*Lego Style Apartment*), em que os projetistas planejaram uma habitação com apenas 26 m² com todas as funções de uma casa através do uso de mobiliário inteligente (Dirksen, 2011) (Figura 50). Outro exemplo é o “apartamento interativo” (*Popup Interactive Apartment*), desenvolvido na Universidade Técnica de Delft, em que o mobiliário é feito de placas finas de materiais flexíveis. Estas placas ficam escondidas em paredes até serem necessárias, deslizando em calhas mecânicas que estão no piso da habitação para se transformar no mobiliário necessário em posições específicas (Designboom, 2013b) (Figura 50). Estes exemplos demonstram que é possível utilizar mobiliário adaptativo para diminuir as áreas de construção e resolver as dificuldades de adaptação de compartimentos devido à inércia do mobiliário fixo (Barbosa, Araújo, et al., 2016).



Figura 50. Exemplos de aplicação de mobiliário adaptativo. Apartamento LEGO (Dirksen, 2011) e apartamento interativo (Designboom, 2013b) (Barbosa, Araújo, et al., 2016)

Outro problema que dificulta a adaptação dos compartimentos a usos diferentes é limitação causada pela existência de paredes estáticas, que confinam os compartimentos a um arranjo fixo e uma área fixa. O problema é que é difícil adaptar um compartimento a uma determinada função que normalmente necessita de uma área maior. Uma solução de *design* interior inteligente é a utilização de paredes móveis. Estas paredes, além de serem operáveis em períodos de tempo relativamente curtos, podem ser desenhadas para possuírem boas capacidades acústicas e térmicas e até podem conter portas ou janelas (Dividers, 2014) (Barbosa, Araújo, et al., 2016). A colocação ou remoção destas paredes pode ser efetuada por mecanismos como dobragem mecânica ou deslizamento, com ou sem a ajuda de motores elétricos (Figura 51). Alguns exemplos de aplicação incluem o apartamento transformativo (*Morphing Apartment*), que é similar ao apartamento Lego mas usa também paredes robóticas numa área de apenas 39 m² (Figura 51) e o apartamento desenhado pelo arquiteto Gary Chan na sua própria habitação em Hong Kong, que pode ser configurada de 24 formas diferentes em apenas 30 m² (Designboom, 2013a) (Barbosa, Araújo, et al., 2016).



Figura 51. Exemplo de paredes interiores amovíveis (Dividers, 2014) (Faircompanies, 2012)

As paredes amovíveis permitem alterar a configuração de um apartamento de acordo com as necessidades dos utilizadores em cada momento. Por exemplo, dois quartos podem ser unidos pela remoção de uma parede divisória para serem transformados numa grande sala de estar, num quarto maior, num escritório, ginásio ou outro. Obviamente, o maior aproveitamento destas técnicas é quando se combinam com mobiliário eficiente. Num apartamento convencional, os dois quartos deste exemplo teriam essa função permanentemente, estando desocupados na maior parte do tempo. Com estas estratégias, por exemplo, os edifícios podem dispensar a existência de compartimentos permanentes para salas de estar, ocupando menores áreas (Barbosa, Araújo, et al., 2016). Esta tendência para a diminuição das áreas de apartamentos pode ser ainda confirmada pelo projeto “Yo! Home”, desenvolvido no Reino Unido por Simon Woodroffe (Yo! Company, 2019), que consiste num apartamento com área entre 40 e 75 m², que usa sistemas hidráulicos e contrapesos para substituir parcialmente o piso de um compartimento, transformando por exemplo um quarto numa sala de estar (Figura 52) (Yo! Company, 2019) (Barbosa, Araújo, et al., 2016).



Figura 52. Transformação de quarto em sala de estar de acordo com o conceito Yo! Home (Yo! Company, 2019)

Um grupo do MIT (*Massachusetts Institute of Technology*) denominado de Grupo de espaços em mudança (*Changing Places Group*,) tem trabalhado precisamente em técnicas para a aplicação dos conceitos do design inteligente de interiores. Com isto, desenvolveram um projeto denominado de Cidade-Casa (*CityHome Project*) que desenvolveu e testou soluções para a redução da dimensão das habitações combinando várias técnicas de mobiliário adaptativo, paredes amovíveis robóticas e domótica. Com isto, desenvolveram o projeto de um apartamento que pode ser transformado em 10 tipos de apartamentos diferentes. Na Figura 53 apresentam-se 3 das configurações possíveis do apartamento,

em que os compartimentos podem variar ao longo do dia, de forma dinâmica, em função das necessidades do utilizador (MIT, 2016) (Barbosa, Araújo, et al., 2016).

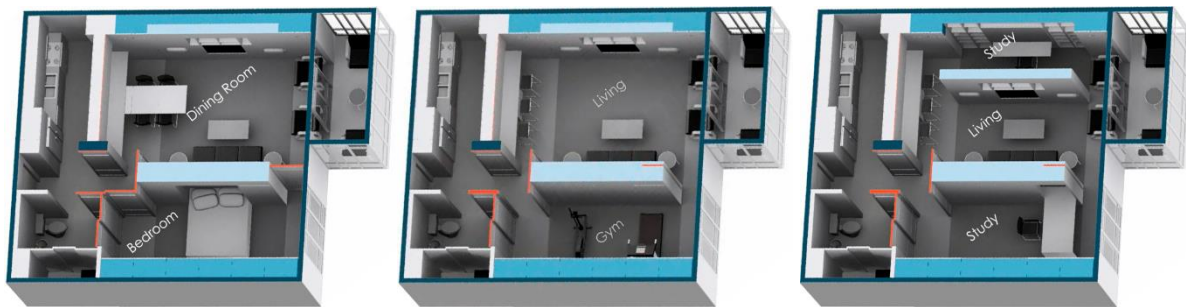


Figura 53. Exemplos de configurações diferentes do apartamento do projeto *CityHome*, do MIT *Changing Places Group* (MIT, 2016) (Barbosa, Araújo, et al., 2016)

A adoção destas estratégias permite diminuir a quantidade de materiais *per capita* dos edifícios, ao diminuir a sua área. Adicionalmente, permitem também diminuir o peso total dos edifícios, permitindo poupanças nos elementos estruturais, assim como nos consumos energéticos relacionados com climatização devido à redução de volumes (Barbosa, Araújo, et al., 2016). Uma desvantagem possível das estratégias de design interior é a possibilidade de desconforto causado pela redução do espaço habitável. Apesar destes projetos piloto já existirem há alguns anos, é ainda necessário realizar estudos sociais para avaliar a resposta dos cidadãos comuns a estas estratégias. Outra causa possível de desconforto é de ser necessário esperar algum tempo para a transformação de um compartimento, que não é instantânea, ao passo que nos edifícios convencionais é apenas necessário deslocar-se. No entanto, a transformação de um compartimento pode ser efetuada sem esforço através de comandos por voz, por telemóvel ou computador. Em caso de avaria ou falha de energia, estes sistemas apresentam alguma resiliência pois podem ser manuseados fisicamente com pouco esforço (Barbosa, Araújo, et al., 2016). Outra questão é que a utilização deste tipo de mecanismos implica que os apartamentos estejam bem cuidados e arrumados, sem existirem objetos ou mobiliário que sirvam de obstáculo à movimentação automática. Para uma maior segurança, estes sistemas têm de ser dotados de mecanismos de segurança, sistemas de sensorização para prevenir acidentes e colisões e comunicar com o utilizador. O objetivo é aumentar a funcionalidade dos espaços sem reduzir o conforto e, se possível, aumentar o conforto (Barbosa, Araújo, et al., 2016).

Estas soluções tecnológicas para a transformação de edifícios vão ao encontro a uma das tendências no sector da construção, que é a proliferação de tecnologias de domótica. A domótica pode ser definida como o conjunto de práticas de automação dos edifícios e normalmente é associada a sistemas de climatização dos edifícios, ao controlo da iluminação, aos sistemas de entretenimento e à programação e comunicação com eletrodomésticos (Cook, Augusto, & Jakkula, 2009). Alguns estudos demonstram que além de aumentarem conforto habitacional, as tecnologias de domótica podem reduzir os consumos energéticos dos edifícios entre 20% e 25% (Buoro, Casisi, Pinamonti, & Reini, 2012) (Nguyen & Aiello, 2013).

Outra das variáveis que devem ser consideradas para aumentar a eficiência do uso do solo dos edifícios é o tempo de ocupação. Quanto maior for o tempo de ocupação de um edifício ou de um compartimento, mais eficiente será o uso de materiais nesse edifício. Numa cidade, se um edifício for apenas utilizado ocasionalmente, então está a ser desperdiçado o potencial dessa área em providenciar funções que aumentem o seu tempo de ocupação. Esta situação é particularmente grave em centros históricos que estão abandonados, o que promove a ocupação de novos territórios e construção de novos edifícios para satisfazer as necessidades da população (Barbosa et al., 2014). No fundo, a aplicação de técnicas que aumentam o número de funções dos edifícios faz aumentar o tempo de ocupação melhorando a sua eficiência. Assim, sempre que possível, as áreas construídas devem possibilitar a realização de várias funções em simultâneo para serem utilizadas numa maior percentagem de tempo.

No entanto, existem poucos estudos que avaliam o tempo de ocupação dos edifícios ou dos seus compartimentos (Barbosa, Mateus, et al., 2016). Os estudos existentes normalmente focam-se no desenvolvimento de padrões de ocupação relacionados com o tempo de utilização de dispositivos que consomem energia para a avaliação do desempenho energético dos edifícios (G. & B., 2012)(Oldewurtel, Sturzenegger, & Morari, 2013) . Os padrões de ocupação dos edifícios podem ser apresentados de forma gráfica em que a probabilidade de uso de um compartimento é apresentado num valor entre 0 e 1 para cada período do dia (Barbosa, Mateus, et al., 2016). Podem ainda ser desenvolvidos para edifícios como um todo, o que é relevante em termos urbanísticos, ou para compartimentos individuais dos edifícios. Na maioria dos casos, os padrões de ocupação são desenvolvidos para dias representativos, mas podem ser discretizados para dias de semana, dias de fim de semana, ou tempos de férias (relevante principalmente em edifícios de serviços) (Motuziene & Vilutiene, 2013) (Aerts, Minnen, Glorieux, Wouters, & Descamps, 2014) (Barbosa, Mateus, et al., 2016).

A análise dos padrões de ocupação médios para alguns tipos de edifícios permitiu concluir que os edifícios residenciais estão normalmente vazios durante o dia e ocupados durante a noite, ao passo que edifícios escolares, de serviços, industriais e outros estão normalmente ocupados durante o dia e desocupados à noite (Barbosa, Mateus, et al., 2016). Isto indica que uma possível solução para poupanças de áreas de construção seria a adoção crescente do teletrabalho e da educação online, para aumentar as taxas de ocupação dos edifícios habitacionais durante o dia e para diminuir a necessidade de edifícios de serviços e educação. Outra solução é utilizar os edifícios educacionais ou de serviços para atividades que decorram em períodos em que esses edifícios estejam desocupados. Tendo em conta a importância de reduzir o impacto ambiental das cidades, estas questões são de interesse público e relevantes para o planeamento do uso do solo. Este tipo de análise demonstra a importância de se analisarem os padrões de ocupação dos edifícios para se estudarem propostas de sustentabilidade (Barbosa, Mateus, et al., 2016).

Os dados necessários para o desenvolvimento destes padrões podem ser obtidos através de bases de dados de censos ou então através de campanhas de monitorização ou questionários (Davis & Nutter, 2010) (Duarte, Van Den Wymelenberg, & Rieger, 2013) (Barbosa, Mateus, et al., 2016). Ao nível do

edifício, uma vez que não existiam dados úteis para a representação de edifícios residenciais portugueses ao nível do compartimento, foram desenvolvidos padrões de ocupação com base num questionário simples que foi distribuído pela *internet* e obteve 31 respostas (Figura 54) (Barbosa, Mateus, et al., 2016).

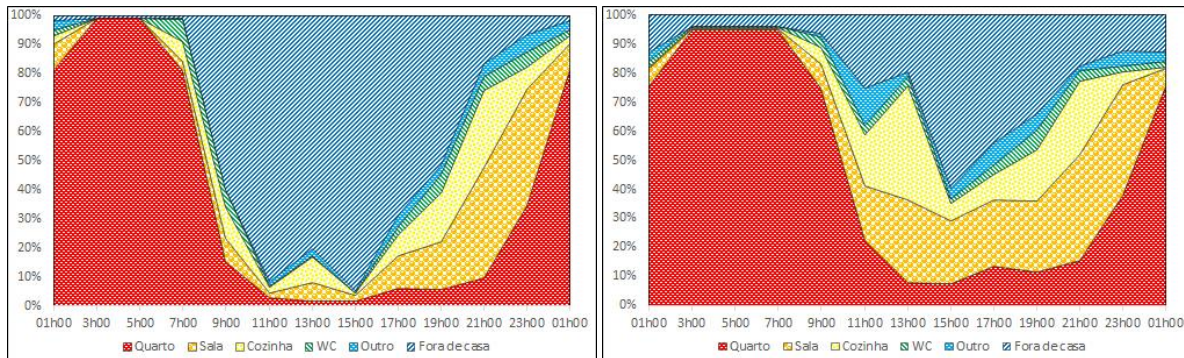


Figura 54. Padrão de ocupação de edifícios portugueses em dias de semana e fins de semana (Barbosa, Mateus, et al., 2016)

Tal como esperado, os resultados demonstraram que os edifícios residenciais portugueses estão frequentemente desocupados nos períodos entre as 10h00 e as 18h00, com valores próximos dos 20%, e ocupados maioritariamente entre as 20h00 e as 08h00, com valores próximos de 70% e picos próximos de 100% entre as 23h00 e 7h00. Em dias de fim de semana, verificaram-se taxas de ocupação superiores ao longo de todo o dia, com valores menores particularmente em período noturno. Apesar de a amostra ser pequena, a análise permite concluir que nos períodos em que os edifícios residenciais estão ocupados, os quartos são o compartimento com maior ocupação, principalmente durante a noite, ao passo que as salas de estar tem ocupação média durante o dia e as cozinhas são utilizadas ocasionalmente, com picos nas horas das refeições. Os restantes compartimentos parecem ter apenas uma ocupação marginal (Barbosa, Mateus, et al., 2016).

Partindo desta análise pode-se concluir que há um potencial de aumento de eficiência do uso do solo se se diminuírem as áreas de compartimentos com menores taxas utilização, tais como casas de banho ou cozinhas. No fundo, pretende-se aumentar o aproveitamento das áreas de construção, aumentando a ocupação média do edifício. Outra possível solução é a partilha de áreas de utilização menos frequente ou esporádica. A partilha de compartimentos com outras frações permite aumentar a taxa de utilização desses compartimentos. Com isto, surge o conceito de edifícios comunitários ou de habitação colaborativa (*cohousing*) (Jarvis, 2011) (Brysch, 2018) (Hac.Ora, 2019). A habitação colaborativa apenas tem sido recentemente equacionada como uma solução para melhorar a eficiência do edificado, com a associação de *cohousing* em Portugal a realizar a primeira conferência internacional sobre o tópico em 2019 (Hac.Ora, 2019). Obviamente, há várias questões que devem ser pensadas neste âmbito, principalmente as relacionadas com questões de privacidade. Embora se reconheçam essas questões, o foco está na procura de soluções para a redução da área de construção dos edifícios através do aumento da eficiência no uso do solo. Não existem muitos exemplos de edifícios comunitários que funcionem como residências permanentes. Os edifícios existentes que se podem considerar edifícios

comunitários são os hotéis, principalmente os hostels, as residências universitárias, lares de idosos e outros edifícios maioritariamente turísticos (Jarvis, 2011) (Barbosa, Araújo, Bragança, & Mateus, 2015) (Brysch, 2018).

Os compartimentos com mais potencial para partilha aparentam ser as casas de banho e as cozinhas. Assim, edifícios comunitários podem ser constituídos por conjuntos ou grupos de frações (apenas com quarto/sala de estar) com acesso a balneários e cozinhas comunitárias ou cantinas. Estes edifícios podem também ter zonas de estar comuns, potenciando o sentido de comunidade dos espaços (Jarvis, 2011) (Francis, Giles-Corti, Wood, & Knuiiman, 2012) (Barbosa, Araújo, et al., 2015) (Brysch, 2018). Uma análise quantitativa a este tipo de edifícios concluiu que é possível conseguir um aumento de eficiência no uso do solo de 74% em relação aos edifícios residenciais convencionais (Barbosa, Araújo, et al., 2015). Assim, estes níveis de aumento de eficiência tornam os edifícios comunitários uma alternativa interessante às práticas convencionais que merecem ser estudados em maior profundidade.

6.6. *Transportes e Infraestruturas*

As soluções de mobilidade adotadas pelas cidades têm um grande impacto no seu desempenho, não só em termos sociais, mas também em termos ambientais e económicos. Os transportes são normalmente sinónimo de emissões de gases tóxicos e produção de ruído a nível local, prejudicando a qualidade do ar e causando grandes níveis de incomodidade acústica, tendo impactos nos indicadores 1, 2, 3, 4, 15, 16, 17 e 19 do método proposto. Adicionalmente, a dimensão e quantidade de infraestruturas de transporte ocupam uma área de superfície considerável das cidades pelo que boas estratégias irão melhorar o desempenho das cidades no indicador 6, relativo ao uso do solo. Os sistemas de transportes e as infraestruturas devem ainda serem pensados em função do seu nível de inclusão, pelo que o sistema de transportes irá ter influência no indicador 14, relativo ao direito de acesso de cada cidadão a todos os espaços das cidades.

Em termos de promoção da qualidade de vida, uma boa estratégia de mobilidade irá refletir-se na verificação dos requisitos de sustentabilidade nos indicadores 27, 29 e 31, proporcionando tempos de percurso inferiores aos máximos para cada tipo de necessidade. Outra questão de grande relevância é a segurança. Os acidentes de trânsito são responsáveis por um grande número de fatalidades e feridos, tanto de condutores ou passageiros de veículos como de peões. Por esta razão, é muito importante encontrar formas de prevenir a ocorrência destes acidentes evitáveis, de forma a se verificarem os requisitos do indicador 28. O desempenho em todos estes indicadores depende também da forma urbana, no entanto este subcapítulo irá focar-se nas soluções relacionadas com a seleção dos meios de transporte mais adequados e das tecnologias mais promissoras para a resolução dos problemas associados aos transportes e às infraestruturas.

Uma forma de minimizar os acidentes de trânsito é a diminuição da possibilidade de ocorrência de erro humano através da automação na condução. Recentemente, têm sido efetuados passos significativos para a implementação em massa dos veículos autónomos, que estão intimamente relacionados com a

promoção dos veículos elétricos (Capus, 2017) (Panagiotopoulos & Dimitrakopoulos, 2018). A tendência para a automação da condução tem sido adotada pelas empresas mais importantes da indústria automóvel, estando cada vez mais perto a existência de veículos totalmente autónomos (Capus, 2017). Dois dos exemplos mais importantes nesta matéria são o automóvel Waymo, desenvolvido pela Google (Google, 2019) e o Tesla (Tesla, 2019a) (Figura 55). Estes veículos já estão presentes no mercado e prevê-se que a sua implementação aumente consideravelmente no futuro próximo.



Figura 55. Automóveis autónomos Waymo, da Google (Google, 2019) e Tesla em piloto automático (Tesla, 2019a)

Os veículos autónomos não se limitam no entanto ao transporte de passageiros, existindo já no mercado veículos de transporte de mercadorias autónomos, como é o caso dos camiões autónomos desenvolvidos pela empresa Volvo (Volvo, 2019). A versão mais recente, o Vera, é inclusive impossível de conduzir manualmente, pois foi desenvolvido sem habitáculo para o condutor (Figura 56) (Volvo, 2019). A longo prazo, são esperados benefícios substanciais não só em termos de segurança mas também na melhoria do tráfego, na redução das emissões de gases (pela poupança de combustível e pela utilização da eletricidades, desde que provenha de fontes renováveis), no aumento do conforto e na redução do stress associado ao tráfego e à tarefa de conduzir (Cottrell & Barton, 2013) (Panagiotopoulos & Dimitrakopoulos, 2018).

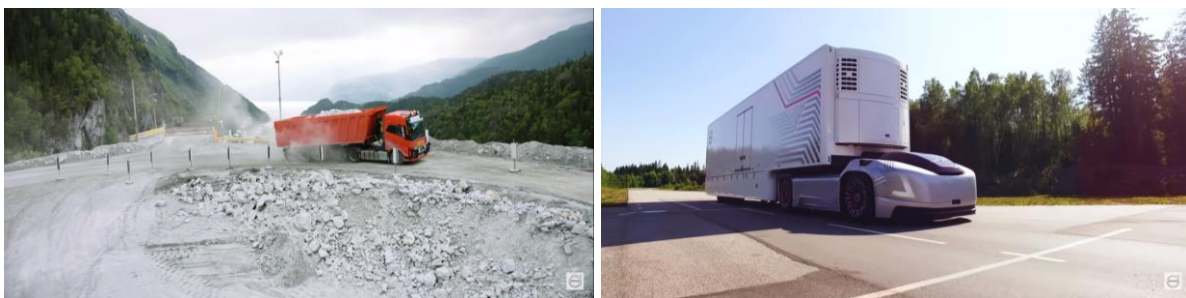


Figura 56. Soluções de camiões autónomos desenvolvidos pela empresa Volvo (Volvo, 2019)

Os veículos autónomos mudarão a forma como a sociedade encara os meios de transporte na atualidade. No entanto, relativamente ao transporte de passageiros, talvez a maior revolução seja conseguida através da adoção massiva dos transportes coletivos (ou transportes públicos). O transporte coletivo de passageiros tem enormes vantagens face à utilização do veículo privado. Além de não implicarem um investimento inicial elevado para os utilizadores, os transportes coletivos reduzem significativamente o

tráfego das cidades e os impactos ambientais dos meios de transporte, aumentando a segurança rodoviária (G. Santos, Behrendt, & Teytelboym, 2010) (Fierek & Zak, 2012) (T. Y. Chen & Jou, 2019).

Em termos de sustentabilidade, face às vantagens incontestáveis dos transportes coletivos, é desejável que as cidades adotem massivamente os transportes coletivos de passageiros para que estes possibilitem qualquer tipo de viagens no interior das cidades. Os transportes coletivos podem circular nas vias de tráfego convencionais ou em carris. O meio mais comum é o autocarro e, no caso de existirem faixas exclusivas, aplica-se o conceito de BRT (*Bus Rapid Transit* – trânsito rápido de autocarros). Outra solução é o metro, que utiliza carris em canais dedicados, ou então o elétrico, cujos carris podem ser colocados nas vias de tráfego convencionais. As cidades existentes utilizam variadas estratégias numa combinação de vários tipos de transportes coletivos e privados. A tendência é que as cidades implementem massivamente sistemas de transporte coletivo de passageiros e que todos os veículos sejam autónomos e elétricos (não poluentes), pois isto reduz o tráfego rodoviário e a utilização do veículo privado. Um exemplo na promoção dos transportes públicos está a decorrer na Alemanha, que pretende tornar os transportes públicos num serviço gratuito financiado pelo governo. O objetivo da iniciativa é diminuir os níveis de poluição das principais cidades e já há testes a decorrer nas cidades de Bonn, Essen, Herrenberg, Reutlingen and Mannheim (Reuters, 2018). Uma das principais apostas neste âmbito é a adoção de sistemas de BRT.

A adoção em massa dos transportes coletivos elimina um grande problema das cidades atuais que é o estacionamento de veículos privados, possibilitando grandes poupanças em termos de uso do solo e do consumo de materiais. No entanto, uma das possíveis desvantagens seria a dificuldade de realização de viagens no interior da cidade que não sigam as rotas normais dos transportes públicos. Uma solução para resolver este problema é a aplicação do conceito de PRT (*Personal Rapid Transit*), que consiste na utilização de pequenos veículos autónomos, denominados de “*podcars*”, que atuam como transportes públicos. O conceito de PRT promove um serviço de transporte confortável porque tem pequenos tempos de espera e não tem paragens intermédias (Mascia et al., 2016) e pode ser um complemento aos transportes coletivos tradicionais ao promover a conectividade rápida e confortável na “última milha” (Sarkar & Jain, 2017).

Em Portugal já existem testes para a aplicação do conceito de PRT na cidade de Lisboa, no âmbito do projeto Auto C-its, que engloba parceiros de Espanha e a França (Auto C-its, 2019). Mas a aplicação mais proeminente deste conceito ocorreu na cidade de Masdar, que foi construída de raiz a pensar na utilização de carros autónomos públicos. Em Masdar, até os edifícios reservam parte do piso térreo para paragens destes veículos, tornando a sua utilização ainda mais cómoda (Masdar City, 2019) (Figura 57). Se a estes ainda se combinarem serviços de transporte de passageiros “sob demanda” (*on demand*), tais como os fornecidos por empresas como a Uber, a Lyft, Taxify, Mytaxy, entre outros serviços de partilha de automóveis (*carsharing*), os cidadãos poderão dispensar por completo a posse de um veículo privado, pelo menos para a circulação no interior das cidades.



Figura 57. Aplicação do conceito d PRT na cidade de Masdar (Masdar City, 2019)

Outro dos meios de transporte em clara expansão é a bicicleta. A mobilidade ciclável é uma realidade cada vez mais presente nas cidades da atualidade e é associada a menores impactes ambientais, melhorias na saúde da população, no fluxo de tráfego, na coesão social, entre outros (Meireles & Ribeiro, 2017). Um dos motivos porque várias cidades do globo são consideradas sustentáveis está relacionado com a implementação de planos para promover a utilização da bicicleta e aumentar as taxas de utilização da bicicleta para valores elevados, principalmente nos países nórdicos (Meireles & Ribeiro, 2017). Como exemplos de excelência, apresentam-se as cidades de Copenhaga, com 62% dos cidadãos a utilizar a bicicleta diariamente, Utrecht e Amsterdão, ambas com 60% (BykeCitizens, 2017). Estes valores levam a crer que se as cidades providenciarem infraestruturas adequadas para o uso da bicicleta, mesmo com condições climáticas consideradas desfavoráveis, os cidadãos não só usam a bicicleta como esta se torna num dos principais meios de transporte de passageiros das cidades.

Uma tendência relativa à bicicleta é a sua transformação num transporte público através da implementação de sistemas de partilha da bicicleta (*bikesharing*) (Meireles & Ribeiro, 2017). À semelhança dos sistemas existentes para o automóvel, estes serviços fazem com que os cidadãos não necessitem de possuir uma bicicleta para usufruírem das infraestruturas existentes. Os cidadãos podem aceder a centrais de distribuição e recolha de bicicletas, situadas em pontos estratégicos das cidades, para alugarem bicicletas e circularem na cidade, com possibilidade de entregarem a bicicleta num ponto de distribuição próximo do seu destino. Neste âmbito, Martinez (2012) desenvolveu algoritmos para a seleção dos melhores locais para centrais de *bikesharing*, testando na cidade de Lisboa (Martinez et al., 2012). É interessante referir que a área necessária para o estacionamento de bicicletas é muito inferior às áreas necessárias para o estacionamento de automóveis. A título de exemplo, na Figura 58 apresenta-se um sistema de estacionamento de bicicletas utilizado no Japão pela empresa Giken, que utiliza sistemas subterrâneos ou pequenas torres para o estacionamento automatizado de bicicletas (Giken, 2017).

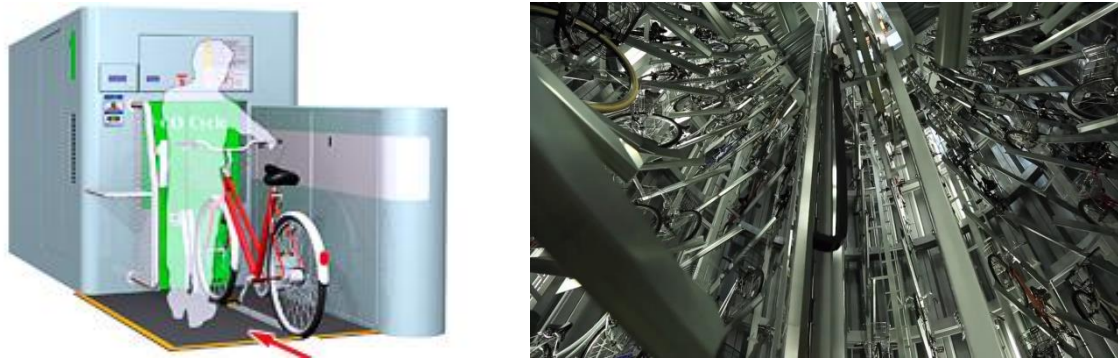


Figura 58. Solução de estacionamento subterrâneo de bicicletas aplicado no Japão (Giken, 2017)

Uma cidade sustentável deve promover ainda as deslocações pedonais, pois estas promovem a saúde da população, a qualidade de vida, a segurança e o bem estar social (G. Santos et al., 2010) (Singh, 2016) (Rafiemanzelat, Emadi, & Kamali, 2017). As adoção das deslocações pedonais por parte da população depende de vários fatores, tais como a forma urbana, os comprimentos das ruas, a existência de passeios ou calçadas (Singh, 2016) e a existência de paragens de transportes públicos (Barros, Martínez, & Viegas, 2017). Mas o fator que mais dificulta a promoção das deslocações pedonais é a própria existência de tráfego rodoviário. De facto, as infraestruturas rodoviárias que atravessam as cidades, principalmente as de maior envergadura, criam verdadeiras divisões das cidades que dificultam e desincentivam as deslocações pedonais. Mesmo com a utilização de passagens aéreas, passadeiras ou até semáforos, verifica-se que a promoção das deslocações pedonais não é compatível com a existência de vias de tráfego automóvel de fluxos elevados (Singh, 2016). Por esta razão, várias cidades estão a taxar, a condicionar ou até a banir o tráfego automóvel nos seus centros históricos. Alguns dos exemplos mais relevantes neste âmbito são as cidades de Madrid, Oslo, Hamburg, Copenhaga, Paris, Londres, Bruxelas e Berlim (Business Insider, 2018). Como resultado destas operações, ruas que previamente eram utilizadas apenas para tráfego automóvel podem ser transformadas em praças, zonas verdes e áreas recreacionais das cidades, promovendo o tráfego pedonal e também a mobilidade ciclável (Figura 59).



Figura 59. Transformação de uma avenida em Amsterdão pela eliminação do tráfego rodoviário (imagens google street view)

No entanto, o tráfego de passageiros por via pedonal restringe-se a distâncias relativamente curtas. Embora haja a possibilidade de se utilizar a bicicleta para distâncias superiores, é ainda necessário que as cidades considerem a possibilidade de os cidadãos desejarem utilizar meios de transporte mais rápidos ou que não necessitem de esforço físico. Assim, as vias de tráfego deverão continuar a existir,

pelo menos para garantir o rápido acesso a serviços essenciais como ambulâncias ou bombeiros. Assim, gera-se sempre o problema das intersecções entre as vias pedonais e cicláveis e as vias rodoviárias, que prejudicam a mobilidade. Uma solução é a utilização de túneis para escoar o tráfego rodoviário que de outra forma estaria à superfície (Tender, Couto, & Bragança, 2017). Uma das vantagens do tráfego subterrâneo é que as vias de tráfego estão protegidas das intempéries, possuindo uma maior durabilidade e segurança, mesmo nas piores condições climáticas (Tomiyama, Ito, Yamamoto, Yamada, & Kikuta, 2012) (Boring Company, 2019).

