

# GUIA

PARA O SANEAMENTO  
ECOLÓGICO INTEGRAL



# GUIA

## PARA O SANEAMENTO ECOLÓGICO INTEGRAL

### **Edição**

**Ana Cristina Rodrigues**

Escola Superior Agrária – Instituto Politécnico de Viana do Castelo  
Rua D. Mendo Afonso, 147, Refóios do Lima, 4990-706 Ponte de Lima, Portugal

**Cristina Calheiros**

CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental  
Terminal de Cruzeiros de Leixões, Av. General Norton de Matos, s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal

**Aline Guerreiro**

Portal da Construção Sustentável  
Rua dos Chãos, 84, 2º Frt., 4710-230 Braga, Portugal  
[www.csustentavel.com](http://www.csustentavel.com)

2020

## Guia para o Saneamento Ecológico Integral

**Título:** Guia para o Saneamento Ecológico Integral

**ISBN:** 978-972-95778-9-5

**Design gráfico:** Ana Flávia Silva - Portal da Construção Sustentável

**Local de publicação:** Instituto Politécnico de Viana do Castelo

Rua Escola Industrial e Comercial Nun'Álvares, n° 34

4900-347 Viana do Castelo

PORTUGAL

<http://portal.ipvc.pt>

**Sugestão para referência:** Rodrigues A. C., Calheiros C., Guerreiro A. (Eds.), 2020, Guia para o Saneamento Ecológico Integral, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, 46 pp.

Esta publicação é resultado do projeto ECOSAN – Promover o saneamento ecológico integral, financiado pelo Fundo Ambiental do Ministério do Ambiente, Aviso n.º 3771-A/2018 (Educação ambiental + sustentável: Promover o uso eficiente da água)



**FUNDO  
AMBIENTAL**



## Lista de Autores

**Ana Cristina Pontes de Barros Rodrigues**, nasceu a 29 de setembro de 1971, em Braga. É licenciada em Engenharia Biológica (UM, 1995), Mestre em Tecnologias do Ambiente (UM, 1998) e Doutorada em Engenharia Química e Biológica (UM, 2003). Fundadora de uma spin-off de base tecnológica, Simbiente - Engenharia e Gestão Ambiental (2004). É professora adjunta na Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo, com atividade pedagógica e técnico-científica nas áreas de gestão ambiental, conservação e recuperação de ecossistemas, tecnologias ambientais para o tratamento e valorização de águas e resíduos.

**Ana Isabel Oliveira Faria Ferraz**, nasceu a 1 de dezembro de 1972, no Porto. É licenciada em Engenharia Alimentar (ESB-UCP), Mestre em Tecnologias Ambientais (UM) e Doutora em Engenharia Química e Biológica (UM). Professora adjunta da ESA-IPVC, Coordenadora do Grupo Disciplinar de Ciências Ambientais, Coordenadora do Curso de Licenciatura em Ciências e Tecnologias do Ambiente, Membro do Conselho Eco-Escolas da ESA-IPVC. Desenvolve atividade pedagógica e técnico-científica nas áreas de gestão ambiental, tecnologias ambientais para o tratamento e valorização de resíduos orgânicos e águas residuais.

**Joana Nogueira Santos**, nasceu a 26 de janeiro de 1972, no Porto. Licenciou-se em Engenharia Agrónoma no Instituto Superior de Agronomia em 1995 e doutorou-se em Sociologia, na Universidad Complutense de Madrid (2015). É professora adjunta na Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo. A atividade de investigação centra-se nos processos de dinamização de territórios rurais, com metodologias participativas, privilegiando o trabalho com as comunidades locais numa lógica de investigação-ação que potencie processos de inovação incremental à escala local para um desenvolvimento mais equitativo e mais sustentável.

**Luís Miguel Brito**, nasceu a 30 de outubro de 1959, no Porto, é licenciado em Engenharia Agrónoma pelo Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa, mestre e doutorado pela Universidade de Reading, do Reino Unido, e agregado pela Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. É professor coordenador principal da ESA-IPVC. Foi vice-presidente do IPVC, presidente do conselho diretivo e presidente do conselho científico da ESA-IPVC. Desenvolve a sua atividade pedagógica e técnico-científica na área da valorização de resíduos orgânicos, fertilidade do solo e fertilização das culturas, fisiologia e nutrição vegetal e agricultura biológica.

**Maria Gabriela Dias**, nasceu a 7 de maio de 1971, em Vila do Conde, é licenciada em Arquitetura Paisagística (UÉvora), Mestre em Planeamento e Projeto do Ambiente Urbano (FEUP/FAUP) e Especialista em Arquitetura Paisagista/Ordenamento do Território (IPVC). Professora adjunta da ESA-IPVC. Desenvolve atividade pedagógica e técnico-científica em ordenamento do território, conservação da natureza e ecologia da paisagem e gestão da biodiversidade, restauro ecológico.

**Maria Isabel Valín Sanjiao**, nasceu a 2 de abril de 1975, em Lugo (Espanha), é licenciada em Engenharia Agrónoma (2000) pela Escola Politécnica Superior da Universidade de Santiago de Compostela (EPS-USC) e doutorada em Engenharia Agrónoma (EPS-USC, 2006). Professora Adjunta da ESA-IPVC desde 2002, Coordenadora da Licenciatura em Agronomia. Desenvolve a sua atividade pedagógica e técnico-científica no domínio da gestão eficiente da água e nas relações água-solo-planta.

**Aline Guerreiro**, nasceu a 22 de dezembro de 1970, em Lisboa, é arquiteta desde 1995 e Mestre em Construção pelo Instituto Superior Técnico de Lisboa. É vogal da Direção Nacional da Quercus - Associação Nacional de Conservação da Natureza e Presidente do seu Núcleo de Braga. Tem desenvolvido a sua atividade pedagógica e técnico-científica na área da "Eficiência Energética em Edifícios" e "Construção Sustentável". Foi consultora do IHRU – Instituto de Habitação e Reabilitação Urbana para a área de Construção Sustentável. Fundadora e coordenadora do Portal da Construção Sustentável desde 2010.

**Cristina Calheiros**, nasceu a 27 de setembro de 1977, no Rio de Janeiro (Brasil), é Engenheira do Ambiente (ESB-UCP) e Doutorada em Biotecnologia. É investigadora científica no CIIMAR-Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, professora convidada na Universidade de São José-Macau SAR/China e membro sénior da Ordem dos Engenheiros. A sua área de atuação centra-se na: gestão e tratamento de águas e águas residuais envolvendo soluções baseadas na natureza, nomeadamente, coberturas/telhados verdes, ilhas flutuantes e leitos de plantas, biorremediação de solos e águas, tratamento e valorização de resíduos, educação ambiental, turismo e desenvolvimento rural.

# ÍNDICE

Lista de Autores .....	3
Nota prévia.....	6
<b>Capítulo 1. Regresso ao futuro: Soluções simples para problemas complexos .....</b>	<b>7</b>
1.1. Introdução .....	7
1.2. Pessoas e natureza .....	7
1.3. Assunto privado de interesse público .....	8
1.4. Notas finais .....	8
<b>Capítulo 2. A importância da sustentabilidade na construção .....</b>	<b>9</b>
2.1. A história da sustentabilidade .....	9
2.2. O desenvolvimento sustentável preconizado no Relatório Brundtland.....	9
2.3. A importância da Construção Sustentável .....	9
2.4. Agenda das Nações Unidas para 2030.....	10
2.5. Economia circular no setor da construção - uma necessidade urgente.....	11
<b>Capítulo 3. Sistemas de saneamento ecológico .....</b>	<b>13</b>
3.1. Equipamentos e funções.....	13
3.1.1. Interface com o utilizador.....	13
3.1.2. Equipamentos de recolha e armazenamento/tratamento .....	13
3.1.3. Transporte.....	14
3.1.4. Tratamento (semi-)centralizado .....	14
3.1.5. Uso e/ou eliminação .....	14
3.2. ECOSAN - O modelo de saneamento ecológico integral .....	14
3.3. Tratamento e valorização de urina .....	14
3.3.1. Caracterização da urina .....	14
3.3.2. Sistemas de tratamento.....	15
3.3.2.1. Armazenamento .....	16
3.3.2.2. Estabilização da urina .....	17
3.3.2.3. Concentração da urina .....	18

3.3.2.4. Tratamentos avançados .....	18
3.4. Tratamento e valorização dos resíduos sólidos orgânicos por compostagem.....	19
3.4.1. Definição e objetivos da compostagem.....	19
3.4.2. Mistura de materiais para compostagem .....	19
3.4.3. O processo de compostagem.....	20
3.4.3.1. Biologia .....	20
3.4.3.2. Física.....	20
3.4.3.2.1. Temperatura .....	20
3.4.3.2.2. Teor de humidade .....	21
3.4.3.2.3. Arejamento .....	21
3.4.3.2.4. Odores .....	21
3.4.3.3. Química.....	22
3.4.3.3.1. Matéria orgânica e carbono.....	22
3.4.3.3.2. Azoto orgânico e mineral.....	22
3.4.3.3.3. Razão C/N.....	23
3.4.3.3.4. Outros nutrientes.....	23
3.4.3.3.5. Valor de pH.....	23
3.4.3.3.6. Condutividade elétrica .....	23
3.4.4. O compostado .....	24
3.4.4.1. Quantidade de compostado produzido .....	24
3.4.4.2. Qualidade do compostado.....	24
3.4.4.2.1. Métodos para avaliação da maturação do compostado.....	24
3.4.4.2.2. Critérios de qualidade do compostado .....	24
3.5. Tratamento de águas negras e castanhas.....	25
3.5.1. Definições e caracterização .....	25
3.5.2. Digestão anaeróbia.....	25
3.6. Tratamento de águas cinzentas por leitos de plantas e ilhas flutuantes .....	27
3.6.1. Caracterização de águas cinzentas.....	27
3.6.2. Sistemas biológicos de tratamento de águas .....	27
3.6.2.1. Leitos de Plantas .....	28
3.6.2.1.1. Conceito .....	28
3.6.2.1.2. Processos associados .....	28
3.6.2.1.3. Classificação dos Leitos de Plantas.....	28
3.6.2.2. Ilhas flutuantes.....	30
3.6.2.2.1. Conceito .....	30
3.6.2.2.2. Processos associados .....	31
3.6.2.2.3. Tipos de ilhas flutuantes.....	31

## Capítulo 4. Reutilização de água para rega de espaços verdes .....

33

4.1. Águas residuais como uma fonte alternativa para rega e fertilização dos espaços verdes urbanos .....	33
4.2. Sistemas de rega eficientes no uso da água para rega .....	35
4.2.1. Necessidades hídricas dos espaços verdes.....	35
4.2.2. Implementação de medidas e sistemas de rega eficientes .....	36

## Considerações finais .....

38

## Bibliografia.....

39

## Nota prévia

Ana Cristina Rodrigues  
Coordenadora do projeto ECOSAN

Na Carta Encíclica *Laudato Si'* sobre O Cuidado da Casa Comum o Papa Francisco refere que “o urgente desafio de proteger a nossa casa comum inclui a preocupação de unir toda a família humana na busca de um desenvolvimento sustentável e integral, pois sabemos que as coisas podem mudar.”

Esta carta faz uma breve resenha dos vários aspetos da atual crise ecológica e aborda a questão da escassez dos recursos naturais, em particular da água. A água é um recurso natural de primordial importância, indispensável para a vida humana e para sustentar os ecossistemas terrestres e aquáticos, mas, em muitos locais, a procura excede a sua disponibilidade. Em muitas regiões do mundo, a seca compromete a produção de alimentos e a população não tem acesso a água potável. Noutros locais, a par da deterioração da qualidade da água, cresce a tendência para se privatizar este recurso natural, convertendo-o numa *commodity* sujeita às leis do mercado.

Na realidade, o acesso à água potável e segura é um direito humano essencial, fundamental e universal, porque determina a sobrevivência das pessoas e, portanto, é condição para o exercício dos outros direitos humanos. O desperdício de água que se verifica, não só nos países desenvolvidos, mas também naqueles em vias de desenvolvimento que possuem grandes reservas de água, mostra que este problema é, em parte, uma questão educativa e cultural, porque ainda não há uma consciência global da gravidade destes comportamentos num contexto de grande desigualdade. A análise dos problemas ambientais implica uma análise dos contextos humanos, familiares, laborais, urbanos, e da relação de cada pessoa consigo mesma, que gera um modo específico de se relacionar com os outros e com o meio ambiente. Isto remete para a questão da ecologia integral, que exige que se dedique algum tempo para refletir sobre o nosso estilo de vida e os nossos ideais. É fundamental procurar soluções integrais que considerem as interações dos sistemas naturais entre si e com os sistemas sociais. Não se pode dissociar a crise ambiental da crise social. O desafio que se coloca é o de uma única e complexa crise socio-ambiental e as diretrizes para a solução requerem uma abordagem integral para combater a pobreza, a desigualdade e, simultaneamente, cuidar da Natureza.

A aplicação do conceito de ecologia integral numa reflexão sobre os sistemas de saneamento esteve na origem do projeto ECOSAN promovido pela Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo, em parceria com o CIIMAR da Universidade do Porto e o Portal da Construção Sustentável, com o apoio do Fundo Ambiental do Ministério do Ambiente e Ação Climática.

Se pensarmos, por um lado, que a descarga de um autoclismo origina um desperdício de 3 a 6 L de água potável e, por outro, que milhões de pessoas ainda morrem anualmente por falta de água e saneamento, rapidamente percebemos que ainda há um caminho árduo e necessário a percorrer para se conseguir alcançar o 6º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável definido pela ONU na sua Agenda para 2030, de assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos.

## Capítulo 1. Regresso ao futuro: Soluções simples para problemas complexos

Joana Nogueira  
Instituto Politécnico de Viana do Castelo – Escola Superior Agrária

### 1.1. Introdução

A minha geração, nascida nos anos 1970, foi das últimas a crescer alegremente despreocupada com os problemas ecológicos. Os benefícios do crescimento económico, da modernização tecnológica e da democratização da sociedade prevaleciam amplamente sobre as preocupações com o ambiente. Portugal entrava, com atraso e com urgência, em processos acelerados de mudança, sem grande sensibilidade para os problemas ecológicos.

A nível internacional o panorama era já outro. A Conferência de Estocolmo, realizada em 1972, introduziu definitivamente, à escala global e ao mais alto nível da decisão política, a consciência dos limites do nosso Planeta e dos riscos do modelo de desenvolvimento urbano-industrial em curso. Desde então os problemas ambientais não têm deixado de se agravar. Atualmente, a questão ecológica faz parte da formação e da cultura da generalidade das crianças e jovens, e constitui uma séria preocupação para grande parte da sociedade civil. Segundo dados do Eurobarómetro de 2017, 99% dos portugueses considerava a proteção do ambiente uma questão importante ou muito importante, em linha com os valores referentes a UE28 (CE, 2017).

A mudança entre uma ética antropocêntrica, dominante até às últimas décadas do século XX, e a visão mais equilibrada entre a Humanidade e a Natureza que se tem vindo a expandir no presente século, também está a consolidar-se no nosso país. No I Grande Inquérito sobre a Sustentabilidade, realizado em Portugal em 2016, aplicou-se a escala NEP (*New Environmental Paradigm*), desenvolvida no âmbito da Conferência das Nações Unidas no Rio de Janeiro em 1992, para medir a orientação dos valores das pessoas relativamente ao ambiente. Os

resultados mostram já um ligeiro predomínio dos valores ecocêntricos (Schmidt *et al*, 2016). A transformação cultural subjacente a estes resultados traz novas esperanças para o futuro, mas não deixa de ser o reflexo da gravidade da situação ecológica em que vivemos. A despreocupação com que a minha geração cresceu contrasta fortemente com a atual perceção dos riscos ambientais e da necessidade de mudar de rumo que faz parte do dia-a-dia dos nossos filhos. E é neste contexto, e por causa dele, que a procura de soluções para harmonizar a interligação entre as pessoas e a natureza, desempenha um papel fundamental e inadiável.

### 1.2. Pessoas e natureza

Paul Crutzen, um dos três cientistas laureados com o Prémio Nobel da Química em 1995 pelos trabalhos em química atmosférica ligados à formação e decomposição do ozono, foi o primeiro a propor publicamente a entrada numa nova época geológica - a que acunhou de Antropoceno (Ferrão, 2016; Kolbert, 2019). Como o nome indica, a marca do Antropoceno é o facto de ser a nossa espécie a principal responsável por transformações à escala planetária relevantes do ponto de vista geológico e da evolução da vida na Terra<sup>1</sup>. A ação do Homem aparece assim equiparada, no seu impacto sobre os sistemas naturais e sobre a biodiversidade, às grandes catástrofes e a mudanças climáticas que, em épocas geológicas pretéritas, foram responsáveis por extinções em massa, como foi o caso das glaciações.

Sendo as pessoas, a atividade humana e as suas formas de organização os principais responsáveis pela degradação ambiental, é essencial compreender melhor as ligações entre cultura, economia e ecologia, procurando nestas interações as soluções para recuperar ecossistemas e para encontrar modelos que promovam, simultaneamente, o bem-estar humano e a resiliência dos sistemas naturais. O paradigma da conservação da natureza que recentemente tem vindo a ganhar terreno – *pessoas e natureza* – vai além daquele que presidiu à elaboração do “Millennium Ecosystem Assessment”. Nesta avaliação do Milénio pretendeu-se olhar para o ambiente através do (re)conhecimento dos bens e serviços, essenciais à Humanidade, que dependem de um bom estado de conservação do ambiente, numa lógica que pensa a *natureza para as pessoas* (Mace, 2014). Esta visão utilitarista do ambiente foi fundamental para mudar consciências e

<sup>1</sup> Embora não tenha sido aceite oficialmente pela Comissão Internacional sobre Estratigrafia esta designação tem sido amplamente utilizada na literatura.



para colocar no centro da agenda económica e política a questão ecológica. Mas foi ainda insuficiente para produzir as mudanças necessárias no sentido de encontrar novas harmonias entre sociedade e natureza. Ao integrar as pessoas nos ecossistemas, para o bem e para o mal, é como se passássemos a um novo patamar de responsabilidade, para com a nossa espécie, mas também com todas as outras que conosco partilham um só ambiente. Nesta reaproximação entre pessoas e natureza vão surgindo inovações em áreas ou aspetos da vida quotidiana, aparentemente radicais, mas que bem podem ser mais uma das peças de um futuro que, já sabemos bem, terá de ser bem distinto do que resultaria da simples continuidade das tendências atuais.

### 1.3. Assunto privado de interesse público

A população de *Homo sapiens sapiens* tem vindo a aumentar a um ritmo muito elevado, criando enormes pressões sobre os sistemas naturais, seja ao nível do consumo de recursos naturais escassos, seja utilizando o ambiente (ar, água, solo) como recetor de múltiplos resíduos e efluentes. Deixando de lado as múltiplas dimensões que contribuem para a enorme pegada ecológica de cada um de nós, centremo-nos no tema das dejeções humanas. Um tema habitualmente remetido para a esfera privada, como o nome de «secreta», que em tempos se deu a alguns tipos de instalações sanitárias, bem confirma. No entanto, se pensarmos que os resíduos orgânicos gerados pelos seres humanos têm vindo a aumentar em paralelo com o crescimento demográfico, e que as soluções de saneamento vão a par com consumos de água substanciais, torna-se evidente que esta interação entre pessoas e natureza releva para a questão da sustentabilidade.

Historicamente, e em particular nos meios rurais, as dejeções humanas eram incorporadas nos solos nos espaços cultivados ou seminaturais na proximidade das habitações. Palavras como latrinas, secretas, montureiras, nitreiras e estrumeiras remetem para as características da sociedade pré-industrial, mas desapareceram tardiamente do nosso país. Assim sendo, estão ainda bem presentes na memória de muitos. No atual contexto de crise ambiental, há que olhar para estes modelos localizados e circulares de tratamento dos resíduos humanos com outros olhos. Um olhar que tenha em conta o bem-estar humano, mas também o ambiente.

Num olhar para o passado chama a atenção o Inquérito à Habitação Rural promovido por Lima Basto e realizado em Portugal nas décadas de trinta e quarenta do século XX. A preocupação com as condições higiénico-sanitárias em meio rural, em particular com *as condições em que se fazem as dejeções e se esgotam*, não foi iludida neste trabalho. Numa lógica de proteção da saúde pública e de melhoria dos níveis e qualidade de vida das populações, havia uma séria preocupação com as «*facilidades de satisfazer as necessidades corporais reduzindo ao mínimo o perigo da transmissão de doenças*» (Lima Basto *et al*, 2012). Assim, o tipo de instalações sanitárias, a sua localização face à habitação e a outras divisões da mesma, o tipo de tratamento e o destino dado aos dejetos, tudo foi minuciosamente analisado, avaliando-se essencialmente

as questões da higiene humana, dos maus cheiros e da eventual contaminação de produtos agroalimentares e da água.

A realidade justificava estas preocupações, com inúmeras situações habitacionais a evidenciar uma quase completa ausência de instalações e de cuidados sanitários. As dejeções diretamente no campo e os despejos efetuados nos pátios ou em linhas de água eram muito frequentes. No Minho, havendo uma latrina no primeiro piso, os dejetos escoavam diretamente para as cortes dos animais, localizadas no piso térreo, sendo o primeiro piso ocupado pela família. Nalguns casos existia uma divisória que impedia o contacto direto dos animais com as dejeções humanas. Noutros casos, as retretes eram construídas em anexos adjacentes às casas, desembocando para nitreiras. Estes sistemas rudimentares não resolviam, muitas das vezes, as questões base de higiene e privacidade na resolução das necessidades fisiológicas, nem de neutralização dos riscos de contaminação biológica das culturas. Porquê, então, pensar em soluções que, de algum modo, nos fazem lembrar estas latrinas de outrora?

Do ponto de vista ecológico, as sanitas secas economizam água, permitem a compostagem dos resíduos orgânicos humanos e, dentro de adequadas condições de controlo, permitem a incorporação do composto resultante, à escala local, em áreas agrícolas ou de espaços verdes. Os sistemas agroecológicos do campesinato tradicional valorizavam esta matéria fertilizante, que com naturalidade se integrava no ciclo de produção e utilização dos estrumes de origem animal, e contribuía para manter a fertilidade dos solos ao longo dos tempos. Problemas complexos podem ter soluções simples, desde que se tenham em conta os atuais padrões de exigência em conforto, higiene e segurança.

### 1.4. Notas finais

Uma breve pesquisa pela internet mostra-nos múltiplos modelos de sanitas secas, visualmente atrativos e tecnologicamente validados, quase sempre enquadrados numa lógica que valoriza a ecologia e a autonomia. Há uma clara associação entre motivações ecologistas e a utilização deste tipo de sanitas, frequentemente interligadas com movimentos socioculturais que experimentam e implementam também sistemas agroalimentares sustentáveis à escala local. Como é usual acontecer, os pioneiros na adoção destas inovações são pessoas fortemente motivadas, proativas e com elevadas qualificações. Em casa própria, ou em contextos empresariais (e.g. eco-alojamentos turísticos ou unidades de produção agrícola) as sanitas secas podem ainda ser vistas como algo excêntrico. A sua adoção mais extensiva dependerá da capacidade de encontrar e tornar acessíveis soluções funcionais, seguras e atrativas, o que é promovido em projetos como o atual. Mas com certeza irá aumentar também por efeito da crescente consciencialização ecológica das novas gerações, e em prol da recuperação da harmonia entre os seres humanos e os sistemas naturais.

## Capítulo 2. A importância da sustentabilidade na construção

Aline Guerreiro

Portal da Construção Sustentável

### 2.1. A história da sustentabilidade

Apesar do termo “sustentabilidade” ser um assunto premente na nossa sociedade nos dias de hoje, na realidade este tema tem sido objeto de análise e debate desde há vários anos. De facto, desde os anos 70, quando ocorreu a crise de petróleo, que muitos países procuram novas fontes de energia, o que desencadeou a organização de convenções internacionais e, mais recentemente, a um nível nacional e regional.

Como já foi referido no capítulo anterior, a primeira conferência conhecida sobre este tema foi a Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente em 1972, em Estocolmo, na Suécia, que considerava a necessidade de estabelecer uma visão global e princípios comuns, que servissem de inspiração e orientação para guiar os povos do mundo na preservação e na melhoria do ambiente.

Nesta conferência foi elaborada uma declaração de princípios que deveriam ser respeitados por todos os países mundiais. Entre outros, menciona-se que os recursos não renováveis da Terra devem ser utilizados de forma a evitar o perigo do seu esgotamento e assegurar que toda a humanidade possa participar dos benefícios de tal uso.

Desde essa época que se definiram prioridades com vista a soluções internacionais relativas à proteção ambiental, assegurando que as organizações internacionais realizassem um trabalho coordenado, eficaz e dinâmico na conservação e melhoria ambiental. Este foi, sem dúvida, um marco histórico internacional e decisivo para o surgimento de políticas de gestão do ambiente.

### 2.2. O desenvolvimento sustentável preconizado no Relatório Brundtland

Mais tarde, em 1980, foi utilizado pela primeira vez o termo Desenvolvimento Sustentável, por um organismo privado, a União Mundial para a Natureza, mas foi em 1987, quando foi redigido o Relatório Brundtland ou *Our Common Future*, que o termo foi amplamente divulgado com mais insistência, tendo sido apresentado nesse mesmo ano na Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, da Organização das Nações Unidas (ONU) presidida na época pela Primeira Ministra da Noruega, Gro Harlem Brundtland. Segundo a definição apresentada no relatório, “desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem

às suas próprias necessidades”.

A noção de Desenvolvimento Sustentável tem implícito um “compromisso de solidariedade com as gerações do futuro”, no sentido de assegurar a transmissão do “património” capaz de satisfazer as suas necessidades. Implica a integração equilibrada dos sistemas económico, sociocultural e ambiental, e dos aspetos institucionais relacionados com o conceito muito atual de “boa governação”.

Este conceito foi definitivamente incorporado como um princípio durante a Cúpula da Terra de 1992 – Eco 92, no Rio de Janeiro. Em suma, este conceito transmite uma mensagem otimista e simples, na procura de um equilíbrio entre desenvolvimento económico, cuidado e proteção do ambiente, que não prejudicasse as gerações futuras. Contudo, a procura de sustentabilidade é um processo, sendo a própria construção do conceito uma tarefa ainda em andamento e muito longe do fim.

### 2.3. A importância da Construção Sustentável

A indústria da construção é um dos maiores e mais ativos setores em toda a Europa, representando 28,1% e 7,5% do emprego, na indústria e em toda a economia europeia, respetivamente (Salali e Pacheco, 2010).

Esta indústria é responsável por consumir 3000 Mt/ano de novas matérias-primas, o que representa quase 50% em massa e, em termos ambientais, é responsável por 30% das emissões de carbono no mundo. Além do mais, o parque edificado consome 42% da energia produzida (Agenda 21 para a Construção Sustentável). Por tudo isto se percebe que este é um setor claramente insustentável. Assim, a construção sustentável é a resposta da indústria da construção civil à necessidade de sustentabilidade no planeta. Em 1994, o Conselho Internacional da Construção (CIB) definiu construção sustentável como a criação e manutenção responsáveis de um ambiente construído saudável, baseado na utilização eficiente de recursos e no projeto baseado em princípios ecológicos. Nesta altura, foram estabelecidos sete princípios fundamentais para a Construção

Sustentável: i) redução do consumo de recursos, ii) reutilização de recursos, iii) utilização de recursos recicláveis, iv) proteção da natureza, v) eliminação de materiais tóxicos, vi) aplicação de análises de ciclo de vida e vii) ênfase na qualidade.

Passamos assim de um modelo tradicional do setor da construção, baseado apenas em três fatores, designadamente, qualidade, tempo e custo associado, para um modelo mais abrangente onde se enquadra a minimização do consumo de recursos e de emissões poluentes, ao mesmo tempo que a preservação da biodiversidade é também uma prioridade, para que a partir de 2000 a qualidade, a economia e a igualdade social fossem os principais pilares deste novo conceito (Figura 1).

A Construção Sustentável procura assim seguir as premissas do desenvolvimento sustentável de forma a não esgotar os recursos do planeta e a desenvolver métodos ambientalmente corretos de produção e consumo, que

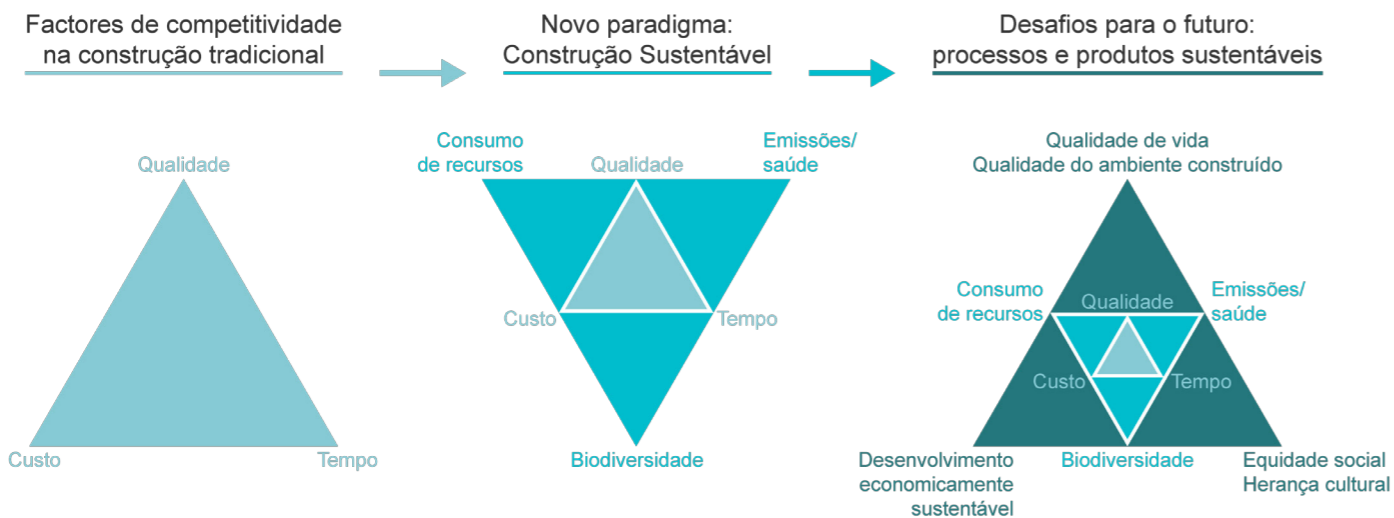


Figura 1. Evolução do modelo do setor da construção

garantam a sobrevivência dos ecossistemas sem abdicar da evolução da tecnologia e, conseqüentemente, da poluição. Assim sendo, o objetivo da sustentabilidade não passa por manter a natureza intocável, pois essa é uma opção completamente impraticável no mundo moderno atual.

Procura-se minimizar os efeitos da construção no ambiente, sem contrariar a natural evolução tecnológica, garantindo melhores condições ambientais e, conseqüentemente, melhor qualidade de vida para as pessoas.

A construção sustentável baseia-se nos seguintes objetivos:

- i) Minimizar a produção de resíduos: procura-se minimizar a produção de resíduos de forma a garantir menor quantidade de resíduos para deposição em aterro e contribuir para o aumento do tempo de vida útil destes sistemas de tratamento;
- ii) Reciclagem de resíduos: reciclando a maior quantidade possível de resíduos reduz-se a poluição e a necessidade de extrair mais matéria-prima da natureza;
- iii) Poupar água e energia: a poupança de água e energia é importante não só por motivos ambientais, mas também económicos;
- iv) Maximizar a durabilidade: a durabilidade da construção deve ser maximizada de forma a adiar uma futura reabilitação ou até demolição, adiando a necessidade de novos consumos de recursos naturais e outras matérias-primas;
- v) Reduzir os custos: considera-se a redução de custos económicos e ambientais, com benefícios a todos os níveis;
- vi) Garantir higiene e segurança: devem ser garantidas boas condições de higiene e segurança nos trabalhos, para bem dos trabalhadores e da construção em si.

Pode dizer-se que a construção para ser sustentável deve basear-se num modelo de economia circular. E, a melhor forma de entender o conceito de economia circular consiste em analisar os sistemas naturais vivos que

funcionam perfeitamente pelo facto de cada um dos seus componentes se encaixar no todo. Os produtos são concebidos intencionalmente para se ajustarem aos ciclos dos materiais e, como resultado, os materiais circulam de um modo que mantém o valor acrescentado pelo máximo de tempo possível, tornando os produtos residuais praticamente inexistentes.

#### 2.4. Agenda das Nações Unidas para 2030

A nova Agenda das Nações Unidas para 2030 constitui um plano de ação centrado nas pessoas, no planeta, na prosperidade, na paz e nas parcerias, tendo como objetivo final a erradicação da pobreza e o desenvolvimento sustentável, no âmbito do qual todos os Estados e outras partes interessadas assumem responsabilidades próprias no que diz respeito à sua implementação, enfatizando-se que ninguém deve ser deixado para trás.

O conceito de economia circular constitui uma resposta ao desejo de um crescimento sustentável no contexto da pressão crescente que a produção e o consumo exercem sobre o ambiente e os recursos mundiais. Até à data, a economia tem funcionado sobretudo com base num modelo linear de «recolha, produção e eliminação», segundo o qual todos os produtos alcançarão inevitavelmente o seu «fim de vida útil» (RCM n.º 190-A/2017).

A produção de alimentos, a construção de casas e infraestruturas, o fabrico de bens de consumo ou o fornecimento de energia utilizam materiais valiosos. Quando estes produtos se esgotam ou deixam de ser necessários, são eliminados como resíduos. No entanto, o crescimento demográfico e o aumento da riqueza tornam a procura de recursos escassos maior do que nunca, conduzindo à degradação ambiental.

A transição para uma economia circular redireciona o foco para a reutilização, reparação, renovação e reciclagem dos materiais e produtos existentes (Figura 2). O que era visto como «resíduo» pode ser transformado num recurso (DL 73/2011, de 7 de junho).



Figura 2. Economia: de um modelo linear a um modelo circular

#### 2.5. Economia circular no setor da construção - uma necessidade urgente

Num planeta com recursos finitos e serviços ambientais no limite da sua capacidade, persistir num modelo económico linear de “extrair-consumir-descartar” não será viável, pelo que se impõe mudar a abordagem estratégica (e.g. areia para construção, solo arável, concentração de CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e partículas na atmosfera).

Segundo dados da Organização Mundial de Saúde, 12,3% das mortes à escala mundial são motivadas pela poluição (Relatório OMS 2016). A necessária e urgente descarbonização da sociedade exige ser participada cada vez por mais intervenientes, sendo o setor da construção um deles. O Conselho Internacional da Construção (CIB) aponta a indústria da construção como o setor de atividades humanas que mais consome recursos naturais e utiliza energia de forma intensiva, gerando consideráveis impactes ambientais.

Além dos impactes relacionados com o consumo de recursos e energia, há ainda os associados à geração de resíduos. Estima-se que mais de 50% dos resíduos sólidos gerados pelo conjunto das atividades humanas sejam provenientes da construção. Por isso, são necessárias ações também neste setor, com vista à implementação das trajetórias de baixo carbono para a economia nacional, originando um modelo de desenvolvimento assente na economia circular (Kibert, 2013).

A economia circular consiste num modelo económico regenerativo, em que os recursos (materiais, componentes, produtos e serviços) são geridos de forma a preservar o seu valor e utilidade pelo maior período de tempo possível, integrando os produtos em fim de vida em novos processos produtivos.

Os benefícios ambientais de fechar o ciclo da construção vão completamente ao encontro da transição que se pretende para uma economia circular (EPA, 2008). Estes benefícios incluem: i) o aumento do ciclo de vida das matérias-primas, ii) a redução do custo dos materiais (quando esta cadeia estiver consolidada), iii) a redução da energia incorporada e das emissões de carbono da indústria da construção.

A economia circular associada a este setor irá trazer não só os benefícios ambientais, mas também produzirá um desvio na taxa de geração de resíduos (que tenderá a diminuir consideravelmente), para além de criar valor na cadeia produtiva a vários níveis, nomeadamente:

- i) *Design/redesign* “circular” de produtos e processos: irá gerar um processo menos intensivo em termos de consumo de recursos naturais, dando prioridade a materiais renováveis e não perigosos, bem como à reutilização de matérias-primas recuperadas;
- ii) Os edifícios tornar-se-ão mais adaptáveis e fáceis de reutilizar, permitindo a “modularização” dos componentes para uma fácil desmontagem, recuperação, reaproveitamento e triagem em fim de vida;
- iii) Os critérios de reciclagem serão definidos a montante, será contemplada a reutilização e extensão de ciclo de vida, não só dos edifícios como dos seus componentes e materiais, tendo em conta possíveis aplicações úteis de subprodutos, em articulação com esquemas como os rótulos ecológicos ou as declarações ambientais de produto;
- iv) Tenderá a que as empresas optem por modelos de produção mais eficientes (redução do consumo de matérias primas e energia), sistemas em rede mais eficientes em uso e produtividade de recursos;
- v) Aparecimento de modelos de negócio centrados na manutenção, reparação, recondição e remanufatura de produtos - *downcycling* (processo de reconversão de resíduos em novos materiais ou produtos de menor qualidade e/ou funcionalidade reduzida) ou *upcycling* (“reutilização criativa”, processo de reconversão de resíduos em novos materiais ou produtos de maior valor acrescentado) – e a sistemas de recolha eficiente associados e iniciativas de combate à obsolescência;
- vi) Estratégia de negócio entre entidades que colaboram no uso eficiente dos recursos de modo a melhorar o seu desempenho económico conjunto, com conseqüências positivas para o sistema natural (ex: modelos de simbiose industrial);
- vii) Sensibilização e envolvimento social, reconhe-



cendo a importância e necessidade de atuar também no campo da aprendizagem e consciencialização da sociedade civil, incluindo p.e. o desenvolvimento de programas curriculares, materiais didáticos, ações de informação, workshops e outros recursos que suportam a consciencialização para o uso eficiente dos recursos, desde a desmaterialização à extensão de ciclo de vida, consumo eficiente e “fecho do ciclo” dos recursos;

Pode concluir-se que ao se fechar o ciclo de materiais e componentes utilizados nos edifícios, se torna num processo análogo ao metabolismo biológico presente na natureza e que já foi referido anteriormente, onde “desperdício” é transformado em “alimento”, sendo este um metabolismo técnico. Este ciclo sem fim transforma os resíduos reutilizados e reciclados em “nutrientes” (ou seja, em novos materiais ou usos) para novos edifícios, semelhante ao modelo “cradle to cradle” (Braungart e McDonough, 2002).

A Figura 3 mostra como os materiais fluem para um ciclo ambientalmente correto, quando as atividades de reutilização e reciclagem são implementadas.

Do mesmo modo, o sistema de saneamento ecológico tratado neste manual é um exemplo de sustentabilidade

associado a um modelo de sanitário que pode perfeitamente funcionar de forma autónoma. A água utilizada resulta do aproveitamento das águas pluviais e os efluentes líquidos e resíduos sólidos são valorizados em processos controlados, inspirados na natureza, que permitem a recuperação de matéria orgânica e nutrientes, essenciais para correção dos solos e crescimento de plantas. Os benefícios ambientais são enormes e os processos utilizados são completamente naturais.

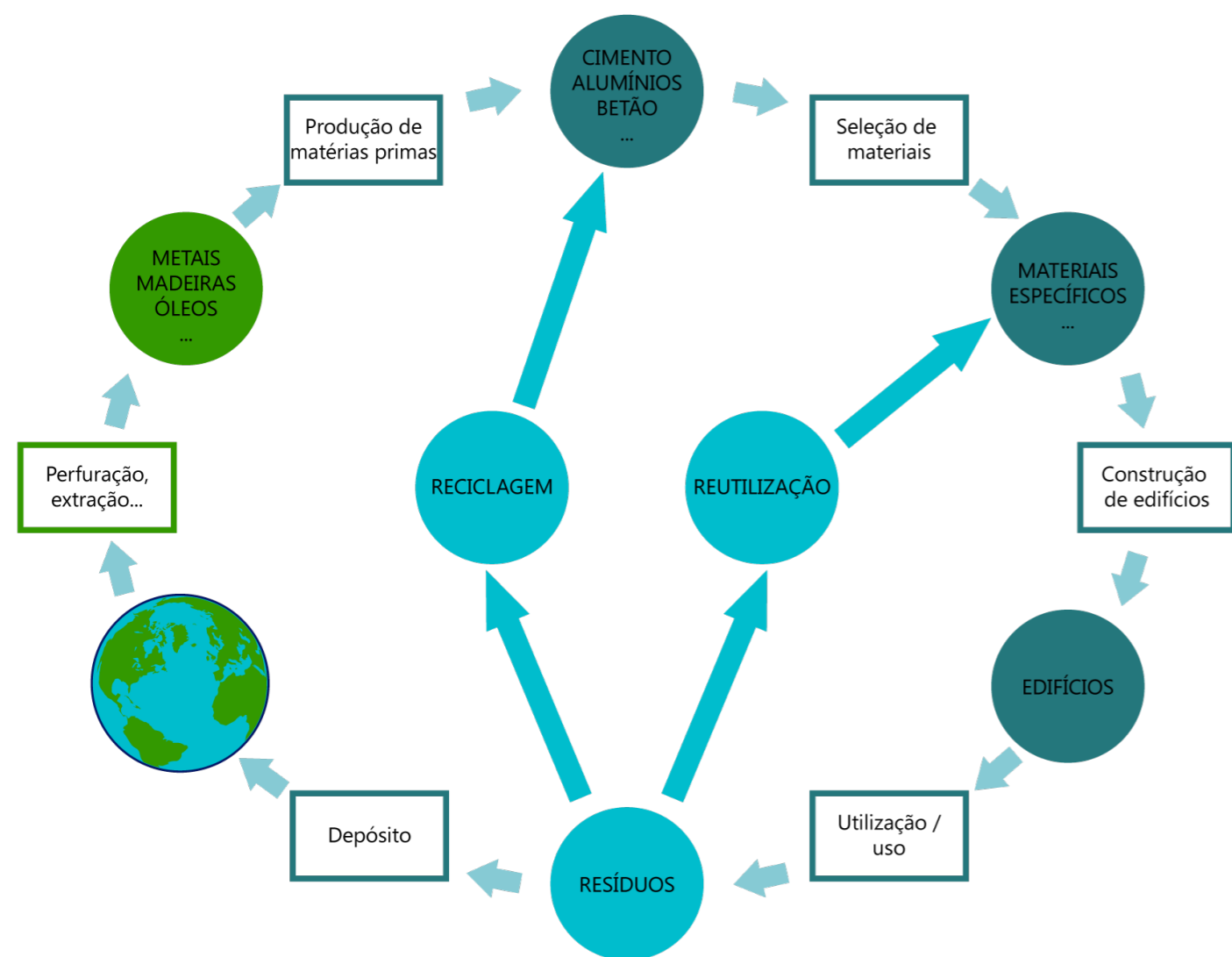


Figura 3. Fluxo dos materiais em ciclo

## Capítulo 3. Sistemas de saneamento ecológico

Cristina Calheiros<sup>1</sup>, Ana Ferraz<sup>2</sup>, Miguel Brito<sup>2</sup>, Ana Cristina Rodrigues<sup>2</sup>

<sup>1</sup> CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental

<sup>2</sup> Instituto Politécnico de Viana do Castelo – Escola Superior Agrária

O saneamento consiste num processo de várias etapas no qual os dejetos humanos e as águas residuais são geridos desde o ponto de geração até ao ponto de tratamento e disposição final. Assim, um sistema de saneamento inclui um conjunto de equipamentos e serviços para a gestão de águas residuais, isto é, para a sua recolha, contenção, descarga, drenagem, elevação, transporte, tratamento, (re)utilização ou rejeição para o meio recetor. Portugal apresenta um elevado número de sistemas para assegurar os serviços de saneamento de águas residuais que resulta, não só da atribuição de competências autárquicas nesta matéria, mas também da elevada dispersão populacional que caracteriza o País. Além disso, os elevados números de sistemas de muito pequena dimensão e de entidades gestoras sem escala para assegurar níveis adequados de qualidade do serviço e economias na exploração, torna complexa a gestão técnica e económica dos sistemas de saneamento (ERSAR, 2019). Para o projeto de um sistema de saneamento robusto, é necessário identificar e caracterizar todos os fluxos de materiais e energia, bem como as soluções tecnológicas disponíveis e adequadas aos objetivos de cada etapa do processo (Figura 4).