Grande parte das cidades existentes já utilizam túneis como um meio de solucionar vários tipos de problemas no tráfego local. Por isso, facilmente se pode imaginar que se poderia massificar o uso de túneis para o tráfego rodoviário, libertando a superfície maioritariamente para a mobilidade ciclável e deslocamentos pedonais. Um benefício adicional seria a eliminação do ruído rodoviário, que é um dos principais fatores de desconforto nas cidades. A combinação do tráfego subterrâneo com a utilização de transportes coletivos de passageiros, pode contribuir para eliminar quase por completo o tráfego de superfície. Neste âmbito, o caso do centro de Paris é um exemplo muito interessante, com muitas estações subterrâneas distribuídas pela cidade e acessíveis pela superfície.

Uma das dificuldades do tráfego rodoviário é a construção de túneis, que se trata de um processo muito lento e dispendioso, no entanto, com os novos desenvolvimentos tecnológicos é possível acelerar 15 vezes a velocidade de perfuração e ao mesmo tempo reduzir os custos para cerca de 1% do custo usando tecnologias convencionais (Boring Company, 2019). Por isso, é expectável que a utilização do tráfego rodoviário subterrâneo aumente com o desenvolver desta tecnologia. Adicionalmente, a construção de túneis para o tráfego rodoviário abre o caminho para a utilização destes túneis para a aplicação de infraestruturas subterrâneas, tais como condutas de água, de esgotos, telecomunicações e até energia elétrica, facilitando a deteção e o tratamento de problemas (pode facilitar também a recolha de resíduos).

O tráfego de mercadorias também pode ser efetuado por baixo da superfície. Um exemplo é o sistema em desenvolvimento pela empresa Amberg Loglay, que está a planear a implementação de uma rede subterrânea de túneis que ligará várias cidades do Norte da Suíça. Este sistema permitirá o transporte de mercadorias entre zonas industriais e postos de distribuição espalhados pelo território, diminuindo ou até eliminando por completo o tráfego de mercadorias à superfície. Os veículos serão totalmente autónomos e circularão com uma velocidade média de 30 km/h (Amberg Loglay, 2016). As vias de tráfego de mercadorias deverão ser separadas das vias de tráfego de passageiros, mesmo que utilizem os mesmos sistemas de túneis, pois operam de formas completamente diferentes. Ao passo que o tráfego de passageiros ocorre em ciclos regulares, em que as linhas conectam destinos fixos, o transporte de mercadorias efetua-se através de viagens com frequência irregular, em que os destinos dependem da procura.



Figura 60. Solução de transporte autónomo e subterrâneo de mercadorias (Amberg Loglay, 2016)

Quanto ao transporte entre a cidade e o exterior, podem ser aplicados praticamente os mesmos conceitos que no interior da cidade. Ou seja, deve haver uma aposta no transporte coletivo, elétrico e autónomo. Mas, neste caso, as vantagens de enterrar as infraestruturas são menores, pois não se coloca em causa a mobilidade pedonal. Tendo em conta os conceitos de cidade compacta (que serão explorados posteriormente), o exterior da cidade não deverá ser composto por uma expansão urbana de baixa densidade (*urban sprawl*), pelo que é suposto as vias de tráfego para o exterior da cidade se desenvolverem pelo atravessamento de zonas florestais. Além disso, como as viagens para o exterior da cidade implicam distâncias maiores, os veículos podem atingir maiores velocidades para reduzir os tempos de percurso. Assim, uma solução aparentemente óbvia estará nos transportes ferroviários (ou similares), que permitem grandes velocidades e transporte de passageiros e mercadorias em simultâneo. Os transportes ferroviários convencionais tendem a ser substituídos por comboios de maiores velocidades. Em Portugal é utilizado o Alfa-Pendular, que atinge uma velocidade máxima de 220 km/h (CP, 2019), mas existem comboios ainda mais rápidos. A título de exemplo, o comboio AVG Italo (Italo, 2019) atinge os 360 km/h e está a ser utilizado na Itália e o comboio CRH380A atinge os 380 km/h e está em operação na China (Railway Technology, 2019) (Figura 61).



Figura 61. Comboios AVG Italo (Italo, 2019) e CRH 380A (Railway Technology, 2019)

No entanto, mesmo os comboios de alta velocidade parecem estar a ser ultrapassados por tecnologias inovadoras como os comboios de levitação magnética (maglev). Os maglevs são levitados por forças magnéticas e por isso não tocam nos carris, o que diminui drasticamente o atrito, permitindo velocidades superiores, e o ruído produzido, comparando com os comboios convencionais. Shanghai implementou um dos primeiros maglevs do planeta, que percorre uma distância de 30 km em pouco mais de 7 minutos, atingindo uma velocidade máxima de 431 km/h (SMTDC, 2005).

Outra tecnologia promissora é o super maglev (também conhecido como hyperloop), que consiste em comboios maglevs que transitam dentro de tubos onde o ar é rarefeito para criar um quase vácuo, diminuindo drasticamente a resistência do ar e permitindo velocidades superiores aos 1080 km/h. A tecnologia hyperloop ainda está em desenvolvimento e implica uma construção de linha muito regular e precisa ao longo de distâncias de centenas de quilômetros (Virgin, 2019). A empresa Virgin Hyperloop One, que está na vanguarda do desenvolvimento desta tecnologia, com traçados possíveis entre Los Angeles e Las Vegas, nos Estados Unidos da América; Mumbai e Pune, na Índia; e Dubai a Abu Dhabi, nos Emirados Estados Unidos. Ao passo que se prevê a implementação apenas por volta de 2020, está já a ser construído um troço para testes em tamanho real no deserto de Nevada, nos Estados Unidos da América (Virgin, 2019). No entanto, estes comboios têm dificuldades em atingir velocidades altas em distâncias curtas. A utilização de comboios rápidos, maglevs ou outros meios de transporte de alta velocidade só é eficiente para grandes distâncias. Assim, as deslocações entre cidades próximas devem utilizar os mesmos meios de transporte coletivos que são usados para o interior das cidades. Isto permite não só uma maior eficiência como uma maior compatibilidade entre os transportes urbanos e os transportes interurbanos.



Figura 62. Comboio maglev em operação em Shangai (SMTDC, 2005) e testes em tamanho real do sistema Hyperloop nos Estados Unidos da América (Virgin, 2019)

No entanto, para diminuir os problemas relacionados com o tráfego, além de ser necessário selecionar os meios de transporte e as infraestruturas mais adequadas, devem ser consideradas também estratégias para diminuir as próprias necessidades de transporte. Para Santos (2010), estas estratégias são denominadas de políticas suaves (*soft policies*) e consistem em formas de promover alterações comportamentais dos cidadãos em relação à sua mobilidade (G. Santos et al., 2010). Grande parte das deslocações de passageiros tratam-se de viagens entre habitações e locais de trabalho, que originam grandes quantidades de tráfego principalmente em horários de entrada e de saída do trabalho (horas de ponta), pelo que é interessante identificar formas de atuar para diminuir este tipo de deslocações. Uma tendência neste âmbito é a adoção crescente da automação e do teletrabalho (ver Capítulo 6.1). Com a crescente automação e implementação das tecnologias de comunicação por videoconferência, grande parte do trabalho pode ser efetuado remotamente, a partir de casa, reduzindo as necessidades de transporte (Hynes, 2016). Se se associar a esta tendência, a crescente implementação de serviços de compras online, com serviços de entrega ao domicílio, as necessidades de deslocações dos cidadãos poderão ser drasticamente reduzidas (G. Santos et al., 2010).

6.7. Forma urbana

A forma urbana tem uma grande importância para o desempenho das cidades, pois diretamente ou indiretamente, tem impacto em praticamente todos os aspetos de sustentabilidade. Normalmente, a forma urbana é associada apenas a questões relacionadas com o tráfego, pelo que facilmente se entende a influência da forma urbana para a avaliação dos indicadores 27, 29 e 31 (tempos de transporte) (C. Silva, Reis, & Pinho, 2014). No entanto, a forma urbana é também importante para a redução de impactos ambientais e para a biodiversidade (indicadores 1 a 6), pois tem influência no consumo energético (Amado, Poggi, & Amado, 2016), dita a quantidade de materiais *per capita* utilizados nas infraestruturas e nos próprios edifícios, assim como a área necessária para acomodar a população da cidade. Isto porque a forma urbana não está relacionada apenas com a forma, geometria e dimensões das ruas e quarteirões, mas também com o zoneamento do território (Jenks & Burgess, 2000) (Willams, 2002) (Jenks & Dempsey, 2005) (Dizdaroglu, 2017). O zoneamento tem também uma grande importância para o desempenho das cidades em termos de acesso a serviços essenciais (indicadores 8 a 14) e a serviços culturais e recreativos (indicador 26). Por fim, a geometria da cidade, a largura de ruas, altura de edifícios e a consideração de áreas verdes e arborizadas tem influência no conforto luminoso, sonoro e térmico (indicadores 18, 19 e 20).

Os primeiros estudos modernos sobre a forma urbana e sobre modelos de cidades começaram a ser desenvolvidos no século XIX, devido à crescente industrialização e migração de grandes quantidades de pessoas para as cidades (Barbosa et al., 2014). Em 1923, Burgess propôs o modelo de cidade radial formada por círculos concêntricos (irá usar-se o termo radial em vez de circular para não confundir com uma cidade que promove uma economia circular). Este modelo foi aplicado no desenvolvimento urbano de algumas cidades, entre as quais se destaca Chicago, e é composto por um centro industrial e comercial forte rodeado por faixas de áreas residenciais de classe superior à medida que a distância do centro aumenta (Figura 63) (Barcelona Field Studies Centre, 2018) (Barbosa et al., 2014). Após Burgess, surgiram vários modelos de cidades ao longo do século XX, tais como o modelo de Hoyt, em 1939, também conhecido por modelo sectorial; e o modelo de Harris e Ullman em 1945, também conhecido como o modelo de multicentro (Figura 63) (Adhvaryu, 2010) (Barbosa et al., 2014).

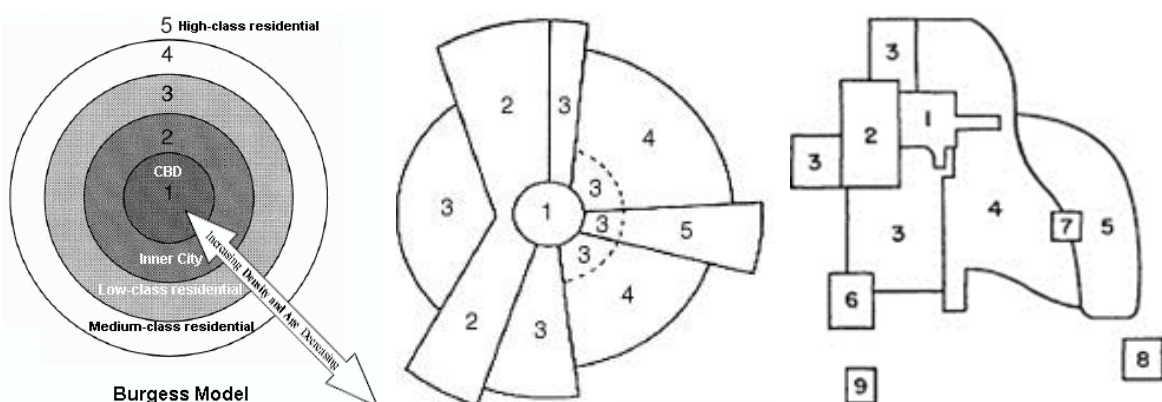


Figura 63. Modelos de Burgess, de Hoyt e de Harris e Hullman Barcelona Field Studies Centre, 2018) (Adhvaryu, 2010)

Apesar da existência destes modelos clássicos, muitas cidades evoluíram em modelos de grelha, frequentemente de forma orgânica e com alguma falta de planeamento. Na verdade, não houve um verdadeiro esforço ao longo da história para a implementação de modelos de cidades com base em critérios de sustentabilidade (Barbosa et al., 2014). Em parte, isso deveu-se a constrangimentos relacionados com o funcionamento dos sistemas político e económico-financeiro. Mas também se deveu ao facto de estes modelos tentarem explicar e entender como as cidades se estavam a desenvolver, de forma exploratória, em vez de serem modelos que guiassem o desenvolvimento das cidades para implementar medidas de sustentabilidade. As questões ambientais relacionadas com a capacidade de carga do planeta e com a sustentabilidade, só começaram a ser uma preocupação muito recentemente, muito depois de grande parte das cidades dos países desenvolvidos se terem estabelecido (Barbosa et al., 2014).

Atualmente, são discutidas várias teorias urbanísticas e as propriedades, vantagens e desvantagens de vários tipos de formas urbanas. Na Tabela 45 apresentam-se algumas vantagens de formas urbanas que são consideradas sustentáveis (Wheeler, 2004) (Dizdaroglu, 2017). No entanto, a existência de várias definições de sustentabilidade levou a estas formas urbanas fossem consideradas como sustentáveis sem qualquer tipo de comprovação científica (Giddings et al., 2002) (Jenks & Dempsey, 2005) (Dempsey et al., 2011). A maioria dos estudos existentes sobre a sustentabilidade urbana foca-se em soluções e medidas individualizadas para melhorar o desempenho das cidades. Alguns estudos focam-se na promoção da eficiência energética, na redução das emissões de gases de efeito de estufa, no metabolismo urbano ou em questões de tráfego. No entanto, há uma falta de estudos sobre modelos de cidades sustentáveis em que estas soluções sejam integradas de forma holística (Barbosa et al., 2014). Como consequência, apesar da proliferação de estudos apresentando soluções e políticas de sustentabilidade, continuam a verificar-se más práticas como a expansão urbana de baixa densidade e a promoção do uso do automóvel, sendo que em alguns casos a situação até piorou (Davoudi & Sturzaker, 2017).

Tabela 45. Vantagens de diferentes formas urbanas (Dizdaroglu, 2017)

Forma urbana	Vantagens
Contígua	Implica que um novo desenvolvimento urbano ocorra adjacente a uma área urbana existente
Conectada	Apresenta boas conexões das ruas, em que os caminhos são inteligíveis permitindo as pessoas encontrarem destinos facilmente
Diversa	Contém usos mistos, diferentes tipologias e preços/rendas
Ecológica	Integra características da paisagem natural na forma da cidade protegendo os ecossistemas
Compacta	Limita a dispersão urbana ao providenciar um uso do solo mais eficiente do que em zonas suburbanas convencionais

O conceito de cidade compacta parece ser o mais consensual na literatura, consistindo numa forma urbana em que as cidades promovem o aumento da densidade de construção, usos mistos, transportes coletivos, e deslocações pedonais/bicicleta para minimizar a ocupação do território e as distâncias de transportes (Schwarz, 2010) (Doughty & Hammond, 2004) (Senbel et al., 2003) (van den Dobbelsteen & de Wilde, 2004) (Cho & Lee, 2011) (Pan & Wu, 2011) (Barbosa et al., 2014) (Katoshevski-Cavari,

Arentze, & Timmermans, 2011) (Permana, Er, Aziz, & Ho, 2015) (Barbosa, Bragança, et al., 2015) (Gurran, Gilbert, & Phibbs, 2015) (Hernández-Palacio, 2017) (Lígia Silva et al., 2018). A própria Comissão Europeia defende a utilização dos conceitos de cidade compacta como a forma urbana mais sustentável, pelo que alguns países como a Holanda e o Reino Unido implementaram políticas urbanas de forma a perseguir este objetivo e reduzir os impactes ambientais das cidades (Lígia Silva & Monteiro, 2016).

De facto, grande parte das cidades europeias são consideradas cidades compactas, sendo o conceito encarado como um objetivo de urbanização, principalmente nos países nórdicos (Guérois & Pumain, 2008) (Schwarz, 2010). Um aglomerado de edifícios altos e de grande densidade pode melhorar a eficiência energética das cidades e reduzir os impactes ambientais, desde que estes estejam adequadamente integrados numa rede de infraestruturas (Doughty & Hammond, 2004) (Barbosa et al., 2014) (Permana et al., 2015). No entanto, existem limites para o número de pisos dos edifícios, a partir dos quais, o aumento do impacte ambiental associado aos materiais de reforço estrutural e a perda de eficiência devido ao número de plataformas elevatórias necessárias para o fluxo vertical de pessoas nos edifícios ultrapassam os benefícios em termos de uso do solo (van den Dobbelsteen & de Wilde, 2004) (Barbosa et al., 2014).

Recentemente surgiram algumas tentativas para o desenvolvimento de modelos holísticos de cidades sustentáveis. Um modelo que tem recebido reconhecimento e notoriedade é o modelo de cidade idealizado por Jacque Fresco, após a sua condecoração pelas Nações Unidas em 2016 com o prémio em desenho de cidades e comunidades (*City Design & Community*). O modelo de Fresco consiste numa cidade radial com uma população até 1 milhão de habitantes, em que as distâncias percorridas são minimizadas pela colocação no centro de todos os serviços de utilização mais frequente e com uma maior importância em termos de urgência de acesso, tais como unidades de saúde e de proteção civil, universidades, áreas de recreação, entre outros serviços coletivos de grande afluência (Fresco & Meadows, 2017).

A área central é também um importante ponto de interseção dos meios de transporte coletivos, urbanos e interurbanos facilitando o acesso rápido a estes serviços (Figura 64). Por sua vez, os transportes coletivos seguem linhas radiais e circulares concêntricas para aumentar a eficiência em termos de distância percorrida. O modelo prevê ainda a utilização de uma economia baseada em recursos, num modelo em que todos os resíduos são reciclados e toda a energia provém de fontes renováveis não poluentes e em que se utiliza a tecnologia mais recente para promover a qualidade de vida e proteger o ambiente (Barbosa et al., 2014) (Fresco & Meadows, 2017).

Outro exemplo similar é o projeto EcotownZ, que se trata de um modelo de cidade para 150 mil habitantes. O projeto foi desenhado tendo por base um sistema de transportes 100% coletivo e promete oferecer em simultâneo as melhores características dos ambientes urbanos e rurais ao eliminar os problemas de tráfego e promovendo a utilização massiva de transportes coletivos, principalmente o metro de superfície, as deslocações pedonais e a mobilidade ciclável (EcotownZ, 2014) (Figura 64). No entanto,

este projeto não considera o zoneamento da zona central nem a colocação de usos do solo específicos perto do centro.



Figura 64. Exemplos de modelos holísticos de cidades: Fresco (Fresco & Meadows, 2017); e EcotownZ (EcotownZ, 2014)

O problema com estes modelos é que se baseiam maioritariamente em suposições (mesmo que estas pareçam corretas) e não em avaliações quantitativas de sustentabilidade, pelo que há ainda um grande caminho a percorrer para determinar objetivamente e quantitativamente a forma urbana ideal. Mas na verdade, todos os modelos existentes na atualidade, incluindo o modelo da cidade compacta, e todas as operações de planeamento urbano em execução, são maioritariamente baseados em suposições, ou seja, na opinião de especialistas e de políticos.

Não foi encontrado nenhum estudo determinístico e quantitativo com o objetivo de identificar a forma urbana mais eficiente de forma holística. O mais próximo disso foi talvez o estudo de Katoshevi (2011), que desenvolveu um estudo pioneiro ao utilizar modelos computacionais e algoritmos para comparar uma cidade compacta e uma cidade multicentro. No entanto, o estudo apenas se focou no desempenho dos sistemas de transporte, na distribuição de instalações e nas emissões de gases poluentes de veículos, não sendo verdadeiramente holístico nem permitindo chegar a conclusões objetivas (Katoshevi-Cavari et al., 2011).

Mas mesmo com as tecnologias computacionais mais avançadas de CIM e de simulação, há uma grande dificuldade em identificar a forma urbana mais eficiente. Isto porque o número de variáveis em jogo é muito grande e estão relacionadas não só com aspetos quantitativos, mas também com aspetos qualitativos, tais como o comportamento dos cidadãos, a cultura, as leis em vigor, o nível tecnológico, o sistema político e o sistema económico-financeiro, entre outros. Mesmo que se considerem apenas as variáveis quantitativas, as possibilidades são tantas que a determinação da forma urbana mais eficiente se torna numa tarefa extremamente complexa. Isto porque a definição de um modelo de uma cidade deve prever por exemplo como funcionará o sistema de tráfego, os veículos utilizados, as soluções construtivas, a energia consumida em todo o sistema, a energia proveniente de fontes renováveis, o metabolismo em termos de ciclo de materiais e recursos, entre outros. Se para cada um destes sistemas interdependentes se considerar a possibilidade de se utilizarem inúmeras estratégias e soluções, tais como a geometria e dimensões das ruas, veículos utilizados, formas de produção e armazenamento de energia, organização interna dos edifícios, materiais utilizados, etc., pode-se considerar que a tarefa é

tão complexa que é quase impossível. Até porque quando se trata de promover a sustentabilidade, muitas considerações debruçam-se sobre realidades futuras que não se conseguem prever.

A determinação da forma urbana ideal, se possível, implicaria então a necessidade da utilização de programas computacionais de simulação muito avançados, talvez com o auxílio da inteligência artificial, e de grande capacidade de processamento. Se fosse possível provar que um modelo urbano verifica todos os requisitos indicados no método de avaliação desenvolvido no Capítulo 5, então poder-se-ia considerar que esse modelo produz uma cidade sustentável. Assim, por agora, a determinação da forma urbana mais eficiente tem de ser efetuada através da comparação entre diferentes modelos, num processo iterativo para chegar a um resultado o mais aproximado do ideal possível. No entanto, a tarefa de avaliar esses modelos também se apresenta muito difícil pois implicaria também a utilização dos programas de simulação avançada que ainda não existem.

Tendo isto em conta, aquilo que é possível é a procura de soluções de forma urbana, partindo das assunções desenvolvidas nos capítulos anteriores relativas ao estudo das tendências de evolução tecnológica, das soluções de produção de energia, edifícios, transportes e infraestruturas. A integração destas soluções permite então o desenvolvimento de um modelo urbano teórico para o qual é possível fazer comparações com os modelos existentes e uma avaliação subjetiva acerca dos resultados esperados. O conjunto destas soluções, por sua vez, contribui para a construção de um modelo de cidade sustentável.

A primeira consideração relativamente à forma urbana é que a rede de infraestruturas de transporte é muito importante para se decidir sobre o mapeamento de usos do solo. Por exemplo, a utilização do conceito de cidade compacta tende a promover a utilização de deslocações pedonais e usos mistos a distâncias curtas de estações e de paragens de transportes coletivos. Na Figura 65 apresenta-se um estudo das áreas de reabilitação na cidade de Chongqing, na China, pela limitação do trânsito automóvel, construção de infraestruturas pedonais e potenciação do comércio local no piso térreo a distâncias pedonais de paragens de transportes públicos (Fortune, 2012) (Calthorpe, 2017). Esta constatação vai de acordo com o que foi proposto por Jacque Fresco, em que deverá haver um núcleo de fácil acesso onde se colocam vários usos do solo como hospitais, unidades de proteção civil e instalações coletivas de grande afluência como áreas de recreação e de ensino/investigação. No entanto, a realidade das cidades atuais é que estas instalações e usos do solo estão dispersos pelo território, o que causa problemas de acesso para os locais mais distantes, promovendo a dispersão urbana.

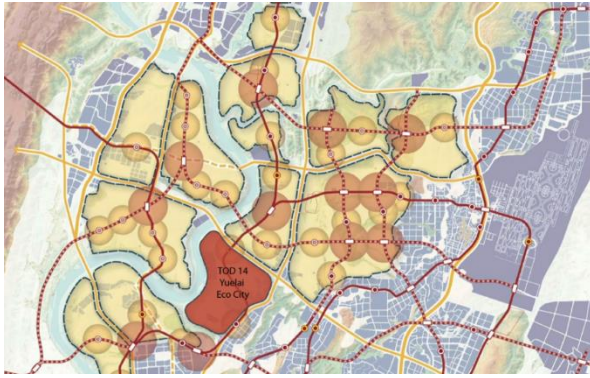


Figura 65. Locais a uma distância pedonal numa área da cidade de Chongqing, na China (Calthorpe, 2017)

Tendo isto em conta, naturalmente se entende a vantagem do modelo de cidade radial, pois todos os pontos da cidade devem estar a uma distância inferior à correspondente a um tempo máximo de percurso até ao centro. Assim, conclui-se que as cidades devem ser aproximadamente circulares, dependendo das condicionantes geográficas. Para um tempo de percurso máximo de 5 minutos (valor que carece de mais estudos, conforme o estudo efetuado nos indicadores 29 e 31 – Capítulo 5) e dependendo da velocidade média dos veículos utilizados, o raio da cidade pode variar. Por exemplo, assumindo uma viagem direta sem paragens a uma velocidade média de 100 km/h (em caso de emergência), cada cidade deverá ter um raio máximo de cerca de 8 km, correspondendo a uma área de cerca de 200 km² (ligeiramente maior do que a cidade de Braga). Com um diâmetro máximo de 16 km, uma viagem de uma ponta a outra da cidade a uma velocidade média de 50km/h, demoraria cerca de 19 minutos, abaixo do limite do indicador 27.

As cidades devem assim ficar limitadas a uma área máxima em função de tempos de percurso máximos, pois distâncias superiores perdem o acesso a instalações essenciais colocadas no centro. Assim, as expansões causadas pelo aumento da população terão de ser conseguidas pela construção em altura, pelo aumento da velocidade média dos transportes ou então pela construção de novas cidades. Em áreas grandes ou para cidades com uma população superior ao que se consegue em determinada área (fruto da existência de um número limite de pisos dos edifícios), adota-se assim o conceito da cidade multicentro, em que cada módulo é uma cidade independente que se conecta diretamente com as outras ao longo do trajeto dos transportes interurbanos. Todos os espaços que ficarem mais distantes do centro do que a distância máxima, deverão ser deixados para a natureza (Liaros, 2016).

As cidades ou áreas urbanas em forma radial e circular não são novidade, no entanto as cidades existentes que adotaram esta forma, desenvolveram-se pela facilidade de escoamento de tráfego e não para a colocação no centro de usos do solo específicos. Na Figura 66 apresentam-se imagens aéreas de várias cidades com forma urbana radial, em que no centro se colocam praças públicas, monumentos ou locais de culto religioso. Estas cidades foram construídas com base no paradigma da utilização do automóvel e de veículos privados, pelo que as áreas centrais são normalmente formadas por grandes rotundas que ajudam o escoamento de tráfego. A título de exemplo, no Porto, a região à volta da rotunda da Boavista também pode ser considerada como tendo forma radial, tal como a região à volta do arco

do triunfo, em Paris. Esta estratégia não só dificulta o acesso pedonal à área central como divide radialmente a cidade em secções em que o atravessamento pedonal é dificultado (Jabbari, Fonseca, & Ramos, 2018). Isto demonstra a importância da forma urbana para a promoção da mobilidade pedonal e ciclável (Barros et al., 2017). Por esta razão, deve-se adotar a mobilidade pedonal e ciclável em toda a superfície da cidade e os transportes coletivos devem ser subterrâneos, tornando estas infraestruturas obsoletas.



Figura 66. Cidades com forma radial: Distrito Carranza na Cidade do México (esquerda); Grammichele (centro) e Palmanova (direita, em cima), na Itália, e Tekes, na China (direita, em baixo) (imagens google)

Com a transformação das infraestruturas rodoviárias existentes para um sistema de tráfego subterrâneo, pode-se prever alterações não só à superfície da cidade como à forma como os edifícios são implementados na área da cidade. A superfície da cidade, livre de trânsito rodoviário, pode ficar livre para jardins e locais de recreio a céu aberto, com apenas pequenos caminhos para circulação a pé e de bicicleta. Por sua vez, para aumento da facilidade de utilização das redes de transportes, os edifícios podem ser colocados circularmente em torno do centro da cidade, por cima das infraestruturas de transporte circulares. Partindo do princípio que todos os edifícios deverão ser altos (aumento da densidade) e munidos de plataformas elevatórias automatizadas, esses elevadores poderão fornecer acesso direto entre o interior dos edifícios e os sistemas de transporte subterrâneo, tornando as deslocações na cidade muito cómodas.

Tendo ainda em conta as tendências de evolução tecnológica e a crescente adoção de sistemas de partilha de bens e serviços, assim como das telecompras e entregas ao domicílio (tal como mencionado no Capítulo 6.2), pode-se aferir ainda que os objetivos de implementação de usos mistos adotados no conceito de cidade compacta passarão a ser cada vez menos importantes. Isto porque a adoção de usos mistos tem como objetivo a promoção de deslocações pedonais para compras de bens e serviços nas proximidades, assim como para a promoção do emprego local. À medida que este tipo de empregos e de comércio de pequena escala se tornam obsoletos, prevê-se que os pisos térreos dos edifícios sejam progressivamente ocupados com usos culturais e recreativos, centros de acesso de bens partilhados, áreas de estacionamento de veículos de superfície partilhados (bicicletas e veículos elétricos de baixa velocidade), centros de cuidados de saúde de proximidade, áreas educacionais, casas de banho públicas, cantinas públicas, entre outros.

Relativamente, às áreas industriais e de tratamento de resíduos, estas podem ficar nas imediações da cidade, beneficiando de uma colocação no alinhamento dos meios de transporte radial subterrâneo. Esta solução protege as populações de eventuais fontes de ruído e poluição industrial (que devem ser minimizados) e ao mesmo tempo possibilita a ligação a redes subterrâneas de tratamento de resíduos e de transporte de mercadorias (ver Capítulos 6.3 e 6.6). As próprias redes subterrâneas de transporte de bens e de tratamento de resíduos poderão ser ligadas aos edifícios, minimizando a necessidade de deslocamentos dos habitantes para recolha de bens e separação de resíduos. Assim, os edifícios devem ser munidos de sistemas de recolha de resíduos em vários pisos (ou até todos) e pode-se prever até a existência de plataformas elevatórias apenas para transporte automatizado de bens. Estes sistemas automatizados transportarão todos os recursos para armazéns partilhados localizados em cada piso onde os habitantes recolherão os seus bens, incluindo os de uso temporário e alimentos a granel (que poderão estar acessíveis em cantinas públicas).

O uso da agricultura vertical urbana diminui ou dispensa a reserva de usos do solo para agricultura. Assim, as áreas exteriores à cidade poderão ser libertas para a natureza ou então ser utilizadas para coleta de energia por fontes renováveis como a solar e eólica. No entanto, por razões de redundância e de segurança energética, os edifícios devem também utilizar todos os sistemas possíveis para captação de energia a partir de fontes renováveis, tais como painéis solares nas coberturas, fachadas e vãos envidraçados e a colocação de mini turbinas eólicas na cobertura. Por esta razão, os edifícios e os locais públicos devem estar ligados a centrais de armazenamento local de energia (ver Capítulo 6.1).

6.8. *Princípios de regeneração urbana*

As soluções de sustentabilidade propostas neste capítulo são relativamente fáceis de implementar no projeto de uma cidade nova ou na ocupação de uma área previamente não desenvolvida. No entanto, como é compreensível, a implementação destas soluções em cidades existentes é bastante mais complexa (Barbosa et al., 2014). Isto porque as cidades existentes não foram desenvolvidas tendo em consideração que as cidades evoluem com o passar do tempo e que, face à gravidade dos problemas ambientais e sociais da atualidade, é eventualmente necessário efetuarem-se alterações drásticas no sentido de tornar as cidades sustentáveis. Por esta razão, considerando a estrutura urbana e as soluções construtivas adotadas nas infraestruturas e nos edifícios, é muito difícil implementar projetos que comprometam grandes mudanças nas cidades existentes. Assim, um dos principais princípios que se deve adotar na construção de cidades novas e na regeneração das cidades existentes é a resiliência (Woodcraft, 2012) (Braulio-Gonzalo et al., 2015) (Nunes, Tomé, & Pinheiro, 2019) (Sharifi, 2019).