Um sistema de saneamento ecológico pressupõe ainda a adoção de princípios de ecoeficiência, relacionados com a reutilização de águas residuais e a reciclagem de nutrientes (Werner et al., 2009). Neste contexto, importa avaliar a possibilidade de segregação de correntes, de acordo com as suas características específicas e os requisitos dos processos que as poderão incorporar. Outro aspeto fundamental refere-se à utilização de água para descarga, que pode ser evitada, usando sistemas sanitários a seco ou com baixo fluxo de água, de forma a obter concentrações mais elevadas de recursos recicláveis.

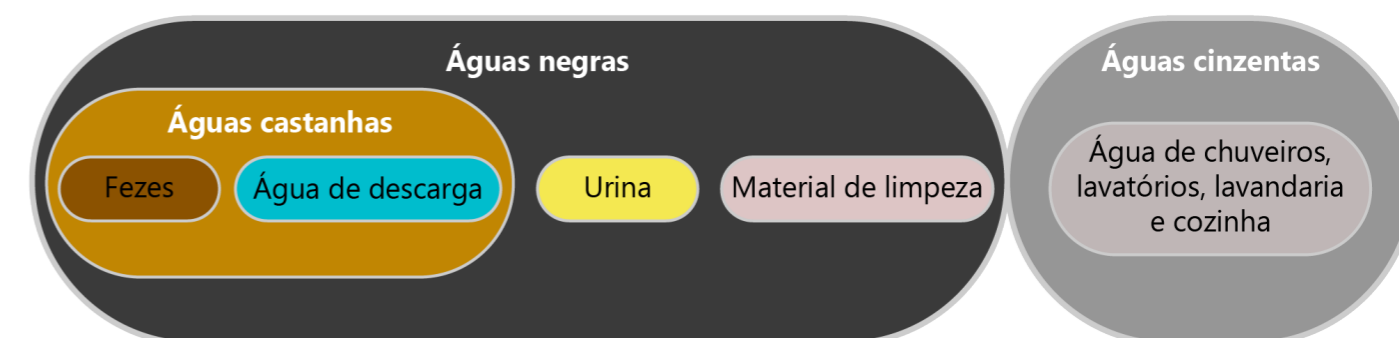


Figura 4. Frações de resíduos e águas residuais a gerir num sistema de saneamento

### 3.1. Equipamentos e funções

Um grupo funcional corresponde a um conjunto de equipamentos que possuem funções semelhantes, devendo ser selecionada a melhor solução tecnológica possível para cada contexto específico. As tecnologias são definidas como a infraestrutura, métodos ou serviços específicos projetados para conter e transformar produtos, ou para transportar produtos para outro grupo funcional. Para o saneamento ecológico, considera-se um conjunto de cinco grupos funcionais, que integram vários tipos de tecnologias, que se descrevem de seguida (Tilley *et al.*, 2014).

Estas tecnologias referem-se geralmente a sistemas de tratamento de águas residuais para grupos de utilizadores (desde sistemas de tratamento de águas residuais de unidades de turismo rural a estações de tratamento de águas residuais municipais). Para as tecnologias que se enquadram neste grupo funcional, os requisitos em termos de operação, manutenção e de energia são geralmente mais exigentes do que para as restantes tipologias.

#### 3.1.1. Interface com o utilizador

A interface com o utilizador refere-se ao equipamento através do qual o utilizador tem acesso ao sistema de saneamento e inclui a sanita, o separador de urina e o urinol. Refere-se ao equipamento através do qual o utilizador tem acesso ao sistema de saneamento. Em muitos casos, a escolha da interface com o utilizador dependerá da disponibilidade de água. Note-se que as águas cinzentas (águas residuais domésticas, com exceção das águas residuais geradas nas instalações sanitárias, sendo estas últimas vulgarmente designadas por águas negras) e as águas pluviais não são geradas na interface com o utilizador, mas são frequentemente tratadas juntamente com os produtos que se originam nesta.

#### 3.1.2. Equipamentos de recolha e armazenamento/tratamento

Estes equipamentos destinam-se a recolher, armazenar e, por vezes, tratar os produtos gerados na interface com o utilizador. O tratamento proporcionado por estas tecnologias resulta frequentemente do armazenamento e é geralmente passivo (por exemplo, sem requerer consumo de energia), sendo geralmente necessário um tratamento posterior antes do uso e/ou eliminação final.



### 3.1.3. Transporte

Este grupo funcional inclui tecnologias que possibilitam o transporte de produtos de um grupo funcional para outro.

### 3.1.4. Tratamento (semi-)centralizado

Estas tecnologias referem-se geralmente a sistemas de tratamento de águas residuais para grupos de utilizadores (desde sistemas de tratamento de águas residuais de unidades de turismo rural a estações de tratamento de águas residuais municipais). Para as tecnologias que se enquadram neste grupo funcional, os requisitos em termos de operação, manutenção e de energia são geralmente mais exigentes do que para as restantes tipologias. Estas tecnologias destinam-se ao tratamento (incluindo pré- e pós- tratamento) de águas negras, águas castanhas, águas cinzentas e lamas.

### 3.1.5. Uso e/ou eliminação

Este grupo funcional inclui equipamentos que permitem a valorização da água residual tratada (e.g., usando águas cinzentas tratadas para lavagem) e/ou alguns dos seus componentes (e.g., matéria orgânica), como recursos úteis ou, como última opção, a sua rejeição num meio recetor.

## 3.2. ECOSAN - O modelo de saneamento ecológico integral

O modelo de saneamento ecológico integral, preconizado no projeto ECOSAN, financiado pelo Fundo Ambiental do Ministério do Ambiente (Educação ambiental + sustentável: Promover o uso eficiente da água), pressupõe a adoção de um sistema baseado em soluções tecnológicas inspiradas na Natureza, de baixo custo e manutenção, que possibilitem a reutilização do recurso água e a reciclagem, principalmente de nutrientes e matéria orgânica, de uma forma segura, com o objetivo de “fechar o ciclo” e assegurar a circularidade entre o saneamento e a agricultura, contribuindo, simultaneamente, para a redução do consumo de água potável. O caráter inovador do modelo de saneamento ecológico integral pressupõe a inclusão dos atores sociais em todo o processo, para promover a capacitação e uma real apropriação dos conceitos a partir da prática.

Este modelo prevê a adoção de sanitários secos e/ou de baixo fluxo de águas reutilizadas (águas cinzentas) e/ou pluviais e encaminhamento da fração sólida para uma unidade de compostagem, com separação da urina (com ou sem diluição), a qual é posteriormente conduzida para um sistema de tratamento de águas residuais por ilhas flutuantes com vegetação ou leitos de plantas. A água tratada poderá ser utilizada para rega de espaços verdes e o composto poderá ser utilizado como corretor orgânico dos solos.

Estes sistemas poderão afigurar-se com um elevado potencial e interesse para implementação em unidades de turismo rural, casas de ecoturismo, explorações agrícolas, entre outros (Figura 5).

De facto, em meios rurais ou periurbanos, onde não existe ainda rede de drenagem e saneamento de águas residuais, os sanitários secos ou de baixo fluxo com reutilização de águas residuais ou pluviais poderão apresentar-se como uma solução de saneamento técnica e economicamente viável, mais ecológica e sustentável, capaz de contribuir para a circularidade, considerando que o processo poderá resultar num composto que pode ser utilizado como fertilizante em espaços verdes (em alternativa aos fertilizantes químicos), para além de proporcionar uma redução significativa do consumo de água da rede de abastecimento público.

As ilhas flutuantes com vegetação são plataformas que flutuam e servem de suporte a vegetação e outros organismos que desempenham um papel fundamental na depuração da água. Este sistema é biológico, autossuficiente e inspirado na natureza, sendo normalmente aplicado a charcos, lagos, rios e outras massas de água que sofrem algum tipo de contaminação, por exemplo advinda de origem doméstica ou industrial. Os Leitos de Plantas são também sistemas biológicos assentes em processos naturais para tratamento de águas de diversas tipologias. Dependendo da geografia e tipologia do local onde se pretende implementar o modelo de saneamento ecológico integral e da finalidade da utilização da água, poderá optar-se por tratamento através de ilhas flutuantes ou leito de plantas.

## 3.3. Tratamento e valorização de urina

Os sistemas sanitários convencionais usam uma elevada quantidade de água potável para transportar os dejetos humanos até às infraestruturas de tratamento, geralmente centralizadas, diluindo-os e dificultando a sua valorização (Jensen, 2012). A transição para o saneamento ecológico baseia-se na redução do consumo de água potável e na reutilização dos nutrientes e matéria orgânica contribuindo para fechar o ciclo de nutrientes pela sua aplicação como fertilizantes com uma consequente redução de consumos energéticos e de custos de investimento e operacionais dos sistemas de tratamento das estações de tratamento de águas residuais (ETAR). Com este objetivo têm vindo a ser desenvolvidos sistemas sanitários separativos, em que a urina e as fezes são recolhidas em compartimentos distintos potenciando a valorização de cada fração.

### 3.3.1. Caracterização da urina

A urina é uma solução aquosa com mais de 95 % de água contendo ureia, creatinina, iões dissolvidos (cloro, sódio, potássio, etc), e outros compostos ou sais orgânicos (Richert *et al.*, 2010). As características da urina dependem da dieta e variam de indivíduo para indivíduo, correspondendo à fração dos dejetos humanos com maior teor de nutrientes excretados (Senecal e Vinnerås, 2017), contendo cerca de 80% do azoto, 50% do fósforo e 50% do potássio (Hu *et al.*, 2016).

Em média a produção de urina por indivíduo varia entre 300 a 550 L/ano representando um teor de nutrientes de 2 a 4 kg N (Tilley *et al.*, 2014), do qual cerca de 85 % na



Figura 5. imagens do modelo de saneamento ecológico integral ECOSAN (créditos: Ecotectura)

forma de ureia, não volátil (Senecal e Vinnerås, 2017), 0,35 kg P e 1 kg K (Lechner M., 2007). A proporção N:P:K da urina é idêntica à dos fertilizantes químicos utilizados na agricultura (Winker *et al.*, 2009). O Quadro 1 apresenta a composição de urina fresca e armazenada.

A urina de pessoas saudáveis apresenta contaminação microbiológica nula ou reduzida (no contacto com a derme algumas bactérias passam para a urina), pelo que a concentração bacteriana típica da urina fresca é inferior a 10<sup>4</sup> bactérias/mL, podendo ser superior em caso de infeção do trato urinário. Os agentes patogénicos mais comuns, *Leptospira interrogans*, *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi* e *Schistosoma haematobium* raramente estão presentes em quantidades suficientes para que a urina constitua um risco significativo para a saúde pública (Lechner M., 2007). No entanto, mesmo em sistemas sanitários com separador de urina, pode ocorrer contaminação em resultado do contacto com fezes (Jönsson *et al.*, 2004).

A concentração de metais pesados na urina é reduzida e depende, mais uma vez, da alimentação, pelo que metais essenciais, e.g. Cu, Cr, Ni e Zn, estão naturalmente presentes nos dejetos (urina e fezes) e os não essenciais, e.g. Hg, Pb, Cd, só em caso de ingestão de alimentos/água contaminados (Lechner M., 2007; Richert *et al.*, 2010).

Parte das hormonas que produzimos e dos fármacos que consumimos e que não são totalmente metabolizados, e.g. antibióticos, analgésicos, anti-inflamatórios, são excretados na urina. Podem ainda estar presentes resíduos de drogas recreativas e até de herbicidas, e.g. glifosato.

No que respeita às hormonas, produzidas e excretadas por todos os mamíferos, a continuada aplicação da urina e fezes no solo ao longo da história conduziu à adaptação da vegetação e da microflora do solo, inclusive na capacidade de degradação potenciada pelo elevado tempo de retenção da urina nas camadas mais superficiais do solo. Consequentemente a aplicação de urina nas culturas apresenta menos riscos associados à presença de hormonas e fármacos, comparativamente ao sistema convencional de encaminhamento para tratamento em ETAR (tempos de retenção para tratamento biológico curtos) e descarga em meio hídrico, onde a fauna e flora não sofreram o processo evolutivo de adaptação (Jönsson *et al.*, 2004; Richert *et al.*, 2010).

### 3.3.2. Sistemas de tratamento

A Organização Mundial de Saúde (World Health Organization, WHO) reconhece o potencial da aplicação de águas residuais, excrementos e águas cinzentas na agricultura, apoiando a adoção de sistemas sanitários com base no conceito “toilet to table”, recomendando a ado-



Quadro 1. Composição de urina fresca e de urina armazenada (tempo ≥ 1 mês) (Adaptado de Curutchet *et al.*, 2015)

Parâmetro	Urina fresca	Urina armazenada
pH	6,2	9,1
Azoto total (mg/L)	8830	9200
Azoto amoniacal (mg N/L)	460	8100
Nitrato/Nitrito (mg N/L)	0,06	0
CQO (mg/L)	6000	10000
Fósforo total (mg/L)	800-2000	540
Potássio (mg/L)	2740	2200
Enxofre (mg/L)	1500	1500
Sódio (mg/L)	3450	2600
Magnésio (mg/L)	120	0
Cloro (mg/L)	4970	3800
Cálcio (mg/L)	230	0

ção de uma abordagem multi-barreira para a gestão dos riscos para a saúde associados e promover a aceitação social (WHO, 2006).

Os principais riscos associados ao uso de dejetos humanos estão relacionados com a fração fecal e não com a urina. Assim, é muito importante minimizar a contaminação cruzada (Curutchet *et al.*, 2015). A separação na fonte, pela utilização de sanitas com sistema de separação de urina ou urinóis, é a primeira barreira a aplicar, reduzindo significativamente os riscos de contaminação microbiológica cruzada. A segunda barreira diz respeito ao armazenamento e tratamento, para assegurar a higienização, redução de perdas de azoto por volatilização, minimização de emissão de gases com efeito de estufa (GEE) e odores. O terceiro nível de barreiras incide em medidas relacionadas com as técnicas e boas práticas da aplicação, e por fim as barreiras aplicadas na etapa pós-colheita, manuseamento e confeção dos alimentos (Richert *et al.*, 2010).

A aplicação da urina como fertilizante pode ser realizada de forma: i) direta, com resultados comprovados no incremento do crescimento das plantas mas com potenciais riscos associados devido à presença de patogénicos, fármacos e disruptores endócrinos; ii) indireta, envolvendo processos de estabilização e concentração como a troca iónica/adsorção, precipitação de estruvite, entre outros, de modo a garantir a higiene e segurança na cadeia alimentar (Hu *et al.*, 2016).

### 3.3.2.1. Armazenamento

Em sistemas separativos, a urina é normalmente recolhida em depósitos/tanques, onde também é possível o seu armazenamento até ao momento da aplicação.

O armazenamento, por si só, é um tratamento simples e económico (Jönsson *et al.*, 2004) que contribui para a higienização da urina reduzindo os riscos associados à sua aplicação. Os fatores que afetam a qualidade e a segurança da aplicação da urina são o tempo de armazenamento, a temperatura e o pH.

A sobrevivência dos microrganismos é afetada pelas condições de armazenamento. No caso da urina a combinação da temperatura, pH elevado ( $\approx 9$ ) e a presença de azoto amoniacal, contribuem para a inativação dos microrganismos. Bactérias Gram negativas (e.g. *E. coli* e bactérias do género *Salmonella*) são inativadas rapidamente (Schönning *et al.*, 2004). As perdas de azoto podem ser minimizadas pela redução da temperatura de armazenamento e do arejamento do líquido. A temperatura e pH elevados, e com tempos de armazenamento longos, é possível a higienização da urina e, conseqüentemente, a segurança na sua aplicação direta como fertilizante (Hu *et al.*, 2016).

Para a aplicação direta da urina em sistemas de larga escala (definidos como sendo os sistemas em que as culturas fertilizadas com urina vão ser consumidas por indivíduos externos ao sistema de saneamento que a produz), o tempo de armazenamento recomendado pela

Organização Mundial de Saúde para aplicação segura é apresentado no Quadro 2.

Em contexto familiar a transmissão de doenças ocorre preferencialmente por via direta, sendo as recomendações menos restritivas. Em habitações unifamiliares a urina pode ser usada em todas as culturas sem necessidade de armazenamento, desde que seja para consumo interno e que decorra 1 mês entre a última fertilização e a colheita. Em função das condições locais específicas pode haver necessidade de adaptar as recomendações gerais, em particular quando prevalecem situações de elevado risco de infeções entéricas ou quando há risco de contaminação cruzada por fezes.

Por questões de segurança pessoal, o armazenamento diminui sempre o risco associado ao manuseamento da urina (Schönning *et al.*, 2004).

Considerando a produção média de urina *per capita* = 500 L/ano, para um período de armazenamento de 6 meses e um número de utilizadores n, o volume mínimo necessário (que pode ser dividido por mais do que um reservatório) pode ser calculado pela Equação 1:

$$V_{\text{armazenamento}} (\text{m}^3) = 0,25 \times n$$

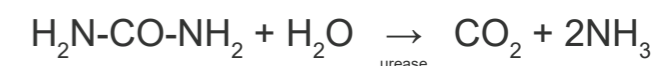
Equação 1

A urina tem características corrosivas pelo que o reservatório utilizado para armazenamento deve ser de um material resistente, e.g. plástico ou betão de elevada qualidade, sendo de evitar o metal (Jönsson *et al.*, 2004). Para evitar o contacto de humanos e animais com a urina, diminuir os riscos de disseminação de odores e a perda de azoto por volatilização, é importante que o tanque seja selado (Figura 6). A aplicação deve ser feita preferencialmente sem diluição (Schönning *et al.*, 2004).

### 3.3.2.2. Estabilização da urina

Durante a separação, armazenamento e transporte da

urina podem ocorrer vários processos espontâneos (hidrólise, precipitação ou volatilização) que reduzem a sua qualidade como fertilizante e acarretam impactes ambientais associados à libertação de gases com efeito de estufa ( $\text{NH}_3$ ). Depois de excretada a ureia é rapidamente convertida a amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) por ação da enzima urease (Equação 2), aumentando o pH para 9 (Senecal e Vinnerås, 2017). Nesta forma química o azoto pode ser perdido por volatilização ou precipitado na forma de estruvite ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ). O fósforo também precipita na forma de apatite ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ). Estes precipitados formam uma lama que deve ser recolhida e utilizada para maximizar a valorização dos nutrientes. O controlo e minimização das perdas de azoto por volatilização passa pela conceção do sistema, evitando a ventilação no tanque de armazenamento e tubagens, o que também reduz a disseminação de maus odores (Jönsson *et al.*, 2004).



Equação 2

A precipitação da estruvite e apatite pode originar incrustações nas tubagens e tanques de armazenamento, que podem ser evitadas pela conceção de sistemas que assegurem a redução do tempo de retenção da urina (evitando sifões e canos horizontais) e uso de materiais hidrofóbicos e não rugosos, e.g. PVC, com diâmetro de pelo menos 2,5 cm. Em sistemas que utilizam água para a descarga deve usar-se água macia, e.g. água da chuva, com menor teor de sais que podem induzir a precipitação (Curutchet *et al.*, 2015).

A estabilização tem por objetivo evitar a degradação da matéria orgânica e a perda de azoto. A atividade da urease é influenciada pelo pH e pela temperatura, pelo que o controlo destes parâmetros pode ser usado em processos de estabilização (Hu *et al.*, 2016; Senecal e Vinnerås, 2017):

i) a acidificação, contribui ainda para a higienização da

Quadro 2. Tempos de armazenamento de urina<sup>a</sup> baseados na estimativa de carga de agentes patogénicos<sup>b</sup> para culturas recomendadas e sistemas de larga escala<sup>c</sup> (Adaptado de WHO 2006)

Temperatura de armazenamento	Tempo de armazenamento	Potenciais patogénicos na urina após armazenamento	Culturas recomendadas
4 °C	≥ 1 mês	Vírus, protozoários	Culturas alimentares e forrageiras a processar
4 °C	≥ 6 meses	Vírus	Culturas alimentares a processar e culturas forrageiras <sup>c</sup>
20 °C	≥ 1 mês	Vírus	Culturas alimentares a processar e culturas forrageiras <sup>d</sup>
20 °C	≥ 6 meses	Provavelmente nenhum	Todas <sup>e</sup>

<sup>a</sup> Urina ou mistura de urina e água. Quando diluída assume-se que o pH da urina é pelo menos 8,8 e a concentração de azoto pelo menos 1 g/L.

<sup>b</sup> Bactérias Gram positivas e formadoras de esporos não foram consideradas na avaliação de riscos inerente, mas não estão reconhecidas como causando infeções.

<sup>c</sup> Consideram-se sistemas de larga escala aqueles em que a urina é utilizada na fertilização de culturas que vão ser consumidas por indivíduos que não pertencem à habitação onde foi recolhida.

<sup>d</sup> Exceto pastagens para produção de forragem.

<sup>e</sup> Para culturas alimentares consumidas em cru é recomendado que a urina seja aplicada até pelo menos 1 mês antes da colheita e que seja aplicada no solo se as partes edíveis crescem acima da superfície do solo.





Figura 6. Exemplo de reservatório flexível (créditos: <http://www.linners.pt/dipoflex.htm>) e reservatórios rígidos para armazenamento de urina (créditos: <https://www.goldenfibra.com/depositos-de-agua>)

urina pelo efeito de destruição de organismos patogênicos a  $\text{pH} < 4$  e tem um efeito de inativação de antibióticos e anti-inflamatórios;

ii) a alcalinização, uma opção interessante pela disponibilidade de reagentes alcalinos de baixo custo e pela já usual prática de alcalinizar os solos ácidos;

iii) ciclos de congelação/descongelação; e

iv) a salinização.

Depois de volatilizado o azoto na forma de amoníaco, este pode ser absorvido em meio ácido, usando, por exemplo, ácido sulfúrico. Este processo resulta na formação de sulfato de amónio, um fertilizante líquido (Hu *et al.*, 2016).

### 3.3.2.3. Concentração da urina

Comparativamente aos fertilizantes químicos a concentração de nutrientes na urina é reduzida (97 % de água), exigindo a aplicação de elevadas quantidades por hectare para assegurar o fornecimento de nutrientes adequado às culturas. Daqui decorrem limitações associadas à necessidade de armazenamento, o aumento de custos de transporte e aplicação. A concentração destes nutrientes constitui um importante contributo para tornar competitiva e otimizar a valorização da urina como fertilizante (Senecal e Vinnerås, 2017).

Quando o volume de urina produzido é elevado e restrito a uma pequena área geográfica, pode justificar-se uma unidade de produção de estruvite. Nestas condições podem considerar-se casas de banho públicas, escolas, estádios desportivos. Através de uma reação de precipitação, que ocorre por adição de magnésio, é possível cristalizar cerca de 90 % do fósforo da urina na forma de estruvite - um cristal inodoro, puro (contaminantes como metais pesados e fármacos não precipitam nesta reação) que pode ser facilmente armazenado, transportado e usado como fertilizante, com vantagens pela elevada biodisponibilidade, por assegurar a libertação lenta de fósforo, e ter maior aceitação social do que a urina (Etter *et al.*, 2018).

A tecnologia necessária para a produção de estruvite é simples de instalar e operar. No entanto é necessária a disponibilidade de volumes elevados de urina (rendimen-

to  $\approx 1$  kg estruvite/500 L urina), e a necessidade de transporte para rentabilização da unidade de produção diminui a viabilidade económica do processo. Como desvantagens apontam-se i) a recuperação parcial do azoto e nula de potássio; ii) a necessidade de tratamento do líquido sobrenadante ou a reutilização adequada à sua qualidade (e.g. fertirrigação); iii) a degradação de equipamentos metálicos por corrosão (Etter *et al.*, 2018).

O reator pode ser instalado num contentor de plástico convencional, em polietileno, polipropileno ou policloreto de vinilo, ou em aço galvanizado, com sistema de agitação (em material resistente à corrosão), e um sistema de filtração (Figura 7). Após enchimento do depósito com urina, adiciona-se o sal de magnésio e promove-se a mistura durante 10 min. A drenagem do tanque faz-se pela parte inferior, filtrando a suspensão. A estruvite é retida no filtro, e o sobrenadante, ainda rico em azoto e potássio, enviado para tratamento/reutilização (Etter *et al.* 2018).

### 3.3.2.4. Tratamentos avançados

Outras soluções alternativas para a concentração de nutrientes a partir da urina são i) a troca iónica/adsorção, e.g. usando zeólitos (clinoptilolite) que concentram N, P e K e podem ser aplicados diretamente no solo, e ii) a redução de volume, e.g. evaporação, liofilização ou osmose reversa, embora estes processos impliquem custos de operação elevados (Hu *et al.*, 2016). No sentido de ultrapassar limitações à implementação destes processos, relacionados com custos de capital e/ou condições de operação não viáveis, têm vindo a ser desenvolvidos sistemas de adsorção que utilizam resíduos agroindustriais renováveis como biosorventes (Simha *et al.*, 2016).

O tratamento biológico da urina tem vindo a ser introduzido para reduzir o odor, fixar os nutrientes e melhorar a sua biodisponibilidade, aumentando o seu valor como fertilizante. Este tratamento pode ocorrer e.g. inoculando a urina com composto antes do armazenamento. O processo fermentativo permite evitar a hidrólise da ureia, reduzindo o risco de perda de azoto por volatilização e a disseminação de mau odor (Richert *et al.*, 2010). Por processos biológicos é possível promover a nitrificação (Curutchet *et al.*, 2015).

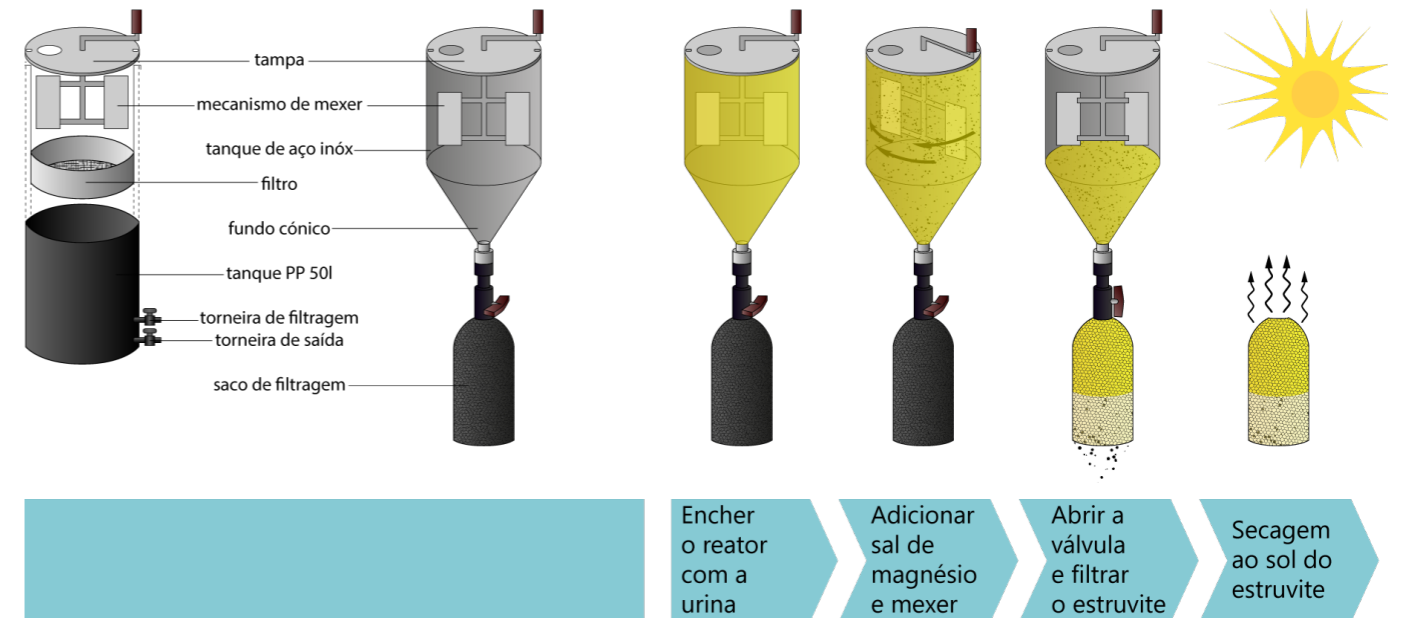


Figura 7. Etapas da formação de estruvite (Adaptado de Etter *et al.*, 2018)

## 3.4. Tratamento e valorização dos resíduos sólidos orgânicos por compostagem

### 3.4.1. Definição e objetivos da compostagem

A compostagem é um processo de oxidação biológica e de estabilização da matéria orgânica (MO) através do qual os microrganismos decompõem os materiais ou resíduos orgânicos biodegradáveis, em condições de elevadas temperaturas resultantes do calor libertado pela atividade microbiana, em que se liberta (após a mineralização), principalmente, dióxido de carbono e vapor de água, e de que resulta (após a humificação) um produto (composto ou compostado). Este deve apresentar-se estabilizado, homogêneo, higienizado e sem substâncias fitotóxicas ou moléculas orgânicas que prejudiquem a qualidade do ambiente. Possuindo as características apropriadas, o composto pode ser armazenado e utilizado na preparação de fertilizantes orgânicos do solo com vantagens agronómicas e ambientais (Brito *et al.*, 2007).

O propósito da compostagem é converter o material orgânico que não está em condições de ser incorporado no solo num material que é admissível para misturar com o solo, ou para utilizar na recuperação de espaços degradados. Determinados compostados podem, também, ser utilizados como constituintes de substratos hortícolas. Uma função fundamental da compostagem é destruir a viabilidade das sementes de infestantes e os microrganismos patogênicos.

### 3.4.2. Mistura de materiais para compostagem

No processo de compostagem é conveniente utilizar uma mistura de materiais frequentemente referidos por castanhos e verdes. Os primeiros são ricos em carbono (e pobres em azoto), sendo designados por carbonáceos (com elevada razão C/N), e os segundos são ricos em azoto, sendo designados por azotados (com baixa razão C/N). Os materiais carbonáceos fornecem a matéria orgânica e a energia para a compostagem e os materiais azotados aceleram o processo de compostagem, porque o azoto é necessário para o crescimento dos microrganismos.

Entre os materiais carbonáceos podemos considerar os materiais lenhosos como a casca de árvores, aparas de madeira e serradura, podas dos jardins, folhas secas das árvores, palhas e fenos, e papel. Entre os materiais azotados incluem-se as folhas verdes, estrumes animais, urinas, restos de hortícolas, erva, restos de alimentos, etc. Genericamente, quanto mais baixa é a razão C/N mais rapidamente termina a compostagem. As fezes humanas são ricas em azoto (aproximadamente 6% na matéria seca) e possuem baixa razão C/N.

Considerando a baixa razão C/N das fezes humanas (aproximadamente 6/1 a 10/1), estas têm de ser misturadas com outros materiais de elevada razão C/N. Por exemplo os que se indicam no Quadro 3.

Os materiais para compostagem não devem conter vidros, plásticos, tintas, óleos, metais, pedras, etc. Não devem também conter excesso de gorduras, porque podem libertar ácidos gordos de cadeia curta (ácidos gordos voláteis de baixo peso molecular) como etanoico, propanoico e butanoico, que causam maus odores, os quais, retardam a compostagem e prejudicam a qualidade do compostado. O papel não deve exceder 10% dos materiais, mas o papel encerado e o de cor devem ser evitados por serem de difícil decomposição ou conterem metais pesados, respetivamente. Deve-se evitar a utilização de substâncias alcalinas como o calcário ou as cinzas porque contribuem para as perdas de azoto (N), por volatilização do amoníaco.

Outra característica fundamental para o processo de compostagem é a dimensão das partículas dos materiais que afeta a densidade, a porosidade, a capacidade de retenção de água e outras características dos compostados, sendo a microporosidade responsável pela retenção e disponibilidade de água e a macroporosidade pela capacidade de arejamento do compostado.

O processo de decomposição inicia-se junto à superfície das partículas, onde exista oxigénio difundido na película de água que as cobre, e onde o substrato seja acessível aos microrganismos e às suas enzimas extracelulares. As partículas pequenas são decompostas mais rapidamen-



Quadro 3. Razão C/N de alguns materiais com elevada razão C/N (Adaptado de MADRP, 1997)

Material	C/N
Palha de milho	50-55
Palha de aveia, cevada, trigo	60-70
Palha de centeio	77
Caruma	50
Serradura	200-220

te porque quanto menor for o tamanho das partículas, maior é a sua superfície específica, e assim, mais fácil é o ataque microbiano ou a disponibilidade biológica das mesmas, mas, em contrapartida, aumentam os riscos de compactação e de falta de oxigênio, caso não exista um arejamento adequado da massa em compostagem.

A razão C/N (peso em peso) de 30 é considerada ideal para a compostagem. Dois terços do carbono são utilizados pelos microrganismos para obter energia e libertados como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), e o outro terço do carbono, em conjunto com o azoto, é utilizado para constituir a proteína microbiana. Para razões C/N mais baixas que 30, o azoto ficará em excesso e poderá ser perdido na forma de amoníaco (NH<sub>3</sub>) causando odores desagradáveis.

Para razões C/N mais elevadas, a falta de N irá limitar o crescimento microbiano e o carbono não será todo degradado conduzindo a que a temperatura não aumente, e a que a compostagem se processe mais lentamente. Um volume de uma a três partes de materiais ricos em carbono, para uma parte de materiais ricos em N, é uma mistura muitas vezes utilizada. Com o aumento dos materiais ricos em carbono, relativamente aos azotados, o período de compostagem requerido aumenta.

### 3.4.3. O processo de compostagem

#### 3.4.3.1. Biologia

A compostagem ocorre quando existe água, oxigênio, carbono orgânico e nutrientes para estimular o crescimento microbiano. No processo de compostagem os microrganismos decompõem a matéria orgânica e produzem calor, dióxido de carbono, água, amoníaco e outros gases azotados, sais minerais e húmus. Os microrganismos excretam enzimas (celulases, amilases, protéases, entre outras) capazes de catalisar a hidrólise de moléculas orgânicas complexas, tonando-as mais simples, e assim mais acessíveis a serem absorvidas pelos microrganismos e utilizadas no seu metabolismo.

A matéria orgânica é assim sucessivamente oxidada até se formar CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O, ou, pelo contrário, condensada e polimerizada em complexos húmicos.

Diferentes comunidades de microrganismos (incluindo bactérias, actinomicetes, leveduras e fungos) predomi-

nam em diferentes fases da compostagem. Com temperaturas superiores a 40-45°C começam a predominar os microrganismos termófilos, com predominância para as bactérias termófilas do género Bacillus. Com temperaturas acima de 55°C muitos dos microrganismos patogénicos para os humanos ou para as plantas são destruídos. Acima dos 65 °C são destruídos a maioria dos microrganismos, incluindo aqueles que são responsáveis pela decomposição, resistindo esporos de bactérias e de actinomicetes até aos 70°C e podendo algumas enzimas extracelulares permanecer ativas até 80°C.

Para garantir a higienização do compostado, através da eliminação de microrganismos patogénicos (ex.: Salmonella spp. e Escherichia coli), as temperaturas devem ser superiores a 55 °C, durante um período superior a 15 dias. Contudo, na produção de composto para aplicação na própria exploração agrícola, o risco da presença de microrganismos patogénicos associa-se mais aos materiais com dejetos animais do que aos resíduos vegetais. As sementes de infestantes podem perder a viabilidade na presença de elevadas temperaturas (45-60 °C) no interior da massa de compostagem.

Com a descida da temperatura diminui a população de bactérias e actinomicetes termófilos ou fungos termotolerantes e passa a predominar uma maior diversidade de actinomicetes, bactérias e fungos mesófilos. Nesta fase, dá-se uma lenta e longa degradação de moléculas mais resistentes como a lenhina, sendo fundamental a atividade dos actinomicetes, e de alguns fungos, na degradação destes materiais lenhosos, e formam-se moléculas complexas como os ácidos fúlvicos e os ácidos húmicos, com crescente peso molecular. A estabilização do compostado alcança-se gradualmente com a polimerização dos ácidos húmicos e a constituição de humina.

#### 3.4.3.2. Física

##### 3.4.3.2.1. Temperatura

A temperatura é o fator mais importante para determinar se a operação de compostagem se processa como desejável. A produção de calor de um material é indicativa da atividade biológica desse material e, por isso, indiretamente, do seu grau de decomposição.

A produção de calor depende da velocidade a que a decomposição se processa (ou da velocidade a que os mi-

croorganismos crescem e atuam), e esta, depende do teor de humidade, do arejamento, da razão C/N da mistura de materiais e do sistema de compostagem utilizado. Por outro lado, a dissipação do calor do interior da massa em compostagem depende da sua superfície específica e, portanto, da sua forma e dimensão. Os mecanismos de dissipação do calor, do interior da massa em compostagem para o exterior, incluem a condução, a convecção e a radiação. Quanto maior o volume da massa em compostagem, maior é o número de locais no seu interior com anaerobiose o que influencia o tipo de microrganismos presentes, a temperatura e o tipo de emissões que se produzem.

A compostagem pode ser dividida em duas partes. A primeira é mais ativa e caracteriza-se por uma forte atividade metabólica e pelo aumento de temperatura dos materiais em decomposição, e inclui uma fase mesófila inicial, e outra termófila. A segunda parte caracteriza-se por taxas metabólicas muito mais reduzidas e é conhecida por fase de arrefecimento e de maturação, durante a qual o material se torna estável, escuro, amorfo, com aspeto de húmus e um cheiro a terra.

A decomposição ocorre mais rapidamente na fase termófila que pode demorar semanas ou mesmo meses, dependendo do tamanho e da composição da massa de compostagem. A temperatura a que se inicia a fase termófila varia entre 40 e 55 °C, de acordo com diferentes autores. Durante a fase termófila as temperaturas elevadas aceleram a hidrólise das principais moléculas estruturantes dos materiais em compostagem, designadamente, proteínas, gorduras e hidratos de carbono complexos como as celuloses e hemiceluloses. Neste período devem ser destruídos os organismos patogénicos e as sementes de infestantes.

A compostagem pode ocorrer em poucas semanas quando os materiais são rapidamente biodegradáveis e a massa em compostagem é de reduzida dimensão enquanto, pelo contrário, pode demorar muitos meses quando a massa é de grande dimensão e contém elevada proporção de material dificilmente biodegradável.

##### 3.4.3.2.2. Teor de humidade

Um teor de humidade de 50 a 70% é considerado indicado para a compostagem. Abaixo de 35-40% de humidade a decomposição da matéria orgânica é fortemente reduzida e abaixo de 30% de humidade praticamente é interrompida. O limite superior depende do material e do tamanho das partículas sendo frequentemente considerado entre valores de 55 e 65% de humidade. Uma humidade superior a 65% retarda a decomposição, e produzem-se maus odores em zonas de anaerobiose localizadas no interior da massa em compostagem. Contudo, quando os materiais são ricos em azoto, e possuem um elevado teor de carbono facilmente mineralizável, isto é, quando são facilmente biodegradáveis, como acontece com as fezes, a compostagem pode decorrer com teores de humidade muito mais elevados do que aqueles que se referiram como limites superiores de humidade.

Desde que não ocorra anaerobiose, um elevado teor de humidade contribui para a manutenção das temperaturas

elevadas durante a compostagem, porque a humidade favorece a retenção do calor no material em compostagem. Quando o teor de humidade diminui, significa que a evaporação de água supera o aumento do teor de humidade por redução da matéria seca que se mineraliza mais a produção de água resultante do próprio processo de compostagem.

##### 3.4.3.2.3. Arejamento

O arejamento da massa em compostagem favorece a oxigenação, a secagem e o arrefecimento no seu interior. O oxigénio (O<sub>2</sub>) é necessário para os microrganismos obterem energia resultante da oxidação do carbono orgânico. O qual, posteriormente, liberta-se como carbono inorgânico, na forma de CO<sub>2</sub>. A falta de O<sub>2</sub> causa o ambiente redutor resultando em compostos incompletamente oxidados.

Apesar de 21% da atmosfera ser constituída por oxigénio, os micróbios aeróbios conseguem sobreviver em ambientes com apenas 5% de O<sub>2</sub>. No entanto, abaixo de 10% de O<sub>2</sub> este elemento poderá ser limitante. Quando o teor de O<sub>2</sub> é inferior a 3-5% criam-se zonas de anaerobiose. Se a atividade anaeróbia for intensa resultarão odores desagradáveis que não devem aparecer se o processo de compostagem for bem conduzido.

Se o compostado começar a cheirar mal é provável que a massa em compostagem esteja muito húmida e que necessite de arejamento ou de um material poroso que melhore a sua estrutura. O teor de O<sub>2</sub> no interior da massa em compostagem determina, também, o tipo de gases azotados que se formam. Por exemplo, as emissões de NH<sub>3</sub> são mais frequentes em condições de aerobiose e as de N<sub>2</sub>O e NO<sub>x</sub> são mais frequentes em anaerobiose.

Quando os materiais orgânicos são constituídos por moléculas orgânicas facilmente degradáveis, como as existentes nas fezes humanas, o consumo de O<sub>2</sub> é elevado e as necessidades de arejamento aumentam. Nestas condições, o volume da massa e a dimensão das partículas em compostagem são aspetos físicos que determinam, em conjunto com a composição dos materiais orgânicos, as características químicas que se estabelecem no processo de compostagem, a relação entre os processos de mineralização e de humificação, e os respetivos produtos resultantes (Brito *et al.*, 2017).

##### 3.4.3.2.4. Odores

Excesso de humidade, falta de porosidade (que dificulta a difusão do O<sub>2</sub> pelos interstícios), rápida degradação do substrato e tamanho excessivo da massa em compostagem podem criar condições de anaerobiose no interior da massa em compostagem. A falta de O<sub>2</sub> causa o ambiente redutor resultando compostos orgânicos incompletamente oxidados, que são responsáveis pelos odores desagradáveis, designadamente ácidos gordos voláteis (etanoico, propanoico, butanoico), compostos de enxofre, como o ácido sulfídrico, compostos aromáticos e aminas. O amoníaco no estado gasoso é, no entanto, o composto que mais contribui, quer em aerobiose quer em anaerobiose para os odores desagradáveis.

O odor intenso e desagradável dos resíduos orgânicos, normalmente, diminui durante a fase inicial da compostagem (bio-oxidativa) e praticamente desaparece no final do processo de compostagem. Quando a maturação ótima é obtida, os odores desagradáveis não deverão estar presentes, e não devem aparecer quando se movimentam a massa com o consequente arejamento.

### 3.4.3.3. Química

#### 3.4.3.3.1. Matéria orgânica e carbono

O teor de MO na matéria seca (MS), normalmente, diminui rapidamente nos primeiros três meses de compostagem quando o processo de mineralização é mais rápido. Posteriormente diminui até as temperaturas ficarem próximas das do ar ambiente, prolongando-se por um período de maturação do composto em que a MO remanescente se torna recalcitrante. Apesar da maioria da MO decomposta ser mineralizada, uma parte é humificada. Com a decomposição da MO, originam-se unidades estruturais, a partir das quais se forma a molécula primária das substâncias húmicas. Posteriormente dá-se a síntese destas moléculas por condensação das unidades estruturais respetivas. As moléculas húmicas são mineralizáveis, mas a uma taxa muito lenta.