A resiliência pode ser entendida de duas formas distintas: a capacidade de adaptação e transformação face a novas condições inesperadas, tais como desastres climáticos, tremores de terra, etc.; ou a capacidade de adaptação perante operações planeadas de evolução da cidade (Rivera & Lagos, 2013). Algumas das estratégias principais para lidar com eventos inesperados são, por exemplo, a instalação de sistemas urbanos redundantes e a prontidão dos serviços de proteção civil. No entanto, no âmbito deste trabalho, é mais interessante abordar a resiliência dos projetos de cidades em termos de tornar as

idades mais adaptáveis e flexíveis em relação a possíveis futuras alterações. Assim, pretende-se não cometer os mesmos erros do passado, que tornam as cidades existentes pouco adaptáveis a mudanças para a implementação de sustentabilidade.

Por um lado, pode-se argumentar que uma cidade sustentável é automaticamente resiliente, pois não necessita de grandes alterações ao longo do tempo. No entanto, esta visão pode fazer com que não se tomem as melhores decisões para a promoção da sustentabilidade. De facto, os edifícios e as infraestruturas têm uma vida útil que, por mais longa que seja, se associa sempre um prazo final a partir do qual é necessário efetuarem-se intervenções. Adicionalmente, face à possibilidade de alterações nas condições globais e regionais que agora são impossíveis de prever, é praticamente impossível afirmar que uma solução é a melhor solução possível no presente e no futuro. Por isso, deve-se partir do princípio que as cidades vão-se adaptar constantemente ao longo do tempo e que devem ser adotadas soluções para aumentar a resiliência das cidades, facilitando a capacidade de se implementarem novas medidas de regeneração urbana a longo prazo.

Uma possível solução para promover a resiliência das cidades é a utilização dos conceitos de construção modular e da pré-fabricação não só na construção de edifícios, conforme mencionado no Capítulo 6.5, mas também nas infraestruturas e no restante ambiente construído. Estas estratégias não só facilitam as intervenções de reabilitação e restauro do ambiente construído como também facilitam a desconstrução e a implementação de alterações consideráveis na forma urbana e no uso do solo. Adicionalmente, devem ser desenvolvidos estudos de cenários futuros possíveis para se selecionarem as soluções que tenham sucesso no maior número possível de cenários futuros (McBain et al., 2017).

Face à dificuldade inerente à regeneração urbana devido à ausência de resiliência do ambiente construído, é assim importante definirem-se princípios de regeneração urbana que guiem a tomada de decisão. O primeiro passo para a regeneração das cidades existentes é assim o desenvolvimento de um projeto de cidade sustentável adaptado às condicionantes locais e que sirva de meta para o desenvolvimento da cidade. Para isso, devem-se estudar as áreas da cidade que se devem manter por razões socioculturais e devem-se definir os limites geográficos da cidade pelo estabelecimento de uma área central onde se podem instalar os serviços essenciais da cidade, tal como mencionado no Capítulo 6.7. Com isto, admite-se que haja lugar a demolições no interior da cidade para a implementação do projeto e no exterior da cidade, pois essas áreas ficarão eventualmente reservadas para áreas industriais ou florestais. O projeto deve ainda prever todo o metabolismo da cidade, dando resposta não só aos sectores que se estudaram neste capítulo mas também a todos os outros sectores, sistemas e subsistemas que operam na cidade e que tem impactes ambientais, sociais e económicos.

Partindo desse projeto, deve-se modelar o desempenho da cidade ao nível dos vários indicadores de sustentabilidade, de forma holística e integrada, para efetuar uma avaliação de sustentabilidade e garantir que o projeto permite de facto a construção de uma cidade sustentável. Para isso, é necessário desenvolver avaliações de impactes de ciclo de vida com o objetivo de calcular os impactes ambientais

das intervenções. Isto porque é importante ter em conta que as intervenções têm impactes no ambiente que temporariamente poderão ultrapassar a capacidade ambiental regional ou global, entrando-se possivelmente em cenários de *overshoot* (ver Capítulo 5.1.4).

Posto isto, é possível então quantificar e planear no tempo o conjunto de intervenções que são necessárias para transformar a cidade existente nesse projeto de cidade sustentável. No entanto, é crucial garantir que esse *overshoot* é temporário e pode rapidamente ser compensado pela drástica diminuição dos impactes ambientais da operação da cidade, após a realização das intervenções. Neste âmbito, face à urgência de se resolverem os problemas ambientais da atualidade para a promoção da sustentabilidade, é necessário reabilitar as cidades existentes e considerar que quanto mais tarde esta mudança ocorrer, menor será a possibilidade de se efetuar esta reabilitação sem causar danos ambientais irreparáveis.

6.9. *Avaliação de sustentabilidade do modelo de cidade sustentável proposto*

Neste subcapítulo é desenvolvido um exercício para prever o resultado de uma avaliação de sustentabilidade utilizando o método desenvolvido no Capítulo 5 e as soluções de sustentabilidade propostas neste capítulo. Apesar de várias das soluções propostas já serem utilizadas isoladamente em locais dispersos do globo, nomeadamente as que se relacionam com a implementação de tecnologia, não existe nenhuma cidade que implemente em conjunto todas estas soluções. Assim, o exercício de avaliar a sustentabilidade de uma cidade sustentável só pode ser efetuado utilizando como objeto de estudo um modelo de cidade sustentável virtual. Por outro lado, o modelo proposto é um modelo conceptual que é caracterizado pela adoção de um conjunto de soluções sustentadas por previsões de evolução sociais e tecnológicas. Este modelo conceptual não foi implementado num projeto detalhado de uma cidade sustentável, pelo que a avaliação de sustentabilidade do modelo apenas se pode basear em previsões e não em resultados palpáveis.

É também importante considerar que, tal como mencionado no Capítulo 5.5, a avaliação de sustentabilidade utilizando os métodos propostos implicam a utilização de uma grande quantidade de dados e processos de cálculo computacionais complexos que não estão ao alcance de um trabalho deste âmbito. No futuro, esta avaliação será eventualmente possível no âmbito de um projeto de investigação que tenha esse objetivo. Adicionalmente, não havendo acesso a uma base de dados global com um inventário dos recursos existentes no globo, devido à sua inexistência no presente, é impossível comparar ritmos de produção e de produção de resíduos com as reservas existentes. Ou seja, é inviável uma avaliação de sustentabilidade precisa utilizando equações como aquelas propostas por Somogyi (2015) (Equações 1 a 5 – ver Capítulo 5.1.4) para as dimensões ambiental e económica. Esta dificuldade aconteceria mesmo que se efetuasse a avaliação de sustentabilidade de uma cidade existente. Uma solução para permitir este tipo de avaliação, tal como mencionado no Capítulo 3.6, é a integração de todas as bases de dados existentes e a elaboração de uma plataforma de gestão de recursos a nível mundial. Apesar destas condicionantes, é importante que ainda numa face conceptual se procedam a

previsões de desempenho para averiguar a fiabilidade do modelo desenvolvido. Assim, neste capítulo efetua-se uma avaliação de sustentabilidade do modelo desenvolvido, assumindo as referidas limitações.

Potencial de Aquecimento Global

No que respeita ao potencial de aquecimento global e às emissões de gases de efeito de estufa, há várias formas em que as soluções apresentadas neste capítulo promovem uma redução. Mas para uma análise mais quantitativa, é importante quantificar as emissões de gases de efeito de estufa em função da sua origem. Na Figura 67 apresentam-se, em percentagem, os resultados de estudos do IPCC sobre a quota de produção de gases de efeito de estufa de cada sector económico (Edenhofer et al., 2014).

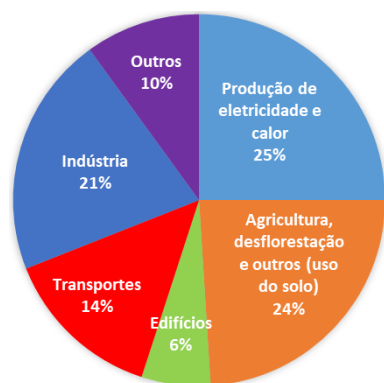


Figura 67. Emissões globais de gases de efeito de estufa por sector económico (adaptado) (Edenhofer et al., 2014)

A transição do modelo energético atual para um modelo em que toda a energia é produzida a partir de fontes de energia renováveis e é consumida sob a forma de eletricidade, tal como proposto no Capítulo 6.1, elimina cerca de 25% das emissões totais de gases de efeito de estufa, que se relacionam com a produção de energia elétrica e calor através de combustíveis fósseis. Pelas mesmas razões, são prevenidas também as emissões de gases de efeito de estufa que são consideradas na categoria “Outros” (10%), que correspondem às emissões produzidas nos processos de extração, refinamento, processamento e transporte de combustíveis fósseis.

Quanto ao sector industrial, grande parte das emissões estão relacionadas com a combustão de combustíveis fósseis para a produção de energia nas próprias instalações industriais. A transição para energia elétrica e a diminuição de consumo devido às estratégias de partilha e de eficiência mencionadas nos capítulos 6.2 e 6.3 fariam diminuir consideravelmente estas emissões. No que toca ao sector dos transportes, a mobilidade elétrica pode eliminar por completo 14% das emissões globais de gases de efeito de estufa. No que toca ao sector agrícola, a adoção de tecnologias de produção de alimentos em fábricas verticais, e a adoção de uma dieta vegetariana permitiria reduzir consideravelmente as emissões de gases de efeito de estufa neste sector. Por fim, a diminuição do uso do solo daí resultante permitiria aumentar também a área florestal, trazendo benefícios no aumento da captação de gases de efeito de estufa. Apesar de se poder diminuir consideravelmente as emissões do sector dos edifícios, a análise da Figura 67 indica que o aumento da eficiência energética dos edifícios não terá um grande impacto na redução de emissões de gases de efeito de estufa a nível global. Assumindo que a relação entre as

emissões de gases de efeitos de estufa de cada sector das cidades é semelhante à relação das emissões globais por sector (Figura 67), o efeito combinado de todas estas soluções ao nível de cada sector permitiria diminuir as emissões de gases de efeito de estufa entre 57% e 70%. Reduções desta amplitude ficariam confortavelmente abaixo dos limites planetários definidos para este indicador.

Potencial de destruição da camada de ozono

Não foi possível aferir em que medida as soluções propostas afetam as emissões de gases com potencial de destruição da camada de ozono. Soluções para este campo estariam relacionadas com o reforço da legislação relacionada com o Protocolo de Montreal e com a proibição do uso de determinados químicos e processos industriais que provoquem emissões de gases danosos para a camada de ozono. No entanto, pode-se assumir que a transição para a Indústria 4.0 e o consequente aumento da transparência relacionada com as emissões de gases fluorados no sector industrial permitirá um melhor controlo das emissões destes gases e uma atualização mais célere da legislação existente.

Potencial de acidificação; Toxicidade ecológica; Potencial de eutrofização; Uso do solo

As substâncias responsáveis pela acidificação são em grande parte originárias da combustão de combustíveis fósseis, dos processos industriais e principalmente da indústria da alimentação e pela fertilização de campos de cultivo. A toxicidade ecológica ocorre devido a um conjunto vasto de emissões de poluentes para o meio natural, por meio de emissões atmosféricas ou aquosas ou pela contaminação de solos. A eutrofização resulta também da combustão de hidrocarbonetos e principalmente de processos de fertilização da agricultura moderna. Quanto ao uso do solo, os principais problemas relacionam-se com a expansão urbana de baixa densidade e principalmente com a utilização de grandes áreas para a agricultura e para a agropecuária.

As soluções propostas diminuem os impactes nestes indicadores através de quatro formas principais. Em primeiro lugar, a utilização de energias renováveis elimina por completo as emissões acidificantes resultantes da utilização de combustíveis fósseis. Em segundo lugar, a substituição dos processos da agricultura moderna para a utilização da agricultura vertical elimina a necessidade de processos de fertilização que são prejudiciais aos ecossistemas, assim como reduzem drasticamente o uso do solo. Em terceiro lugar, a implementação efetiva dos princípios de uma economia circular, tais como a reciclagem e a reutilização, diminuiria grandemente a quantidade de resíduos produzidos pela sociedade e, conseqüentemente, a quantidade de resíduos depositados em aterro e a poluição tóxica para o ambiente. Por fim, a adoção de políticas de uso do solo que promovam a densidade de construção e a utilização de formas urbanas que estejam em sintonia com essas políticas, tais como a utilização de modelos de cidade compacta, contribuem para redução da ocupação do solo. Por estas razões, é espectável que uma cidade construída adotando este tipo de soluções tenha o menor impacte possível na biodiversidade.

Justiça social, direitos humanos e serviços essenciais

Alguns indicadores associados à categoria da Justiça social, direitos humanos e serviços essenciais prendem-se com questões legais e filosóficas que saem fora do âmbito das soluções propostas neste trabalho, mas que são importantíssimas no âmbito da avaliação de sustentabilidade. Apesar disso, a implementação prática em cidades da definição de sustentabilidade desenvolvida no Capítulo 3 apresenta estas questões como metas do desenvolvimento (em oposição a objetivos financeiros relacionados com o crescimento económico). Desta forma, numa visão holística em que o objetivo é proporcionar qualidade de vida e garantir a verificação de direitos humanos, pode-se assumir como objetivo do modelo de cidade sustentável a procura pela verificação dos requisitos nestes indicadores. Ou seja, os requisitos mínimos em vários dos indicadores desta dimensão podem ser considerados como critérios de dimensionamento utilizados no projeto de uma cidade sustentável.

Acesso à saúde

Em relação ao acesso à saúde, algumas soluções apresentadas são benéficas para a redução dos tempos de transporte em casos de urgência médica. Nomeadamente a adoção de uma forma urbana de cidade circular, mencionada no Capítulo 6.7, desenvolvida de tal forma que todos os pontos da cidade tenham um acesso ao centro, onde se localizariam os serviços de saúde urgente, abaixo de tempo de resposta máximo exigido. Adicionalmente, a adoção massiva de transportes coletivos subterrâneos, que levam à eliminação de filas de espera e a fiabilidade dos tempos de espera diminuem grandemente o risco de ocorrerem atrasos nestes transportes urgentes. Por fim, uma vez que o tempo de deslocação para as unidades de saúde são consideradas como critérios de dimensionamento da cidade, pode-se considerar que se verificariam automaticamente os requisitos mínimos neste indicador.

Acesso a recolha de resíduos

A adoção de sistemas automatizados dentro dos edifícios para a deposição e separação de resíduos sólidos urbanos faz com que este indicador seja automaticamente verificado.

Qualidade do Ar; Toxicidade humana; Ozono troposférico; Partículas

Os problemas relacionados com a qualidade do ar das cidades estão associados a duas causas principais: o tráfego automóvel e a emissão de gases poluentes pela indústria. No que toca às emissões atmosféricas de veículos, estas são evitadas com a transição para a mobilidade elétrica. Quanto à indústria, a eletrificação e a transição para a utilização de energias renováveis, assim como localização das zonas industriais nas imediações das cidades, tal como mencionado no Capítulo 6.7, reduz significativamente o risco de as emissões poluentes afetarem os habitantes das cidades. Tendo isto em conta, pode-se considerar que as soluções adotadas provocariam melhorias significativas na qualidade do ar das cidades, suficientes para que os limites definidos nestes indicadores sejam cumpridos.

Conforto lumínico

No âmbito do conforto lumínico, é importante considerar que a adoção de sistemas inteligentes de controlo da iluminação pública, que, tal como mencionado no Capítulo 3.1, aumenta a eficiência

energética ao adequar os níveis de iluminação em função da atividade urbana e também minimiza dois problemas relacionados com o conforto lumínico que são a ocorrência do nevoeiro noturno e a ofuscação. No entanto, estes fenómenos estão principalmente relacionados com a intensidade das luminárias utilizadas, com a temperatura de cor, com o nível de dispersão da luz, entre outros aspetos relacionados com a luminárias utilizadas. Este trabalho não incidiu na procura de soluções para uma iluminação adequada dos espaços urbanos. No entanto, com a eliminação do tráfego de superfície (Capítulo 6.6), a iluminação das cidades não estaria mais relacionada com questões de segurança rodoviária, mas sim apenas com o conforto lumínico dos cidadãos em horário noturno. Neste sentido, pode considerar-se que a estratégia de iluminação pública seria proporcionar o melhor conforto possível. Assim, ao se considerar os requisitos mínimos de conforto lumínico como critérios de dimensionamento da iluminação pública, pode-se considerar que seriam verificados os requisitos de confortos associados a este indicador.

Conforto acústico

A principal causa de desconforto acústico nas cidades é o tráfego automóvel. A transição para a mobilidade elétrica e a redução do tráfego pela utilização massiva de transportes coletivos iriam diminuir em intensidade e quantidade as fontes de ruído urbano. No entanto, a utilização de tráfego subterrâneo (Capítulo 6.6) elimina quase por completo os problemas relacionados com o ruído provocado pelos transportes. Quanto ao ruído provocado pela indústria, a localização das zonas industriais nas imediações das cidades, longe das áreas residenciais ou de recreação, iria proteger a população destas fontes de ruído localizadas. Tendo isto em conta, pode-se considerar que as soluções propostas permitem verificar os requisitos mínimos de conforto acústico.

Conforto térmico

A principal solução proposta que tem influência no conforto térmico das cidades é a promoção da utilização em abundância de áreas verdes nas cidades. A disposição dos edifícios de modo de forma a contrariar os ventos dominantes no inverno e de modo a otimizar os sombreamentos também contribuem para o conforto térmico exterior. No entanto, é incerto o nível de conforto térmico que se pode atingir. Apesar disso, pode-se considerar que o projeto de uma cidade sustentável desenvolvido com o objetivo de proporcionar qualidade de vida iria ter em consideração a modelação do comportamento da cidade em termos térmicos em *software* adequado.

É importante também refletir sobre algumas implicações relacionadas com a necessidade de se verificarem requisitos mínimos de conforto térmico. A forma urbana das cidades e a sua relação com ventos dominantes, assim como a utilização de vegetação, podem ser considerados sistemas passivos para a promoção do conforto térmico exterior. Mas não existem muitos métodos para um controlo ativo do conforto térmico exterior. É incerto o nível de desempenho que se pode obter com a adoção destas estratégias. Por esta razão e por se promover a utilização dos espaços exteriores (ao eliminar o tráfego automóvel e prever áreas verdes e de recreação para a melhoria da qualidade de vida), o conforto térmico exterior pode condicionar a localização de cidades em áreas do globo em que o clima permita a verificação de níveis mínimos de conforto. Por outras palavras, esta situação levaria a que não se

consideraria sustentável construir uma cidade num local com condições climatéricas extremas, tais como nos pólos, nos desertos, etc. Esta constatação é importante, mas levanta questões políticas e sociais que saem fora do âmbito deste trabalho. Ainda assim, apesar de ser possível utilizar estratégias para melhorar o conforto térmico em meio urbano, é importante em trabalhos futuros desenvolver reflexões adicionais sobre os métodos de avaliação de sustentabilidade relacionados com o conforto térmico exterior das cidades.

Qualidade do edificado

Considerando que o projeto de uma cidade sustentável tem como objetivo a promoção da qualidade de vida e que o projeto dos edifícios constituintes segue os mesmos princípios, pode-se assumir que o projeto dos edifícios será desenvolvido de forma a verificar os critérios mínimos de desempenho associados ao conforto nos edifícios. Esses critérios, estão relacionados com áreas habitáveis e com a qualidade do ambiente interior, entre outros. Os requisitos mínimos relacionados com a qualidade do ambiente interior tais como o conforto térmico, lumínico, acústico e qualidade do ar seriam assim verificados. As soluções propostas no Capítulo 6.5 relacionadas com a pré-fabricação não têm influência relevante nestes aspetos.

No entanto, algumas estratégias podem ter influência nos requisitos de conforto relacionados com a área habitável e com a compartimentação interior. O aumento da eficiência no uso do solo através diminuição das áreas privadas e a partilha de espaços com a comunidade local, tal como mencionado no Capítulo 5.4, podem ter efeitos desconhecidos no conforto das habitações. Assim, seriam necessários mais estudos para averiguar os níveis de conforto obtidos com a utilização destas estratégias e as formas mais eficazes para as implementar, mantendo os níveis de qualidade exigidos. Assumindo que estes estudos são desenvolvidos de forma a se construírem edifícios com o maior nível de conforto possível e em simultâneo diminuindo os impactes ambientais e consumo de recursos, pode-se concluir que as soluções propostas podem verificar os requisitos de conforto dos edifícios.

Qualidade do serviço de eletricidade; Acesso a comunicações; Qualidade do serviço de água; Qualidade da água

As soluções propostas neste trabalho não estão relacionadas com os aspetos técnicos relacionados com o acesso à energia elétrica, a comunicações, à qualidade do serviço de fornecimento de água nem à qualidade da água. O modelo proposto assume que uma cidade sustentável tem de verificar os critérios propostos nestes indicadores, sendo estes considerados como requisitos de projeto, pelo que as soluções propostas garantem a verificação dos requisitos estabelecidos para estes indicadores.

Cultura e recreação

A combinação das estratégias de eliminação do tráfego de superfície e de aceitação da automação como substituto de grande parte do trabalho, liberta o espaço e o tempo para as pessoas terem mais atividade ao ar livre e o tempo para se exercer cultura e arte. As soluções propostas em termos de forma urbana garantem que todos os habitantes da cidade têm acesso rápido a espaços ao ar livre nas imediações das

zonas residenciais. O facto de se prever que os próprios edifícios tenham espaços coletivos para a comunidade, tais como ginásios, salas de espetáculo, galerias e espaços multifunções, entre outros (Capítulo 6.5) faz com que o acesso a este tipo de atividades seja rápido e cómodo. Adicionalmente, a promoção de estratégias de partilha tem o potencial de enriquecer as comunidades a nível local. Tendo isto em conta, pode-se considerar que as soluções propostas verificam os requisitos de acesso a cultura e recreação.

Mobilidade

A adoção massiva dos transportes coletivos, a definição da forma urbana e da própria dimensão máxima da cidade, interpretados como critérios de dimensionamento da cidade para garantir tempos de viagem inferiores aos máximos admitidos faz com que os critérios relacionados com a mobilidade sejam satisfeitos.

Segurança - Proteção civil / Assistência médica

As soluções propostas neste trabalho que mais contribuem para a diminuição de acidentes evitáveis são a automatização dos meios de transporte, a adoção massiva dos transportes coletivos e a eliminação do tráfego rodoviário de superfície. Com estas soluções, são eliminados cruzamentos ou passagens de peões, pelo que não é expectável a ocorrência de quaisquer atropelamentos. Quanto aos acidentes rodoviários nas vias subterrâneas, estes podem ser evitados através do planeamento de dispositivos de segurança efetivos nos meios de transportes, tal como proposto no Capítulo 6.6. Quanto aos acidentes de trabalho, estes seriam também diminuídos para mínimos absolutos com a adoção em massa da tecnologia para substituir todo o tipo de trabalho físico, no âmbito da adoção da Indústria 4.0. Adicionalmente, a sensorização crescente dos edifícios e das infraestruturas poderia ajudar na prevenção de acidentes. No entanto, é incerto prever o número de acidentes evitáveis que estatisticamente poderiam ocorrer numa cidade adotando as soluções propostas. Quanto ao tempo de resposta, assumindo que este é um critério de dimensionamento da cidade, pode-se considerar que os requisitos mínimos seriam verificados.

Segurança - Criminalidade

A adoção de estratégias de partilha e a garantia de acesso a bens e serviços básicos essenciais, tais como a habitação, a alimentação, a energia, a água, as comunicações, entre outros, interpretados como direitos humanos promove uma sociedade de abundância sem precedentes que iria teoricamente tornar o crime de propriedade inútil. A libertação da população do trabalho e a promoção da cultura também seriam fatores que potencialmente iriam reduzir a criminalidade. No entanto, face à inexistência de uma sociedade em que isto aconteça, é impossível prever o nível e tipo de criminalidade que poderia existir caso estas soluções fossem adotadas. Ou seja, não é possível prever o desempenho de uma cidade adotando as soluções propostas relativamente à ocorrência de criminalidade. Apesar disto, no que toca ao tempo de resposta, a eliminação do tráfego e a facilidade de acesso a qualquer ponto da cidade iria diminuir os tempos de resposta a tempos inferiores aos limites admissíveis. Considerando que estes

tempos de resposta são critérios de dimensionamento da própria cidade, tal como mencionado no caso da saúde, pode-se assumir que os requisitos mínimos neste indicador são verificados.

Taxa de reciclagem

As soluções propostas neste trabalho promovem a reciclagem ao tornar mais cómodo o processo de deposição e separação de resíduos sólidos urbanos, tal como proposto nos capítulos 6.3 e 6.5. Adicionalmente, as várias estratégias para a redução do consumo de recursos per capita propostos no capítulo 6.3, 6.4 e 6.5 diminuem a pressão na demanda de recursos das cidades, facilitando a implementação de uma economia circular. No entanto isso não garante que todos os recursos utilizados sejam provenientes de processos de reciclagem. Neste âmbito, o modelo de cidade sustentável adotado parte do princípio que uma cidade sustentável é estável no tempo e não prevê qualquer necessidade de crescimento quanto ao consumo de recursos. Só se uma cidade for estável se pode afirmar que não há necessidade no futuro de se utilizarem recursos provenientes de novas explorações. Assim, é possível projetar o funcionamento da cidade num ciclo fechado de recursos, em que todos provêm de reciclagem, numa economia verdadeiramente circular. Assumindo que a adoção dos princípios de uma economia verdadeiramente circular garante que todos os recursos abióticos provêm de processos de reciclagem, pode-se assumir que os requisitos neste indicador seriam verificados como um critério de projeto.

Eficiência dos processos de reciclagem

As soluções apresentadas neste trabalho não se debruçam sobre as questões técnicas relacionadas com a eficiência dos processos de reciclagem dos recursos abióticos. Se se assumir que é possível reciclar todos os resíduos de uma cidade e que se conseguem recuperar todos os recursos sem ocorrerem desperdícios e sem ser necessário a deposição de resíduos em aterro, independentemente do consumo energético (cuja energia provém de fontes renováveis), então verificam-se os requisitos mínimos neste indicador. No entanto, as soluções propostas neste trabalho não se debruçaram sobre a eficiência dos métodos de reciclagem, pelo que não é possível aferir sobre o desempenho que se pode atingir neste indicador.

Consumo de recursos bióticos

A adoção de estratégias de partilha e de eficiência de uso de recursos propostas no Capítulo 6.3 permitem reduzir o consumo de recursos per capita, no entanto não é possível efetuar a avaliação deste indicador sem se associar uma cidade e a sua dimensão à região onde se instala. O consumo de recursos bióticos de uma cidade tem de ser efetuado através do estabelecimento de um equilíbrio com os recursos disponíveis, as taxas de crescimento e regeneração. Tendo isto em conta, pode-se considerar que o consumo de recursos abióticos é um critério de dimensionamento de uma cidade sustentável. Ou seja, a dimensão de uma cidade medida pelo consumo de recursos bióticos expectável deve ser equilibrada com os recursos bióticos disponíveis na região da cidade. Por esta razão, uma cidade desenvolvida utilizando estes princípios de dimensionamento verificaria os requisitos estabelecidos neste indicador.

7. CONCLUSÕES

Devido à constatação dos problemas ambientais e sociais da atualidade, este trabalho nasceu da necessidade de atuar ao nível das cidades para a promoção da sustentabilidade. Verificou-se que no futuro próximo a população urbana irá aumentar consideravelmente. Com isto irão ser criadas novas cidades e as cidades existentes irão expandir. No entanto verifica-se que não existe uma meta de desenvolvimento para as cidades de forma a promover a sustentabilidade. Assim, o objetivo principal deste trabalho foi desenvolver os princípios base de suporte ao desenvolvimento de um modelo de cidade sustentável. Para o efeito, este trabalho teve várias etapas, que se associaram a objetivos intermédios do trabalho.

O primeiro passo foi a adoção de uma definição de sustentabilidade. Estudou-se a possibilidade de se adotar a definição de sustentabilidade utilizada no relatório de Brundtland. No entanto, tal como se verificou pela revisão da literatura desenvolvida no Capítulo 3, detetou-se uma falta de consenso no que toca à adoção desta definição. Por esta razão, foi necessário desenvolver uma nova definição de sustentabilidade que desse uma resposta não só às críticas que se atribuem à definição do relatório de Brundtland, mas também a outras definições de sustentabilidade existentes na literatura.

Para o efeito, optou-se por uma estratégia de definição de sustentabilidade utilizando uma metateoria composta por 5 módulos. Ao dar resposta a cada um dos módulos, desenvolveu-se então uma nova definição de sustentabilidade, a partir da qual se efetuou uma comparação com a definição do relatório de Brundtland. No primeiro módulo, em que se define o problema de sustentabilidade, reconheceu-se o impacto da humanidade nas condições de suporte à vida humana no planeta e inovou-se ao adotar uma visão científica que procura o estabelecimento de relações causa-efeito, em vez da visão política e económica que é utilizada nas instituições atuais. No segundo módulo, que se refere aos princípios normativos de justiça, reconheceu-se não só a necessidade de promoção de justiça intergeracional, mas também a justiça intrageracional, geográfica, processual e inter-espécies.

No terceiro módulo, em que se discutem os princípios de integração utilizados, adotou-se uma abordagem integradora, em que a economia é vista como uma atividade social e que existe uma inter-relação entre as atividades humanas e o ambiente. No quarto módulo, adotou-se uma estratégia relativamente à definição de critérios de avaliação de sustentabilidade relacionada com a sustentabilidade forte, em que se parte dessa visão integradora e se adotam de requisitos de sustentabilidade em vez de se utilizarem níveis de desempenho subjetivos. Por fim, no módulo 5, discutiu-se como se pode promover a sustentabilidade em termos práticos. Para isso, adotou-se uma estratégia de definição de soluções com base num entendimento holístico dos seus impactes e no reconhecimento da importância de uma gestão inteligente de recursos e promoção de uma economia circular, em oposição a uma economia de crescimento infinito.

O desenvolvimento e adoção desta definição de sustentabilidade demonstrou-se muito importante para a definição de cidade sustentável adotada neste trabalho e para o próprio desenvolvimento de um modelo

de cidade sustentável. O passo seguinte para a definição de um modelo de cidade sustentável prendeu-se assim com a identificação de critérios de avaliação que permitissem determinar objetivamente se uma cidade é ou não sustentável. Para o efeito, no Capítulo 4 estudaram-se os métodos de avaliação de sustentabilidade de cidades existentes com o objetivo de se identificarem e selecionarem estes critérios. No entanto, verificou-se mais uma vez que não há consenso em relação a estes critérios de avaliação nem à forma de se efetuar a avaliação de sustentabilidade de cidades e de áreas urbanas. Em parte, isso deve-se ao facto de o tema da avaliação de sustentabilidade em cidades ainda estar em desenvolvimento, mas a principal causa será eventualmente a falta de consenso sobre uma definição única de sustentabilidade.

Tendo isto em conta, no Capítulo 4, desenvolveu-se uma análise crítica profunda sobre os métodos existentes para a avaliação de sustentabilidade de cidades e um estudo sobre as suas limitações. Partindo deste trabalho, no Capítulo 5 desenvolveu-se um novo método de avaliação de sustentabilidade de cidades de forma a dar resposta à necessidade de desenvolvimento de critérios de sustentabilidade de cidades. Este trabalho iniciou-se pelo estabelecimento de considerações gerais e de estratégias que se deveriam adotar no desenvolvimento deste método para estar em concordância com a definição de sustentabilidade adotada anteriormente. Assim, adotou-se uma abordagem *top-down* no desenvolvimento do método em que se partiram das dimensões ambiental, social e económica e se dividiu em categorias, subcategorias e indicadores de avaliação. A adoção de uma abordagem *top-down* demonstrou ser muito importante para a utilização de uma abordagem à sustentabilidade forte, para uma avaliação objetiva e holística, assim como para a utilização de valores limite na avaliação dos indicadores, dispensando a necessidade de notas qualitativas e de sistemas de pesos.