Os fungos que decompõem a lenhina, como os basidiomicetas (que possuem lenhinasas), têm um crescimento lento e não conseguem competir com as bactérias que, na presença de N disponível, possuem um crescimento muito mais rápido. Posteriormente, durante a maturação do compostado, tendo como precursores os polifenóis e hidratos de carbono de elevado peso molecular, provenientes da decomposição da lenhina e da celulose, for-

ma-se os complexos húmicos que são estáveis e, por isso, não disponibilizam o azoto. A forte imobilização do N em moléculas húmicas poderá contribuir para a conservação do N e para a descida da razão C/N durante o processo de compostagem.

A MO durante a compostagem é utilizada, portanto, num de dois processos fundamentais com características opostas (Figura 8): um processo de destruição, conduzindo à decomposição dos resíduos e à sua transformação em compostos minerais (mineralização), que permite restaurar o balanço de nutrientes no solo e assim aumentar a produtividade das culturas; ou um processo conservador, a humificação, com reações de oxidação, condensação, e polimerização, em que se originam complexos coloidais, com um peso molecular crescente, relativamente estáveis e resistentes à decomposição (os complexos húmicos). Para o processo de humificação, para além de bactérias e fungos, os actinomicetes têm um papel fundamental.

Durante o processo de maturação, em que o composto adquire uma estabilização crescente, os microrganismos decompositores já não são indispensáveis e o composto pode ser recolonizado por diferentes microrganismos, inclusive por microrganismos supressivos que são benéficos para as culturas agrícolas.

#### 3.4.3.3.2. Azoto orgânico e mineral

O N é essencial para a composição das proteínas, e estas, representam aproximadamente metade da biomassa microbiana. Logo, o rápido crescimento dos microrganismos depende da disponibilidade de N, o qual, nos materiais para compostagem, encontra-se principalmente na

forma orgânica. Na fração mineral o N encontra-se principalmente na forma amoniacal. Se o N existir em excesso, e os microrganismos não o conseguem utilizar por falta de carbono disponível, pode acumular-se e perder-se por volatilização de amoníaco (e outros gases azotados) ou por lixiviação e desnitrificação dos nitratos.

A nitrificação corresponde à oxidação biológica do ião amónio ( $\text{NH}_4^+$ ) a ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) com a formação de nitrito como intermediário, sob condições aeróbias. A desnitrificação, em que ocorre a redução biológica dos nitratos ou nitritos a azoto molecular ( $\text{N}_2$ ), ocorre com maior frequência em condições anóxicas (ausência de  $\text{O}_2$ , mas presença de oxigénio combinado com outros elementos, como é o caso do  $\text{NO}_3^-$  ou  $\text{NO}_2^-$ ). No caso de a desnitrificação ser incompleta, o nitrato pode ser parcialmente reduzido e podem libertar-se produtos intermediários como o NO e o  $\text{N}_2\text{O}$ , o que acontece geralmente se a concentração de nitratos for muito elevada. Estes gases prejudicam o ambiente e diminuem o valor agronómico do compostado final.

As perdas de N durante o processo de compostagem aumentam com a temperatura e a intensidade com que se realizam as trocas gasosas com o exterior, com a diminuição da razão C/N e com o aumento do pH. Por isso, as perdas de N durante a compostagem podem ser controladas aumentando a razão C/N da mistura de materiais, diminuindo o pH, e diminuindo o arejamento da massa em compostagem durante a fase termófila.

#### 3.4.3.3.3. Razão C/N

Apesar de a razão C/N = 30 ser desejável para o processo de compostagem, esta razão poderá variar em função das características específicas dos materiais utilizados para compostar, designadamente com a disponibilidade do carbono desses materiais para o ataque microbiano. Isto porque apesar de quase todo o N orgânico estar disponível para os microrganismos, o mesmo não se verifica relativamente ao carbono de determinados materiais, por se encontrar em formas resistentes à degradação biológica. Por exemplo, os jornais são mais resistentes que outros papéis pois são constituídos por fibras celulósicas lenhificadas, sendo a lenhina um composto muito resistente à decomposição. Nestes materiais com elevada quantidade de lenhina deve ser considerada uma razão C/N mais elevada para iniciar a compostagem.

#### 3.4.3.3.4. Outros nutrientes

Em comparação com o N, os outros nutrientes essenciais para o metabolismo dos microrganismos encontram-se, geralmente, em grandes quantidades relativas nos materiais orgânicos originais utilizados na compostagem e, por isso, não limitam o processo de compostagem. Em alguns casos poderá ser aconselhável aplicar fósforo (P). O potássio (K) pode ser parcialmente perdido por lixiviação enquanto o fósforo é conservado, porque se encontra geralmente em compostos que não são lixiviados nem volatilizados.

Em materiais com elevado teor de celulose e lenhina, e pobres em proteínas, o teor de P poderá ser limitante

para o processo de compostagem, mas, normalmente, a razão entre o teor de N e o teor de P da maioria dos materiais orgânicos é mais baixa do que as necessidades dos microrganismos decompositores e, por isso, é mais vulgar o nutriente limitante ser o N. Por outro lado, o P e outros nutrientes como o potássio, cálcio ou magnésio tendem a concentrar-se na massa em compostagem, na medida em que há redução de matéria seca, enquanto o N tem um comportamento mais lábil e, por isso, perde-se com mais facilidade do que os outros nutrientes menos móveis.

#### 3.4.3.3.5. Valor de pH

O valor de pH durante a compostagem é função do pH original da mistura de materiais, da produção de amoníaco, da concentração de bicarbonatos, da concentração de  $\text{CO}_2$  e da concentração de ácidos gordos voláteis. O pH ideal para as bactérias decompositoras varia entre valores de 6 e 8, e para os fungos entre 5 e 8,5.

O pH do compostado pode ser indicativo do estado de compostagem dos resíduos orgânicos. À medida que os microrganismos digerem a MO libertam-se ácidos que se acumulam e acidificam o meio. Durante as primeiras horas de compostagem o pH diminui até valores de, aproximadamente, 5. O abaixamento do pH favorece o crescimento de fungos e a decomposição da celulose e da lenhina. Posteriormente, estes ácidos são decompostos até serem completamente oxidados e produz-se amoníaco que eleva o pH da massa em compostagem. Com a evolução do processo de compostagem e estabilização do compostado, alcançam-se, finalmente, valores de pH entre 7 e 8.

O azoto na forma de ião amónio ( $\text{NH}_4^+$ ) prevalece para valores de pH baixos e nesta forma não se volatiliza. Pelo contrário, com valores elevados de pH, o ião amónio transforma-se em amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) que, no estado gasoso e com elevadas temperaturas, se volatiliza com facilidade. Para minimizar estas perdas a massa em compostagem não deve exceder um valor de pH de 8,5.

#### 3.4.3.3.6. Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) não tem sido considerada como limitante do próprio processo de compostagem, sendo referido um efeito negativo da CE apenas para valores superiores a 8  $\text{dS m}^{-1}$ . No entanto, a CE do compostado final é relevante porque pode prejudicar a qualidade do compostado. A CE tende a aumentar com a mineralização da MO, mas pode também diminuir em consequência da volatilização de amoníaco e da precipitação de sais minerais. Logo, a incorporação de compostados mal maturados ao solo pode aumentar a concentração de sais no solo e a sua condutividade elétrica, devido à salinidade do compostado. Elevadas concentrações de sais podem causar problemas de fitotoxicidade, sendo o valor da CE do compostado importante na avaliação da adequação e segurança do mesmo para fins agrícolas. Os valores finais de CE dos compostados devem ser inferiores ao limite máximo de 3  $\text{dS m}^{-1}$ , recomendado para aplicação de compostados ao solo.

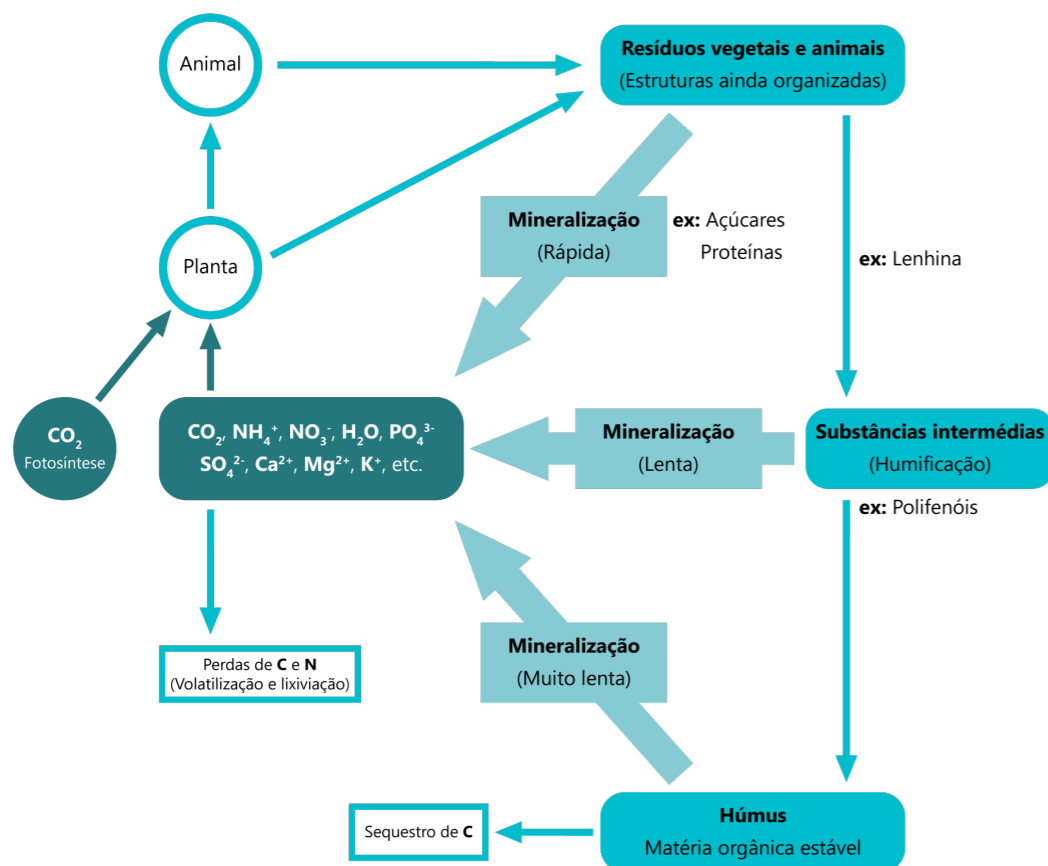


Figura 8. Esquema dos processos de mineralização e humificação da matéria orgânica



### 3.4.4. O compostado

#### 3.4.4.1. Quantidade de compostado produzido

Durante a compostagem mais de metade do volume da massa em compostagem é perdido com a decomposição dos materiais, principalmente quando a razão C/N é mais baixa. As maiores perdas resultam da libertação de CO<sub>2</sub> e de vapor de água. O N é parcialmente perdido por volatilização de amoníaco e por lixiviação e desnitrificação dos nitratos. A diminuição de peso e do volume causada pela compostagem dos materiais orgânicos resulta num aumento da concentração de nutrientes no compostado final e reduz a necessidade em espaço para armazenamento e transporte. A redução de volume pode ainda ser maior do que a redução de massa devido à redução na dimensão das partículas, à perda de água e à compressão da massa em compostagem.

#### 3.4.4.2. Qualidade do compostado

##### 3.4.4.2.1. Métodos para avaliação da maturação do compostado

Apesar da legislação que estabelece as regras a que deve obedecer a colocação no mercado de matérias fertilizantes (Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho) incluir alguns critérios que assegurem determinadas características de qualidade, são necessárias especificações padronizadas de métodos analíticos e agronómicos que definam a qualidade do produto final da compostagem.

A maturação do compostado poderá ser considerada um dos critérios de qualidade, principalmente quando o compostado se destina à utilização imediata como fertilizante. A maturação do compostado associa-se à sua estabilização, que se relaciona com a atividade microbiana. Esta é tanto menor quanto mais estável, ou menos facilmente degradável, é o carbono remanescente no compostado, o que pode ser avaliado pela determinação das taxas de consumo de O<sub>2</sub> ou de produção de CO<sub>2</sub>, ou pelo calor produzido pela atividade microbiana.

A maturação do compostado refere-se não só ao seu grau de estabilização, mas também, à presença de substâncias fitotóxicas que podem surgir em condições de rápida decomposição da MO no compostado. Nuns casos poderão ser necessários compostados muito maturados e homogéneos, como por exemplo para utilizar na formulação de substratos hortícolas, enquanto para utilização como corretivos do solo, a aplicar com antecedência em relação à sementeira ou plantação, poderão considerar-se compostados mais frescos.

Os métodos desenvolvidos para avaliar a maturação dos compostados orgânicos baseiam-se, geralmente, em ensaios químicos com base em extratos dos compostados e incluem: a razão C/N; métodos cromatográficos para determinação do conteúdo de substâncias húmicas e o grau de polimerização dos compostos húmicos; testes colorimétricos dos extratos húmicos; análise de polisacáridos; testes da atividade respiratória; medições de adenosina trifosfatada; teste à produção de calor e, ensaios biológicos como biotestes de fitotoxicidade.

Diversos indicadores de estabilidade têm sido referidos na literatura. A Comissão da União Europeia (European Commission, 2001) sugeriu que um compostado estável não deveria ter uma taxa de absorção de oxigénio superior a (1g O<sub>2</sub>) / (kg MO h). A razão C/N tem sido, também, considerada como um indicador do grau de decomposição dos materiais orgânicos, sendo valores inferiores a 20 indicativos de uma maturação aceitável. No entanto, a razão C/N de materiais bem compostados pode variar devido ao tipo de material original e às condições do processo de compostagem. Por exemplo, enquanto um decréscimo de uma razão C/N inicial de 35-40 para um valor final de 18-20 normalmente implica um avançado grau de maturação, já com materiais ricos em N poder-se-á começar por uma razão C/N baixa (<10) e esta tenderá a aumentar durante o processo de estabilização, devido às elevadas perdas de N.

A razão N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> / N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> tem sido frequentemente utilizada para avaliar a maturação dos compostados, sendo sugeridos valores <0,5 (CCQC, 2001) como indicativos de compostados bem estabilizados. Por outro lado, o teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no final da compostagem deve ser inferior ao limite de 400 mg kg<sup>-1</sup> MS, sugerido como indicador de estabilização dos compostados.

Com base nos efeitos adversos da salinidade e do N amoniacal na germinação de sementes e no crescimento vegetal, desenvolveram-se diversos testes biológicos como métodos para determinação do grau de maturação dos compostos. Fundamentalmente, estes testes consistem em incubações, por reduzido período de tempo, de sementes posicionadas em papéis de filtro impregnados com extratos aquosos dos compostos e colocados em placas de Petri. No entanto, estes testes não indicam se a inibição do crescimento resulta da incompleta decomposição dos materiais originários ou de substâncias tóxicas que estes materiais possuíam já no início da compostagem.

##### 3.4.4.2.2. Critérios de qualidade do compostado

Aspetos importantes dos compostados de resíduos orgânicos para aplicação ao solo incluem: (i) características físicas, como propriedades de manuseamento, humidade, temperatura, odor e cor, propriedades como substrato para crescimento vegetal (por exemplo, porosidade, capacidade para armazenamento de água, densidade aparente e textura), entre outras; (ii) características químicas, como o teor de MO, índices de humificação, poder tampão, razão C/N na fase sólida e em extratos aquosos, pH, capacidade de troca catiónica, condutividade elétrica e teores de sais solúveis, teores de nitratos, nitritos, amoníaco, etileno, ácido etanoico, nutrientes minerais, metais tóxicos, poluentes orgânicos, entre outros; e, (iii) características biológicas incluindo efeitos na germinação das sementes, crescimento e composição vegetal, capacidade de melhor a fertilidade biológica do solo, e presença de microrganismos supressivos. Em acréscimo, os compostados orgânicos comerciais, utilizados como corretivos do solo, não devem conter materiais aguçados, perigosos para o homem ou os animais, plásticos, metais ou pedras, sementes viáveis de infestantes, organismos patogénicos ou outros organismos em quantidade que

possam causar efeitos nefastos à saúde humana por ingestão, inalação ou contacto com a pele.

O Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho, estabelece valores máximos admissíveis para os teores totais de metais pesados, e materiais inertes antropogénicos, bem como, valores máximos admissíveis relativos à concentração em microrganismos patogénicos. Existem, também, valores máximos admissíveis para todas as classes de compostados relativamente a teores de determinados compostos orgânicos e aos teores de dioxinas e furanos. Consideram-se ainda diferentes classes de qualidade para os compostados, e refere-se que enquanto os compostados de melhor qualidade (classes I e II) podem ser utilizados genericamente na horticultura e culturas arvenses, ou em culturas arbóreas e arbustivas, nomeadamente, pomares, olivais e vinha, já os compostados com pior qualidade (classe III) não devem ser utilizados em solos agrícolas destinados à alimentação humana ou animal. Neste caso, devem ser destinados apenas para recuperação de espaços degradados, a cobertura de valas e taludes, na construção de estradas, e para fertilização de terrenos florestais sem culturas destinadas à alimentação humana, e também, às culturas bioenergéticas, jardinagem, produção florícola, campos de futebol e de golfe, quando não incluam materiais aguçados ou perigosos para a manipulação manual, e o compostado esteja devidamente higienizado.

### 3.5. Tratamento de águas negras e castanhas

#### 3.5.1. Definições e caracterização

As águas negras são constituídas pela mistura de urina, fezes, água de descarga dos sistemas sanitários e material de limpeza (e.g. papel higiénico). Estas águas contêm microrganismos patogénicos (da fração fecal) e nutrientes (da fração de urina), diluídos pela água de descarga. À fração constituída apenas por fezes e água de descarga, obtida em sanitas com sistema de separação de urina, designa-se por águas castanhas (Tilley *et al.*, 2014). A separação permite reduzir o mau odor e o volume de dejetos contaminados com microrganismos patogénicos a tratar, uma vez que as fezes têm um volume cerca de 10 vezes inferior ao da urina (Curutchet *et al.*, 2015).

A produção média de águas negras é de 150 L habitante<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, dos quais apenas 1,5 L corresponde a dejetos que,

apesar de corresponderem apenas a 1 % do volume total de águas negras, contêm mais de 80 % dos recursos. Por este motivo, a separação dos componentes na fonte é uma opção a considerar para viabilizar o fechar do ciclo de nutrientes e energia, convertendo-os em fertilizantes e bioenergia (Jensen, 2012).

Tal como a urina, a composição das fezes depende da alimentação, pelo que varia de pessoa para pessoa e de local para local (Quadro 4). Em média um adulto excreta diariamente 0,12 – 0,4 kg de fezes, tendendo para os valores mais baixos nos locais onde a dieta é mais rica em proteína, e para os valores mais elevados onde a dieta é mais rica em fibra. Atendendo ao elevado teor de humidade, verifica-se que o armazenamento e desidratação têm um efeito de redução significativa do seu volume (Curutchet *et al.*, 2015).

A quantidade de microrganismos excretados nas fezes é elevada, variando de 1011-1013/g, entre os quais se encontram diversas espécies patogénicas de bactérias, vírus, protozoários e helmintas que podem causar infeções entéricas (Schönning e Stenström, 2004), nomeadamente diarreia, febre tifoide, cólera e infeções por parasitas. Os vírus e protozoários não sobrevivem fora do hospedeiro, pelo que o seu número diminui com o tempo. Pelo contrário, as bactérias patogénicas podem sobreviver longos períodos fora do corpo humano, quando em condições ambientais favoráveis. Os ovos de helmintas, por terem casca, são mais persistentes e resistentes ao tratamento (Curutchet *et al.*, 2015).

Para evitar riscos de saúde pública e permitir a valorização, o tratamento das águas negras ou castanhas incide na sua estabilização e higienização, sendo possível obter-se como produtos finais biofertilizantes e biocombustível (biogás).

#### 3.5.2. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia permite tratar e estabilizar as águas negras/castanhas produzindo uma lama (digerido), que pode ser usado como biofertilizante, e o biogás, um biocombustível que pode ser convertido em calor, eletricidade ou utilizado para iluminação (Tilley *et al.*, 2014).

A matéria orgânica é convertida em metano e dióxido de carbono (biogás) através da interação sinérgica de um

Quadro 4. Composição média das fezes (Adaptado de Curutchet *et al.*, 2015)

Parâmetro	Dieta rica em proteína	Dieta rica em fibra
Massa húmida (kg habitante <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	44	146
Teor de água na massa húmida (%)	80	80
Azoto (g habitante <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	550	Não disponível
Fósforo (g habitante <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	183	Não disponível
Massa desidratada (kg habitante <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	20	66



consórcio bacteriano num processo biológico que decorre em 4 etapas sequenciais: a hidrólise, fermentação, acetogénese e metanogénese (Figura 9) (Silva *et al.*, 2017). A maioria do enxofre orgânico, presente inicialmente nas proteínas, é mineralizado, sendo parcialmente perdido na forma de ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), contaminando o biogás. O azoto orgânico também é mineralizado, passando a azoto amoniacal. No digerido, 50 a 70 % do azoto está na forma amoniacal. Nesta forma química o azoto apresenta elevada biodisponibilidade, mas é necessário controlar possíveis perdas pela volatilização na forma de NH<sub>3</sub> (Jönsson *et al.*, 2004).

O controlo de parâmetros ambientais e operacionais como a temperatura, pH, razão carbono/azoto/fósforo, presença de inibidores, carga de sólidos aplicada, tempo de retenção hidráulico (TRH) e tempo de retenção de sólidos são essenciais para definir critérios para a conceção, dimensionamento e otimização da operação do digester anaeróbio (Silva *et al.*, 2017).

A temperatura tem um efeito significativo na comunidade bacteriana, na cinética do processo e taxa de produção de biogás (Khalid *et al.* 2011). A digestão anaeróbia pode decorrer em três gamas de temperatura, a gama psicrófila, entre 20-25 °C, a mesófila, entre 30-38 °C, e a termófila, entre 50-57 °C. O aumento da temperatura torna o processo de digestão anaeróbia mais rápido, aumenta a redução de sólidos e a destruição de patogénicos. No entanto, os processos termofílicos requerem um controlo operacional mais exigente e maior consumo energético para manutenção da temperatura, pelo que a maioria dos digestores opera na gama mesófila. O tempo necessário para completar a conversão da matéria orgânica depende da temperatura, da composição do substrato, da taxa de crescimento dos microrganismos e da carga de sólidos aplicada (kg sólidos voláteis totais m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>) (Silva *et al.*, 2017). O tempo de retenção hidráulico (TRH) no reator deve ser de, pelo menos, 15 dias em locais de clima quente e de 25 dias em climas temperados. Quando a carga de agentes patogénicos é elevada, deve assegurar-se um TRH de 60 dias (Tilley *et al.*, 2014).

O digester anaeróbio pode operar com diversos substratos, sendo indicada a utilização de substratos concentrados para otimizar a produção de biogás. Assim, em zonas rurais ou peri-urbanas poderá haver mistura (co-digestão) com chorumes animais e resíduos orgânicos domésticos (Silva *et al.*, 2017). É importante encontrar a proporção certa entre os substratos para equilibrar a razão C/N, evitando a sobrecarga de sólidos ou líquidos (e.g. as águas cinza devem ser segregadas pois diminuem o TRH e deve evitar-se a mistura de materiais lenhocelulósicos pois são difíceis de degradar) (Tilley *et al.*, 2014).

O digerido obtido apresenta menor carga orgânica e de agentes patogénicos (parcialmente higienizado), e mantém os nutrientes – apenas parte do azoto e enxofre são perdidos pela libertação na forma de NH<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>S no biogás. A digestão anaeróbia aumenta a fração de azoto mineral devido à mineralização do azoto orgânico (Winker *et al.*, 2009). Sendo rica em nutrientes, a lama pode ser usada como biofertilizante. No entanto, apesar de ter sido submetida a digestão anaeróbia, não é livre de organismos patogénicos podendo necessitar de tratamentos adi-

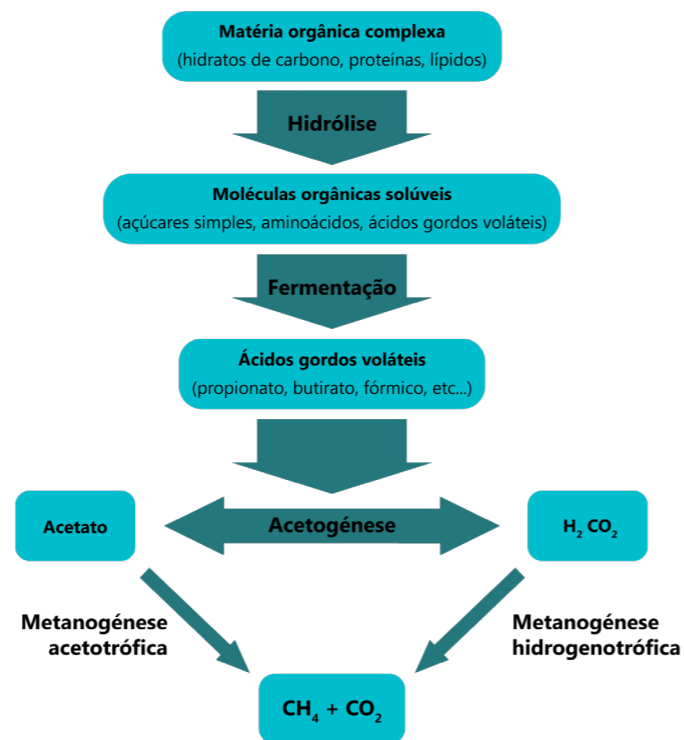


Figura 9. Processo de digestão anaeróbia: conversão da matéria orgânica em biogás (Adaptado de Silva *et al.*, 2017)

cionais antes de ser aplicada, e.g. desidratação, compostagem (Tilley *et al.*, 2014).

Esta tecnologia tem potencial de aplicação no tratamento a pequena-média escala (habitação, urbanização), onde o digester anaeróbio pode estar diretamente ligado a sanitários públicos ou privados, podendo existir um ponto para juntar material orgânico adicional, ou grande escala, em sistemas de tratamento centralizados. É frequentemente usado em alternativa a fossas sépticas pois assegura níveis de tratamento semelhantes com vantagens associadas à produção de biogás. Dependendo da quantidade de resíduos a tratar, e dos recursos disponíveis, a digestão anaeróbia pode decorrer em tanques (reatores) pré-fabricados ou em tanques construídos em tijolo, instalados acima ou abaixo do nível do solo. O volume do reator pode ser fixo, ou variável através de uma cúpula móvel que se desloca em função do volume de biogás produzido/consumido ou expandindo como um balão (Figura 10). Nos reatores de volume fixo, como o representado na Figura 11, à medida que o biogás vai sendo formado é exercida pressão que empurra a lama para a câmara de expansão. Quando o biogás é removido, a lama passa novamente ao biorreator. Uma vez que a produção de digerido é contínua, deve existir capacidade de armazenamento, uso e/ou de transporte para outro local de armazenamento/aplicação. O biogás, sendo inflamável, requer sistemas de segurança na produção/armazenamento/utilização que minimizem riscos de explosão (Tilley *et al.*, 2014). Existem ainda riscos de corrosão associados à contaminação do biogás por ácido sulfídrico, pelo que há necessidade de efetuar operações de manutenção regulares para evitar fugas e prolongar o tempo de vida dos equipamentos.

As vantagens/oportunidades associadas ao tratamento das águas negras/castanhas através desta tecnologia são: i) a produção de energia renovável (biocombus-

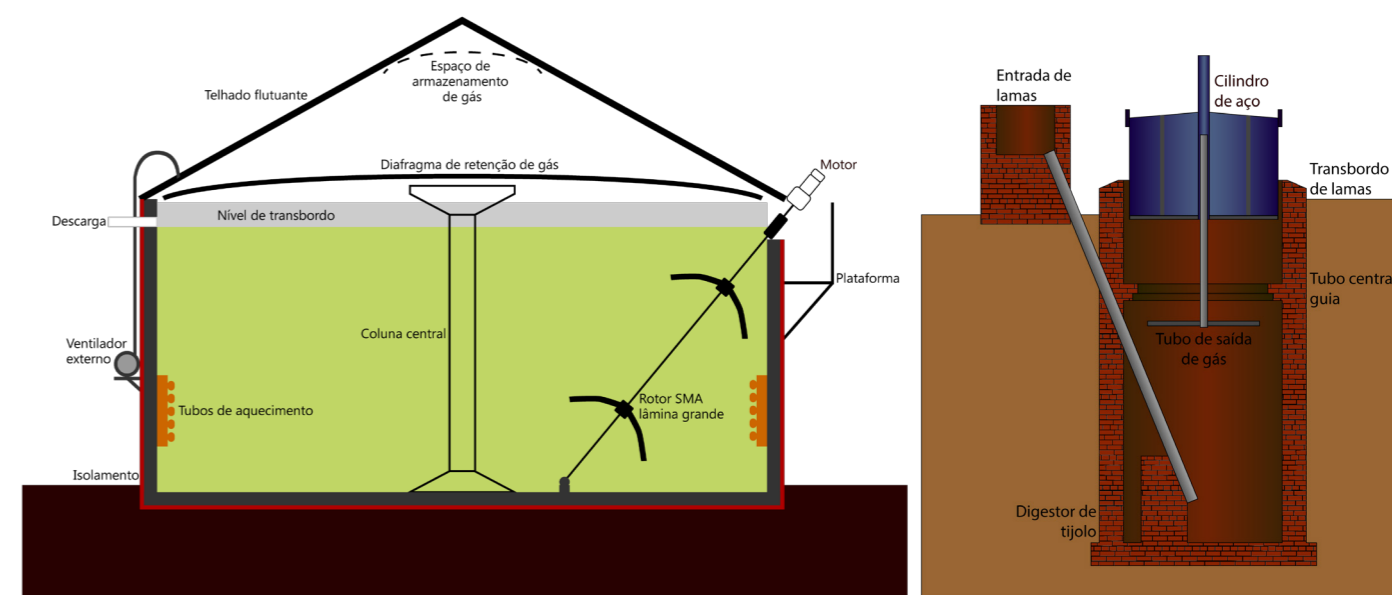


Figura 10. Esquema representativo de digester anaeróbio de volume variável (Adaptado de [https://www.biogas-renewable-energy.info/biogas\\_installations.html](https://www.biogas-renewable-energy.info/biogas_installations.html) e <http://www.kingdombio.com/drum.htm>)

tível); ii) a reduzida necessidade de área (a instalação pode ser realizada abaixo do nível do solo); iii) não requerer consumo de energia elétrica; iv) a conservação dos nutrientes, permitindo a aplicação do digerido como biofertilizante; v) os custos de operação reduzidos. Por outro lado, identificam-se como constrangimentos: (i) requerer conhecimento técnico especializado para a conceção, dimensionamento e construção; ii) não assegurar a higienização completa do digerido, sendo necessários tratamentos adicionais; iii) a temperatura inferior a 15 °C a produção de biogás é limitada, pelo que requer consumo de energia para aquecimento (Tilley *et al.*, 2014).

### 3.6. Tratamento de águas cinzentas por leitos de plantas e ilhas flutuantes

#### 3.6.1. Caracterização de águas cinzentas

No enquadramento do uso mais eficiente da água, as medidas mais correntes a serem aplicadas são a redução de consumos e perdas e o aproveitamento das águas da chuva e águas residuais. No âmbito do presente guia é focado neste capítulo o tratamento biológico das águas cinzentas para posterior reutilização.

As águas cinzentas são consideradas as águas residuais domésticas que não contêm águas negras (originárias dos sanitários), sendo provenientes, em geral, de banheiras, duchas, lavatórios, lavagem de roupa e cozinhas (ETA

0905; Hu *et al.*, 2016). Pela natureza destas atividades as águas cinzentas apresentam, quando comparadas com as águas negras, baixo teor em matéria orgânica, nitratos e fosfatos, assim como uma reduzida componente bacteriológica. No entanto, estudos recentes apontam para um aumento da complexidade destas águas relativamente à presença de outros compostos como fármacos. As águas cinzentas podem representar até 75% do volume global de água residual produzido por habitação, que poderá variar consoante a localização geográfica, estilo de vida, condições climáticas, tipo de infraestrutura, hábitos e cultura, entre outros (Oteng-Peprah, 2018).

De acordo com o explicitado na ETA 0905 (ANQIP) as águas cinzentas tratadas para fins de reutilização, satisfazendo os critérios de qualidade estabelecidos para os usos a que se destinam, são designadas por “águas regeneradas”. Considera-se pois que, após tratamento adequado, as águas regeneradas podem ser utilizadas por exemplo em rega de jardins.

Em Portugal, a ANQIP desenvolveu especificações técnicas com enquadramento na reutilização das águas cinzentas, a especificação ETA 905 - Sistemas Prediais de Reutilização e Reciclagem de Águas Cinzentas (SPRAC) e a ETA 906 - Certificação de Sistemas Prediais de Reutilização e Reciclagem de Águas Cinzentas (ETA 0906).

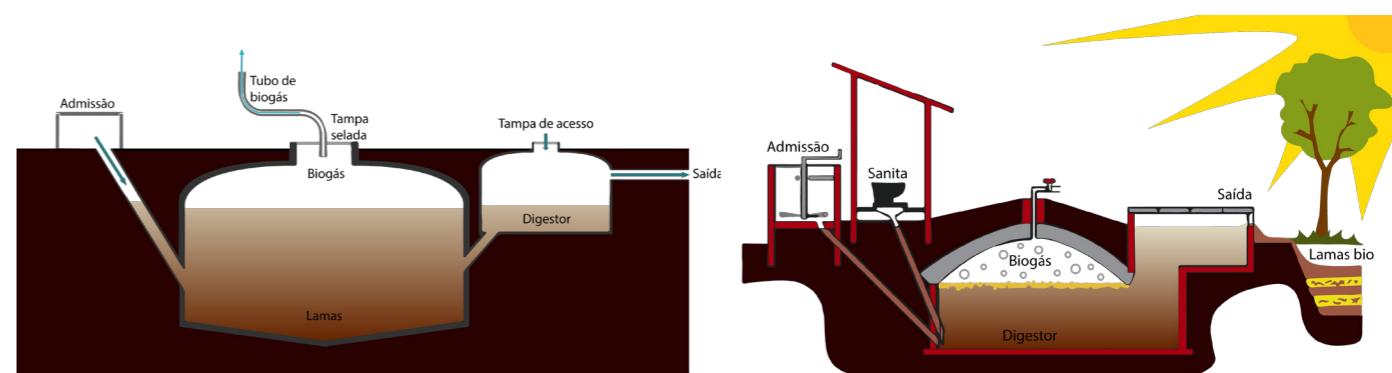


Figura 11. Esquema representativo de digester anaeróbio de volume fixo (Adaptado de Tilley *et al.*, 2014)

### 3.6.2. Sistemas biológicos de tratamento de águas

A maior parte das águas residuais contendo compostos biodegradáveis poderão ser tratadas por via biológica, no entanto é essencial realizar uma análise detalhada aos seus constituintes e delinear o processo biológico de tratamento mais adequado. Os processos biológicos aplicados ao tratamento de água consistem em misturas de comunidades compostas por uma vasta variedade de microrganismos, incluindo, bactérias, protozoários, fungos, rotíferos e possivelmente algas. Em alguns casos, os objetivos do tratamento biológico só serão atingidos se determinadas espécies microbianas estiverem presentes (Metcalf and Eddy, 2003).

Os objetivos gerais do tratamento biológico são: i) transformar (i.e., oxidar) os constituintes dissolvidos e particulados biodegradáveis, ii) incorporar sólidos coloidais em suspensão e não sedimentáveis num floco ou biofilme, iii) transformar ou remover nutrientes, como azoto e fósforo e iv) em alguns casos remover compostos orgânicos vestigiais específicos (Metcalf and Eddy, 2003). Os sistemas de tratamento biológico podem ser do tipo de biomassa fixa, em que os microrganismos se desenvolvem em torno de um meio de suporte ou de biomassa em suspensão, em que os microrganismos são mantidos em suspensão, e ocorrer na presença ou ausência de oxigénio. Dependendo da tipologia de água em questão, da finalidade de reutilização (rega de espaços verdes, agrícola, etc) e dos despostos legais a cumprir, o tipo de tratamento irá variar e deverá adequar-se às referidas necessidades.

Os tratamentos biológicos são apontados como uma opção para tratamento de águas cinzentas, preferencialmente os que necessitam de pouca energia para operarem e são de baixa manutenção (ETA 0905) como é o exemplo dos Leitos de Plantas. No contexto do saneamento e tratamento de águas, os Leitos de Plantas são considerados como uma “solução baseada na natureza” (NBS) de baixo custo que fornece uma água de qualidade adequada para várias utilizações não potáveis, incluindo irrigação, bem como outros benefícios adicionais (WWAP, 2018).

#### 3.6.2.1. Leitos de Plantas

##### 3.6.2.1.1. Conceito

Os Leitos de Plantas são sistemas biológicos e multifuncionais inspirados nas zonas húmidas naturais pretendendo simular as suas funções depurativas, baseadas em processos biogeoquímicos (Calheiros *et al*, 2018). São pois sistemas dimensionados e projetados para numa área definida otimizar e promover estes processos. Tem um grande potencial de aplicação, principalmente em zonas rurais onde não existe rede de saneamento implementada e se considera sistemas de tratamento descentralizados (Hu *et al*, 2016; Calheiros *et al*, 2015). Podem ser também aplicados a águas residuais provenientes da indústria, agropecuária, lixiviados de aterro e minas, escorrências de estradas, entre outros (Korkusuz, 2005).

No caso das águas cinzentas poderá ser necessário antes do encaminhamento das mesmas para o Leito

de Plantas, passarem por uma fossa séptica ou tanque de sedimentação, para remoção de alguns sólidos que possam estar presentes na corrente (Hu *et al*, 2016). Os Leitos de Plantas apresentam-se como um sistema integrado de água, plantas, substrato, microrganismos e meio ambiente. São uma tecnologia com base na fitorremediação e compreende vários componentes (i.e. telas de impermeabilização, substrato, plantas e comunidades microbianas) que podem ser conjugados de acordo com o dimensionamento preconizado, desempenhando diferentes funções.

As principais vantagens dos Leitos de Plantas são: possibilidade de um tratamento eficaz sem recorrer a equipamentos complexos nem pessoal especializado, baixos custos de operação e manutenção, boa integração na paisagem, possibilidade de reutilização e valorização da água. Algumas limitações prendem-se com o facto de, em geral, serem necessárias áreas maiores disponíveis que os sistemas convencionais de tratamento, ter que ser feito um controlo da entrada de sólidos para não haver colmatção do leito e caso haja elevados níveis de toxicidade na água poderá prejudicar a biodiversidade do sistema.

##### 3.6.2.1.2. Processos associados

A vegetação utilizada nos Leitos de Plantas desempenha um papel fundamental no tratamento da água. Estas estabelecem-se no substrato promovendo condições favoráveis para a filtração física e providenciando através da área radicular uma superfície extensa para desenvolvimento de crescimento microbiano e transferência de oxigénio para a coluna de água (Figura 12). As plantas reduzem a velocidade do fluxo hidráulico aumentando o tempo de contacto entre a água residual e o próprio leito, seja a nível radicular ou do substrato. Os exsudados e compostos húmicos das plantas atuam em parte como substrato para o metabolismo microbiano.

No Quadro 5 é apresentada uma síntese dos principais mecanismos de remoção de contaminantes nos Leitos de Plantas, que irão variar dependendo do tipo de fluxo e espécies de plantas consideradas. São estes mecanismos, quer em conjunto quer individualmente, que vão ser tidos em conta aquando do dimensionamento do sistema para se obter a qualidade de água pretendida, de forma a não ocorrer colmatção, maus odores ou insetos indesejáveis.

##### 3.6.2.1.3. Classificação dos Leitos de Plantas

Os Leitos de Plantas podem ser classificados com base no tipo de vegetação implantada (flutuantes, submersas e emergentes), bem como no regime de escoamento da água (superficial ou subsuperficial). Combinações de várias tipologias poderão dar origem a sistemas híbridos por forma a dar resposta a exigências do tratamento (Korkusuz, 2005).

Das plantas mais comuns utilizadas nestes sistemas destacam-se a *Phragmites* sp., *Iris* sp., *Typha* sp. e *Juncus* sp., no entanto deverá ter-se em consideração que em qualquer dos sistemas se deva utilizar plantas autóctones.

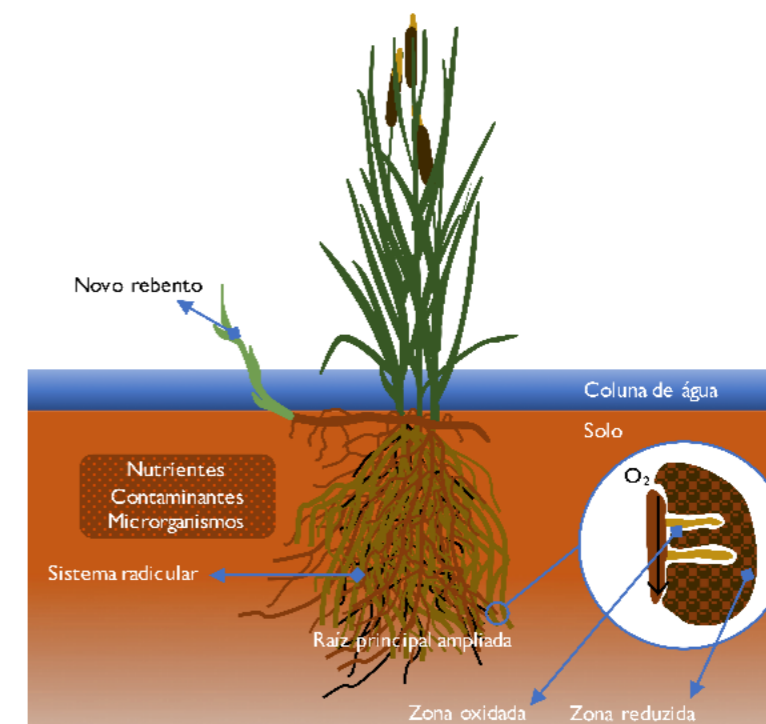


Figura 12. Representação esquemática do estabelecimento da planta e transferência de oxigénio através das raízes (créditos: João Carecho)

##### Fluxo superficial

Os Leitos de Plantas com fluxo superficial apresentam superfície livre, com água exposta e pretende-se que a trajetória do fluxo seja horizontal. Normalmente tem um sistema de impermeabilização por telas e pode conter ou não uma camada de solo ou substrato para suporte da vegetação (dependendo do tipo de sistema). São normalmente classificados em função do tipo de plantas existentes: flutuantes (Figura 13), submersa (enraizada e com folhas flutuantes) (Figura 14 e 15) e emergentes (Figura 16). Estes sistemas consistem tipicamente numa

##### Fluxo subsuperficial

Os Leitos de Plantas com fluxo subsuperficial são impermeabilizados e caracterizados por apresentarem um escoamento da água abaixo da superfície e um enchimento que serve como meio de suporte (normalmente argila expandida ou areia) para as plantas e comunidades microbianas. Dependendo do sentido de escoamento da

água pode-se verificar dois tipos de sistemas: horizontal (Figura 17) e vertical (Figura 18).

No sistema subsuperficial horizontal a água distribui-se à entrada do leito atravessando o meio de suporte no sentido horizontal, variando no tempo de retenção hidráulica, conforme o estabelecido aquando do dimensionamento. A água é mantida alguns centímetros abaixo da superfície não havendo contacto direto com o ar e funcionando de forma continua.

No sistema subsuperficial vertical, a água é distribuída à superfície do leito, com escoamento vertical através, de um meio de enchimento com diversas granulometrias e porosidade. Este sistema funciona em geral de forma intermitente, alternando com momentos de alimentação do leito e escoamento do mesmo.