Estas considerações gerais prosseguiram com a seleção de um conjunto de critérios de seleção de indicadores e com a definição de estratégias para a determinação de valores de referência através da definição de requisitos mínimos. Para isso, decidiu-se utilizar valores limite ambientais com base em limites planetários e valores limite sociais com base em direitos humanos. Por fim, decidiu-se ainda utilizar métodos de avaliação de ciclo de vida considerando todas as etapas de ciclo de vida, utilizando como unidade funcional o impacto por cidadão e por ano. Quanto às fronteiras de sistema, selecionou-se um horizonte temporal até ao ano de 2100 e como fronteiras geográficas decidiu-se utilizar uma estratégia variável. Para as dimensões ambiental e económica optou-se por uma abordagem ao consumo, em que se consideram os impactos dos bens consumidos, dentro e fora dos limites da cidade; ao passo que para a dimensão social se adotou uma abordagem à produção, em que os limites da avaliação são a cidade e parte das áreas florestais circundantes.

Partindo destas considerações gerais, no Capítulo 5 desenvolveu-se então um método de avaliação de sustentabilidade de cidades que consiste em 34 indicadores divididos em 10 categorias principais. Para cada indicador, estudou-se a melhor forma de efetuar a avaliação para ir ao encontro da definição de sustentabilidade adotada e definiram-se, sempre que possível, práticas de referência sob a forma de requisitos de sustentabilidade. Devido às estratégias adotadas, o método desenvolvido permite a

avaliação de sustentabilidade de qualquer cidade, independentemente da localização e da dimensão, permitindo ainda efetuar a avaliação de cidades existentes e de cidades em fase de projeto. Assim, o método é útil para a construção de cidades novas e para a promoção da regeneração sustentável de cidades. Reconhecendo que os métodos necessários para a avaliação de sustentabilidade são complexos, principalmente para a avaliação em fase de projeto, o Capítulo 5 termina com uma reflexão sobre os métodos que se podem adotar para a avaliação de alguns indicadores de sustentabilidade.

Tendo em conta a necessidade de complementar a definição de sustentabilidade pela manifestação da sua aplicabilidade prática, no Capítulo 6 são propostas algumas soluções para a construção de cidades sustentáveis. Como o desenvolvimento de cidades engloba um vasto conjunto de tipos de soluções relacionadas com várias áreas de interesse, o estudo focou-se na análise de soluções apenas para alguns sectores, nomeadamente os da energia, da indústria, da economia, da agricultura/alimentação, dos edifícios, dos transportes, das infraestruturas e da forma urbana. Além de se proporem soluções, identificaram-se também tendências de evolução tecnológica e social que tem impacte na seleção destas soluções. A proposta destas soluções nasce da constatação de que não é apenas necessário definir a sustentabilidade e os critérios de avaliação, mas também propor como é possível implementar essas metas na prática (módulo 5 da definição). A integração destas possíveis soluções em projetos para a regeneração de cidades existentes ou para a construção de cidades novas, pode auxiliar o desenvolvimento de projetos de cidades sustentáveis. Por sua vez, estes projetos podem ser encarados como alvos ou metas a longo prazo para apoiar na tomada de decisão dos decisores responsáveis pelo planeamento urbano.

As soluções propostas no Capítulo 6 foram alvo de uma avaliação de sustentabilidade utilizando o método desenvolvido no Capítulo 5. Apesar de se tratar apenas de um modelo de cidade conceptual, que carece de um projeto de implementação no terreno, foi possível averiguar que a adoção da definição de sustentabilidade proposta no Capítulo 3 e as soluções propostas no Capítulo 5 promovem a verificação dos requisitos necessários para se considerar uma cidade sustentável.

Através da análise dos resultados deste trabalho, podem ser traçadas conclusões gerais através de duas abordagens distintas. Por um lado, pode-se constatar que a sociedade atual não é de todo sustentável, que a distância entre a sociedade atual e os requisitos mínimos propostos é muito grande e que a implementação das soluções propostas é eventualmente muito difícil. Esta constatação pode levar a que se encare a sustentabilidade como uma utopia. No entanto, pode-se também considerar que, face a uma nova compreensão de sustentabilidade, as bases para o desenvolvimento de cidades sustentáveis estão cada vez mais perto. É óbvio que serão necessárias grandes mudanças e que é necessária uma cooperação social internacional para se enfrentarem os problemas que afetam a Humanidade. É necessário o entendimento da dimensão dos problemas que a sociedade enfrenta, por parte da população e dos responsáveis; são necessárias mudanças nos sistemas políticos; e alterações profundas ao sistema económico em vigor. É também necessário que estas mudanças ocorram a nível global. Qualquer iniciativa que ocorra apenas ao nível de uma cidade, região ou até país e que não seja

incorporada numa estratégia global, terá apenas um efeito limitado. No entanto, o estabelecimento de um objetivo concreto a longo prazo que garante a sustentabilidade e que a sociedade pode perseguir, contribui para que estes esforços possam ser direcionados e coordenados para um objetivo comum. Neste sentido, considera-se que o principal contributo deste trabalho é de facto abrir o caminho para se poderem estabelecer novas metas para a construção de cidades verdadeiramente sustentáveis.

7.1. *Limitações e trabalhos futuros*

Face à dimensão do trabalho proposto e à abrangência do tema da sustentabilidade em cidades, este trabalho tem um conjunto de limitações que importam apontar. Por sua vez, a identificação destas limitações demonstra a necessidade de se desenvolverem trabalhos futuros para a melhoria no estado da arte sobre o tema. Em primeiro lugar, constata-se que as soluções propostas no Capítulo 6 carecem de uma validação prática, que só se consegue com o desenvolvimento de um projeto de uma cidade implementando estas soluções. A avaliação de sustentabilidade desenvolvida no Capítulo 6.9 é apenas conceptual, tal como o próprio modelo, pelo que este projeto poderia então ser alvo de uma avaliação de sustentabilidade mais quantitativa. Adicionalmente, é necessário desenvolver também projetos de reabilitação de cidades existentes para se poder aferir sobre a universalidade destas soluções. Este processo é diferente da avaliação da viabilidade das soluções no âmbito de um projeto genérico de uma cidade sustentável, pois a regeneração das cidades existentes tem de ser estudada caso a caso, em função das condicionantes locais.

Outra das limitações é que mesmo desenvolvendo um projeto de cidade sustentável, a avaliação de sustentabilidade desse projeto implica que se desenvolvam ferramentas informáticas que permitam a avaliação precisa do desempenho das cidades. Tal como mencionado no Capítulo 5.5, a avaliação atualmente apenas pode ser efetuada através da utilização de uma panóplia de programas informáticos em que cada um se foca na avaliação de aspetos específicos, o que causa problemas de compatibilidade de resultados e problemas de precisão dos resultados devido a uma avaliação fragmentada. É necessário que os programas de avaliação sejam capazes de prever o metabolismo da cidade, o que pode incluir a necessidade de simular o comportamento humano. Isto também é válido para os métodos de avaliação de sustentabilidade de cidade existentes. No entanto, como neste trabalho se defende a definição de um modelo de cidade sustentável para servir de alvo para o planeamento, é necessário que se possa avaliar a sustentabilidade desse modelo. Tendo isto em conta, a adoção de uma abordagem holística e integrada na avaliação de sustentabilidade demonstrou uma lacuna no mercado e uma necessidade do desenvolvimento de *software* de modelação e simulação de cidades direcionados para a avaliação de sustentabilidade.

Adicionalmente, é necessário o contínuo desenvolvimento do método de avaliação de sustentabilidade proposto de forma a incluir aspetos que eventualmente não tenham sido considerados. Por exemplo, foram detetadas necessidades de reflexão adicionais quanto aos métodos de avaliação do conforto térmico exterior em cidades; não foram considerados os impactes das cidades no ciclo da água e também não foram considerados métodos para a avaliação quantitativa da qualidade do ambiente construído em

termos de resiliência a desastres naturais ou a desenvolvimentos tecnológicos. Eventualmente existirão também limites planetários que são ainda desconhecidos ou que não foram considerados na dimensão ambiental. Estas limitações podem ser alvo de trabalhos futuros.

Por fim, outra limitação do trabalho prende-se com o estabelecimento de valores limites relacionados com limites planetários. Neste âmbito, ao passo que no Capítulo 5 houve uma tentativa de se estabelecerem valores limites, estes são estáticos. No entanto, estes valores devem ser definidos anualmente, de forma dinâmica. Assim, é necessário um maior desenvolvimento de bases de dados acerca do estado do planeta direcionados para a avaliação da capacidade ambiental e para a definição de impactes máximos *per capita*. Para a definição destes valores ser mais precisa, é ainda necessário modelar matematicamente a influência de cada limite planetário nos outros limites planetários, de forma a se definirem valores mais próximos da realidade e se entender com mais precisão a capacidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABB, A. B. B. (2019). Robótica ABB. Retrieved March 22, 2019, from <https://new.abb.com/products/robotics/pt>
- ACEPI, A. da E. D. (2017). Economia Digital em Portugal. Retrieved March 22, 2019, from <http://www.acepi.pt/>
- Acero, A. P., Rodríguez, C., & Ciroth, A. (2015). LCIA methods Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories. Retrieved from <https://www.openlca.org/>
- ACR+, A. of C. and R. for sustainable R. management. (2019). Association of Cities and Regions for sustainable Resource management. Retrieved February 13, 2019, from <http://www.acrplus.org/en/>
- Adhvaryu, B. (2010). Enhancing urban planning using simplified models: SIMPLAN for Ahmedabad, India. *Progress in Planning*, 73(3), 113–207. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.progress.2009.11.001>
- Aerofarms. (2019). Aerofarms. We Are Transforming Agriculture. Retrieved March 16, 2019, from <https://aerofarms.com/>
- Aerts, D., Minnen, J., Glorieux, I., Wouters, I., & Descamps, F. (2014). A method for the identification and modelling of realistic domestic occupancy sequences for building energy demand simulations and peer comparison. *Building and Environment*, 75, 67–78. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.01.021>
- Agency9. (2019). CityPlanner, Build, Communicate & Visualise. Retrieved February 9, 2019, from <https://cityplanneronline.com/site/>
- Agol, D., Latawiec, A. E., & Strassburg, B. B. N. (2014). Evaluating impacts of development and conservation projects using sustainability indicators: Opportunities and challenges. *Environmental Impact Assessment Review*, 48, 1–9. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.04.001>
- Agrell, P. J., Bogetoft, P., & Mikkers, M. (2013). Smart-grid investments, regulation and organization. *Energy Policy*, 52(2013), 656–666. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.10.026>
- Agyeman, J., Bullard, R. D., & Evans, B. O. B. (2010). Exploring the Nexus: Bringing Together Sustainability, Environmental Justice and Equity. *Space and Polity*, 6(August 2012), 37–41. DOI: <http://doi.org/10.1080/1356257022013790>
- Ahvenniemi, H., Huovila, A., Pinto-Seppä, I., & Airaksinen, M. (2017). What are the differences between sustainable and smart cities? *Cities*, 60, 234–245. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2016.09.009>
- aimsun. (2019). aimsun. Move Brilliantly. Retrieved February 11, 2019, from <https://www.aimsun.com/>
- Akanbi, O. A., Oyedolapo, O., & Steven, G. J. (2019). *Lean Principles in Construction. Sustainable Construction Technologies*. Elsevier Inc. DOI: <http://doi.org/10.1016/b978-0-12-811749-1.00010-9>
- Al-Chalabi, M. (2015). Vertical farming: Skyscraper sustainability? *Sustainable Cities and Society*, 18, 74–77. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scs.2015.06.003>
- Ali-Toudert, F., & Mayer, H. (2007). Effects of asymmetry, galleries, overhanging façades and vegetation on thermal comfort in urban street canyons. *Solar Energy*, 81(6), 742–754. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.solener.2006.10.007>
- Alves, J., Silva, L., & Remoaldo, P. (2015). The Influence of Low-Frequency Noise Pollution on the Quality of Life and Place in Sustainable Cities: A Case Study from Northern Portugal. *Sustainability*, 7(10), 13920–13946. DOI: <http://doi.org/10.3390/su71013920>
- Amado, M., Poggi, F., & Amado, A. (2016). Energy efficient city: A model for urban planning. *Sustainable Cities and Society*, 26, 476–485. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scs.2016.04.011>
- Amado, M., Poggi, F., Amado, A. R., & Breu, S. (2017). A cellular approach to Net-Zero energy cities. *Energies*, 10(11). DOI: <http://doi.org/10.3390/en10111826>
- Amado, M., & Ribeiro, M. (2011). Urban Sprawl promoted through Master Planning. In *World Congress of Sustainable Building* (Vol. II, p. 528). Helsinki: ICONDA® CIB library. ISBN: 978-951-758-531-7
- Amarsul. (2016). Amarsul. Valorizamos o ambiente. Retrieved March 20, 2019, from <https://www.amarsul.pt/ecoponto/>
- Amazon Robotics. (2019). Amazon Robotics. We reimagine now. Retrieved March 22, 2019, from <https://www.amazonrobotics.com/>
- Amberg Loglay. (2016). Cargo sous terrain. Retrieved February 26, 2019, from <http://ambergloglay.com/portfolio-items/cargo-sous-terrain-2/>

- Ameen, R. F. M., Mourshed, M., & Li, H. (2015). A critical review of environmental assessment tools for sustainable urban design. *Environmental Impact Assessment Review*, *55*, 110–125. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.07.006>
- ANACOM, A. N. de C. (2018). *Serviço de Acesso à Internet 2017*.
- Andamon, M., Abiodun, O. E., Nikolopoulou, M. S. K., Nikolopoulou, M., Steemers, K., Baker, N., ... Giridharan, R. (2003). Thermal Comfort and Occupant Behaviour in a Naturally Ventilated Hostel in Warm-Humid Climate of Ile-Ife, Nigeria: Field Study Report During Hot Season. *Energy and Buildings*, *55*(3), 95–101. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.12.006>
- Anderson, K. (2015). Duality in climate science. *Nature Geoscience*, *8*(12), 898–900. DOI: <http://doi.org/10.1038/ngeo2559>
- Andrade, H., Alcoforado, M. J., & Oliveira, S. (2011). Perception of temperature and wind by users of public outdoor spaces: Relationships with weather parameters and personal characteristics. *International Journal of Biometeorology*, *55*(5), 665–680. DOI: <http://doi.org/10.1007/s00484-010-0379-0>
- Andriamamonjy, A., Saelens, D., & Klein, R. (2018). A combined scientometric and conventional literature review to grasp the entire BIM knowledge and its integration with energy simulation. *Journal of Building Engineering*, *22*(December 2018), 513–527. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jobe.2018.12.021>
- ANMP, A. N. dos M. P., CPI, C. P. de I., OE, O. dos E., OET, O. dos E. T., & DGEG, D.-G. de E. e G. (2018). *Documento de referência de eficiência energética para a iluminação pública*.
- ANSR, A. N. de S. R. (2017). Relatório Anual Sinistralidade Rodoviária 2017. Retrieved November 21, 2018, from <http://www.ansr.pt/Pages/default.aspx>
- Anylogic. (2019). Road Traffic Simulation Software. Retrieved February 23, 2019, from <https://www.anylogic.com/road-traffic/>
- APA, A. P. do A. (2018). *Relatório de Consulta Pública. Apreciação Prévia de Sujeição a Sondagem de Pesquisa Santola IX*. Retrieved from <http://participa.pt/consulta.jsp?loadP=2160>
- Appleton, J. (2003). *Reabilitação de edifícios antigos - patologias e tecnologias de intervenção* (Edições Or). ISBN: 972-8620-03-9
- Ariza-Villaverde, A. B., Jiménez-Hornero, F. J., & Gutiérrez De Ravé, E. (2014). Influence of urban morphology on total noise pollution: Multifractal description. *Science of the Total Environment*, *472*, 1–8. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.091>
- Arribas-Bel, D., Nijkamp, P., & Scholten, H. (2011). Multidimensional urban sprawl in Europe: A self-organizing map approach. *Computers, Environment and Urban Systems*, *35*(4), 263–275. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.compenurbysys.2010.10.002>
- Aschkenazi, K., Dekker, S., Jacob, J., Klassen, E., Miller, H., Thielen, S., & Wu, W. (2012). *Indicators for Sustainability*. (Sustainable Cities International, Ed.) *How cities are monitoring and evaluating their success*. Vancouver: Canadian International Development Agency. Retrieved from www.sustainablecities.net
- ASHRAE. ASHRAE Standard 55P - Thermal Environmental Conditions for Human Occupancy - Third Public Review (2003).
- Astleithner, F., Hamedinger, A., Holman, N., & Rydin, Y. (2004). Institutions and indicators - The discourse about indicators in the context of sustainability. *Journal of Housing and the Built Environment*, *19*(1), 7–24. DOI: <http://doi.org/10.1023/B:JOHO.0000017704.49593.00>
- 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. DOI: <http://doi.org/10.1111/jiec.12451>
- Auto C-its. (2019). Regulation study for interoperability in the adoption of autonomous driving in european urban nodes. Retrieved March 29, 2019, from <https://www.autocits.eu/>
- Autodesk. (2018). Tally. Retrieved February 3, 2019, from <https://apps.autodesk.com/RVT/en/Detail/Index?id=3841858388457011756>
- Autodesk. (2019). InfraWorks 360 for Smarter Cities. Retrieved February 9, 2019, from <https://www.autodesk.com/products/infraworks/overview>
- Baabou, W., Grunewald, N., Ouellet-Plamondon, C., Gressot, M., & Galli, A. (2017). The Ecological Footprint of

- Mediterranean cities: Awareness creation and policy implications. *Environmental Science and Policy*, 69, 94–104. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.12.013>
- Babalola, O., Ibem, E. O., & Ezema, I. C. (2019). Implementation of lean practices in the construction industry: A systematic review. *Building and Environment*, 148(October 2018), 34–43. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.10.051>
- Bacon, N., Cochrane, D., & Woodcraft, S. (2012). *Creating strong communities. How to measure the social sustainability of new housing developments*.
- Badinger, H. (2013). Measuring the World Economy. *World Economy*, 36(1), 12–30. DOI: <http://doi.org/10.1111/twec.12022>
- Bagchi-Sen, S., Cline-Cole, R., DeFilippis, J., Douglass, M., Emel, J., Hanson, S., ... Waterstone, M. (2000). *Towards a comprehensive geographical perspective on urban sustainability. National Science Foundation Workshop on Urban Sustainability*. Retrieved from <http://policy.rutgers.edu/cupr/sustainability/sustain.pdf>
- Balibar, S. (2017). Les transitions énergétiques après les COP 21 et 22. *Comptes Rendus Physique*, 18(7–8), 479–487. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.crhy.2017.10.003>
- Ball, W. T., Alsing, J., Mortlock, D. J., Staehelin, J., Haigh, J. D., Peter, T., ... Rozanov, E. V. (2018). Evidence for a continuous decline in lower stratospheric ozone offsetting ozone layer recovery. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(2), 1379–1394. DOI: <http://doi.org/10.5194/acp-18-1379-2018>
- Bandoim, L. (2018). Beijing's First Restaurant With Fully Automated Kitchen Opens. Retrieved March 22, 2019, from <https://www.forbes.com/sites/lanabandoim/2018/10/26/first-restaurant-with-fully-automated-kitchen-opens-in-beijing/#20e1ed0c8ece>
- Barbosa, J., Araújo, C., Bragança, L., & Mateus, R. (2015). Study of the of the concept of community buildings and its importance for Land Use Efficiency, (December). DOI: <http://doi.org/10.13140/RG.2.1.4269.0402>
- Barbosa, J., Araújo, C., Mateus, R., & Bragança, L. (2016). Smart interior design of buildings and its relationship to land use. *Architectural Engineering and Design Management*, 12(2), 97–106. DOI: <http://doi.org/10.1080/17452007.2015.1120187>
- Barbosa, J., Bragança, L., & Mateus, R. (2014). New approach addressing sustainability in urban areas using sustainable city models. *International Journal of Sustainable Building Technology and Urban Development*, 5(4), 297–305. DOI: <http://doi.org/10.1080/2093761X.2014.948528>
- Barbosa, J., Bragança, L., & Mateus, R. (2015). Assessment of land use efficiency using BSA tools: Development of a new index. *Journal of Urban Planning and Development*, 141(2). DOI: [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000208](http://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000208)
- Barbosa, J., Mateus, R., & Bragança, L. (2013). Adaptation of SBToolPT to office buildings. *International Journal of Sustainable Building Technology and Urban Development*, 4(1), 89–97. DOI: <http://doi.org/10.1080/2093761X.2012.759892>
- Barbosa, J., Mateus, R., & Bragança, L. (2016). Occupancy Patterns and Building Performance – Developing occupancy patterns for Portuguese residential buildings. *Sustainable Urban Communities towards a Nearly Zero Impact Built Environment*, (September), 1193–1200. DOI: <http://doi.org/10.13140/RG.2.2.27296.58881>
- Barcelona Field Studies Centre. (2018). Urban Land Use Patterns: MEDCs. Retrieved March 24, 2019, from <https://geographyfieldwork.com/UrbanModelsMEDCs.htm>
- Barreck, A. (2015). You're driving yourself to burnout, literally. Retrieved November 9, 2018, from <https://nouvelles.umontreal.ca/en/article/2015/05/26/youre-driving-yourself-to-burnout-literally/>
- Barros, A. P., Martínez, L. M., & Viegas, J. M. (2017). How urban form promotes walkability? *Transportation Research Procedia*, 27, 133–140. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.12.039>
- Baynes, T. M., & Wiedmann, T. (2012). General approaches for assessing urban environmental sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(4), 458–464. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.003>
- Beaglehole, R., Bonita, R., Horton, R., Adams, C., Alleyne, G., Asaria, P., ... Watt, J. (2011). Priority actions for the non-communicable disease crisis. *The Lancet*, 377(9775), 1438–1447. DOI: [http://doi.org/10.1016/S0140-6736\(11\)60393-0](http://doi.org/10.1016/S0140-6736(11)60393-0)

- Bendewald, M., & Zhai, Z. J. (2013). Using carrying capacity as a baseline for building sustainability assessment. *Habitat International*, 37, 22–32. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.habitatint.2011.12.021>
- Bentivegna, V., Curwell, S., Deakin, M., Lombardi, P., Mitchell, G., & Nijkamp, P. (2010). sustainable urban development: BEQUEST A vision and methodology for integrated sustainable urban development. *3218*(January 2012), 37–41. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613210110101185>
- Bentley. (2019). 3D Cities Solution. Retrieved February 9, 2019, from <https://www.bentley.com/en/solutions/3d-cities>
- Berardi, U. (2011). Beyond Sustainability Assessment Systems: Upgrading Topics by Enlarging The Scale of Assessment. *International Journal of Sustainable Building Technology and Urban Development*, 2(4), 276–282. DOI: <http://doi.org/10.5390/SUSB.2011.2.4.276>
- Berardi, U. (2013). Sustainability assessment of urban communities through rating systems. *Environment, Development and Sustainability*, 15(6), 1573–1591. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10668-013-9462-0>
- Berardi, U. (2015). Chapter 15 - Sustainability assessments of buildings, communities, and cities. In *Assessing and Measuring Environmental Impact and Sustainability* (pp. 497–545). Oxford: Butterworth-Heinemann. DOI: <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-799968-5.00015-4>
- Berrini, M., & Bono, L. (2007). *Report 2007 Urban Ecosystem Europe. An integrated assessment on the sustainability of 32 European cities. Europe.*
- Bhada, P., & Hoorweg, D. (2009). The Global City Indicators Program: A More Credible Voice for Cities. *The World Bank Urban Development Unit*, 4(June), 577–583. ISBN: 9780415438216
- Bimobject. (2019). Bimobject. A plataforma líder mundial em conteúdos BIM. Retrieved February 6, 2019, from <https://www.bimobject.com/pt>
- Bithas, K., & Christofakis, M. (2006). Environmentally sustainable cities. Critical review and operational conditions. *Sustainable Development*, 14(3), 177–189. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.262>
- Blazejczyk, K., Epstein, Y., Jendritzky, G., Staiger, H., & Tinz, B. (2012). Comparison of UTCI to selected thermal indices. *International Journal of Biometeorology*, 56(3), 515–535. DOI: <http://doi.org/10.1007/s00484-011-0453-2>
- Boessen, A., & Hipp, J. (2018). Parks as crime inhibitors or generators: Examining parks and the role of their nearby context. *Social Science Research*, 76(August), 186–201. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ssresearch.2018.08.008>
- Bonaiuto, M., Fornara, F., Alves, S., Ferreira, I., Mao, Y., Moffat, E., ... Rahimi, L. (2015). Urban environment and well-being: cross-cultural studies on Perceived Residential Environment Quality Indicators (PREQIs). *Cognitive Processing*, 16(1), 165–169. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10339-015-0691-z>
- Bond, A. J., & Morrison-Saunders, A. (2011). Re-evaluating Sustainability Assessment: Aligning the vision and the practice. *Environmental Impact Assessment Review*, 31(1), 1–7. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.01.007>
- Bond, A., Morrison-Saunders, A., & Pope, J. (2012). Sustainability assessment: the state of the art. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30(1), 53–62. DOI: <http://doi.org/10.1080/14615517.2012.661974>
- Boring Company. (2019). Boring Company. Retrieved March 29, 2019, from <https://www.boringcompany.com/>
- Boschmann, E. E., & Kwan, M. P. (2008). Toward socially sustainable urban transportation: Progress and potentials. *International Journal of Sustainable Transportation*, 2(3), 138–157. DOI: <http://doi.org/10.1080/15568310701517265>
- Bourbia, F., & Boucheriba, F. (2010). Impact of street design on urban microclimate for semi arid climate (Constantine). *Renewable Energy*, 35(2), 343–347. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.renene.2009.07.017>
- Bourdic, L., & Salat, S. (2012). district and city scales : a review Building energy models and assessment systems at the district and city scales : a review, (May 2015), 37–41. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613218.2012.690951>
- BP, B. P. (2015). BP Energy Outlook 2035. Retrieved April 9, 2019, from <https://www.bp.com/>
- BPIE, B. P. I. E. (2015). Indoor air quality, thermal comfort and daylight. Retrieved November 30, 2018, from <http://bpie.eu/publication/indoor-air-quality-thermal-comfort-and-daylight-an-analysis-of-residential-building-regulations-in-8-member-states-2015/>

- Bragança, Luis. (2017). SBTTool Urban: instrumento para a promoção da sustentabilidade urbana. In B. Teixeira, É. Masiero, & C. Pierini (Eds.), *SINGEURB - I Simpósio Nacional de Gestão e Engenharia Urbana. Cidades e Objetivos do Desenvolvimento Sustentável* (pp. 3191–3202). São Carlos: UFSCar.
- Bragança, Luís, Mateus, R., & Koukkari, H. (2010). Building sustainability assessment. *Sustainability*, *2*(7), 2010–2023. DOI: <http://doi.org/10.3390/su2072010>
- Brand, F. (2009). Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development. *Ecological Economics*, *68*(3), 605–612. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.013>
- Braulio-Gonzalo, M., Bovea, M. D., & Ruá, M. J. (2015). Sustainability on the urban scale: Proposal of a structure of indicators for the Spanish context. *Environmental Impact Assessment Review*, *53*, 16–30. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.03.002>
- BRE. (2017). What is Breeam? Retrieved January 1, 2017, from <http://www.breeam.com/>
- BRE. (2018). Human Toxicity. Retrieved August 30, 2018, from <https://www.bre.co.uk/greenguide/page.jsp?id=2098>
- Bressac, T., Ambiehl, A., Paquet, E., Furet, B., Subrin, K., & Garnier, S. (2018). Improvement of the mobile robot location dedicated for habitable house construction by 3D printing. *IFAC-PapersOnLine*, *51*(11), 716–721. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ifacol.2018.08.403>
- Broad Group. (2015). J57 Mini sky city. Retrieved March 30, 2019, from <http://en.broad.com/ProductShow-5.aspx>
- Bruse, D., & Bruse, M. (2018). ENVI_MET Software. Retrieved November 27, 2018, from <https://www.envi-met.com/>
- Brushlinsky, N., Ahrens, M., Sokolov, S., & Wagner, P. (2017). *World Fire Statistics* (Vol. 22).
- Bruxelles Environnement. (2015). Programme Régional en Economie Circulaire. Retrieved January 31, 2019, from <https://environnement.brussels/thematiques/transition-de-leconomie/programme-regional-en-economie-circulaire>
- Bruxelles Environnement. (2018). Plan de Gestion des Ressources et Déchets. Retrieved January 31, 2019, from <https://environnement.brussels/thematiques/dechets-ressources/action-de-la-region/plan-de-gestion-des-ressources-et-dechets>
- Brynjolfsson, E., & McAfee, A. (2011). *Race Against the Machine*. Digital Frontier Press. Retrieved from www.RaceAgainstTheMachine.com ISBN: 9780984725106
- Brysch, S. (2018). Por uma habitação colaborativa em Portugal. *Punkto*. Retrieved from <https://www.revistapunkto.com/2018/03/por-uma-habitacao-colaborativa-em.html>
- Bullough, J. D., Brons, J. A., Qi, R., & Rea, M. S. (2008). Predicting discomfort glare from outdoor lighting installations. *Lighting Research and Technology*, *40*(3), 225–233. DOI: <http://doi.org/10.1177/1477153508094048>
- Buoro, D., Casisi, M., Pinamonti, P., & Reini, M. (2012). Optimal synthesis and operation of advanced energy supply systems for standard and domotic home. *Energy Conversion and Management*, *60*, 96–105. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enconman.2012.02.008>
- Burger, P. (2006). Why any substantial definition of sustainability must fail – and why this is a good, not a bad story. In *International Sustainable Development Research Conference 2006*. Hong Kong: University of Hong Kong.
- Burger, P., & Christen, M. (2011). Towards a capability approach of sustainability. *Journal of Cleaner Production*, *19*(8), 787–795. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.06.019>
- Burnett, J. (2007). City buildings-Eco-labels and shades of green! *Landscape and Urban Planning*, *83*(1), 29–38. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.09.003>
- Business Insider. (2018). 13 cities that are starting to ban cars. Retrieved March 1, 2019, from <https://www.businessinsider.com/cities-going-car-free-ban-2017-8>
- Buswell, R. A., Leal de Silva, W. R., Jones, S. Z., & Dirrenberger, J. (2018). 3D printing using concrete extrusion: A roadmap for research. *Cement and Concrete Research*, *112*(May), 37–49. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cemconres.2018.05.006>
- Butler, J., & Montzka, S. (2018). The NOAA Annual Greenhouse Gas Index (AGGI). *NOAA Earth System Research*

- Laboratory. Boulder. Retrieved from <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/aggi/aggi.html>
- BykeCitizens. (2017). The Top-10 Bicycle Friendly Cities 2017. Retrieved February 27, 2019, from <https://www.bikecitizens.net/25886/>
- C40. (2017). C40 Cities. Retrieved November 15, 2017, from <http://www.c40.org/>
- Cai, M., Zou, J., Xie, J., & Ma, X. (2015). Road traffic noise mapping in Guangzhou using GIS and GPS. *Applied Acoustics*, *87*, 94–102. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apacoust.2014.06.005>
- Calthorpe, P. (2017). 7 Principles for building better cities. Retrieved March 11, 2019, from https://www.ted.com/talks/peter_calthorpe_7_principles_for_building_better_cities
- Capus, J. (2017). The future of electrification and autonomous driving: Coming sooner than you think. *Metal Powder Report*, *72*(5), 314–316. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.mprp.2017.08.066>
- Carbon Engineering. (2019). Carbon Engineering creates clean fuel out of air. Retrieved April 10, 2019, from <https://carbonengineering.com/>
- Carli, R., Dotoli, M., & Pellegrino, R. (2018). A decision-making tool for energy efficiency optimization of street lighting. *Computers and Operations Research*, *96*, 223–235. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cor.2017.11.016>
- Carmona, M., & Sieh, L. (2008). Performance measurement in planning - Towards a holistic view. *Environment and Planning C: Government and Policy*, *26*(2), 428–454. DOI: <http://doi.org/10.1068/c62m>
- Carrier, M., Apparicio, P., & Séguin, A. M. (2016). Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups? *Journal of Transport Geography*, *51*, 1–8. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2015.10.020>
- Carvalho, J. P., Silva, M. S. M., Mateus, R., & Bragança, L. (2017). As metodologias BIM como auxiliar no projeto de reabilitação energética de edifícios. *IISBE Portugal*, *2*, 58. Retrieved from https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/47937/1/2753-JPCarvalho_SMSilva_RMateus_LBraganca_IENRUCS.pdf
- CASBEE. (2012). *CASBEE for Cities Technical Manual*. Retrieved from <http://www.ibec.or.jp/CASBEE/english/downloadE.htm>
- CASBEE. (2015). *CASBEE for Cities. Pilot version for worldwide use*. Retrieved from <http://www.ibec.or.jp/CASBEE/english/downloadE.htm>
- CASBEE. (2017). Tools for urban scale. Retrieved September 14, 2017, from http://www.ibec.or.jp/CASBEE/english/toolsE_urban.htm
- Cash, D. W., Clark, W. C., Alcock, F., Dickson, N. M., Eckley, N., Guston, D. H., ... Mitchell, R. B. (2003). Knowledge systems for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *100*(14), 8086–8091. DOI: <http://doi.org/10.1073/pnas.1231332100>
- Castro, R., & Crispim, J. (2018). Variability and correlation of renewable energy sources in the Portuguese electrical system. *Energy for Sustainable Development*, *42*, 64–76. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.esd.2017.10.005>
- Cavalliere, C., Habert, G., Dell'Oso, G. R., & Hollberg, A. (2019). Continuous BIM-based assessment of embodied environmental impacts throughout the design process. *Journal of Cleaner Production*, *211*, 941–952. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.247>
- CE, C. E. Uma Agenda Digital para a Europa (2010).
- CE, E. C. (2016). Environmental Noise Directive. Retrieved September 27, 2018, from http://ec.europa.eu/environment/noise/directive_en.htm
- CEER, C. of E. E. R. (2018). Council of European Energy Regulators. Retrieved October 24, 2018, from <https://www.ceer.eu/>
- CEN. EN 12464-1 - Light of Work Places, Part 1: Indoor Work Place (2002). European Committee for Standardization.
- CEN. EN 15251 - Indoor environmental input parameters for design and assessment of energy performance of buildings addressing indoor air quality, thermal environment, lighting and acoustics (2007). European Committee for Standardization.
- CEN. (2017). CEN/TC 350 - Sustainability of construction works. Retrieved September 5, 2017, from https://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:32:0:::FSP_ORG_ID,FSP_LANG_ID:481830,25&cs=11737

5B165644AAC954DDC63B921F43EF

- CEN, E. C. for S. (2004). CEN/TR 13201-1 - Road lighting - Part 1: Selection of lighting classes.
- CEN, E. C. for S. EN ISO 3382-1 - Acoustics. Measurement of room acoustic parameters. Part 1: Performance Spaces (2009).
- CEN, E. C. for S. (2010). CEN/TR 15941:2010 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Methodology for selection and use of generic data.
- CEN, E. C. for S. (2011). EN 15942:2011 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Communication format business-to-business.
- CENELEC. (2017). What is a European Standard (EN)? Retrieved September 6, 2017, from <https://www.cenelec.eu/standards/DefEN/Pages/default.aspx>
- Centro dos Direitos do Homem das Nações Unidas. Declaração dos Direitos do Homem (1978). DOI: <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Charter of European Cities and Towns Towards Sustainability. (1994). *Consensus Declaration: Aalborg Chapter*.
- ChartsBin. (2010). Surface Area of the Earth. Retrieved July 16, 2018, from <http://chartsbin.com/view/wwu>
- Chatzipoulka, C., Compagnon, R., & Nikolopoulou, M. (2016). Urban geometry and solar availability on façades and ground of real urban forms: using London as a case study. *Solar Energy*, 138, 53–66. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.solener.2016.09.005>
- Chen, P., & Nguyen, T. (2016). Integrating BIM and Web Map Service (WMS) for Green Building Certification. *Procedia Engineering*, 164(June), 503–509. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.651>
- Chen, T. Y., & Jou, R. C. (2019). Using HLM to investigate the relationship between traffic accident risk of private vehicles and public transportation. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 119(November 2018), 148–161. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.tra.2018.11.005>
- Chen, X., Fujita, T., Ohnishi, S., Fujii, M., & Geng, Y. (2012). The Impact of Scale, Recycling Boundary, and Type of Waste on Symbiosis and Recycling: An Empirical Study of Japanese Eco-Towns. *Journal of Industrial Ecology*, 16(1), 129–141. DOI: <http://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00422.x>
- Cherry, C., & Pidgeon, N. (2018). Is sharing the solution? Exploring public acceptability of the sharing economy. *Journal of Cleaner Production*, (195), 939–945. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.278>
- Chica-Olmo, J., Rodríguez-López, C., & Chillón, P. (2018). Effect of distance from home to school and spatial dependence between homes on mode of commuting to school. *Journal of Transport Geography*, 72(July), 1–12. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2018.07.013>
- Cho, S. H., & Lee, T. K. (2011). A study on building sustainable communities in high-rise and high-density apartments - Focused on living program. *Building and Environment*, 46(7), 1428–1435. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.01.004>
- Christen, M., & Schmidt, S. (2012). A Formal Framework for Conceptions of Sustainability - a Theoretical Contribution to the Discourse in Sustainable Development. *Sustainable Development*, 20(6), 400–410. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.518>
- Chu, S., Cui, Y., & Liu, N. (2016). The path towards sustainable energy. *Nature Materials*, 16(1), 16–22. DOI: <http://doi.org/10.1038/nmat4834>
- CIB. (2017). International Council for Research and Innovation in Building and Construction. Retrieved May 22, 2017, from <http://www.cibworld.org>
- Cityzenith. (2019). SmartWorldPro. Retrieved February 8, 2019, from <https://cityzenith.com/>
- Club of Rome. (1972). *The Limits to Growth*. (C. C. S. Song, D. Meadows, D. L. Meadows, J. Randers, & W. Behrens, Eds.) *Club of Rome* (Vol. 8). Universe Books. DOI: <http://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1972.tb05230.x>
- CM Braga. (2014). Plano Diretor Municipal. Elementos que acompanham o plano - Mapa de Ruído. Retrieved September 20, 2018, from <http://pdmbraga.cm-braga.pt/index.php/mapa-de-ruído>
- Coelho, P., Mascarenhas, A., Vaz, P., Dorés, A., & Ramos, T. B. (2010). A framework for regional sustainability assessment: Developing indicators for a Portuguese region. *Sustainable Development*, 18(4), 211–219. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.488>
- Cole, R. J. (2010). Building Environmental Assessment in a Global Market. *International Journal of Sustainable*

- Building Technology and Urban Development*, 1(1), 11–14. DOI: <http://doi.org/10.5390/SUSB.2010.1.1.011>
- Cole, R. J. (2012a). Regenerative design and development: current theory and practice. *Building Research & Information*, 40(1), 1–6. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613218.2012.617516>
- Cole, R. J. (2012b). Transitioning from green to regenerative design. *Building Research & Information*, 40(1), 39–53. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613218.2011.610608>
- Cole, R. J. (2016). A hopeful change: embracing an ecological worldview. *Building Research & Information*, 44(4), 456–460. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613218.2016.1144397>
- College of Design, & NC State University. (2008). The Center for Universal Design - Environments and Products for All People. Retrieved November 29, 2018, from <https://projects.ncsu.edu/design/cud/>
- Conke, L. S., & Ferreira, T. L. (2015). Urban metabolism: Measuring the city's contribution to sustainable development. *Environmental Pollution*, 202, 146–152. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.027>
- Cook, D. J., Augusto, J. C., & Jakkula, V. R. (2009). Ambient intelligence: Technologies, applications, and opportunities. *Pervasive and Mobile Computing*, 5(4), 277–298. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.pmcj.2009.04.001>
- Correia, M., & Silva, J. (2015). The Costs of Urban Sprawl on Portuguese Municipalities in 2011. In *55th Congress of the European Regional Science Association: "World Renaissance: Changing roles for people and places"*, (p. 15). Lisboa. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10419/124757>
- Cortêsão, J., Alves, F. B., Corvacho, H., & Rocha, C. (2016). Retrofitting public spaces for thermal comfort and sustainability. *Indoor and Built Environment*, 25(7), 1085–1095. DOI: <http://doi.org/10.1177/1420326X16659326>
- Costa, R., Costa, A., & Matos, M. (2006). *Conceitos e experimentação de desenho urbano em Portugal: do modernismo à revisão dos modelos*. Universidade de Coimbra. Retrieved from <https://estudogeral.sib.uc.pt/handle/10316/6001>
- Cottrell, N. D., & Barton, B. K. (2013). The role of automation in reducing stress and negative affect while driving. *Theoretical Issues in Ergonomics Science*, 14(1), 53–68. DOI: <http://doi.org/10.1080/1464536X.2011.573011>
- Covenant of Mayors. (2017). Covenant of Mayors for Climate and energy. Retrieved November 15, 2017, from <http://www.covenantofmayors.eu>
- CP, C. de P. (2019). Comboios de Portugal - Alfa-Pendular. Retrieved March 4, 2019, from <https://www.cp.pt/>
- Crispim, J., Braz, J., Castro, R., & Esteves, J. (2014). Smart Grids in the EU with smart regulation: Experiences from the UK, Italy and Portugal. *Utilities Policy*, 31(2014), 85–93. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jup.2014.09.006>
- Crowhurst, D., Cunha, A., Hans, J., Huovila, P., Schmincke, E., & Visier, J. C. (2010). *A Framework for Common metrics of Buildings*. Retrieved from <http://www.sballiance.org/our-work/publications/>
- CRSP, C. for R. in S. P. (2018). Minimum Income Standards. Retrieved August 29, 2018, from <http://www.lboro.ac.uk/research/crsp/mis/>
- CSEM, C. S. d'Electronique et de M. (2019). Thin-film and emerging photovoltaics. Retrieved April 8, 2019, from <https://www.csem.ch/ThinFilm-PV>
- CSTB. (2019). MithraSON. Software for the simulation of soundscapes in urban environment. Retrieved February 12, 2019, from <https://logiciels.cstb.fr/en/>
- Curwell, S., Hamilton, A., & Cooper, I. (1998). The BEQUEST network: towards sustainable urban development. *Building Research and Information*, 26(1), 56–65. DOI: <http://doi.org/10.1080/096132198370119>
- CyberCity 3D. (2019). CyberCity 3D. The Future of Smart 3D Mapping & Planning. Retrieved February 9, 2019, from <https://www.cybercity3d.com/>
- D'Alisa, G., Di Nola, M. F., & Giampietro, M. (2012). A multi-scale analysis of urban waste metabolism: Density of waste disposed in Campania. *Journal of Cleaner Production*, 35, 59–70. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.017>
- Dalenogare, L. S., Benitez, G. B., Ayala, N. F., & Frank, A. G. (2018). The expected contribution of Industry 4.0 technologies for industrial performance. *International Journal of Production Economics*, 204(July), 383–394.

DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ijpe.2018.08.019>

- Daly, H. E. (1993). Sustainable growth: an impossibility theorem. In H. E. Daly & K. N. Townsend (Eds.), *Valuing the Earth: Economics, Ecology, Ethics* (pp. 267–273). Londres: The MIT Press. ISBN: 0-262-54068-1
- Davis, J. A., & Nutter, D. W. (2010). Occupancy diversity factors for common university building types. *Energy and Buildings*, *42*(9), 1543–1551. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.03.025>
- Davoudi, S., & Sturzaker, J. (2017). Urban form, policy packaging and sustainable urban metabolism. *Resources, Conservation and Recycling*, *120*, 55–64. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.011>
- Dawodu, A., Akinwolemiwa, B., & Cheshmehzangi, A. (2017). A conceptual re-visualization of the adoption and utilization of the Pillars of Sustainability in the development of Neighbourhood Sustainability Assessment Tools. *Sustainable Cities and Society*, *28*, 398–410. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scs.2016.11.001>
- De Jong, M., Joss, S., Schraven, D., Zhan, C., & Weijnen, M. (2015). Sustainable-smart-resilient-low carbon-eco-knowledge cities; Making sense of a multitude of concepts promoting sustainable urbanization. *Journal of Cleaner Production*, *109*, 25–38. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.004>
- Deakin, M., & Reid, A. (2014). Sustainable urban development: Use of the environmental assessment methods. *Sustainable Cities and Society*, *10*, 39–48. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scs.2013.04.002>
- Decreto-Lei nº96/2008. Decreto-Lei nº96/2008 de 9 de Junho, Regulamento dos Requisitos Acústicos dos Edifícios, Pub. L. No. Diário da República n.º 110/2008, Série I de 2008-06-09 (2008). Portugal.
- Delucchi, M. A., & Jacobson, M. Z. (2011). Providing all global energy with wind, water, and solar power, Part II: Reliability, system and transmission costs, and policies. *Energy Policy*, *39*(3), 1170–1190. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.11.045>
- Dempsey, N., Bramley, G., Power, S., & Brown, C. (2011). The Social Dimension of Sustainable Development: Defining Urban Social Sustainability. *Sustainable Development*, *19*(May 2009), 289–300. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.417>
- Deng, Y. Y., Haigh, M., Pouwels, W., Ramaekers, L., Brandsma, R., Schimschar, S., ... de Jager, D. (2015). Quantifying a realistic, worldwide wind and solar electricity supply. *Global Environmental Change*, *31*, 239–252. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.005>
- Derwent, R. G., Jenkin, M. E., Passant, N. R., & Pilling, M. J. (2007). Photochemical ozone creation potentials (POCPs) for different emission sources of organic compounds under European conditions estimated with a Master Chemical Mechanism. *Atmospheric Environment*, *41*(12), 2570–2579. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.11.019>
- Designboom. (2013a). Gary chang on urbanism and his metamorphic apartment. Retrieved March 23, 2019, from <https://www.designboom.com/architecture/gary-chang-on-urbanism-and-his-metamorphic-apartment/>
- Designboom. (2013b). Pop-up interactive apartment by students at TU delft. Retrieved March 23, 2019, from <https://www.designboom.com/readers/pop-up-interactive-apartment-by-students-at-tu-delft/>
- Despeisse, M., Baumers, M., Brown, P., Charnley, F., Ford, S. J., Garmulewicz, A., ... Rowley, J. (2017). Unlocking value for a circular economy through 3D printing: A research agenda. *Technological Forecasting and Social Change*, *115*, 75–84. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.techfore.2016.09.021>
- Deus, R., Tenedório, J., & Bergadà, M. (2012). Urban sprawl in Portugal based on urban systems spatial boundaries. *Architecture, City and Environment*, *20*(7), 131–148. DOI: <http://doi.org/10.5821/ace.v7i20.2576>
- Devuyst, D. (2000). Linking impact assessment and sustainable development at the local level: the introduction of sustainability assessment systems. *Sustainable Development*, *8*(2), 67–78. DOI: [http://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1719\(200005\)8:2<67::AID-SD131>3.0.CO;2-X](http://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1719(200005)8:2<67::AID-SD131>3.0.CO;2-X)
- DGNB. (2017). DGNB System. Retrieved September 21, 2017, from http://www.dgnb-system.de/en/schemes/scheme-overview/urban_districts.php
- DIAL. (2019). Lighting design software DIALux. Professional lighting design. Retrieved February 12, 2019, from <https://www.dial.de/en/dialux-desktop/>
- Dietz, S., & Neumayer, E. (2007). Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. *Ecological Economics*, *61*(4), 617–626. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.09.007>
- Ding, X., Zhong, W., Shearmur, R. G., Zhang, X., & Huisingh, D. (2014). An inclusive model for assessing the

- sustainability of cities in developing countries - Trinity of Cities' Sustainability from Spatial, Logical and Time Dimensions (TCS-SLTD). *Journal of Cleaner Production*, *109*, 62–75. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.140>
- Dirksen, K. (2011). Lego-style apartment transforms into infinite spaces. Retrieved March 23, 2019, from <https://faircompanies.com/videos/lego-style-apartment-transforms-into-infinite-spaces/>
- Discoli, C., Martini, I., San Juan, G., Barbero, D., Dicroce, L., Ferreyro, C., & Esparza, J. (2014). Methodology aimed at evaluating urban life quality levels. *Sustainable Cities and Society*, *10*, 140–148. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scs.2013.08.002>
- Dividers. (2014). Dividers-MW - Movable walls. Retrieved March 23, 2019, from <https://div-mw.com/>
- Dizdaroglu, D. (2015). Developing micro-level urban ecosystem indicators for sustainability assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, *54*, 119–124. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.06.004>
- Dizdaroglu, D. (2017). The Role of Indicator-Based Sustainability Assessment in Policy and the Decision-Making Process: A Review and Outlook. *Sustainability*, *9*(6), 28. DOI: <http://doi.org/10.3390/su9061018>
- DLR, I. od T. S. (2019). SUMO – Simulation of Urban MObility. Retrieved February 11, 2019, from <http://sumo-sim.org/>
- Doney, S. C., Fabry, V. J., Feely, R. A., & Kleypas, J. A. (2009). Ocean Acidification: The Other CO₂ Problem. *Annual Review of Marine Science*, *1*(1), 169–192. DOI: <http://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163834>
- Doughty, M. R. C., & Hammond, G. P. (2004). Sustainability and the built environment at and beyond the city scale. *Building and Environment*, *39*(10), 1223–1233. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2004.03.008>
- Duarte, C., Van Den Wymelenberg, K., & Rieger, C. (2013). Revealing occupancy patterns in an office building through the use of occupancy sensor data. *Energy and Buildings*, *67*, 587–595. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.08.062>
- Dublin City Counsel, & Maynooth University. (2019). Dublin Dashboard. City Intelligence. Retrieved February 7, 2019, from <http://www.dublindashboard.ie/pages/index>
- Dyecoo. (2019). The world's first water-free and process chemical-free dyeing solution. Retrieved March 21, 2019, from <http://www.dyecoo.com/>
- EarthCraft. (2017). EarthCraft Communities. Retrieved September 14, 2017, from <http://www.earthcraft.org/earthcraft-professionals/programs/earthcraft-communities/>
- Echevarria Sanchez, G. M., Van Renterghem, T., Thomas, P., & Botteldooren, D. (2016). The effect of street canyon design on traffic noise exposure along roads. *Building and Environment*, *97*, 96–110. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.11.033>
- EcotownZ. (2014). EcotownZ. Retrieved March 7, 2019, from <http://www.ecotownz.co.uk/>
- Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Minx, J. C., Farahani, E., Kadner, S., & Seyboth, K. (2014). *Climate Change 2014 Mitigation of Climate Change Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Egilmez, G., Gumus, S., & Kucukvar, M. (2015). Environmental sustainability benchmarking of the U.S. and Canada metropolises: An expert judgment-based multi-criteria decision making approach. *Cities*, *42*(PA), 31–41. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2014.08.006>
- Eizenberg, E. (2012). Actually Existing Commons: Three Moments of Space of Community Gardens in New York City. *Antipode*, *44*(3), 764–782. DOI: <http://doi.org/10.1111/j.1467-8330.2011.00892.x>
- Ekins, P. (2003). Identifying critical natural capital conclusions about critical natural capital. *Ecological Economics*, *44*(2–3), 277–292. DOI: [http://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00278-1](http://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00278-1)
- Ellabban, O., Abu-Rub, H., & Blaabjerg, F. (2014). Renewable energy resources: Current status, future prospects and their enabling technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *39*, 748–764. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.113>
- Emo, A. K., Matthews, G., & Funke, G. J. (2016). The slow and the furious: Anger, stress and risky passing in simulated traffic congestion. *Transportation Research Part F: Traffic Psychology and Behaviour*, *42*, 1–14. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.trf.2016.05.002>

- Enevo. (2019). Enevo. Welcome to a new era of Waste Solutions. Retrieved March 20, 2019, from <https://www.enevo.com/>
- EPA. (2018). Particulate Matter (PM) Pollution. Retrieved August 30, 2018, from <https://www.epa.gov/pm-pollution>
- ERSE, E. R. dos S. E. (2017). Regulamento n.º 629/2017 da Qualidade de Serviço do Setor Elétrico.
- Estidama. (2017). Pearl Community Rating System. Retrieved September 21, 2017, from <https://www.upc.gov.ae/en/estidama/pearl-rating-system/pearl-community-rating-system>
- EUKN, E. U. K. N. (2012). CRISP - Construction and City Related Sustainability Indicators. Retrieved October 19, 2017, from <http://www.eukn.eu/e-library/project/bericht/eventDetail/crisp-construction-and-city-related-sustainability-indicators/>
- European Parliament. (2017). *On a longer lifetime for products: benefits for consumers and companies*. Retrieved from <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT REPORT A8-2017-0214 0 DOC XML V0//EN>
- European Commission. (2005a). CRISP - Construction and city related sustainability indicators. Retrieved November 9, 2017, from http://www.cordis.europa.eu/project/rcn/52314_en.html
- European Commission. (2005b). ECOCITY. Retrieved October 20, 2017, from http://cordis.europa.eu/project/rcn/61235_en.html
- European Commission. (2005c). ECOPADEV - Developing new decision-making tools to promote the sustainable development in european cities based on eco-industrial park strategy. Retrieved November 9, 2017, from http://cordis.europa.eu/project/rcn/60383_en.html
- European Commission. (2005d). IANUS - Indicators system to assess new urban services. improving decision making through evaluation. Retrieved November 9, 2017, from http://cordis.europa.eu/project/rcn/51624_en.html
- European Commission. (2005e). PASTILLE - Promoting action for sustainability through indicators at the local level in europe. Retrieved November 9, 2017, from http://cordis.europa.eu/project/rcn/51622_en.html
- European Commission. (2005f). PETUS - Practical evaluation tools for urban sustainability. Retrieved October 20, 2017, from http://cordis.europa.eu/project/rcn/67548_en.html
- European Commission. (2005g). PROPOLIS - Result In Brief. Retrieved October 19, 2017, from http://cordis.europa.eu/result/rcn/81406_en.html
- European Commission. (2007). *LEIPZIG CHARTER on Sustainable European Cities*. Leipzig. Retrieved from http://ec.europa.eu/regional_policy/archive/themes/urban/leipzig_charter.pdf
- European Commission. (2008). *The raw materials initiative - meeting our critical needs for growth and jobs in Europe*. Brussels.
- European Commission. (2010). TISSUE - Trends and Indicators for Monitoring the European Union Thematic Strategy on Sustainable Development of Urban Development. Retrieved November 27, 2017, from http://cordis.europa.eu/project/rcn/73877_en.html
- European Commission. (2012). LENSE Report Summary. Retrieved January 1, 2017, from http://cordis.europa.eu/result/rcn/47508_en.html
- European Commission. (2013). PERFECTION Report Summary. Retrieved January 1, 2017, from <http://www.ca-perfection.eu/>
- European Commission. (2014). OPEN HOUSE Report Summary. Retrieved January 1, 2017, from http://cordis.europa.eu/result/rcn/146939_en.html
- European Commission. (2015a). *Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy* (Vol. 2). Brussels.
- European Commission. (2015b). *Indicators for sustainable cities*.
- European Commission. (2017). Environment. Retrieved December 4, 2017, from <http://ec.europa.eu/environment/europeangreencapital/>
- European Green Capital Award Secretariat, R. G. (2017). *European Green Capital Award 2019 - Technical Assessment Synopsis Report*.
- European Renewable Energy Council. (2010). *Re-thinking 2050. A 100% Renewable Energy Vision for the European Union*. Brussels.

- Eurostat. (2000). New ideas for Europe's Towns. *Sigma*, (1), 26–27. Retrieved from <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/4187653/5689253/CA-AB-00-001-10-EN.PDF/76177c58-8936-401f-9a4d-cd4fc183dcf3?version=1.0>
- Eurostat. (2017a). Eurostat - Cities (Urban Audit). Retrieved November 22, 2017, from <http://ec.europa.eu/eurostat/web/cities>
- Eurostat. (2017b). *Methodological Manual on City Statistics*. DOI: <http://doi.org/10.2785/708009>
- Eurostat. (2018). Material flows and resource productivity. Retrieved December 6, 2018, from <https://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/material-flows-and-resource-productivity>
- Ferdous, W., Bai, Y., Ngo, T. D., Manalo, A., & Mendis, P. (2019). New advancements, challenges and opportunities of multi-storey modular buildings – A state-of-the-art review. *Engineering Structures*, 183(October 2018), 883–893. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.engstruct.2019.01.061>
- Ferrão, P., & Fernández, J. (2013). *Sustainable Urban Metabolism*. MIT. ISBN: 978-0-262-01936-1
- Ferreira, J., Pinheiro, M. D., & De Brito, J. (2014). Portuguese sustainable construction assessment tools benchmarked with BREEAM and LEED: An energy analysis. *Energy and Buildings*, 69, 451–463. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.11.039>
- Fierek, S., & Zak, J. (2012). Planning of an Integrated Urban Transportation System based on Macro – Simulation and MCDM/A Methods. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 54, 567–579. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.09.774>
- Financial Times. (2019). Ikea to trial furniture leasing in business overhaul. Retrieved March 21, 2019, from <https://www.ft.com/content/da461f24-261c-11e9-8ce6-5db4543da632>
- Fischer, J., Manning, A. D., Steffen, W., Rose, D. B., Daniell, K., Felton, A., ... Wade, A. (2007). Mind the sustainability gap. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(12), 621–624. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.tree.2007.08.016>
- Floridi, M., Pagni, S., Falorni, S., & Luzzati, T. (2011). An exercise in composite indicators construction: Assessing the sustainability of Italian regions. *Ecological Economics*, 70(8), 1440–1447. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.03.003>
- Fornara, F., Bonaiuto, M., & Bonnes, M. (2010). Cross-validation of abbreviated perceived residential environment quality (preg) and neighborhood attachment (NA) indicators. *Environment and Behavior*, 42(2), 171–196. DOI: <http://doi.org/10.1177/0013916508330998>
- Fortune. (2012). Rethinking chinese cities.
- Fotios, S., & Unwin, J. (2013). Lighting and pedestrian reassurance at night time. In *7th Lux Pacifica: Cultural Lighting* (pp. 252–255). Bangkok, Thailand.
- Francis, J., Giles-Corti, B., Wood, L., & Knuiiman, M. (2012). Creating sense of community: The role of public space. *Journal of Environmental Psychology*, 32(4), 401–409. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jenvp.2012.07.002>
- Frank, A. G., Dalenogare, L. S., & Ayala, N. F. (2019). Industry 4.0 technologies: Implementation patterns in manufacturing companies. *International Journal of Production Economics*, 210(January), 15–26. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ijpe.2019.01.004>
- Frenken, K. (2017). Political economies and environmental futures for the sharing economy. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 375(2095). DOI: <http://doi.org/10.1098/rsta.2016.0367>
- Fresco, J. (2002). *The Best That Money Can't Buy: Beyond Politics, Poverty, & War*. Global Cyber-Visions. ISBN: 978-0964880672
- Fresco, J., & Meadows, R. (2017). The Venus Project. Beyond politics, poverty and war. Retrieved March 8, 2019, from <https://www.thevenusproject.com/>
- Fuerst, F., & Shimizu, C. (2016). Green luxury goods? The economics of eco-labels in the Japanese housing market. *Journal of the Japanese and International Economies*, 39, 108–122. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jjie.2016.01.003>
- Fukuda-Parr, S. (2014). Global Goals as a Policy Tool: Intended and Unintended Consequences. *Journal of Human Development and Capabilities*, 15(2–3), 118–131. DOI: <http://doi.org/10.1080/19452829.2014.910180>
- G., K., & B., B.-G. (2012, March 24). Understanding the Influence of Occupant Behavior on Energy Consumption

- Patterns in Commercial Buildings. *Computing in Civil Engineering*. DOI: <http://doi.org/doi:10.1061/9780784412343.0072>
- Gaffron, P., Huismans, G., & Skala, F. (2008). *Ecocity - How to make it happen*. Vienna. Retrieved from http://www.gea21.com/_media/proyectos/ecocity/ecocity_book_2.pdf
- Garde, A. (2009). Sustainable by design?: Insights from U.S. LEED-ND Pilot Projects. *Journal of the American Planning Association*, 75(4), 424–440. DOI: <http://doi.org/10.1080/01944360903148174>
- Garud, R., & Gehman, J. (2012). Metatheoretical perspectives on sustainability journeys: Evolutionary, relational and durational. *Research Policy*, 41(6), 980–995. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.respol.2011.07.009>
- Gas, A. for the S. of P. O. and. (2018). Peak Oil. Retrieved April 12, 2019, from <https://www.peakoil.net/>
- GBCA. (2016). Green Star Communities. Retrieved September 21, 2017, from <https://www.gbca.org.au/green-star/green-star-communities/the-rating-tool/>
- Geelen, D., Reinders, A., & Keyson, D. (2013). Empowering the end-user in smart grids: Recommendations for the design of products and services. *Energy Policy*, 61, 151–161. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.05.107>
- Gejer, L., & Tennenbaum, C. (2015). O que é economia circular? Retrieved February 12, 2019, from <https://www.ideiacircular.com>
- Generalova, E. M., Generalov, V. P., & Kuznetsova, A. A. (2016). Modular Buildings in Modern Construction. *Procedia Engineering*, 153, 167–172. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.08.098>
- Geng, Y., Fu, J., Sarkis, J., & Xue, B. (2012). Towards a national circular economy indicator system in China: An evaluation and critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, 23(1), 216–224. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.005>
- Gentry, M. (2019). Local Heat, Local Food: Integrating Vertical Hydroponic Farming with District Heating in Sweden. *Energy*, 174, 191–197. DOI: <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.02.119>
- GGI, G. G. I. (2009). The GGI Scenario Database. Retrieved September 6, 2018, from <http://www.iiasa.ac.at/web-apps/ggi/GgiDb/dsd?Action=htmlpage&page=about>
- Ghellere, M., Devitofrancesco, A., & Meroni, I. (2017). Urban sustainability assessment of neighborhoods in Lombardy. *Energy Procedia*, 122, 44–49. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.310>
- Giddings, B., Hopwood, B., & O'Brien, G. (2002). Environment, economy and society: Fitting them together into sustainable development. *Sustainable Development*, 10(4), 187–196. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.199>
- Giken. (2017). ECO Cycle. Anti-Seismic Automated Bicycle Parking for a society conscious amenity space. Retrieved February 26, 2019, from <https://www.giken.com/en/products/automated-parking-facilities/eco-cycle/>
- Gil, J., & Duarte, J. P. (2012). Tools for evaluating the sustainability of urban design: a review. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, 1–15. DOI: <http://doi.org/10.1680/udap.11.00048>
- Girardet, H. (1999). *Creating Sustainable Cities*. (U. of Michigan, Ed.) (2nd ed.). Michigan: Green Books. ISBN: 9781870098779
- Global Cities Institute. (2017). Global Cities Institute. Retrieved November 22, 2017, from <http://www.globalcitiesinstitute.org/>
- Global City Indicators Facility. (2013). *Data, Boundaries, Competitiveness: The Toronto Urban Region in Global Context*.
- Global Footprint Network. (2017a). Global Footprint Network. Retrieved November 6, 2017, from <https://www.footprintnetwork.org/>
- Global Footprint Network. (2017b). Six cities in Portugal sign on to Footprint initiative. Retrieved January 17, 2018, from <https://www.footprintnetwork.org/2017/09/22/six-cities-portugal-sign-footprint-initiative/>
- Goel, S., & Sivam, A. (2015). Social dimensions in the sustainability debate: The impact of social behaviour in choosing sustainable practices in daily life. *International Journal of Urban Sustainable Development*, 7(1), 61–71. DOI: <http://doi.org/10.1080/19463138.2014.953537>
- Gomes, S., Barbosa, J., & Bragança, L. (2016). Avaliação da sustentabilidade de áreas urbanas. Um caso de estudo. In *CONAMA 2016* (p. 17). Madrid.
- Gomes, S., Barbosa, J., & Bragança, L. (2017). Propostas para a avaliação da sustentabilidade urbana. Aplicação a um caso de estudo. In B. Teixeira, É. Masiero, & C. Pierini (Eds.), *SINGEURB - I Simpósio Nacional de*