A maior parte dos sistemas por fluxo subsuperficial horizontal e vertical são aplicados a águas domésticas como tratamento secundário sendo necessário em geral uma

Quadro 5. Principais mecanismos de remoção nos Leitos de Plantas (Korkusuz, 2005)

Parâmetros	Mecanismo de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação, filtração
Matéria orgânica	Matéria orgânica particulada removida com os sólidos suspensos, adsorção de matéria orgânica solúvel, conversão bioquímica da matéria orgânica biodegradável
Azoto	Nitrificação/Desnitrificação, mineralização, volatilização
Fósforo	Sedimentação, precipitação, adsorção, mineralização
Patogénicos	Sedimentação, predação, morte celular natural ou devida a alguns antibióticos excretados pelas plantas, radiação UV (fluxo superficial)



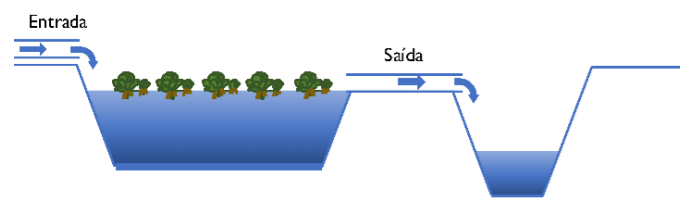


Figura 13. Representação esquemática de um leito de plantas, de escoamento superficial, com plantas aquáticas flutuantes (créditos: João Carecho)

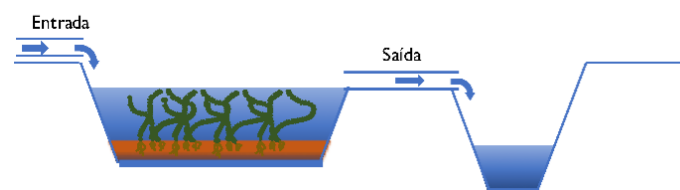


Figura 14. Representação esquemática de um leito de plantas, de escoamento superficial, com plantas submersas enraizadas (créditos: João Carecho)

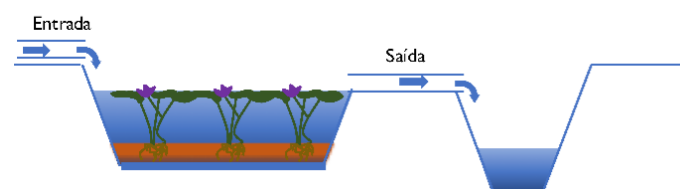


Figura 15. Representação esquemática de um leito de plantas, de escoamento superficial e plantas submersas com folhas flutuantes (créditos: João Carecho)

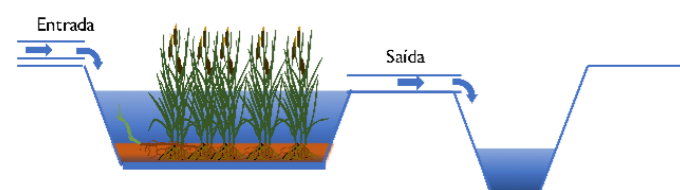


Figura 16. Representação esquemática de um leito de plantas, de escoamento superficial, com macrófitas emergentes enraizadas (créditos: João Carecho)

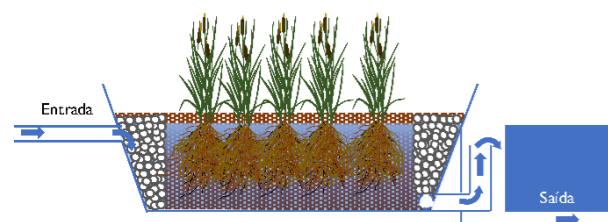


Figura 17. Representação esquemática de um leito de plantas, de escoamento subsuperficial horizontal, com macrófitas emergentes (créditos: João Carecho)

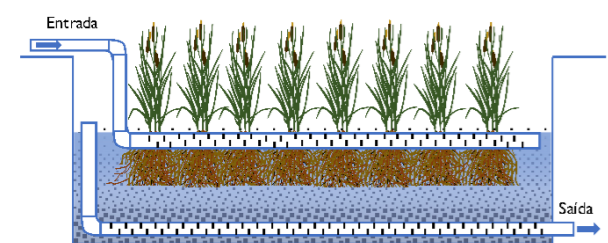


Figura 18. Representação esquemática de um leito de plantas, de escoamento subsuperficial vertical, com macrófitas emergentes (créditos: João Carecho)

área específica de 3-5 m<sup>2</sup>/PE (60 g CBO<sub>5</sub> cap<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) para os horizontais, e 2-3 m<sup>2</sup>/PE para os verticais. Os sistemas por escoamento superficial são aplicados em geral como tratamento terciário sendo necessário uma área específica de cerca de 1,5 m<sup>2</sup>/PE (Korkusuz, 2005).

### Sistema com salgueiros “Willow system”

Um sistema diferente, “descarga-zero”, foi desenvolvido para casas individuais, para tratar água doméstica, evaporar água e reciclar nutrientes. A espécie *Salix* sp. é plantada em leitos de cerca de 1,5 m de profundidade, com enchimento de solo e impermeabilizado com tela (Figura 19). A área superficial do sistema irá depender da quantidade e qualidade da água residual a ser tratada e da precipitação anual. Antes de a água entrar no leito terá que passar por um sistema de remoção de sólidos. Corretamente dimensionado este leito poderá, numa base anual, evapotranspirar toda a água residual e precipitação. A parte superior da planta é cortada regularmente para remover os nutrientes e estimular o crescimento do salgueiro (Gregersen and Brix, 2001).

Na Figura 20 é apresentado um exemplo de Leito de Plantas implementado para tratamento de águas residuais domésticas (negras e cinzentas) de uma casa de turismo de habitação, em contexto rural. A água que sai da casa principal é encaminhada para uma fossa séptica e de seguida percorre o Leito de Plantas cultivado com uma policultura. Posteriormente a água tratada é encaminhada para um charco que serve de reserva estratégica de água com possibilidade de utilização para rega de espaços verdes (Calheiros *et al*, 2015).

### 3.6.2.2. Ilhas flutuantes

#### 3.6.2.2.1. Conceito

As Ilhas Flutuantes são normalmente utilizadas para a melhoria da qualidade de massas de água ou águas residuais, criação de habitat, promoção da biodiversidade e reabilitação de ecossistemas. Em termos de melhoria da qualidade da água a principal aplicação é para águas pluviais e lagoas de retenção, havendo depois outras como: água doméstica, lixiviados de mina, água de suinicultura, águas residuais de processamento de aves, água de refinaria petroquímica e aquacultura (Pavlineri *et al*, 2017; Headley and Tanner, 2006). Poderão ser adequadas para afinamento de águas provenientes do tratamento por Leitões de Plantas.

As Ilhas Flutuantes são sistemas biológicos e consistem numa plataforma flutuante colonizada com vegetação emergente. A parte superior da vegetação desenvolve-se principalmente acima do nível da água, enquanto as raízes se estendem abaixo da superfície da água e da plataforma. Assim, a vegetação cresce hidroponicamente, realizando remoção de nutrientes da coluna de água. O desenvolvimento de um sistema radicular denso e extenso é crucial para o desempenho do sistema. Estabelece-se um biofilme que está associado às raízes e rizomas, e à medida que os processos físicos e bioquímicos ocorrem, o sistema funciona como um filtro natural (Pavlineri *et al*, 2017). As Ilhas Flutuantes estão associadas a inúmeras vantagens para além da depuração da água,

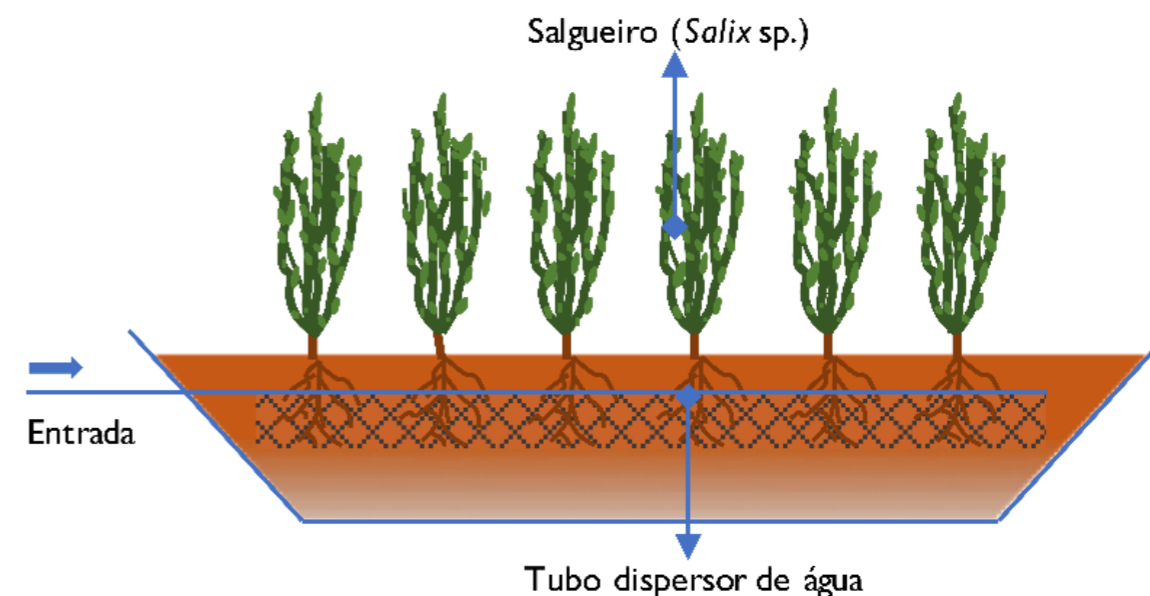


Figura 19. Representação esquemática de um leito com salgueiros (créditos: João Carecho)

pois reduzem a turbulência na massa de água, providenciam vários serviços ecossistémicos, não exigem um leito com substrato e profundidades tão restritas como nos Leitões de Plantas. De qualquer forma, não se aplicam a qualquer tipo de água e esta tecnologia necessita ainda de mais investigação por forma a aferir a extensão das relações entre planta e microrganismos e capacidade de depuração da água.

### 3.6.2.2.2. Processos associados

Os processos de remoção de poluentes que estão associados às Ilhas Flutuantes são: biossíntese, fixação e metabolismo do biofilme. A fixação promovida pelo sistema radicular, é a principal via para a remoção de fósforo. A vegetação e o crescimento do biofilme dependem das

concentrações dos compostos que existem no meio em que estão inseridas, assim como da disponibilidade de nutrientes (Pavlineri *et al*, 2017). O oxigénio e exsudados da parte aérea da planta seguem para o rizoma e superfície radicular ajudando a estabelecer um substrato para a colonização de um consórcio microbiano por baixo da plataforma, assim a eficiência de remoção irá depender do metabolismo do biofilme (Figura 21) (Pavlineri *et al*, 2017).

### 3.6.2.2.3. Tipos de ilhas flutuantes

Existem vários tipos de Ilhas Flutuantes que diferem no material da plataforma que serve de ponto de sustentação para as plantas, na ancoragem e também na possibilidade de terem *design* modular. A vegetação escolhida



Figura 20. Leito de Plantas implementado numa casa de turismo de habitação (Paço de Calheiros-Ponte de Lima) (créditos: Cristina Calheiros)



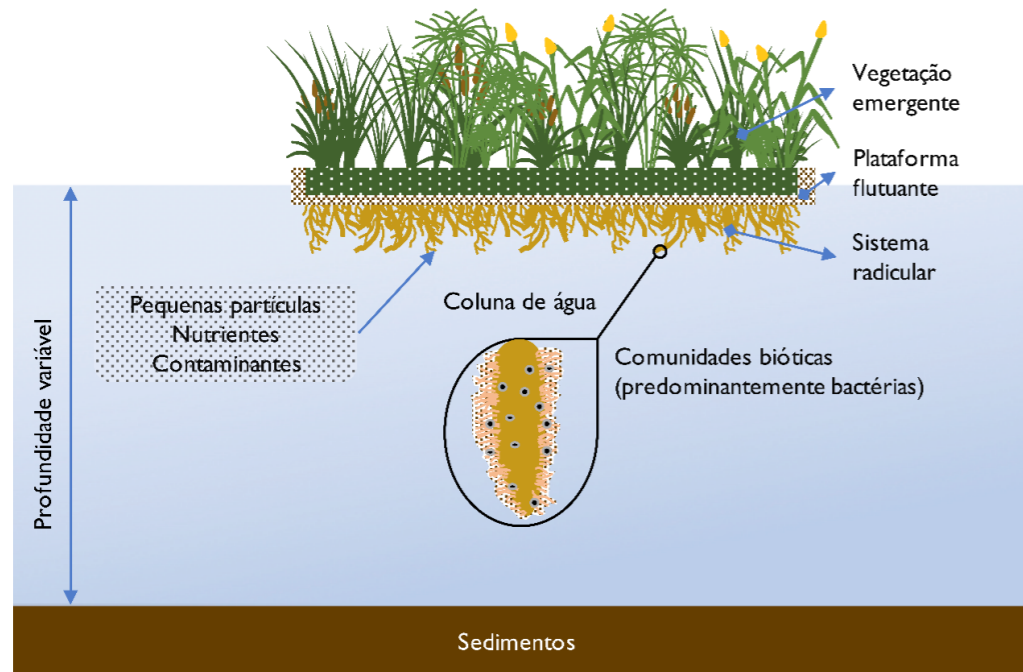


Figura 21. Representação esquemática de uma Ilha Flutuante (créditos: João Carecho)

tem recaído sobre espécies herbáceas em especial nas plantas aquáticas.

Os parâmetros a ter em conta em termos de dimensionamento são: tipo de vegetação, a percentagem de cobertura em relação à área a tratar, a altura da massa de água e o tipo de plataforma que serve de suporte à vegetação. Fatores importantes a considerar relativamente à escolha de materiais são: a durabilidade da plataforma, funcionalidade, peso, flutuabilidade, sistema de ancoragem, flexibilidade e custo.

Na Figura 22 é apresentado um exemplo de Ilha Flutuante implementada num lago, em contexto rural, na Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Cas-

telo, situada em Refóios do Lima, Ponte de Lima. Este lago apresentava sinais de eutrofização devido à conexão de águas domésticas. Foi montado à escala piloto um ensaio composto por uma plataforma de cortiça (Cork Floating Island®) com diferentes espécies de plantas, nomeadamente *Iris* sp. e *Juncus* sp.



Figura 22. Ilha flutuante no lago da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo, situada em Refóios do Lima, Ponte de Lima

## Capítulo 4. Reutilização de água para rega de espaços verdes

Gabriela Dias e Isabel Valin

Instituto Politécnico de Viana do Castelo – Escola Superior Agrária

### 4.1. Águas residuais como uma fonte alternativa para rega e fertilização dos espaços verdes urbanos

De acordo com a Organização das Nações Unidas, mais de metade da população mundial vive atualmente em centros urbanos. Em 2050, essa proporção deverá aumentar para dois terços (ONU, 2017). Esta concentração populacional irá seguramente impulsionar a implementação de medidas para minimizar os impactos ambientais no planeta e ajudar as cidades a projetarem políticas e medidas adequadas de mitigação e adaptação às alterações climáticas. Entre as medidas necessárias para responder a este desafio está a consolidação de redes de espaços verdes, as quais contribuem decididamente para a sustentação e organização da malha urbana e também para a sustentabilidade ambiental de qualquer urbe. A sua importância para a mitigação e adaptação às alterações climáticas é hoje amplamente reconhecida dentro da comunidade científica e junto dos vários intervenientes no planeamento urbano (EEA, 2016). Na legislação portuguesa, estas redes são designadas por “Estrutura Ecológica Urbana” (EEU). Outras denominações são adotadas a nível internacional, sendo que “Infraestrutura Verde” (“Green Infrastructure”) é o termo que se tem vindo a consolidar.

O conhecimento científico atual permite um entendimento mais claro sobre a multiplicidade de benefícios prestados pela EEU, destacando-se o seu papel na estabilização e melhoria microclimática e mitigação do fenómeno da “Ilha de calor” (Gill *et al.*, 2007; Bowler *et al.*, 2010), redução da poluição atmosférica (Nowak *et al.*, 2008; Jayasooriya, *et al.*, 2017), diminuição da poluição sonora (Pathak *et al.*, 2011), redução dos riscos de inundação (Kirnbauer *et al.*, 2013), na melhoria da saúde humana, física e psicológica (Adevi e Lieberg, 2013; Tzoulas *et al.*, 2007; Ward Thompson, 2011) e outros benefícios sociais e económicos (Jorgensen *et al.*, 2007; Van Den Berg *et al.*, 2010).

Com o crescimento da população urbana e face às alterações climáticas são necessários esforços para implementar EEU mais alargadas e estruturadas, e desta forma aumentar a resiliência das urbes e garantir melhor qualidade de vida dos seus habitantes. Todavia, este incremento pode também gerar uma questão problemática no que se refere ao aumento do consumo de água para rega dos espaços verdes, face à menor disponibilidade hídrica prevista.

Segundo o Relatório Mundial da Organização das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (2018), o consumo de água no mundo até 2050 deverá aumentar entre 20% e 30%. Diante desse cenário, e para que os espaços verdes façam parte da solução e não contribuam para agudizar os problemas ambientais, em particular no que se refere ao consumo de água, é determinante adotar soluções mais eficientes. Em algumas cidades já estão a ser implementadas soluções que permitem a reutilização das águas residuais, assim como a reciclagem e aproveitamento dos nutrientes contidos naquelas. Estes desenvolvimentos permitem também resolver alguns dos problemas gerados pelos sistemas de saneamento convencionais. De facto, a rejeição de águas residuais tratadas em massas de água superficiais ainda potencia a eutrofização, implicando a perda de nutrientes que podem ser valiosos para a fertilização dos solos. É salutar desenvolver alternativas aos sistemas convencionais, por razões não só ecológicas, mas também económicas.

As águas residuais podem ser uma fonte alternativa para a rega, desde que se altere o paradigma atual da sua gestão, passando de um sistema baseado no “tratamento e rejeição” para a “reutilização, reciclagem e recuperação de recursos”, tal como preconizado pela Organização das Nações Unidas (2017). Assim, as águas residuais devem ser encaradas não como um problema que necessita de uma solução, mas sim como um recurso que permite responder a um dos maiores desafios da atualidade - a escassez de água - e o seu aproveitamento para a rega e fertilização de espaços verdes e de áreas agricultadas (ONU, 2017). Extrair tais recursos das águas residuais permite-nos vários benefícios, quer em termos de saúde humana e ambiental, quer na segurança alimentar e energética. A simples separação da urina humana - rica em alguns componentes básicos que estão presentes nos fertilizantes convencionais - e a sua aplicação alternativa na fertilização de espaços verdes e na produção agrícola seria suficiente para reduzir, significativamente, a produção dos fertilizantes sintéticos e, com isso, diminuir alguns impactos ambientais.

Todavia, este tipo de soluções implica mudanças ao nível das infraestruturas de recolha e saneamento de águas residuais. Um dos aspetos centrais é a separação dos diferentes tipos de águas, como já referido anteriormente (Cap.3), designadamente a separação das “águas cinzentas” (águas residuais domésticas provenientes de banheiras, duchas, lavatórios e lavagem de roupa e cozinhas), das “águas negras” (águas provenientes das descargas sanitárias e urinóis, ou seja, as que contêm urina e/ou fezes), e dentro destas a separação das “águas amarelas” (somente a urina). O tratamento diferenciado dos diferentes tipos de efluentes domésticos torna o processo mais simples, eficiente e reduz sobretudo o consumo de água (ONU, 2017).

Serão ainda necessárias mudanças significativas ao nível da componente infraestrutural dos edifícios. Em novos, estas mudanças poderão efetivar-se, desde que introduzidas alterações legislativas nos Instrumentos de Gestão Territorial e no Regulamento Geral das Edificações Urbanas. Todavia, estas mudanças não serão fáceis de operar, havendo ainda que considerar a maior



ou menor recetividade social e os custos associados à reformulação dos sistemas instalados.

Em Portugal, são escassos os estudos e normas que incentivam, ao nível do projeto de edifícios, a adoção deste tipo de soluções. No entanto, existem avanços promissores em outros países, sendo este um parâmetro da avaliação da sustentabilidade de edifícios já considerado em sistemas de certificação como o LEED (Liderança em Energia e *Design* Ambiental) nos Estados Unidos da América, o CASBEE (Sistema de Avaliação Abrangente para a Construção de Eficiência Ambiental) no Japão, e o BREEAM (Building Research Establishment Assessment Method) no Reino Unido. A reutilização da água residual em países pertencentes à União Europeia é regida pela Directiva 91/271/CEE. A regulamentação destinada à reutilização das águas residuais em Portugal ainda se encontra numa fase embrionária. As normas que existem, atualmente, prevêm a reutilização das águas residuais tratadas na rega, tendo mesmo sido publicada em 2005, a Norma Portuguesa (NP) 4443: “Norma sobre reutilização de águas residuais tratadas para rega”. Esta norma define os requisitos de qualidade de água a reutilizar, processos de tratamento, equipamentos de rega a adotar e, igualmente, os procedimentos de monitorização da zona sujeita a esta rega. Além disso, como já referido em 3.6, a Associação Nacional para a Qualidade nas Instalações Prediais (ANQIP) elaborou a especificação técnica ETA0905, que define os critérios para a concretização de sistemas prediais e reutilização de “águas cinzentas”, abordando os parâmetros que as mesmas deverão garantir, desde a descarga de autoclismos até à rega de plantas.

As “águas cinzentas” provenientes de fluxos de volume levemente poluídos como chuveiros, lavatórios e lavandaria, representam, em média, 60% a 70% do consumo de água potável no interior de uma habitação (ANQIP, 2011). Estas águas, desde que sejam separadas das “águas negras” requerem processos de tratamento mais simples, sendo esta uma alternativa mais sustentável e eficaz, quando comparada com os sistemas combinados de tratamento de águas residuais (Boyjoo *et al.*, 2013). Segundo Al-Hamaiedeh e Bino (2010), a aplicação das “águas cinzentas” pode inclusive ser efetuada de forma direta na rega de espaços verdes, desde que sejam seguidos alguns critérios de ordem sanitária (Deblonde *et al.*, 2011).