- Gestão e Engenharia Urbana. Cidades e Objetivos do Desenvolvimento Sustentável* (pp. 1123–1135). São Carlos: UFSCar.
- Gomes, S., Bragança, L., & Barbosa, J. (2017). Aplicação do SBTool Urban: Efeitos de medidas de melhoria de projeto na avaliação de sustentabilidade. In *II Encontro Nacional Sobre Reabilitação Urbana e Construção Sustentável* (pp. 59–66). Lisboa: iiSBe Portugal. Retrieved from <http://www.iisbeportugal.org/encontro-rucs/> ISBN: 978-989-96543-9-6
- Gómez, A., Costa, C., & Santana, P. (2014). Acessibilidade e utilização dos espaços verdes urbanos nas cidades de coimbra (Portugal) e salamanca (Espanha). *Revista Portuguesa de Geografia*, *49*(97), 49–68. DOI: <http://doi.org/10.18055/Finis4207>
- González, A., Donnelly, A., Jones, M., Chrysoulakis, N., & Lopes, M. (2013). A decision-support system for sustainable urban metabolism in Europe. *Environmental Impact Assessment Review*, *38*, 109–119. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.06.007>
- Google. (2019). Waymo. Google self driving car project. Retrieved February 27, 2019, from <https://waymo.com/>
- Greene, D., Leiby, P., James, B., Perez, J., Melendez, M., Milbrandt, A., ... Hooks, M. (2008). *Analysis of the Transition to Hydrogen Fuel Cell Vehicles and the Potential Hydrogen Energy Infrastructure Requirements*. (S. McQueen, Ed.). Retrieved from <http://www.osti.gov>
- Gregory, H., & Bruno, P. (2010). Life Cycle Assessment applied to urban settlements. In *SB10 Madrid* (pp. 1–11). Madrid. Retrieved from http://www.sb10mad.com/%5Cnhttp://circe.cps.unizar.es/enslic/texto/scientific_5.pdf
- Grewal, P., & Grewal, P. (2013). Can cities become self-reliant in energy? A technological scenario analysis for Cleveland, Ohio. *Cities*, *31*(2013), 404–411. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2012.05.015>
- Grewal, S. S., & Grewal, P. S. (2012). Can cities become self-reliant in food? *Cities*, *29*(1), 1–11. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2011.06.003>
- Gu, F., Zhang, W., Guo, J., & Hall, P. (2019). Exploring “Internet+Recycling”: Mass balance and life cycle assessment of a waste management system associated with a mobile application. *Science of the Total Environment*, *649*, 172–185. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.298>
- Guérois, M., & Pumain, D. (2008). Built-up encroachment and the urban field: A comparison of forty European cities. *Environment and Planning A*, *40*(9), 2186–2203. DOI: <http://doi.org/10.1068/a39382>
- Guibrunet, L., Sanzana Calvet, M., & Castán Broto, V. (2017). Flows, system boundaries and the politics of urban metabolism: Waste management in Mexico City and Santiago de Chile. *Geoforum*, *85*, 353–367. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.geoforum.2016.10.011>
- Guimarães, E., Barbosa, J., & Bragança, L. (2016). Critical overview of urban sustainability assessment tools. In *SBE Series 16 - Sustainable Urban Communities Toward a Nearly Zero Impact Built Environment* (pp. 983–992). Vitória. ISBN: 9788592631000
- Gurran, N., Gilbert, C., & Phibbs, P. (2015). Sustainable development control? Zoning and land use regulations for urban form, biodiversity conservation and green design in Australia. *Journal of Environmental Planning and Management*, *58*(11), 1877–1902. DOI: <http://doi.org/10.1080/09640568.2014.967386>
- Haapio, A. (2012). Towards sustainable urban communities. *Environmental Impact Assessment Review*, *32*(1), 165–169. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.08.002>
- Hac.Ora. (2019). Portugal Senior Cohousing Association. Retrieved April 2, 2019, from <http://www.hacora.org/>
- Haghshenas, H., & Vaziri, M. (2012). Urban sustainable transportation indicators for global comparison. *Ecological Indicators*, *15*(1), 115–121. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.010>
- Hahn, T., Figge, F., Liesen, A., & Barkemeyer, R. (2010). Opportunity cost based analysis of corporate eco-efficiency: A methodology and its application to the CO2-efficiency of German companies. *Journal of Environmental Management*, *91*(10), 1997–2007. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.05.004>
- Hák, T., Janoušková, S., & Moldan, B. (2016). Sustainable Development Goals: A need for relevant indicators. *Ecological Indicators*, *60*, 565–573. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.003>
- Häkkinen, T. (2007). Assessment of indicators for sustainable urban construction. *Civil Engineering and Environmental Systems*, *24*(4), 247–259. DOI: <http://doi.org/10.1080/10286600701315880>
- Hall, P., Newton, P., Westfall, M., Clarke, G., & McGee, T. (2001). *Urban Indicators for Managing Cities*. (M. S.

- Westfall & V. A. de Villa, Eds.) *Urban Indicators for Managing Cities*. Asian Development Bank. Retrieved from <http://www.kas.de/upload/dokumente/megacities/ADB.pdf> ISBN: 9715613128
- Hallstrom, E., Carlsson-Kanyama, A., & Borjesson, P. (2015). Environmental impact of dietary change: a systematic review. *Journal of Cleaner Production*, *91*, 11. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.008>
- Handoh, I. C., & Hidaka, T. (2010). On the timescales of sustainability and futurability. *Futures*, *42*(7), 743–748. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.futures.2010.04.023>
- Houghton, G. (1999). Environmental Justice and the Sustainable City. *Journal of Planning Education and Research*, *18*(3), 233–243. DOI: <http://doi.org/10.1177/0739456X9901800305>
- Hein, L., Obst, C., Edens, B., & Remme, R. P. (2015). Progress and challenges in the development of ecosystem accounting as a tool to analyse ecosystem capital. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, *14*, 86–92. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.002>
- Heinberg, R., & Fridley, D. (2010). Heinberg and Fridley 2010 - The end of cheap coal. *Nature*, *468*, 367–369. DOI: <http://doi.org/10.1038/468367a>
- Heinrichs, H. (2013). Sharing Economy : A Potential New Pathway to Sustainability. *Gaia*, *22*(4), 228–231. DOI: <http://doi.org/10.14512/gaia.22.4.5>
- Henn na Hotel. (2019). Henn na Hotel. A commitment to evolution. Retrieved March 22, 2019, from <http://www.h-n-h.jp/en/>
- Hernández-Palacio, F. (2017). A transition to a denser and more sustainable city: Factors and actors in Trondheim, Norway. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, *22*, 50–62. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eist.2016.06.002>
- Hertwich, E., Mateles, S., Pease, W., & Mckone, T. (2001). Human toxicity potentials for life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *20*(4), 928–939. DOI: [http://doi.org/10.1016/S1522-0466\(01\)00101-0](http://doi.org/10.1016/S1522-0466(01)00101-0)
- Heylighen, A., Van der Linden, V., & Van Steenwinkel, I. (2017). Ten questions concerning inclusive design of the built environment. *Building and Environment*, *114*, 507–517. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.12.008>
- Hickel, J. (2016). The true extent of global poverty and hunger: questioning the good news narrative of the Millennium Development Goals. *Third World Quarterly*, *37*(5), 749–767. DOI: <http://doi.org/10.1080/01436597.2015.1109439>
- Higgins, P., & Campanera, J. M. (2011). (Sustainable) quality of life in English city locations. *Cities*, *28*(4), 290–299. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2011.02.005>
- Hiremath, R. B., Balachandra, P., Kumar, B., Bansode, S. S., & Murali, J. (2013). Indicator-based urban sustainability-A review. *Energy for Sustainable Development*, *17*(6), 555–563. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.esd.2013.08.004>
- Holden, M. (2006). Urban indicators and the integrative ideals of cities. *Cities*, *23*(3), 170–183. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2006.03.001>
- Hoorweg, D., Sugar, L., & Gómez, C. L. T. (2011). Cities and greenhouse gas emissions: moving forward. *Environment and Urbanization*, *23*(1), 207–227. DOI: <http://doi.org/10.1177/0956247810392270>
- Höppe, P. (2002). Different aspects of assessing indoor and outdoor thermal comfort. *Energy and Buildings*, *34*(6), 661–665. DOI: [http://doi.org/10.1016/S0378-7788\(02\)00017-8](http://doi.org/10.1016/S0378-7788(02)00017-8)
- Hopwood, B., Mellor, M., & O'Brien, G. (2005). Sustainable development : mapping different approaches. *Sustainable Development*, *13*(1), 38–52. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.244>
- Hornikx, M. (2016). Ten questions concerning computational urban acoustics. *Building and Environment*, *106*, 409–421. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.06.028>
- HQE. (2017). Discover and join HQE. Retrieved January 1, 2017, from <http://www.behqe.com/>
- Huseynov, E. F. O. (2011). Planning of sustainable cities in view of green architecture. *Procedia Engineering*, *21*, 534–542. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.11.2048>
- Hynes, M. (2016). Developing (tele)work? A multi-level sociotechnical perspective of telework in Ireland. *Research in Transportation Economics*, *57*, 21–31. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.retrec.2016.06.008>
- IAEA, I. A. E. A. (2019). Nuclear Science & Technology: Addressing current and emerging development challenges.

- Retrieved April 6, 2019, from <https://www.iaea.org/>
- ICLEI. (2017). ICLEI - Local Governments for Sustainability. Retrieved November 15, 2017, from <http://www.iclei.org/>
- IEA, I. E. A. (2018). Renewables 2018. Market analysis and forecast from 2018 to 2023. Retrieved April 8, 2019, from <https://www.iea.org/renewables2018/>
- Ignatius, M., Hien, W. N., Kardinal Jusuf, S., Eliza, A., & Samsudin, R. (2012). A Climatic Responsive Urban Planning Model for High Density City: Singapore's Commercial District. *International Journal of Sustainable Building Technology and Urban Development*, 2(4), 323–330. DOI: <http://doi.org/10.5390/susb.2011.2.4.323>
- iISBE. (2017). SBTTool. Retrieved January 1, 2017, from <http://www.iisbe.org/sbmethod>
- INE, I. N. de E. (2011a). Censos da População e da Habitação. Retrieved November 27, 2018, from <http://censos.ine.pt>
- INE, I. N. de E. (2011b). *População presente sem abrigo (N.º) por Localização geográfica (à data dos Censos 2011)*. Retrieved from https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0006734&selTab=tab0&xlang=pt
- INE, I. N. de E. (2016). Instituto Nacional de Estatística. Retrieved May 6, 2016, from <https://www.ine.pt>
- INE, I. N. de E. (2018). Indicadores sobre pobreza. Retrieved August 29, 2018, from https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&userLoadSave=Load&userTableOrder=8127&tipoSelecao=1&contexto=pq&selTab=tab1&submitLoad=true&xlang=pt
- Informed Cities. (2017). Urban Ecosystem europe. Retrieved November 23, 2017, from <http://informed-cities.iclei-europe.org/map/>
- INRIX. (2017). INRIX Global Traffic Scorecard. Retrieved from <http://inrix.com/scorecard/>
- Institute for Environment and Sustainability. (2010a). *Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*. DOI: <http://doi.org/10.2788/38719>
- Institute for Environment and Sustainability. (2010b). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Specific guide for Life Cycle Inventory data sets. European Commission*. DOI: <http://doi.org/10.2788/39726>
- Institute for Environment and Sustainability. (2010c). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. Constraints*. DOI: <http://doi.org/10.2788/38479>
- InterActin Council. (1997). A Universal Declaration of Human Responsibilities. Retrieved from <http://interactioncouncil.org/universal-declaration-human-responsibilities>
- International Electrotechnical Commission. (2010). IEC Smart Grid Roadmap. Retrieved April 12, 2019, from <https://www.iec.ch/smartgrid/roadmap/>
- IPCC, I. P. on C. C. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Retrieved from <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- IPQ, I. P. da Q. Decreto-lei n.º 146/2006 (2006). Portugal.
- IPQ, I. P. da Q. NP EN ISO 14044:2006-en - Gestão ambiental; Avaliação do ciclo de vida; Requisitos e linhas de orientação (2006).
- IPQ, I. P. da Q. Decreto-lei n.º 9/2007. Regulamento Geral do Ruído (2007). Portugal.
- IPQ, I. P. da Q. NP EN ISO 14040:2008-pt - Gestão ambiental; Avaliação do ciclo de vida; Princípios e enquadramento (2008). Retrieved from <http://www1.ipq.pt/PT/site/clientes/pages/Norma.aspx?docRef=NP EN ISO 14040:2008>
- IPQ, I. P. da Q. Decreto-Lei n.º 194/2009 (2009). Portugal.
- IPQ, I. P. da Q. NP EN 50160 - Manual de Procedimentos da Qualidade de Serviço (2013).
- IPQ, I. P. da Q. Decreto-Lei n.º 152/2017 (2017). Portugal: Ministério do Ambiente.
- ISO. ISO 7730 - Ergonomics of the thermal environment - Analytical determination and interpretation of thermal comfort using calculation of PMV and PPD indices and local thermal comfort criteria (2005).

- ISO, I. O. for S. ISO 14025:2006 - Environmental labels and declarations – Type III environmental declarations – Principles and procedures (2006).
- ISO, I. O. for S. ISO 37120 - Sustainable development of communities. Indicators for city services and quality of life (2014). ISO.
- ISO, I. O. for S. ISO 37101 - Sustainable development in communities - Management system for sustainable development - Requirements with guidance for use (2016).
- ISO, I. O. for S. (2017a). ISO/TC 268 - Sustainable cities and communities. Retrieved October 26, 2017, from <https://www.iso.org/committee/656906.html>
- ISO, I. O. for S. (2017b). ISO/TC 59/SC 17. Sustainability in buildings and civil engineering works. Retrieved September 5, 2017, from <https://www.iso.org/committee/322621/x/catalogue/>
- ISO, I. O. for S. ISO/TR 37121:2017 - Sustainable development in communities - Inventory of existing guidelines and approaches on sustainable development and resilience in cities (2017). Retrieved from <https://www.iso.org/standard/63790.html>
- ISO, I. O. for S. ISO 21930:2017 - Sustainability in buildings and civil engineering works - Core rules for environmental product declarations of construction products and services (2017).
- Italo. (2019). Italo. Travel all over Italy! Retrieved March 5, 2019, from <https://www.italotreno.it/en>
- Jabareen, Y., Eizenberg, E., & Zilberman, O. (2017). Conceptualizing urban ontological security: 'Being-in-the-city' and its social and spatial dimensions. *Cities*, 68(April), 1–7. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2017.05.003>
- Jabbari, M., Fonseca, F., & Ramos, R. (2018). Combining multi-criteria and space syntax analysis to assess a pedestrian network: the case of Oporto. *Journal of Urban Design*, 23(1), 23–41. DOI: <http://doi.org/10.1080/13574809.2017.1343087>
- Jackson, J., & Stafford, M. (2009). Public health and fear of crime: A prospective cohort study. *British Journal of Criminology*, 49(6), 832–847. DOI: <http://doi.org/10.1093/bjc/azp033>
- Jacobs, S., Aragão, A., Pires, S. M., Oliveira, N., & Magalhães, P. (2013). What's in a name? Biodiversity or Natural Capital as biosphere boundary. In *Symposium - Earth Condominium. Organizing the Global Neighbourhood*. London. DOI: <http://doi.org/10.13140/2.1.4774.0168>
- Jacobson, M. Z., & Delucchi, M. A. (2011). Providing all global energy with wind, water, and solar power, Part I: Technologies, energy resources, quantities and areas of infrastructure, and materials. *Energy Policy*, 39(3), 1154–1169. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.11.040>
- Jacobson, M. Z., Delucchi, M. A., Bauer, Z. A. F., Goodman, S. C., Chapman, W. E., Cameron, M. A., ... Yachanin, A. S. (2017). 100% Clean and Renewable Wind, Water, and Sunlight All-Sector Energy Roadmaps for 139 Countries of the World. *Joule*, 1(1), 108–121. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.joule.2017.07.005>
- Jacobson, M. Z., & Hovee, J. E. Ten. (2011). Effects of Urban Surfaces and White Roofs on Global and Regional Climate - Tags: Land use vegetation & climate. *Journal of Climate*, 25, 1–47. DOI: <http://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00032.1>
- Jalaei, F., & Jrade, A. (2015). Integrating building information modeling (BIM) and LEED system at the conceptual design stage of sustainable buildings. *Sustainable Cities and Society*, 18, 95–107. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scs.2015.06.007>
- Jamei, E., Rajagopalan, P., Seyedmahmoudian, M., & Jamei, Y. (2016). Review on the impact of urban geometry and pedestrian level greening on outdoor thermal comfort. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1002–1017. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.104>
- Jarvis, H. (2011). Saving space, sharing time: Integrated infrastructures of daily life in cohousing. *Environment and Planning A*, 43(3), 560–577. DOI: <http://doi.org/10.1068/a43296>
- Jenks, M., & Burgess, R. (2000). *Compact Cities. Sustainable Urban Forms for Developing Countries*. London: Spon Press. Taylor & Francis. ISBN: 0-203-47862-2
- Jenks, M., & Dempsey, N. (2005). *Future Forms and Design for Sustainable Cities*. Architectural Press. Elsevier. ISBN: 0 7506 6309 X
- Jesus, M., Lourenço, J., & Ruiz, A. (2016). Revista Brasileira de Geografia Física. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 06(07), 2364–2376. DOI: <http://doi.org/10.5935/1984-2295.20140015>

- Jiang, R., Kleer, R., & Piller, F. T. (2017). Predicting the future of additive manufacturing: A Delphi study on economic and societal implications of 3D printing for 2030. *Technological Forecasting and Social Change*, *117*, 84–97. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.techfore.2017.01.006>
- Johansson, M., Pedersen, E., Maleetipwan-Mattsson, P., Kuhn, L., & Laike, T. (2014). Perceived outdoor lighting quality (POLQ): A lighting assessment tool. *Journal of Environmental Psychology*, *39*, 14–21. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jenvp.2013.12.002>
- Jorgenson, A. K., & Clark, B. (2011). Societies consuming nature: A panel study of the ecological footprints of nations, 1960-2003. *Social Science Research*, *40*(1), 226–244. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ssresearch.2010.09.004>
- Joseph, P. (2014). *The Zeitgeist Movement defined. Realizing a new train of thought*. The Zeitgeist Movement. Retrieved from <http://www.thezeitgeistmovement.com/orientation> ISBN: 978-1495303197
- Joseph, P. (2017). *The New Human Rights Movement: Reinventing the Economy to End Oppression*. (V. Hyman, Ed.) (1st ed.). Dallas: BenBella Books. ISBN: 978-1942952664
- Joyce, A., Hallett, J., Hannelly, T., & Carey, G. (2014). The impact of nutritional choices on global warming and policy implications : examining the link between dietary choices and greenhouse gas emissions. *Dovepress*, 33–43. DOI: <http://doi.org/10.2147/EECT.S58518>
- Juntunen, E., Sarjanoja, E. M., Eskeli, J., Pihlajaniemi, H., & Österlund, T. (2018). Smart and dynamic route lighting control based on movement tracking. *Building and Environment*, *142*(March), 472–483. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.06.048>
- Kabir, E., Kumar, P., Kumar, S., Adelodun, A. A., & Kim, K. H. (2018). Solar energy: Potential and future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *82*(October 2017), 894–900. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.094>
- Kajikawa, Y. (2008). Research core and framework of sustainability science. *Sustainability Science*, *3*(2), 215–239. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11625-008-0053-1>
- Kalundborg Symbiosis. (2019). Explore the Kalundborg Symbiosis. Retrieved March 21, 2019, from <http://www.symbiosis.dk/en/>
- Kamble, S. S., Gunasekaran, A., & Gawankar, S. A. (2018). Sustainable Industry 4.0 framework: A systematic literature review identifying the current trends and future perspectives. *Process Safety and Environmental Protection*, *117*, 408–425. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.psep.2018.05.009>
- Kamel, E., & Memari, A. M. (2019). Review of BIM's application in energy simulation: Tools, issues, and solutions. *Automation in Construction*, *97*(June 2017), 164–180. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.autcon.2018.11.008>
- Karakounos, I., Dimoudi, A., & Zoras, S. (2018). The influence of bioclimatic urban redevelopment on outdoor thermal comfort. *Energy and Buildings*, *158*, 1266–1274. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.11.035>
- Katoshevski-Cavari, R., Arentze, T. A., & Timmermans, H. J. P. (2011). Sustainable city-plan based on planning algorithm, planners' heuristics and transportation aspects. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, *20*, 131–139. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.sbspro.2011.08.018>
- Kay, A. (2005). Territorial justice and devolution. *British Journal of Politics and International Relations*, *7*(4), 544–560. DOI: <http://doi.org/10.1111/j.1467-856X.2005.00200.x>
- KC, A., Whale, J., & Urmee, T. (2019). Urban wind conditions and small wind turbines in the built environment: A review. *Renewable Energy*, *131*, 268–283. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.renene.2018.07.050>
- Keirstead, J., & Leach, M. (2008). Bridging the gaps between theory and practice: a service niche approach to urban sustainability indicators. *Sustainable Development*, *16*(5), 329–340. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.349>
- Kennedy, C., Stewart, I. D., Ibrahim, N., Facchini, A., & Mele, R. (2014). Developing a multi-layered indicator set for urban metabolism studies in megacities. *Ecological Indicators*, *47*, 7–15. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.039>
- Khemlani, L. (2016). City Information Modeling. Retrieved February 3, 2019, from <http://www.aecbytes.com/feature/2016/CityInformationModeling.html>
- Kibert, C. (2007). The next generation of sustainable construction. *Building Research & Information*, *35*(6), 595–

601. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613210701467040>
- Kibert, C. (2008). *Sustainable Construction: Green Building Design and Delivery*. (J. W. & Sons, Ed.). ISBN: 9780470114216
- King, E. A., Murphy, E., & McNabola, A. (2009). Reducing pedestrian exposure to environmental pollutants: A combined noise exposure and air quality analysis approach. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *14*(5), 309–316. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.trd.2009.03.005>
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, *127*(September), 221–232. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Kitchin, R., Lauriault, T. P., Mcardle, G., Kitchin, R., Lauriault, T. P., & Knowing, G. M. (2015). Knowing and governing cities through urban indicators , city benchmarking and real-time dashboards. *Regional Studies, Regional Science*, *2*(1), 6–28. DOI: <http://doi.org/10.1080/21681376.2014.983149>
- Klinglmair, M., Sala, S., & Brandão, M. (2014). Assessing resource depletion in LCA: A review of methods and methodological issues. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *19*(3), 580–592. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11367-013-0650-9>
- Klopp, J. M., & Petretta, D. L. (2017). The urban sustainable development goal: Indicators, complexity and the politics of measuring cities. *Cities*, *63*, 92–97. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2016.12.019>
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Goedkoop, M., ... Wittstock, B. (2013). Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *18*(6), 1203–1215. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11367-012-0392-0>
- Koohsari, M., Badland, H., & Giles-Corti, B. (2013). (Re)Designing the built environment to support physical activity: Bringing public health back into urban design and planning. *Cities*, *35*, 294–298. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2013.07.001>
- Kramers, A., Wangel, J., Johansson, S., Höjer, M., Finnveden, G., & Brandt, N. (2013). Towards a comprehensive system of methodological considerations for cities' climate targets. *Energy Policy*, *62*, 1276–1287. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.06.093>
- Kuppelwieser, V. G., Klaus, P., Manthiou, A., & Boujena, O. (2019). Consumer responses to planned obsolescence. *Journal of Retailing and Consumer Services*, *47*(November 2018), 157–165. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jretconser.2018.11.014>
- Kurda, R., & Lisboa, U. De. (2017). Ecotoxicological assessment of raw materials and compositions alternative concrete (in Portuguese), (October).
- Kyrkou, D., & Karthaus, R. (2011). Urban sustainability standards: Predetermined checklists or adaptable frameworks? *Procedia Engineering*, *21*, 204–211. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.11.2005>
- Lacey, A. W., Chen, W., Hao, H., & Bi, K. (2018). Structural response of modular buildings – An overview. *Journal of Building Engineering*, *16*(December 2017), 45–56. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.job.2017.12.008>
- Lacinák, M., & Ristvej, J. (2017). Smart City, Safety and Security. *Procedia Engineering*, *192*, 522–527. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.06.090>
- Lagorse, J., Paire, D., & Miraoui, A. (2009). Sizing optimization of a stand-alone street lighting system powered by a hybrid system using fuel cell, PV and battery. *Renewable Energy*, *34*(3), 683–691. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.renene.2008.05.030>
- Landerretche, O., Leiva, B., Vivanco, D., & López, I. (2017). Welcoming uncertainty: A probabilistic approach to measure sustainability. *Ecological Indicators*, *72*, 586–596. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.050>
- Le, L. H., Ta, A. D., & Dang, H. Q. (2016). Building up a system of indicators to measure social housing quality in Vietnam. *Procedia Engineering*, *142*, 115–122. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.02.021>
- Lehigh Technologies. (2019). Technically Advanced Sustainable Materials. Retrieved March 21, 2019, from <http://lehightechnologies.com/>
- Leiden University. (2016). Database - CML-IA Characterisation Factors. Retrieved November 22, 2018, from <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>
- Lelieveld, J., Evans, J. S., Fnais, M., Giannadaki, D., & Pozzer, A. (2015). The contribution of outdoor air pollution

- sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525(7569), 367–371. DOI: <http://doi.org/10.1038/nature15371>
- Li, F., Liu, X., Hu, D., Wang, R., Yang, W., Li, D., & Zhao, D. (2009). Measurement indicators and an evaluation approach for assessing urban sustainable development: A case study for China's Jining City. *Landscape and Urban Planning*, 90(3–4), 134–142. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.022>
- Li, X., Shen, G. Q., Wu, P., & Yue, T. (2019). Integrating Building Information Modeling and Prefabrication Housing Production. *Automation in Construction*, 100(January 2018), 46–60. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.autcon.2018.12.024>
- Li, Y., Beeton, R. J. S., Halog, A., & Sigler, T. (2016). Evaluating urban sustainability potential based on material flow analysis of inputs and outputs: A case study in Jinchang City, China. *Resources, Conservation and Recycling*, 110, 87–98. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.03.023>
- Liaros, S. (2016). The Pursuit of Liberty: Building Sustainable Cities with Circular Economies. In *Australian Society of Heterodox Economists* (p. 16). Sidney. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/315665580_The_Pursuit_of_Liberty_Building_Sustainable_Cities_with_Circular_Economies
- Library of Things. (2017). why buy when you can borrow? Retrieved June 6, 2017, from <http://www.libraryofthings.co.uk/>
- LiderA. (2017). LiderA Sustainable Assessment System. Retrieved January 1, 2017, from <http://www.lidera.info/>
- Lighting Analysts. (2019). What is AGi32? Retrieved February 12, 2019, from <https://lightinganalysts.com/software-products/agi32/overview/>
- Lindeijer, E., Voet, E., Kok, I., Eggels, P., & Alferts, A. (2002). *Testing a land use methodology for LCA, including case studies on bricks, concrete and wood*. Delft.
- Linster, M. (2003). *Environmental Indicators: development, measurement and use* (Vol. 25).
- López-Ruiz, V. R., Alfaro-Navarro, J. L., & Nevado-Peña, D. (2014). Knowledge-city index construction: An intellectual capital perspective. *Expert Systems with Applications*, 41(12), 5560–5572. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eswa.2014.02.007>
- Lotteau, M., Loubet, P., Pousse, M., Dufrasnes, E., & Sonnemann, G. (2015). Critical review of life cycle assessment (LCA) for the built environment at the neighborhood scale. *Building and Environment*, 93(P2), 165–178. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.06.029>
- Loukaitou-Sideris, A. (2014). Fear and safety in transit environments from the women's perspective. *Security Journal*, 27(2), 242–256. DOI: <http://doi.org/10.1057/sj.2014.9>
- Lowe, M., Whitzman, C., Badland, H., Davern, M., Aye, L., Hes, D., ... Giles-Corti, B. (2015). Planning Healthy, Liveable and Sustainable Cities: How Can Indicators Inform Policy? *Urban Policy and Research*, 33(2), 131–144. DOI: <http://doi.org/10.1080/08111146.2014.1002606>
- Lu, C., & Grundy, S. (2017). *Urban Agriculture and Vertical Farming. Encyclopedia of Sustainable Technologies* (Vol. 2). Elsevier. DOI: <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10184-8>
- Lu, J. W., Zhang, S., Hai, J., & Lei, M. (2017). Status and perspectives of municipal solid waste incineration in China: A comparison with developed regions. *Waste Management*, 69, 170–186. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.014>
- Lund, H., & Østergaard, P. A. (2017). Sustainable Towns: The Case of Frederikshavn Aiming at 100% Renewable Energy. The Case of Frederikshavn Aiming at 100% Renewable Energy. *Sustainable Cities and Communities Design Handbook: Green Engineering, Architecture, and Technology*, 129–146. DOI: <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-813964-6.00007-0>
- Lützkendorf, T., Hájek, P., Lupíšek, A., Immendorfer, A., Nibel, S., & Häkkinen, T. (2012). New Trends in Sustainability Assessment Systems – Based on Top-Down Approach and Stakeholders Needs. *International Journal of Sustainable Building Technology and Urban Development*, 3(4), 256–269. DOI: <http://doi.org/10.1080/2093761X.2012.747113>
- Lynch, A. J., Andreason, S., Eisenman, T., Robinson, J., Steif, K., & Birch, E. L. (2011). *Sustainable Urban Development Indicators for the United States*. Philadelphia.
- Magalhães, P. (2017). *Casa Comum da Humanidade. A “Nossa Casa Comum” como uma construção jurídica*

baseada na ciência. Universidade Nova de Lisboa.

- Magalhães, P., Aragão, A., Pires, S. M., Oliveira, N., & Jacobs, S. (2013). Planetary Boundaries – The Keystone for a New Object of Law. In *Symposium - Earth Condominium. Organizing the Global Neighbourhood*. London. DOI: <http://doi.org/10.13140/2.1.4658.5289>
- Maltese, S., Tagliabue, L. C., Re, F., Pasini, D., Manfren, M., & Ciribini, A. L. C. (2017). Sustainability assessment through green BIM for environmental, social and economic efficiency. *Procedia Engineering*, *180*, 520–530. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.04.211>
- Mang, P., & Reed, B. (2012). Designing from place: A regenerative framework and methodology. *Building Research and Information*, *40*(1), 23–38. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613218.2012.621341>
- Maria Granel. (2019). Maria Granel. À sua medida. Retrieved March 28, 2019, from <https://www.mariagranel.com/>
- Marsal-Llacuna, M. L. (2016). City Indicators on Social Sustainability as Standardization Technologies for Smarter (Citizen-Centered) Governance of Cities. *Social Indicators Research*, *128*(3), 1193–1216. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11205-015-1075-6>
- Martens, P. (2006). Sustainability : science or fiction? *Sustainability: Science, Practice, & Policy*, *2*(1), 36–41. DOI: <http://doi.org/10.1109/EMR.2007.4296430>
- Martin, C. J. (2016). The sharing economy: A pathway to sustainability or a nightmarish form of neoliberal capitalism? *Ecological Economics*, *121*, 149–159. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.11.027>
- Martineau, G. (2011). *Life Cycle Assessment of the Environmental Impacts Resulting From the Implementation of Urban Heat Island Mitigation Measures*. Montreal, Quebec.
- Martinez, L. M., Caetano, L., Eiró, T., & Cruz, F. (2012). An Optimisation Algorithm to Establish the Location of Stations of a Mixed Fleet Biking System: An Application to the City of Lisbon. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, *54*(1965), 513–524. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.09.769>
- Mascia, M., Hu, S., Han, K., Sun, A., North, R., & Lees-Miller, J. D. (2016). A holistic approach for performance assessment of personal rapid transit. *Research in Transportation Business and Management*, *18*, 70–76. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.rtbm.2016.01.008>
- Masdar City. (2019). Masdar City. A Mubadala Company. Retrieved March 28, 2019, from <https://masdar.ae>
- Mateus, R., & Bragança, L. (2011). Sustainability assessment and rating of buildings: Developing the methodology SBTToolPT-H. *Building and Environment*, *46*(10), 1962–1971. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.04.023>
- Matos, P., Pereira, B., Souza, S., Bastos, D., & Costa, A. (2015). Descrição do Trajeto Casa-Escola. Estudo com crianças de três Escolas Públicas. In *Livro de Atas do XI Seminário Internacional de Educação Física, Lazer e Saúde (SIEFLAS). Perspetivas de Desenvolvimento num Mundo Globalizado* (pp. 12–21). Porto.
- MATSim. (2019). MATSim. Multi-Agent Transport Simulation. Retrieved February 11, 2019, from <https://www.matsim.org/>
- Mattila, T., Helin, T., Antikainen, R., Soimakallio, S., Pingoud, K., & Wessman, H. (2011). *Land use in life cycle assessment*. Finish Environment Institute. Retrieved from https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/37049/FE_24_2011.pdf?sequence=3 ISBN: 9789521139260
- Matzarakis, A., Rutz, F., & Mayer, H. (2007). Modelling radiation fluxes in simple and complex environments: Basics of the RayMan model. *International Journal of Biometeorology*, *54*(2), 131–139. DOI: <http://doi.org/10.1007/s00484-009-0261-0>
- Mayer, A. L. (2008). Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. *Environment International*, *34*(2), 277–291. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.004>
- McBain, B., Lenzen, M., Wackernagel, M., & Albrecht, G. (2017). How long can global ecological overshoot last? *Global and Planetary Change*, *155*(June), 13–19. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2017.06.002>
- McDonald's. (2019). Restaurantes - Self Order Kiosk. Retrieved March 22, 2019, from <https://www.mcdonalds.pt/restaurantes/ritmo-da-vida/>
- McLellan, R., Iyengar, L., Jeffries, B., Oerlemans, N., Grooten, M., Guerraoui, M., & Sunters, P. (2014). *The Living Planet Index. Living Planet Report 2014: species and spaces, people and places*. WWF. DOI:

<http://doi.org/10.1159/000255356>

- Mega, V., & Pedersen, J. (1998). *Urban Sustainability Indicators*. Dublin: European Foundation for the Improvement of Living and Working Conditions. DOI: <http://doi.org/doi:10.1201/b14054-31>
- Meireles, M., & Ribeiro, P. (2017). Como promover a mobilidade ciclável em Portugal. O caso da cidade de Braga. In *Viver em/a mobilidade: rumo a novas culturas de tempo, espaço e distância*. Retrieved from <https://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/45423> ISBN: 978-989-8600-75-2
- Mendes, J. F. G., Ramos, L., & Ramos, R. L. B.-1727195. (2008). Air quality in the North of Portugal. In *2nd International Conference on Waste Management, Water Pollution, Air Pollution, Indoor climate* (pp. 200–204). Corfu, Greece. ISBN: 9789604740178
- Meshur, H. F. A. (2016). Evaluation of Urban Spaces from the Perspective of Universal Design Principles: The Case of Konya/Turkey. *Tema. Journal of Land Use, Mobility and Environment*, 9(2), 191–208. DOI: <http://doi.org/10.6092/1970-9870/3786>
- MetroTaifun. (2019). MetroTaifun. Automatic solid waste collection. Municipal solid waste. Retrieved March 20, 2019, from <http://www.metrotaifun.com/>
- Mexia, T., Vieira, J., Príncipe, A., Anjos, A., Silva, P., Lopes, N., ... Pinho, P. (2018). Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environmental Research*, 160(August 2017), 469–478. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>
- Michalski, W., & Krueger, R. (2015). *Critiques of Life Cycle Assessment*. Worcester Polytechnic Institute. Retrieved from https://web.wpi.edu/Pubs/E-project/Available/E-project-042115-130003/unrestricted/WMichalski_D15_ESS_MQP.pdf
- Milà I Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., & Knuchel, R. F. (2007). Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 5–15. DOI: <http://doi.org/10.1065/lca2006.05.250>
- Min, H. (2018). Blockchain technology for enhancing supply chain resilience. *Business Horizons*, 62(1), 35–45. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.bushor.2018.08.012>
- Mining Technology. (2018). Sizing up Syama: the world's first fully automated mine. Retrieved March 20, 2019, from <https://www.mining-technology.com/features/sizing-syama-worlds-first-fully-automated-mine/>
- Ministério da Saúde. (2010). *A Organização Interna e a Governação dos Hospitais*.
- Ministry of Foreign Affairs of Denmark. (2017). Denmark's Electricity Grid Leading in Europe. Retrieved October 24, 2018, from <https://investindk.com/insights/denmarks-electricity-grid-leading-in-europe>
- Minx, J., Ziegler, T., & Owen, A. (2010). *Developing a Pragmatic Approach To Assess Urban Metabolism in Europe*.
- Miso Robotics. (2019). Miso Robotics. Flippy. Retrieved March 22, 2019, from <https://misorobotics.com/>
- MIT. (2016). Project CityHome. Retrieved March 23, 2019, from https://www.media.mit.edu/projects/OLD_cityhome2/overview/
- Mitsubishi Electric. (2016). Elevators and Escalators. Super technology for ultra-high-speed 20.5 m/s. Retrieved February 25, 2019, from http://www.mitsubishielectric.com/elevator/innovations/worlds_fastest.html
- Mohtasham, J. (2015). Review Article-Renewable Energies. *Energy Procedia*, 74, 1289–1297. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.774>
- Moley. (2019). Moley Robotics. Future is served. Retrieved March 19, 2019, from <http://www.moley.com/>
- Mónica, S., Amaral, J., & Estima, A. (2013). *Os edifícios de gaveto, as duas faces da mesma esquina: Estudos da cidade do Porto entre a segunda metade do século XVIII e a primeira do século XX*. Universidades Lusíada.
- Moovit. (2018). Moovit Public Transit Index. Retrieved November 9, 2018, from https://moovitapp.com/insights/en/Moovit_Insights_Public_Transit_Index-countries
- Moreno Pires, S., & Fidélis, T. (2015). Local sustainability indicators in Portugal: Assessing implementation and use in governance contexts. *Journal of Cleaner Production*, 86, 289–300. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.002>
- Moreno Pires, S., Magee, L., & Holden, M. (2017). Learning from community indicators movements: Towards a citizen-powered urban data revolution. *Environment and Planning C: Politics and Space*, 35(7), 1304–1323. DOI: <http://doi.org/10.1177/2399654417691512>
- Mori, K., & Christodoulou, A. (2012). Review of sustainability indices and indicators: Towards a new City

- Sustainability Index (CSI). *Environmental Impact Assessment Review*, 32(1), 94–106. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.06.001>
- Mori, K., & Yamashita, T. (2015). Methodological framework of sustainability assessment in City Sustainability Index (CSI): A concept of constraint and maximisation indicators. *Habitat International*, 45(P1), 10–14. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.06.013>
- Moriarty, P., & Honnery, D. (2012, January). What is the global potential for renewable energy? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Pergamon. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.151>
- Moriarty, P., & Honnery, D. (2016). Can renewable energy power the future? *Energy Policy*, 93, 3–7. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.02.051>
- Moriarty, P., & Wang, S. J. (2015). Assessing Global Renewable Energy Forecasts. *Energy Procedia*, 75, 2523–2528. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.256>
- Motesharrei, S., Rivas, J., & Kalnay, E. (2014). Human and nature dynamics (HANDY): Modeling inequality and use of resources in the collapse or sustainability of societies. *Ecological Economics*, 101, 90–102. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.014>
- Motuziene, V., & Vilutiene, T. (2013). Modelling the effect of the domestic occupancy profiles on predicted energy demand of the energy efficient house. *Procedia Engineering*, 57, 798–807. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2013.04.101>
- Moussiopoulos, N., Achillas, C., Vlachokostas, C., Spyridi, D., & Nikolaou, K. (2010). Environmental, social and economic information management for the evaluation of sustainability in urban areas: A system of indicators for Thessaloniki, Greece. *Cities*, 27(5), 377–384. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2010.06.001>
- Munda, G. (2006). Social multi-criteria evaluation for urban sustainability policies. *Land Use Policy*, 23(1), 86–94. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2004.08.012>
- Nasrollahi, N., & Shokri, E. (2016). Daylight illuminance in urban environments for visual comfort and energy performance. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 66, 861–874. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.052>
- Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., & Olsson, L. (2007). Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics*, 60(3), 498–508. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.07.023>
- Nguyen, T. A., & Aiello, M. (2013). Energy intelligent buildings based on user activity: A survey. *Energy and Buildings*, 56, 244–257. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enbuild.2012.09.005>
- Nichols, B. G., & Kockelman, K. M. (2014). Life-cycle energy implications of different residential settings: Recognizing buildings, travel, and public infrastructure. *Energy Policy*, 68, 232–242. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.12.062>
- Niero, M., & Rivera, X. C. S. (2018). The Role of Life Cycle Sustainability Assessment in the Implementation of Circular Economy Principles in Organizations. *Procedia CIRP*, 69(May), 793–798. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.022>
- NOAA, N. O. & A. A., & Gleason, K. (2008). Science: Ozone Basics. Retrieved September 12, 2018, from <http://www.ozonelayer.noaa.gov/science/basics.htm>
- Nogueira, I., Ribeiro, P., & Rodrigues, D. (2013). Classificação da Rede Viária em Função da Sinistralidade em Ambiente SIG. In *ANPET XXVII - Congresso de pesquisa e ensino em transportes*.
- Nordborg, M., Arvidsson, R., Finnveden, G., Cederberg, C., Sörme, L., Palm, V., ... Molander, S. (2017). Updated indicators of Swedish national human toxicity and ecotoxicity footprints using USEtox 2.01. *Environmental Impact Assessment Review*, 62, 110–114. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.08.004>
- Norouzian-Maleki, S., Bell, S., Hosseini, S. B., & Faizi, M. (2015). Developing and testing a framework for the assessment of neighbourhood liveability in two contrasting countries: Iran and Estonia. *Ecological Indicators*, 48, 263–271. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.033>
- Notter, D., Althaus, H.-J., Wick, P., Gehrig, R., Riediker, M., Clark, K., ... Nussbaumer, T. (2014). *Human health damage characterisation factors for particulate matter emissions to air for application in life cycle analysis*.
- Nunes, D. M., Tomé, A., & Pinheiro, M. D. (2019). Urban-centric resilience in search of theoretical stabilisation? A phased thematic and conceptual review. *Journal of Environmental Management*. Elsevier. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.078>

- Observador. (2018, May). Marcelo diz que há 3.059 sem-abrigo em Portugal. Retrieved from <https://observador.pt/2018/05/02/marcelo-diz-que-ha-3-059-sem-abrigo-em-portugal/>
- Ocado Technology. (2019). Ocado Technology. We're putting the world's retailers online using the cloud, robotics, AI, and IoT. Retrieved March 22, 2019, from <https://www.ocadotechnology.com/>
- OCDE. (2013). *Green Growth in Cities*. (A. Robert, B. Thomson, J. Reaza, & J. Martins, Eds.). OECD Publishing. DOI: <http://doi.org/10.1787/9789264195325-en>
- OD, O. das D. (2010). Indicadores de Pobreza. Retrieved August 29, 2018, from <http://observatorio-das-desigualdades.cies.iscte.pt/index.jsp?page=indicadores&id=111&lang=pt>
- Oldewurtel, F., Sturzenegger, D., & Morari, M. (2013). Importance of occupancy information for building climate control. *Applied Energy*, *101*, 521–532. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.06.014>
- Oliveira, V., & Pinho, P. (2010). Evaluation in urban planning: Advances and prospects. *Journal of Planning Literature*, *24*(4), 343–361. DOI: <http://doi.org/10.1177/0885412210364589>
- OmniFlow. (2019). OmniFlow. Smart IoT Platform. Retrieved April 8, 2019, from <https://www.omniflow.pt/>
- Oti, A. H., Tizani, W., Abanda, F. H., Jaly-zada, A., & Tah, J. H. M. (2016). Automation in Construction Structural sustainability appraisal in BIM. *Automation in Construction*, *69*, 44–58. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.autcon.2016.05.019>
- Ott, K. (2014). Institutionalizing strong sustainability: A Rawlsian perspective. *Sustainability (Switzerland)*, *6*(2), 894–912. DOI: <http://doi.org/10.3390/su6020894>
- OU, O. U. (2019). OU. Original Unverpackt. Retrieved March 28, 2019, from <https://original-unverpackt.de/>
- Pan, F., & Wu, X. (2011). Sustainable development of high-rise building. *Procedia Engineering*, *21*, 943–947. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.11.2098>
- Panagiotopoulos, I., & Dimitrakopoulos, G. (2018). An empirical investigation on consumers' intentions towards autonomous driving. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, *95*(August), 773–784. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.trc.2018.08.013>
- Paradox Interactive. (2019). Cities: Skylines. A Modern Take on the Classic City Simulation. Retrieved February 8, 2019, from <https://www.paradoxplaza.com/cities-skylines>
- Parkin, S., Sommer, F., & Uren, S. (2004). Sustainable development: understanding the concept and practical challenge. *Engineering Sustainability*, *15*(1), 19–26. DOI: <http://doi.org/10.1680/ensu.156.1.19.37055>
- Paul Newman, & Nash, E. (2016). NASA Ozone Watch. Retrieved from https://ozonewatch.gsfc.nasa.gov/facts/dobson_SH.html
- Pauliuk, S. (2018). Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations. *Resources, Conservation and Recycling*, *129*(October 2017), 81–92. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.019>
- PBI, P. B. I. (2018). The Planet Boundaries Initiative. Retrieved July 19, 2018, from <http://planetaryboundariesinitiative.org/>
- Peña-García, A., Hurtado, A., & Aguilar-Luzón, M. C. (2016). Considerations about the impact of public lighting on pedestrians' perception of safety and well-being. *Safety Science*, *89*, 315–318. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ssci.2016.07.009>
- Pereira, A. C., & Romero, F. (2017). A review of the meanings and the implications of the Industry 4.0 concept. *Procedia Manufacturing*, *13*, 1206–1214. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.promfg.2017.09.032>
- Pereirinha, J., Pereira, E., Branco, F., Amaro, I., Costa, D., & Nunes, F. (2017). *Rendimento Adequado em Portugal*. Fundação para a Ciência e Tecnologia. Retrieved from www.rendimentoadequado.org.pt
- Perfection. (2017). PERFECTION. General Information. Retrieved January 1, 2017, from <http://www.ca-perfection.eu>
- Perkins, P. E. E. (2019). Climate justice , commons , and degrowth. *Ecological Economics*, *160*(March), 183–190. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.02.005>
- Permana, A. S., Er, E., Aziz, N. A., & Ho, C. S. (2015). Three Sustainability Advantages of Urban Densification in a Concentric Urban Form: Evidence from Bandung City, Indonesia. *International Journal of Built Environment and Sustainability*, *2*(3). DOI: <http://doi.org/10.11113/ijbes.v2.n3.77>
- Peter, C., & Swilling, M. (2014). Linking complexity and sustainability theories: Implications for modeling

- sustainability transitions. *Sustainability (Switzerland)*, 6(3), 1594–1622. DOI: <http://doi.org/10.3390/su6031594>
- Petit-Boix, A., & Leipold, S. (2018). Circular economy in cities: Reviewing how environmental research aligns with local practices. *Journal of Cleaner Production*, 195, 1270–1281. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.281>
- PETUS. (2005). PETUS. Retrieved October 20, 2017, from <http://www.petus.eu.com/>
- Peuportier, B., & Roux, C. (2013). Eco-design of urban settlements using LCA. In *LCA [avniR] Proceedings of the 3rd international conference on life cycle approaches* (pp. 1–6).
- Phonebloks. (2018). Phonebloks. We try to change the way how electronics are made in order to create less waste. Retrieved March 21, 2019, from <https://phonebloks.com/>
- Pierced Media, L. (2019). RevitCity. Retrieved February 6, 2019, from <https://www.revitcity.com>
- Pinho, P., McCallum, S., & Cruz, S. S. (2010). A critical appraisal of EIA screening practice in EU Member in states. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28(2), 91–107. DOI: <http://doi.org/10.3152/146155110X498799>
- Pinho, P., Oliveira, V., Cruz, S. S., & Barbosa, M. (2013). Metabolic Impact Assessment for urban planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(2), 178–193. DOI: <http://doi.org/10.1080/09640568.2012.657953>
- Pinto, R., Ribeiro, C., Simões, P., Gonçalves, A., & Ramos, R. (2011). Viabilidade Ambiental das Hortas Urbanas enquanto Espaços para o Desenvolvimento Sustentável. *Revista Da Associação Portuguesa Da Horticultura*, 106.
- Pinto, & Ramos, R. (2012). A avaliação ambiental de hortas urbanas como modelo para a promoção da educação ambiental e da saúde pública em Braga, 16. Retrieved from <http://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/18180>
- Pires, S., Fidélis, T., & Ramos, T. (2014). Measuring and comparing local sustainable development through common indicators: Constraints and achievements in practice. *Cities*, 39, 1–9. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2014.02.003>
- Pistono, F. (2014). *Robots Will Steal Your Job, But That's OK: How to Survive the Economic Collapse and Be Happy*. CreateSpace Independent Publishing Platform. ISBN: 978-1479380008
- Poggi, F., Firmino, A., & Amado, M. (2017). Assessing energy performances: A step toward energy efficiency at the municipal level. *Sustainable Cities and Society*, 33(December 2016), 57–69. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scs.2017.05.014>
- PORDATA. (2019). Energias renováveis no balanço energético.
- Portugal. (2005). Constituição da República Portuguesa. Retrieved September 14, 2018, from <http://www.parlamento.pt/Legislacao/Paginas/ConstituicaoRepublicaPortuguesa.aspx>
- Portugal. Resolução do Conselho de Ministros, n.º 20/2013, Diário da República 7303–7319 (2012).
- Prefeitura do Rio de Janeiro. (2019). Centro de Operações Prefeitura do Rio. Retrieved February 7, 2019, from <http://cor.rio/>
- PTV Group. (2019). PTV Vissim. Retrieved February 11, 2019, from <http://vision-traffic.ptvgroup.com/en-us/products/ptv-vissim/>
- Puzzlephone. (2015). Puzzlephone. Upgradeable Sustainable Incredible. Retrieved March 21, 2019, from <http://www.puzzlephone.com/>
- Quental, N., Lourenço, J. M., & Da Silva, F. N. (2011). Sustainable development policy: Goals, targets and political cycles. *Sustainable Development*, 19(1), 15–29. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.416>
- Rafiemanzelat, R., Emadi, M. I., & Kamali, A. J. (2017). City sustainability: the influence of walkability on built environments. *Transportation Research Procedia*, 24, 97–104. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.05.074>
- Railway Technology. (2019). CRH380A High Speed Train. Retrieved March 5, 2019, from <https://www.railway-technology.com/projects/crh380a-high-speed-china/>
- Rajaonson, J., & Tanguay, G. A. (2019). Urban Sustainability Indicators from a Regional Perspective: Lessons from the Montreal Metropolitan Area. *Social Indicators Research*, 141(3), 985–1005. DOI:

- <http://doi.org/10.1007/s11205-017-1823-x>
- Ramos, T. B., Caeiro, S., & de Melo, J. J. (2004). Environmental indicator frameworks to design and assess environmental monitoring programs. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 22(1), 47–62. DOI: <http://doi.org/10.3152/147154604781766111>
- RAMSETE. (2016). RAMSETE: Room Acoustics modeling on PC. Retrieved February 12, 2019, from <http://www.ramsete.com/>
- RayMan. (2009). RayMan Pro for academic purposes. Retrieved February 12, 2019, from <https://www.urbanclimate.net/rayman/index.htm>
- Rayna, T., & Striukova, L. (2016). From rapid prototyping to home fabrication: How 3D printing is changing business model innovation. *Technological Forecasting and Social Change*, 102, 214–224. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.techfore.2015.07.023>
- Redclift, M. (2005). Sustainable development (1987-2005): An oxymoron comes of age. *Sustainable Development*, 13(4), 212–227. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.281>
- Reed, B. (2007). Shifting from 'sustainability' to regeneration. *Building Research & Information*, 35(6), 674–680. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613210701475753>
- Reed, M. S., Fraser, E. D. G., & Dougill, A. J. (2006). An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecological Economics*, 59(4), 406–418. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.008>
- Reed, R., Wilkinson, S., Bilos, A., & Schulte, K.-W. (2011). A Comparison of International Sustainable Building Tools – An Update. In *The 17 th Annual Pacific Rim Real Estate Society Conference, Gold Coast*.
- Rees, W., & Wackernaegel, M. (2008). Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable and why they are a key to sustainability. In J. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, ... C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (pp. 537–555). NY: Springer. ISBN: 978-0-387-73411-8
- Reith, A., & Orova, M. (2015). Do green neighbourhood ratings cover sustainability? *Ecological Indicators*, 48, 660–672. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.005>
- RELUX. (2019). ReluxDesktop – the new approach to planning. Retrieved February 12, 2019, from <https://reluxnet.relux.com/en/>
- REN21. (2018). RENEWABLES 2018 GLOBAL STATUS REPORT. Retrieved from <http://www.ren21.net/gsr-2018/>
- Reuters. (2018). Germany is trialing a plan for free public transport in polluted cities. Retrieved February 27, 2019, from https://www.weforum.org/agenda/2018/02/germany-is-trialing-a-plan-for-free-public-transport-in-polluted-cities?utm_content=buffera6542&utm_medium=social&utm_source=twitter.com&utm_campaign=buffer
- Rezaie, B., & Rosen, M. A. (2012). District heating and cooling: Review of technology and potential enhancements. *Applied Energy*, 93, 2–10. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.04.020>
- RFSC. (2017). The Reference Framework for Sustainable Cities. Retrieved November 22, 2017, from <http://rfsc.eu/>
- Rickwood, C., Car, G., & Hodgson, K. (2007). *Global Drinking Water Quality Index Development and Sensitivity Analysis Report. Environment* (Richard Ro). DOI: <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Rio Tinto. (2019). Rio Tinto. Pioneering Progress. Retrieved March 20, 2019, from <http://www.riotinto.com/>
- Ritchie, H. (2019). How much of the world's land would we need in order to feed the global population with the average diet of a given country? Retrieved November 9, 2019, from <https://ourworldindata.org/agricultural-land-by-global-diets>
- Ritzén, S., & Sandström, G. Ö. (2017). Barriers to the Circular Economy - Integration of Perspectives and Domains. *Procedia CIRP*, 64, 7–12. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.procir.2017.03.005>
- Rivera, M., & Lagos, A. (2013). *Establishing a Sustainable Development Goal on Cities*. (C. Weber, Ed.). Potsdam.
- Robinson, J., & Cole, R. J. (2015). Theoretical underpinnings of regenerative sustainability. *Building Research & Information*, 43(2), 133–143. DOI: <http://doi.org/10.1080/09613218.2014.979082>
- Rocha, M. E. R. R., & Ramos, R. U. I. A. R. (2012). Network of Urban Parks and Green Corridors in the City of Braga, Portugal. In *Advances in Environment, Computational Chemistry and Bioscience* (pp. 205–210).

Retrieved

from

<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.1007.4319&rep=rep1&type=pdf> ISBN: 978-1-61804-147-0

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... Foley, J. A. (2009). A Safe Operating space for humanity. *Nature*, *461*(7263), 472–475. DOI: <http://doi.org/10.1038/461472a>
- Rodrigues, D., Magalhães, C., Fonseca, F., Duarte, A., & Ribeiro, P. (2017). Avaliação da conformidade de Sinais de Trânsito para melhorar a segurança rodoviária em meio urbano: uma aplicação no Centro de Guimarães, Portugal. *URBE. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, *9*(1), 346–360. DOI: <http://doi.org/10.1590/2175-3369.009.supl1.ao07>
- Rodrigues, D., Ramos, R., & Tobias, M. (2016). A spatial multicriteria model for urban accessibility mapping. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Urban Design and Planning*, *169*(2), 91–103. DOI: <http://doi.org/10.1680/udap.15.00014>
- Rodrigues, D., Ribeiro, P., & Nogueira, I. (2015). Safety classification using GIS in decision-making process to define priority road interventions. *Journal of Transport Geography*, *43*, 101–110. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2015.01.007>
- Romeo, D., Vea, E. B., & Thomsen, M. (2018). Environmental Impacts of Urban Hydroponics in Europe: A Case Study in Lyon. *Procedia CIRP*, *69*(May), 540–545. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.048>
- Rosales, N. (2011). Towards the modeling of sustainability into urban planning: Using indicators to build sustainable cities. *Procedia Engineering*, *21*, 641–647. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.11.2060>
- Rossi, F., Anderini, E., Castellani, B., Nicolini, A., & Morini, E. (2015). Integrated improvement of occupants' comfort in urban areas during outdoor events. *Building and Environment*, *93*(P2), 285–292. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.07.018>
- Ruiz, M. A., Sosa, M. B., Correa, E. N., & Cantón, M. A. (2017). Design tool to improve daytime thermal comfort and nighttime cooling of urban canyons. *Landscape and Urban Planning*, *167*(November 2016), 249–256. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.07.002>
- Saberi, S., Kouhizadeh, M., & Sarkis, J. (2018). Blockchain technology: A panacea or pariah for resources conservation and recycling? *Resources, Conservation and Recycling*, *130*(November 2017), 80–81. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.020>
- Sacramento Public Library. (2017). Library of Things. Retrieved June 6, 2017, from <http://www.saclibrary.org/Services/Library-of-Things>
- Sandvik. (2019). Sandvik minind and rock technology. Retrieved March 20, 2019, from <https://www.rocktechnology.sandvik/en/>
- Sandy, T., Kumar, N., Hack, N., Lussi, M., Dörfler, K., Buchli, J., & Giffthaler, M. (2018). Digital in situ fabrication - Challenges and opportunities for robotic in situ fabrication in architecture, construction, and beyond. *Cement and Concrete Research*, *112*(January), 66–75. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cemconres.2018.05.013>
- Santos, G., Behrendt, H., & Teytelboym, A. (2010). Part II: Policy instruments for sustainable road transport. *Research in Transportation Economics*, *28*(1), 46–91. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.retrec.2010.03.002>
- Santos, P. M., Rodrigues, J. G. P., Cruz, S. B., Lourenço, T., D'Orey, P. M., Luis, Y., ... Barros, J. (2018). PortoLivingLab: An IoT-Based Sensing Platform for Smart Cities. *IEEE Internet of Things Journal*, *5*(2), 523–532. DOI: <http://doi.org/10.1109/JIOT.2018.2791522>
- Santos, R., & Silverte, J. D. (2016). Integração de BIM com Avaliação do Ciclo de Vida : análise do estado da arte e das ferramentas disponíveis, (November).
- Sarkar, P. K., & Jain, U. (2017). Benchmarking of Personal Rapid Transit System (Dynamic Model). *Transportation Research Procedia*, *25*, 4207–4218. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.05.370>
- Satterthwaite, D. (2003). The millennium development goals and urban poverty reduction: Great expectations and nonsense statistics. *Environment & Urbanization*, *15*(2), 179–190. DOI: <http://doi.org/10.1177/095624780301500208>
- Satyro, W. C., Sacomano, J. B., Contador, J. C., & Telles, R. (2018). Planned obsolescence or planned resource

- depletion? A sustainable approach. *Journal of Cleaner Production*, 195, 744–752. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.222>
- Saunders, T. (2008). *A discussion document comparing international environmental assessment methods for buildings*. Bre. Retrieved from http://www.dgbc.nl/images/uploads/rapport_vergelijking.pdf
- SBA. (2017). Sustainable Building Alliance : Championing quality certification to advance sustainable building. Retrieved January 1, 2017, from <http://www.sballiance.org/>
- Scarborough, P., Appleby, P. N., Mizdrak, A., Briggs, A. D. M., Travis, R. C., Bradbury, K. E., & Key, T. J. (2014). Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters , fish-eaters , vegetarians and vegans in the UK. *Climatic Change*, 179–192. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10584-014-1169-1>
- Schiermeier, B. Y. Q. (2019). Eat less meat: UN climate change panel tackles diets. *Nature*, 572, 291. DOI: <http://doi.org/10.1038/d41586-019-02409-7>
- Schneider Electric. (2018). Schneider Electric’s Circular Economy Commitments and Progress Unveiled Today. Retrieved March 21, 2019, from <https://www.schneider-electric.com/en/about-us/press/news/corporate-2018/circular-economy-commitments.jsp>
- Schneider, L., Berger, M., & Finkbeiner, M. (2012). The anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(9), 929–936. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11367-011-0313-7>
- Schniederjans, D. G. (2017). Adoption of 3D-printing technologies in manufacturing: A survey analysis. *International Journal of Production Economics*, 183(July 2016), 287–298. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ijpe.2016.11.008>
- Schor, J. B., & Attwood-Charles, W. (2017). The “sharing” economy: labor, inequality, and social connection on for-profit platforms. *Sociology Compass*, 11(8), 1–16. DOI: <http://doi.org/10.1111/soc4.12493>
- Schröter, M., Barton, D. N., Remme, R. P., & Hein, L. (2014). Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecological Indicators*, 36, 539–551. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.018>
- Schultz, J., Brand, F., Kopfmüller, J., & Ott, K. (2008). Building a 'theory of sustainable development': two salient conceptions within the German discourse. *International Journal of Environment and Sustainable Development*, 7(4), 465–482. DOI: <http://doi.org/10.1504/IJESD.2008.022390>
- Schwarz, N. (2010). Urban form revisited-Selecting indicators for characterising European cities. *Landscape and Urban Planning*, 96(1), 29–47. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.01.007>
- Seeger, B. (2016). Global Energy Consumption: The Numbers for Now and in the Future. *DTU Library*.
- Seghezze, L. (2009). The five dimensions of sustainability. *Environmental Politics*, 18(4), 539–556. DOI: <http://doi.org/10.1080/09644010903063669>
- Semtime. (2019). Semtime. Energy made effortless. Retrieved April 8, 2019, from <https://semtime.com/>
- Senbel, M., McDaniels, T., & Dowlatabadi, H. (2003). The ecological footprint: A non-monetary metric of human consumption applied to North America. *Global Environmental Change*, 13(2), 83–100. DOI: [http://doi.org/10.1016/S0959-3780\(03\)00009-8](http://doi.org/10.1016/S0959-3780(03)00009-8)
- Sethi, M., & Puppim, J. (2015). From global “North-South” to local “Urban-Rural”: A shifting paradigm in climate governance? *Urban Climate*, 14, 529–543. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.uclim.2015.09.009>
- Sev, A. (2011). A comparative analysis of building environmental assessment tools and suggestions for regional adaptations. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 28(3), 231–245. DOI: <http://doi.org/10.1080/10286608.2011.588327>
- Sevenson, B. (2015). Shanghai-based WinSun 3D Prints 6-Story Apartment Building and an Incredible Home. Retrieved April 1, 2019, from <https://3dprint.com/38144/3d-printed-apartment-building/>
- Shach-Pinsly, D. (2018). Measuring security in the built environment: Evaluating urban vulnerability in a human-scale urban form. *Landscape and Urban Planning*, (March), 12. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.022>
- Sharifi, A. (2019). Resilient urban forms: A review of literature on streets and street networks. *Building and Environment*, 147(September 2018), 171–187. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.09.040>
- Sharifi, A., & Murayama, A. (2013). A critical review of seven selected neighborhood sustainability assessment

- tools. *Environmental Impact Assessment Review*, 38, 73–87. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.06.006>
- Sharifi, A., & Murayama, A. (2014). Neighborhood sustainability assessment in action: Cross-evaluation of three assessment systems and their cases from the US, the UK, and Japan. *Building and Environment*, 72, 243–258. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.11.006>
- Sharing Cities Network. (2017). Sharing Cities Network. Retrieved June 6, 2017, from <http://www.shareable.net/sharing-cities-network>
- Shen, L., Peng, Y., Zhang, X., & Wu, Y. (2012). An alternative model for evaluating sustainable urbanization. *Cities*, 29(1), 32–39. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2011.06.008>
- Shen, L. Y., Jorge Ochoa, J., Shah, M. N., & Zhang, X. (2011). The application of urban sustainability indicators - A comparison between various practices. *Habitat International*, 35(1), 17–29. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.habitatint.2010.03.006>
- Siemens. (2009). European Green City Index. Assessing the environmental impact of Europe's major cities. *Munich: Siemens AG*, 44, 51. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:European+Green+City+Index#1>
- Silva, C., Reis, J. P., & Pinho, P. (2014). How urban structure constrains sustainable mobility choices: Comparison of Copenhagen and Oporto. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 41(2), 211–228. DOI: <http://doi.org/10.1068/b37138>
- Silva, J. (2014). *Contributo dos Espaços Verdes para o Bem-estar das Populações - Estudo de caso em Vila Real*. Universidade de Coimbra. Retrieved from http://www.uc.pt/fluc/depgeo/Arquivo/Arq_Prova_Mest/Teses_mestrado_PDF/Humana/20140724_Tese_Mestrado_Joana_Silva
- Silva, L. T., Mendes, B., Rodrigues, D., Ribeiro, P., & Mendes, J. F. G. (2016). A mobile environmental monitoring station for sustainable cities. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11(6), 949–958. DOI: <http://doi.org/10.2495/SDP-V11-N6-949-958>
- Silva, Lígia, Fonseca, F., Rodrigues, D., & Campos, A. (2018). Assessing the influence of urban geometry on noise propagation by using the sky view factor. *Journal of Environmental Planning and Management*, 61(3), 535–552. DOI: <http://doi.org/10.1080/09640568.2017.1319804>
- Silva, Lígia, & Monteiro, J. (2016). The Influence of Urban Form on Environmental Quality within a Medium-sized City. *Procedia Engineering*, 161, 2046–2052. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.08.801>
- Silva, Lígia, Oliveira, I., & Silva, J. (2016). The impact of urban noise on primary schools. Perceptive evaluation and objective assessment. *Applied Acoustics*, 106, 2–9. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apacoust.2015.12.013>
- Silva, Lígia, Oliveira, M., & Silva, J. (2014). Urban form indicators as proxy on the noise exposure of buildings. *Applied Acoustics*, 76, 366–376. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apacoust.2013.07.027>
- Silva, & Mendes. (2012). City Noise-Air: An environmental quality index for cities. *Sustainable Cities and Society*, 4(1), 1–11. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scs.2012.03.001>
- Simon, D., Arfvidsson, H., Anand, G., Bazaz, A., Fenna, G., Foster, K., ... Wright, C. (2016). Developing and testing the Urban Sustainable Development Goal's targets and indicators – a five city study. *Environment and Urbanization*, 28(1), 49–63. DOI: <http://doi.org/10.1177/0956247815619865>
- Singh, R. (2016). Factors Affecting Walkability of Neighborhoods. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 216(October 2015), 643–654. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.12.048>
- Sinistore, J. (2018). Driving sustainability through life cycle assessment, renewable energy and blockchain. Retrieved February 4, 2019, from <https://www.wsp.com/en-PL/insights/blockchain-driving-sustainability>
- Sioshansi, F. P. (2011). *Smart grid: integrating renewable, distributed and efficient energy*. Academic Press. ISBN: 0123864534
- Smetana, S., Seebold, C., & Heinz, V. (2018). Neural network, blockchain, and modular complex system: The evolution of cyber-physical systems for material flow analysis and life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 133(January), 229–230. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.02.020>

- SMTDC. (2005). Shanghai Maglev Transportation Development Co., Lda. Retrieved March 4, 2019, from <http://www.smtdc.com/en/>
- SNS, S. N. de S. (2017). *Relatório Anual. Acesso a Cuidados de Saúde nos Estabelecimentos do SNS e Entidades Convencionadas em 2017*.
- Snyder, P. K., Foley, J. A., Hitchman, M. H., & Delire, C. (2004). Analyzing the effects of complete tropical forest removal on the regional climate using a detailed three-dimensional energy budget: An application to Africa. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, *109*(21). DOI: <http://doi.org/10.1029/2003JD004462>
- Soleimani, H., Nasri, O., Ojaghi, B., Pasalari, H., Hosseini, M., Hashemzadeh, B., ... Feizabadi, K. (2018). Data on drinking water quality using water quality index (WQI) and assessment of groundwater quality for irrigation purposes in Qorveh&Dehgolan, Kurdistan, Iran. *Data in Brief*, *20*, 375–386. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.dib.2018.08.022>
- Somogyi, Z. (2015). A framework for quantifying environmental sustainability. *Ecological Indicators*, *61*, 338–345. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.034>
- Souza, L. C. L. de, Ramos, R. A. R., Silva, A. N. R. da, & Mendes, J. F. G. (2003). Cidades Sustentáveis: Um Desafio Comum Para Brasil E Portugal. *Iii Enecs - Encontro Nacional Sobre Edificações E Comunidades Sustentáveis*, (July 2015).
- Spicer, V., & Song, J. (2017). The impact of transit growth on the perception of crime. *Journal of Environmental Psychology*, *54*, 151–159. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jenvp.2017.09.002>
- Spyce. (2019). Culinary excellence elevated by technology. Retrieved March 22, 2019, from <https://www.spyce.com/>
- Srivastava, M. (2016). Framework to Assess City-scale Sustainability. *Procedia Engineering*, *145*, 1440–1447. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.04.181>
- STAR Communities. (2017). STAR Communities. Retrieved September 14, 2017, from <http://www.starcommunities.org/>
- Steen, B. A. (2006). Abiotic Resource Depletion: Different perceptions of the problem with mineral deposits. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *11*(SPEC. ISS. 1), 49–54. DOI: <http://doi.org/10.1065/lca2006.01.237>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., ... Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, *348*(6240), 1217–1217. DOI: <http://doi.org/10.1126/science.aab0031>
- Stephan, A., Crawford, R. H., & de Myttenaere, K. (2013). Multi-scale life cycle energy analysis of a low-density suburban neighbourhood in Melbourne, Australia. *Building and Environment*, *68*, 35–49. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.06.003>
- Sterr, T., & Ott, T. (2004). The industrial region as a promising unit for eco-industrial development - Reflections, practical experience and establishment of innovative instruments to support industrial ecology. *Journal of Cleaner Production*, *12*(8–10), 947–965. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.029>
- Stossel, Z., Kissinger, M., & Meir, A. (2015a). Assessing the state of environmental quality in cities - A multi-component urban performance (EMCUP) index. *Environmental Pollution*, *206*, 679–687. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.036>
- Stossel, Z., Kissinger, M., & Meir, A. (2015b). Measuring the biophysical dimension of urban sustainability. *Ecological Economics*, *120*, 153–163. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.010>
- Stossel, Z., Kissinger, M., & Meir, A. (2017). Modeling the Contribution of Existing and Potential Measures to Urban Sustainability Using the Urban Biophysical Sustainability Index (UBSI). *Ecological Economics*, *139*, 1–8. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.039>
- Stranddorf, H., Hoffmann, L., & Schmidt, A. (2005a). *Impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental News* (Vol. 78). Retrieved from <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-574-3/pdf/87-7614-575-1.pdf>
- Stranddorf, H., Hoffmann, L., & Schmidt, A. (2005b). *Impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental News* (Vol. 78).
- Suano, B., & Pires, S. M. (2018). A importância de indicadores locais de direitos humanos. In A. Miranda, M.

- Lopes, L. Tarelho, F. Martins, P. Roebeling, M. Coelho, & J. Labrincha (Eds.), *Ambiente e Direitos Humanos* (p. 10). Aveiro: Universidade de Aveiro. ISBN: 978-972-789-540-3
- Subramanian, D., & Jana, A. (2018). Assessing urban recreational open spaces for the elderly: A case of three Indian cities. *Urban Forestry and Urban Greening*, 35(August), 115–128. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.015>
- SUDEN. (2017). Sustainable Urban Development European Network. Retrieved September 14, 2017, from <http://www.suden.org/en/european-projects/the-hqe2r-project/>
- Sustainable Cities Platform. (2017). The Aalborg Charter. Retrieved November 8, 2017, from <http://www.sustainablecities.eu>
- Svensson, M. K. (2004). Sky view factor analysis - Implications for urban air temperature differences. *Meteorological Applications*, 11(3), 201–211. DOI: <http://doi.org/10.1017/S1350482704001288>
- Tahbaz, M. (2011). Psychrometric chart as a basis for outdoor thermal analysis. *International Journal of Architectural Engineering & Urban Planning*, 21(2), 95–109.
- Taleghani, M., & Berardi, U. (2018). The effect of pavement characteristics on pedestrians' thermal comfort in Toronto. *Urban Climate*, 24, 449–459. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.05.007>
- Taleghani, M., Kleerekoper, L., Tenpierik, M., & Van Den Dobbelsteen, A. (2015). Outdoor thermal comfort within five different urban forms in the Netherlands. *Building and Environment*, 83, 65–78. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.03.014>
- Taleghani, M., Sailor, D. J., Tenpierik, M., & van den Dobbelsteen, A. (2014). Thermal assessment of heat mitigation strategies: The case of Portland State University, Oregon, USA. *Building and Environment*, 73, 138–150. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.12.006>
- Tanguay, Georges A, Rajaonson, J., Lefebvre, J.-F., & Lanoie, P. (2010). Measuring the sustainability of cities : A survey-Based Analysis of the Use of Local Indicators. *Ecological Indicators*, 29. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.013>
- Tanguay, Georges Antoni, Rajaonson, J., & Therrien, M. C. (2013). Sustainable tourism indicators: Selection criteria for policy implementation and scientific recognition. *Journal of Sustainable Tourism*, 21(6), 862–879. DOI: <http://doi.org/10.1080/09669582.2012.742531>
- Tarzia, V., Berrini, M., Bono, L., Ferrari, G., & Merola, M. (2003). *European Common Indicators - Towards a Local Sustainability Profile*. Retrieved from http://www.cityindicators.org/Deliverables/eci_final_report_12-4-2007-1024955.pdf
- Teijin Frontier. (2019). Eco Circle Fibers. Retrieved March 21, 2019, from <https://www2.teijin-frontier.com/english/sozai/specifics/ecopet-plus.html>
- Tender, M. L., Couto, J. P., & Bragança, L. (2017). The role of underground construction for the mobility, quality of life and economic and social sustainability of urban regions. *REM - International Engineering Journal*, 7(3), 265–271. DOI: <http://doi.org/10.1590/0370-44672016700151>
- Tesla. (2019a). Sistema de Piloto Totalmente Automático em Todos os Carros. Retrieved February 27, 2019, from https://www.tesla.com/pt_PT/
- Tesla. (2019b). Solar Roof. Dê energia à sua casa com Beautiful Solar. Retrieved April 8, 2019, from https://www.tesla.com/pt_PT/solarroof
- The British Standards Institution. BS 8001:2017. Framework for Implementing the Principles of the Circular Economy in Organizations – Guide (2017).
- The Sharing Depot. (2017). Canada's 1st Library of Things is now open! Retrieved June 6, 2017, from <https://sharingdepot.ca/>
- Theodoridou, I., Papadopoulos, A. M., & Hegger, M. (2012). A feasibility evaluation tool for sustainable cities - A case study for Greece. *Energy Policy*, 44, 207–216. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.01.042>
- Thorsson, S., Lindberg, F., Björklund, J., Holmer, B., & Rayner, D. (2011). Potential changes in outdoor thermal comfort conditions in Gothenburg, Sweden due to climate change: The influence of urban geometry. *International Journal of Climatology*, 31(2), 324–335. DOI: <http://doi.org/10.1002/joc.2231>
- ThyssenKrupp. (2019). Construction, buildings & infrastructure – innovations for urban transformation. Retrieved February 25, 2019, from <https://www.thyssenkrupp.com/en/products/construction-infrastructure-and->

buildings/

- Tian, Y., Jim, C. Y., & Wang, H. (2014). Assessing the landscape and ecological quality of urban green spaces in a compact city. *Landscape and Urban Planning*, *121*, 97–108. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.001>
- Tigre, R., Sampaio, B., & Menezes, T. (2017). The Impact of Commuting Time on Youth'S School Performance. *Journal of Regional Science*, *57*(1), 28–47. DOI: <http://doi.org/10.1111/jors.12289>
- Tisserant, A., Pauliuk, S., Merciai, S., Schmidt, J., Fry, J., Wood, R., & Tukker, A. (2017). Solid Waste and the Circular Economy: A Global Analysis of Waste Treatment and Waste Footprints. *Journal of Industrial Ecology*, *21*(3), 628–640. DOI: <http://doi.org/10.1111/jiec.12562>
- Tomiyama, I., Ito, T., Yamamoto, S., Yamada, T., & Kikuta, J. (2012). New Subway-Integrated City Logistics Ssystem. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, *39*(2004), 476–489. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.03.123>
- Toshiba. (2014). Toshiba Elevator and Building Systems Corporation. Retrieved February 25, 2019, from <https://www.toshiba-elevator.co.jp/elv/infoeng/projects/taipei/02.html>
- Tran, L. (2016). An interactive method to select a set of sustainable urban development indicators. *Ecological Indicators*, *61*, 418–427. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.043>
- Triciclos. (2019). Triciclos. We believe in Circular Economies. Retrieved March 21, 2019, from <http://www.triciclos.net/en/>
- Trigaux, D., Allacker, K., & De Troyer, F. (2014). Model for the environmental impact assessment of neighbourhoods. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, *181*, 103–114. DOI: <http://doi.org/10.2495/EID140091>
- Turcu, C. (2013). Re-thinking sustainability indicators: Local perspectives of urban sustainability. *Journal of Environmental Planning and Management*, *56*(5), 695–719. DOI: <http://doi.org/10.1080/09640568.2012.698984>
- TVILight. (2019). TVILight. Full Control of Street Lighting. Retrieved April 10, 2019, from <https://www.tvilight.com/>
- U.S. Energy Information Administration. (2018). *International Energy Outlook 2018*. Retrieved from <https://www.eia.gov/>
- UCGL. (2013). Global Charter-Agenda for Human Rights in the City. Retrieved January 5, 2018, from <https://www.uclg-cisd.org/en/right-to-the-city/world-charter-agenda>
- UCL, U. C. L., & CASA, T. B. C. for A. S. A. (2019). London City Dashboard. Retrieved February 7, 2019, from <http://citydashboard.org/london/>
- UCLG, U. C. and L. G. C. on S. I. P. D. and H. R. (2016). *Global Charter-Agenda for Human Rights in the City*. Barcelona.
- UK Department for Transport. (2014). *National Travel Survey 2014: Travel to school*. Retrieved from https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/476635/travel-to-school.pdf
- UN, U. N. (2015a). Millennium Development Goals and Beyond 2015. Retrieved September 14, 2018, from <http://www.un.org/millenniumgoals/>
- UN, U. N. (2015b). Sustainable Development Knowledge Platform. Retrieved September 14, 2018, from <https://sustainabledevelopment.un.org/>
- UNEP-SBCI. (2009). *Buildings and Climate Change: A summary for decision-makers*. Paris: UNEP DTIE Sustainable Consumption & Production Branch. Retrieved from www.unep.fr/scp ISBN: 978-92-807-0000-0
- UNEP. (2013). *The Emissions Gap Report 2013*. Retrieved from <http://www.unep.org/pdf/2012gapreport.pdf>
- UNEP. (2017). *The Emissions Gap Report 2017 - A UN Environment Synthesis Report. United Nations Environment Programme (UNEP)*. Retrieved from <https://www.unenvironment.org/resources/emissions-gap-report>
- UNEP. (2018). The Montreal Protocol. Retrieved September 13, 2018, from <http://web.unep.org/ozonaction/who-we-are/about-montreal-protocol>
- UNEP, U. N. environmental P. (2015). Sustainable Innovation Forum 2015. Retrieved September 7, 2018, from <http://www.cop21paris.org/>
- UNHabitat. (2004). *Urban Indicators Guidelines*. Retrieved from <https://unhabitat.org/urban-indicators-guidelines->

- monitoring-the-habitat-agenda-and-the-millennium-development-goals/
- United Nations. (2017a). Global Indicator Framework for the Sustainable Development Goals and Targets of the 2030 Agenda for Sustainable Development. Retrieved from https://unstats.un.org/sdgs/indicators/GlobalIndicatorFramework_A.RES.71.313Annex.pdf
- United Nations. (2017b). World Population Prospects 2017. Retrieved July 16, 2018, from <https://esa.un.org/unpd/wpp/>
- United Nations. (2019). SEEA - System of Environmental Economic Accounts. Retrieved February 1, 2019, from <https://seea.un.org/>
- United States Geological Survey. (2015). Commodity Statistics and Information. Retrieved February 1, 2019, from <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/>
- UNOHCHR, U. N. O. of the H. C. for H. R. (2012). *Human Rights Indicators: A Guide to Measurement and Implementation*.
- Urban China Initiative. (2012). *2011 Urban Sustainability Index: A New Tool for Measuring China's Cities*.
- Urban China Initiative. (2016). *2016 Urban Sustainability Index*.
- Urban China Initiative. (2017). Urban Sustainability Index (USI). Retrieved November 16, 2017, from <http://www.urbanchinainitiative.org/en/research/usi.html>
- USGBC. (2017). Better buildings are our Legacy. Retrieved January 1, 2017, from <http://www.usgbc.org/leed>
- Vallance, S., Perkins, H. C., & Dixon, J. E. (2011). What is social sustainability? A clarification of concepts. *Geoforum*, *42*(3), 342–348. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.geoforum.2011.01.002>
- van den Dobbelsteen, A., & de Wilde, S. (2004). Space use optimisation and sustainability - Environmental assessment of space use concepts. *Journal of Environmental Management*, *73*(2), 81–89. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.06.002>
- Van Dijk, M., De Groot, R., Van Acker, F., Savelberg, H., & Kirschner, P. (2014). Active commuting to school, cognitive performance, and academic achievement: An observational study in Dutch adolescents using accelerometers. *BMC Public Health*, *14*(1), 1–11. DOI: <http://doi.org/10.1186/1471-2458-14-799>
- Van Leeuwen, C., & Chandy, P. (2013). The city blueprint: Experiences with the implementation of 24 indicators to assess the sustainability of the urban water cycle. *Water Science and Technology: Water Supply*, *13*(3), 769–781. DOI: <http://doi.org/10.2166/ws.2013.062>
- van Oers, L., & Guinée, J. (2016). The Abiotic Depletion Potential: Background, Updates, and Future. *Resources*, *5*(1), 16. DOI: <http://doi.org/10.3390/resources5010016>
- Van Renterghem, T., Hornikx, M., Forssen, J., & Botteldooren, D. (2013). The potential of building envelope greening to achieve quietness. *Building and Environment*, *61*, 34–44. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.12.001>
- van Zeijl-Rozema, A., Cörvers, R., Kemp, R., & Martens, P. (2008). Governance for Sustainable Development: A Framework. *Sustainable Development*, *42*(October), 410–421. DOI: <http://doi.org/10.1109/INFRA.2008.5439646>
- Van Zelm, R., Huijbregts, M. A. J., & Van De Meent, D. (2009). USES-LCA 2.0-a global nested multi-media fate, exposure, and effects model. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *14*(3), 282–284. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11367-009-0066-8>
- Viegas, C. V., Saldanha, D. L., Bond, A., Ribeiro, J. L. D., & Selig, P. M. (2013). Urban land planning: The role of a Master Plan in influencing local temperatures. *Cities*, *35*, 1–13. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.cities.2013.05.006>
- Vieira, J., Matos, P., Mexia, T., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., ... Pinho, P. (2018). Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks. *Environmental Research*, *160*(August 2017), 306–313. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.006>
- Vigga. (2017). Vigga. What if clothes could grow with your child? Retrieved March 21, 2019, from <https://vigga.us/in-english>
- Virgin. (2019). Virgin Hyperloop One. Retrieved March 2, 2019, from <https://hyperloop-one.com/>
- virtualcitySYSTEMS. (2019). virtualcitySYSTEMS, your expert for 3D spatial data infrastructures. Retrieved February

- 9, 2019, from <https://www.virtualcitysystems.de/en/>
- Volvo. (2019). Volvo Trucks. First autonomous solution in real operation. Retrieved February 27, 2019, from <https://www.volvotrucks.com/en-en/about-us/automation.html>
- VYBOR-OB. (2015). Plant of bulk block construction "VYBOR-OB." Retrieved March 30, 2019, from <https://vyborstroi.ru/about/ooo-vybor-divisions/vybor-ob/>
- Wackernagel, M., Schulz, N. B., Deumling, D., Linares, A. C., Jenkins, M., Kapos, V., ... Randers, J. (2002). Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *99*(14), 9266–9271. DOI: <http://doi.org/10.1073/pnas.142033699>
- Wallhagen, M., Glaumann, M., Eriksson, O., & Westerberg, U. (2013). Framework for Detailed Comparison of Building Environmental Assessment Tools. *Buildings*, *3*(1), 39–60. DOI: <http://doi.org/10.3390/buildings3010039>
- Walton, J. S., El-Haram, M., Castillo, N. H., Horner, R. M., & Price, A. D. (2005). Integrated assessment of urban sustainability. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Engineering Sustainability*, *158*(2), 57–65. DOI: <http://doi.org/10.1680/ensu.2005.158.2.57>
- Wang, G. (2011). Advanced vehicles: Costs, energy use, and macroeconomic impacts. *Journal of Power Sources*, *196*(1), 530–540. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2010.07.009>
- Wang, Y., Lam, K. C., Harder, M. K., Ma, W. C., & Yu, Q. (2013). Developing an indicator system to foster sustainability in strategic planning in China: A case study of Pudong New Area, Shanghai. *Ecological Indicators*, *29*, 376–389. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.007>
- Wangel, J., Wallhagen, M., Malmqvist, T., & Finnveden, G. (2016). Certification systems for sustainable neighbourhoods: What do they really certify? *Environmental Impact Assessment Review*, *56*, 200–213. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.10.003>
- WCED, W. C. on E. and D. (1987). *Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development*. (G. H. Brundtland, Ed.) *Medicine, Conflict and Survival* (Vol. 4). DOI: <http://doi.org/10.1080/07488008808408783>
- Weingaertner, C., & Moberg, Å. (2014). Exploring social sustainability: Learning from perspectives on urban development and companies and products. *Sustainable Development*, *22*(2), 122–133. DOI: <http://doi.org/10.1002/sd.536>
- Werner, S. (2017a). District heating and cooling in Sweden. *Energy*, *126*, 419–429. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.052>
- Werner, S. (2017b). International review of district heating and cooling. *Energy*, *137*, 617–631. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.energy.2017.04.045>
- Wheeler, S. (2004). *Planning for Sustainability. Creating Livable, Equitable and Ecological Communities* (1st ed.). Oxon: Routledge. ISBN: 978-0-203-13455-9
- WHO, W. H. O. (2011a). *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe*. (L. Fritschi, L. Brown, R. Kim, D. Schwela, & S. Kephelopoulos, Eds.).
- WHO, W. H. O. (2011b). *World Report on Disability*. Malta.
- Wiig, A., & Wyly, E. (2016). Introduction: Thinking through the politics of the smart city. *Urban Geography*, *37*(4), 485–493. DOI: <http://doi.org/10.1080/02723638.2016.1178479>
- Wilk, S. (2013). Waste sorting Gavle Sweden. Retrieved March 20, 2019, from https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Waste_sorting_Gavle_Sweden.JPG
- Wilkinson, R., & Pickett, K. (2010). *The Spirit Level: Why Equality is Better for Everyone* (1st ed.). Penguin, UK. DOI: http://doi.org/10.1300/J104v30n02_13
- Williams, N. (2002). *Achieving Sustainable Urban Form* (Vol. 18). DOI: [http://doi.org/10.1016/s0264-8377\(01\)00010-2](http://doi.org/10.1016/s0264-8377(01)00010-2)
- Wilson, D., Rodic, L., Modak, P., Soos, R., Rogero, A., Velis, C., ... Simonett, O. (2015). *Global Waste Management Outlook*. (D. Wilson, Ed.). UNEP, United Nations environmental Programme. Retrieved from http://data.worldbank.org/indicator/SH.H2O.SAFE.ZS?end=2015&name_desc=false&start=1990&view=chart ISBN: 978-92-807-3479-9
- Winsun3D. (2019). 3D Printing Architecture's future. Retrieved April 1, 2019, from <http://www.winsun3d.com/>

- Wolf, M.-A., Pant, R., Chomkhamisri, K., Sala, S., & Pennington, D. (2012). *The International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*.
- Wong, C. (2006). *Indicators for Urban and Regional Planning* (1st ed.). London: Routledge. ISBN: 9781134495924
- Wong, K., & Xie, Y. (2014). Fire safety management strategy of complex developments. *Procedia Engineering*, *71*, 410–420. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.04.059>
- Woodcraft, S. (2012). Social Sustainability and New Communities: Moving from Concept to Practice in the UK. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, *68*, 29–42. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.12.204>
- Woods, C. B., & Nelson, N. M. (2014). An evaluation of distance estimation accuracy and its relationship to transport mode for the home-to-school journey by adolescents. *Journal of Transport and Health*, *1*(4), 274–278. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jth.2014.07.001>
- Woodson, T., Alcantara, J. T., & do Nascimento, M. S. (2019). Is 3D printing an inclusive innovation?: An examination of 3D printing in Brazil. *Technovation*, *80–81*(December 2018), 54–62. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.technovation.2018.12.001>
- World Meteorological Organization. (2014). *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2014. Assessment for Decision-Makers. Global Ozone Research and Monitoring Project—Report No. 56*. Geneva. ISBN: 9789966076007
- Wu, K. C., & Song, L. Y. (2017). A case for inclusive design: Analyzing the needs of those who frequent Taiwan's urban parks. *Applied Ergonomics*, *58*, 254–264. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apergo.2016.06.015>
- Wu, X., & Hu, S. (2011). Exploratory post-evaluation of the current situation of sustainable urban development. *Procedia Engineering*, *21*, 1169–1172. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.11.2126>
- Xiao, G., Xue, L., & Woetzel, J. (2010). *Urban Sustainability Index: A New Tool for Measuring China's Cities*. Retrieved from www.urbanchinainitiative.typepad.com
- Xing, Y., Horner, R. M. W., El-Haram, M. A., & Bebbington, J. (2009). A framework model for assessing sustainability impacts of urban development. *Accounting Forum*, *33*(3), 209–224. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.accfor.2008.09.003>
- XtreeE. (2019). The large scale 3D. Retrieved April 1, 2019, from <https://www.xtreee.eu/>
- Yang, W., & Kang, J. (2005). Acoustic comfort evaluation in urban open public spaces. *Applied Acoustics*, *66*(2), 211–229. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apacoust.2004.07.011>
- Yang, Wen, & Deng, W. (2013). “Building related KPIs in Sino-Singapore Tianjin Eco-City.” *APCBEE Procedia*, *5*, 112–115. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apcbee.2013.05.020>
- Yao, J., Zhang, X., & Murray, A. (2018). Location optimization of urban fire stations: Access and service coverage. *Computers, Environment and Urban Systems*, *73*(November 2017), 184–190. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2018.10.006>
- Yigitcanlar, T., Dur, F., & Dizdaroglu, D. (2015). Towards prosperous sustainable cities: A multiscalar urban sustainability assessment approach. *Habitat International*, *45*(P1), 36–46. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.06.033>
- Yin, K., Wang, R., An, Q., Yao, L., & Liang, J. (2014). Using eco-efficiency as an indicator for sustainable urban development: A case study of Chinese provincial capital cities. *Ecological Indicators*, *36*, 665–671. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.003>
- Yo! Company. (2019). Yo! Home. Retrieved March 23, 2019, from <http://yo.co.uk/home/>
- Zavadskas, E., Kaklauskas, A., Šaparauskas, J., & Kalibatas, D. (2007). Vilnius urban sustainability assessment with an emphasis on pollution. *Ekologija*, *53*(Supplement), 64–72.
- Zeller, V., Towa, E., Degrez, M., & Achten, W. M. J. (2019). Urban waste flows and their potential for a circular economy model at city-region level. *Waste Management*, *83*, 83–94. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.034>
- Zeng, X., Mathews, J., & Li, J. (2018). O Urban Mining of E-Waste is Becoming More Cost-Effective Than virgin mining. *Environmental Science & Technology*, *(52)*, 4835–4841. DOI: <http://doi.org/10.1021/acs.est.7b04909>
- ZERO, A. S. T. S. (2018). Casa Comum da Humanidade. Retrieved December 7, 2018, from

<https://zero.org/casa-comum-da-humanidade-um-projeto-global-sediado-no-porto-a-ser-lancado-dia-15-de-julho/>

- Zhang, X., Skitmore, M., De Jong, M., Huisingh, D., & Gray, M. (2015). Regenerative sustainability for the built environment - From vision to reality. *Journal of Cleaner Production*, *109*, 1–10. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.001>
- Zhao, Y., Meek, G. A., Levine, B. G., & Lunt, R. R. (2014). Near-infrared harvesting transparent luminescent solar concentrators. *Advanced Optical Materials*, *2*(7), 606–611. DOI: <http://doi.org/10.1002/adom.201400103>
- Zhou, C., Dai, X., Wang, R., & Huang, J. (2011). Indicators for evaluating sustainable communities: A review. *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica*, *31*(16), 4750–4759. Retrieved from <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-80052506437&partnerID=40&md5=ecf2a8dd784fe2cadede24e008593a51>
- Ziegler, R. (2009). The politics of operationalisation: sustainable development and the eco-space approach. *Environmental Politics*, *18*(2), 163–181. DOI: <http://doi.org/10.1080/09644010802682544>
- Zinzi, M., & Carnielo, E. (2017). Impact of urban temperatures on energy performance and thermal comfort in residential buildings. The case of Rome, Italy. *Energy and Buildings*, *157*, 20–29. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.05.021>
- Zuo, F., Li, Y., Johnson, S., Johnson, J., Varughese, S., Copes, R., ... Chen, H. (2014). Temporal and spatial variability of traffic-related noise in the City of Toronto, Canada. *Science of the Total Environment*, *472*, 1100–1107. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.138>