Nos últimos anos, um número crescente de projetos de demonstração da aplicação de “águas cinzentas” na rega e fertilização de plantas foram implementados. Por exemplo, na região de Los Angeles entre 13% a 65% das “águas cinzentas” tratadas são reutilizadas na rega agrícola (Ghisi e Ferreira, 2007). Em Tóquio, a reciclagem de “águas cinzentas” é obrigatória para edifícios com áreas superiores a 30 000 m<sup>2</sup>, ou com um potencial de reutilização superior a 100 m<sup>3</sup>/dia, podendo aquelas águas ser utilizadas nas descargas dos autoclismos, mas também na rega de espaços verdes. Em Espanha, a reutilização de “águas cinzentas” tratadas está regulamentada no Real-Decreto 1620/2007. Por exemplo, em Lanzarote o uso de “águas cinzentas” é limitado aos autoclismos e à irrigação de zonas verdes, sendo proibida a rega por aspersão. Já nas Astúrias, em todos os edifícios residen-

ciais com mais de 24 apartamentos, é obrigatória a instalação de um sistema de tratamento de “águas cinzentas”, desde que seja previsível um consumo anual de águas em duches e banhos superior a 3 000 m<sup>3</sup> (Miranda, 2018).

A utilização de “águas cinzentas” em edifícios, por exemplo, em fachadas e coberturas com vegetação, e a sua aplicação na rega de espaços verdes têm vindo a ser testadas, com vantagens por garantir às plantas não apenas o fornecimento de água necessária, mas também nutrientes. A aplicação das “águas cinzentas” na rega de espaços verdes proporciona ainda, em simultâneo, o tratamento das mesmas (Pradhan *et al.*, 2019). Foi demonstrado também que a vegetação aplicada em fachadas e coberturas tem a capacidade de absorver poluentes e melhorar a qualidade das “águas cinzentas” (Prodanovic *et al.*, 2017). No entanto, a utilização da “água cinzenta” requer uma avaliação cuidadosa e deve ser efetuada uma adequação dos seus parâmetros de qualidade em função do tipo de uso a que se destina (Siggins *et al.*, 2016).

No que se refere ao efluente dos sistemas sanitários separativos, a sua aplicação na rega e fertilização de espaços verdes foi objeto de estudo em vários projetos na Suécia, durante a década de 90 do século anterior. Este país é considerado pioneiro no processo de separação e valorização da urina, com aplicações em “eco-aldeias”. Um dos projetos desenvolveu-se na cidade de Nyckelvikén, nos arredores de Estocolmo, onde a urina foi usada para fertilizar os jardins e cujos resultados se revelaram benéficos. A urina é recolhida das habitações e armazenada em tanques, sendo posteriormente diluída e usada para rega (Kvarnström *et al.*, 2006).

Projetos semelhantes já se desenvolveram em diferentes partes do mundo. Na cidade de Amesterdão, a empresa responsável pela gestão de águas residuais - Waternet - iniciou em 2011 uma campanha chamada de “*Green Urine Campaign*”. Procuraram encorajar os homens a usarem urinóis públicos e assim assegurar a recolha da urina, com o objetivo de a converter em fertilizante para as plantas. A recolha visa a produção de fertilizantes para espaços verdes públicos, incluindo coberturas com vegetação. De acordo com a estimativa da Waternet, as águas residuais de um milhão de pessoas em Amesterdão será suficiente para produzir 1 000 toneladas de fertilizantes por ano. A campanha pretende ainda sensibilizar a população para a importância da gestão sustentável dos recursos hídricos, a problemática dos resíduos, e o benefício económico que resulta da reciclagem da urina humana (*Peecycling*).

O município de Lisboa é aquele que, em Portugal, tem mais tradição na reutilização de águas residuais tratadas, sobretudo na limpeza de ruas e contentores, preparando-se para alargar a sua utilização na rega de jardins. Esta opção requer que as espécies vegetais usadas sejam criteriosamente selecionadas. No Quadro 6 apresentam-se espécies que comprovadamente mostram uma elevada resistência.

Algumas destas espécies são também utilizadas em lagoas de tratamento de águas residuais. Estas podem, aliás, fazer parte da conceção do espaço verde, trazendo

Quadro 6. Espécies que podem ser aplicadas em espaços verdes sujeitos a rega com águas residuais tratadas

Família	Espécie	Fonte
Acoraceae	<i>Acorus gramineus</i>	Zhang <i>et al.</i> , 2007
Alismataceae	<i>Sagittaria lancifolia</i>	Neralla <i>et al.</i> , 1999
Araliaceae	<i>Hedera helix</i>	Francis e Lorimer, 2011
Cyperaceae	<i>Scirpus sp</i>	Busnardo <i>et al.</i> , 1999
Cyperaceae	<i>Cyperus giganteus</i>	Sohsalam e Sirianuntapiboon, 2008
Cyperaceae	<i>Carex appressa</i>	Fowdar <i>et al.</i> , 2017
Cyperaceae	<i>Cyperus involucratus</i>	Sohsalam e Sirianuntapiboon, 2008
Iridaceae	<i>Iris pseudacorus</i>	Zhang <i>et al.</i> , 2007
Juncaceae	<i>Juncus effusus</i>	Coleman <i>et al.</i> , 2001
Marantaceae	<i>Thalia dealbata</i>	Zhao <i>et al.</i> , 2012
Nephrolepidaceae	<i>Nephrolepis exaltata</i>	Francis e Lorimer, 2011
Pteridaceae	<i>Adiantum raddianum</i>	Francis e Lorimer, 2011
Typhaceae	<i>Typha latifolia</i>	Coleman <i>et al.</i> , 2001

vantagens não só na absorção de poluentes das águas, como também para criar ambientes de interesse para a fauna, amenização do microclima e ainda conferir qualidades estéticas aos espaços.

O crescimento da população e o conseqüente aumento do consumo de recursos naturais, a par com as alterações climáticas, são desafios que requerem respostas concretas e eficazes. No que diz respeito à gestão dos recursos hídricos importa “Regenerar recursos: água e nutrientes”, tal como previsto na Ação 6 do Plano de Ação para a Economia Circular (PAEC) 2017-2020. Nesse sentido, a opção de aproveitamento das águas residuais tratadas como fonte hídrica e de fertilizante alternativa em espaços verdes deve ser encarada como uma oportunidade, sem prejuízo da necessidade de acautelar devidamente possíveis riscos para a saúde pública.

#### 4.2. Sistemas de rega eficientes no uso da água para rega

Atendendo à forte concorrência entre os diferentes usos da água (agrícola, urbano e industrial), a utilização deste recurso deve ser sustentável em cada um dos setores. Considerando as pressões existentes sobre os recursos hídricos, que se traduzem em escassez e degradação da qualidade da água, torna-se necessário estudar a viabilidade de fontes alternativas de água de rega e o aumento

da eficiência no seu uso. Na rega dos espaços verdes urbanos, este segundo objetivo é atingido mediante:

- i) o cálculo das necessidades de água das espécies instaladas
- ii) a implementação de medidas e sistemas de rega eficientes.

##### 4.2.1. Necessidades hídricas dos espaços verdes

O principal objetivo da rega é fornecer às plantas a quantidade de água necessária para satisfazer as necessidades de evaporação direta do solo e de transpiração da parte aérea. Com o objetivo de realizar uma boa programação de rega, o espaço verde deve estar dividido em função do tipo de vegetação e das suas necessidades hídricas, isto é, organizado em hidrozonas. A inexistência de hidrozonas obriga a programar a rega em função das espécies com maiores exigências em água. No Quadro 7 apresentam-se os grupos de espécies com necessidades hídricas próximas que devem associar-se numa mesma hidrozona. As plantas herbáceas que apresentam uma cobertura total do solo são as que maior quantidade de água exigem.

Um fator importante que condiciona as necessidades de água é a densidade de plantação. Uma maior densidade de plantação (maior número de plantas por unidade



Tipo de espécies	Necessidades hídricas
Herbáceas com cobertura completa do solo	Elevadas
Relvado de estação fria	Médias ou moderadas
Anuais (flores)	Médias ou moderadas
Relvado de estação quente	Baixas
Arbustos de clima desértico	Baixas

de área) e uma maior área foliar conduzem a uma maior transpiração e consequentemente a uma maior evapotranspiração. Na Figura 23 apresentam-se espaços verdes de alta e baixa densidade. Nos casos de sistemas mistos de elevada densidade (árvores, arbustos e cobertura completa do solo), as necessidades de rega devem ser aumentadas 30% em relação ao valor calculado para espécies isoladas.

Um aspeto importante no cálculo das necessidades de rega prende-se com as condições ambientais do espaço. A proximidade de estruturas pavimentadas e de edifícios, ou a diferente orientação, pode traduzir-se num aumento em 50%, das necessidades de rega. Em numerosas situações os espaços verdes situam-se próximos de estruturas ou áreas pavimentadas alterando o balanço de energia do local. Devem ser considerados os impactos do microclima, definindo condições microclimáticas altas, médias ou baixas em função da influência externa sobre o espaço, nomeadamente da exposição solar e do vento (Figura 24).

#### 4.2.2. Implementação de medidas e sistemas de rega eficientes

Num contexto de nova cultura da água, é necessário fo-

mentar o uso eficiente do recurso através da implementação de medidas de programação e gestão da rega. A nível dos espaços verdes urbanos recomenda-se (Ribeiro, 2010):

- i) aplicar regas profundas, de forma a utilizar todo o perfil explorado pelas raízes, reduzindo as perdas por evaporação direta do solo que são elevadas quando a rega é programada de forma diária;
- ii) instalar sensores para a monitorização da água no solo, realizando-se a programação da rega em função do nível de esgotamento da água no solo;
- iii) regar no início ou no final do dia de forma a minimizar as perdas por evaporação;
- iv) adequar a pluviometria dos emissores à taxa de infiltração do solo, procurando minimizar o escoamento superficial.

Para além das medidas elencadas devem realizar-se auditorias aos sistemas, as quais consistem numa inspeção técnica dos equipamentos, desde o reservatório ao emissor, e numa avaliação de desempenho, calculando a uniformidade e a eficiência de aplicação da água. A realização de auditorias permite apoiar a decisão sobre in-

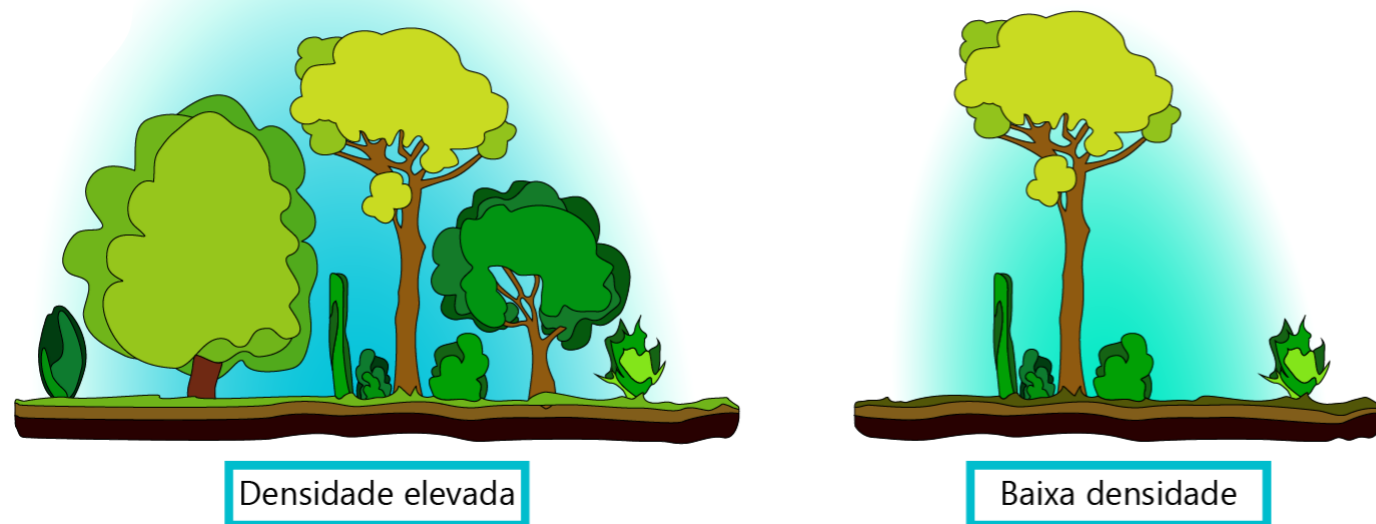


Figura 23. Densidade de vegetação em espaços verdes (Avila, 2004)

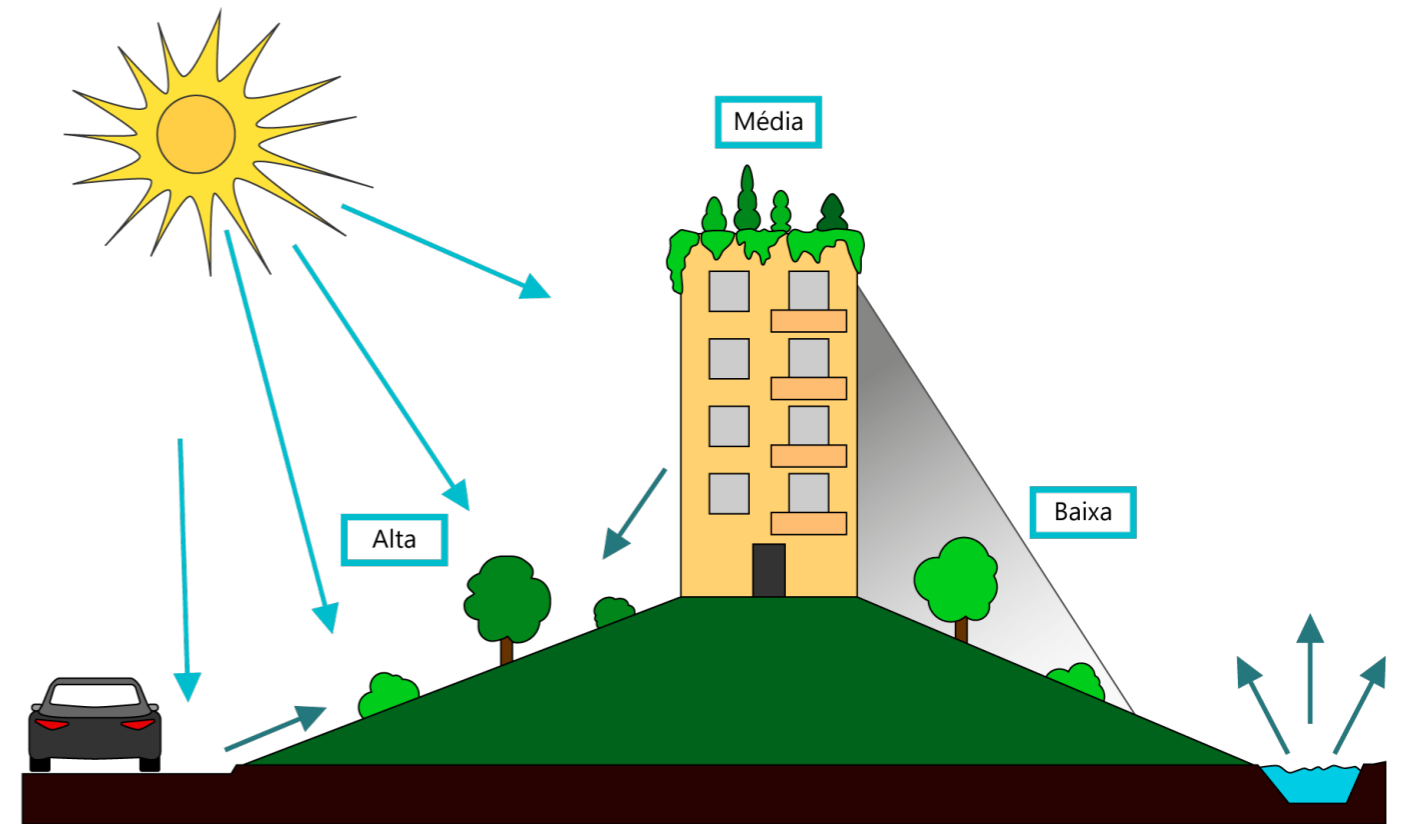


Figura 24. Impacto das condições microclimáticas nas necessidades de rega dos espaços verdes

tervenções/reparações que se façam no sistema de rega com vista à melhoria do seu desempenho, conseguindo-se poupanças significativas em água e energia (Pedras *et al.*, 2010; Valín *et al.*, 2011).

No âmbito das políticas dos recursos hídricos, cabe destacar o Plano Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA) aprovado na Resolução do Conselho de Ministros nº 113/2005 (DR no124- I Serie de 30 de junho), que apresenta 87 medidas para os três setores utilizadores

de água. Para o setor urbano, um dos objetivos específicos é o de reduzir ao mínimo o uso da água potável em atividades que possam utilizar água de outras origens que não da rede pública de água potável, promovendo a reutilização de águas residuais tratadas.

No Quadro 8 apresenta-se um conjunto de medidas propostas para jardins e similares e campos desportivos e outros espaços.

Quadro 8. Medidas propostas para o setor urbano no Plano Nacional para o Uso Eficiente da Água (APA, 2012)

Nº	Designação da medida	Descrição sumária da medida
34	Adequação da gestão da rega em jardins e similares	Alteração de comportamentos na rega por alteração de intensidade de água ou períodos de rega
36	Adequação da gestão das espécies plantadas em jardins e similares	Alteração das espécies plantadas para redução de água da rega
39	Utilização de água residual tratada em jardins e similares	Alimentação de sistemas de rega por água residual tratada
49	Utilização de água residual tratada em campos desportivos, campos de golfe e outros espaços verdes de recreio	Utilização de água residual tratada para suprir necessidades de rega

## Considerações finais

O projeto ECOSAN, promovido pela Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo, em parceria com o CIIMAR da Universidade do Porto e o Portal da Construção Sustentável, com o apoio do Fundo Ambiental do Ministério do Ambiente e Ação Climática, permitiu identificar algumas soluções tecnológicas, inspiradas na Natureza e em princípios de circularidade, incluindo sanitários secos ou de baixo fluxo e ilhas flutuantes ou leitos plantas para o tratamento de águas, que poderão integrar um modelo de saneamento ecológico integral, em contextos específicos, como unidades de turismo rural ou habitações em locais onde a ligação à rede de saneamento não é técnica e economicamente viável. Não foi pretensão deste projeto fazer um levantamento exaustivo de todos os sistemas, tecnologias e processos que poderão, isoladamente ou em combinação, contribuir para o desejável desenvolvimento sustentável e integral, mas apenas apresentar um modelo para o saneamento ecológico integral que possa servir de inspiração para projetos e aplicações no futuro. Além disso, algumas destas soluções carecem ainda de desenvolvimento tecnológico, para que possam ser disponibilizadas no mercado em modelos funcionais, com *design* atrativo e a um preço justo, o que poderá constituir uma oportunidade para as empresas que, nos dias que correm, se veem obrigadas a reinventar os seus modelos de negócio e processos produtivos, em prol da sustentabilidade ambiental, económica e social. É claro que, se assumirmos o compromisso e a responsabilidade de contribuir para o desenvolvimento sustentável e integral, procurando viver em harmonia com a Natureza, poderemos ter que alterar hábitos ou até privar-nos de algo que até agora tínhamos como adquirido. Façamos uso de uma das características mais valiosas do sapiens, a capacidade de adaptação.

## Bibliografia

- Adevi, A. A. e Mårtensson, F., 2013. Stress rehabilitation through garden therapy: The garden as a place in the recovery from stress. *Urban Forestry and Urban Greening*, 12(2), 230–237.
- Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., 2012. PNUEA - Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água, 2012 – 2020.
- Al-Hamaiedeh, H. e Bino, M., 2010. Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination*, 256(1–3), 115–119.
- Allen R.G., Wright J.L., Pruitt W.O., Pereira L.S., Jensen M.E., 2007. Water Requirements. In: M.E. Jensen et al., (eds.) *Design and Operation of Farm Irrigation Systems (2nd Edition)*, ASABE, St.Joseph, MI, pp. 208-288.
- ANQIP (2011). *Sistemas prediais de reutilização e reciclagem de águas cinzentas*. ETA 0905. Associação Nacional para a Qualidade das Instalações Prediais (Versão 1).
- Asbjornsen, H., Goldsmith, G. R., Alvarado-Barrientos, M. S., Rebel, K., Van Osch, F. P., Rietkerk, M., Dawson, T. E., 2011. Ecohydrological advances and applications in plant-water relations research: A review. *Journal of Plant Ecology*.
- Ávila R., 2004. *Manual de riego de jardines*. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Bowler, D. E., Buyung-Ali, L., Knight, T. M. e Pullin, A. S., 2010. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*.
- Boyjoo, Y., Pareek, V. K. e Ang, M., 2013. A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Science and Technology*.
- Braungart, M. e McDonough, W., 2002. *Cradle to cradle: Remaking the way we make things*. Farrar, Straus and Giroux.
- Brito, L. M., Amaro, A. L., Fernandes, A. S. e Mourão, I., 2007. Influências físicas sobre características químicas na compostagem da fracção sólida de chorume de bovinos leiteiros. *Revista de Ciências Agrárias*, 30(2):98-108, Sociedade de Ciências Agrárias de Portugal.
- Brito, L.M. 2017. *Compostagem, fertilização do solo e substratos*. Publindústria, Edições Técnicas (Edição). Engebook - Conteúdos de Engenharia e Gestão (Distribuição), Porto.
- Busnardo, M. J., Gersberg, R. M., Langis, R., Sinicope, T. L. e Zedler, J. B., 1992. Nitrogen and phosphorus removal by wetland mesocosms subjected to different hydroperiods. *Ecological Engineering*, 1(4), 287–307.
- Calheiros C. S. C., Almeida C. M. R., Mucha A. M., 2018. Chapter 8. Multiservices and Functions of Constructed Wetlands. In: *Wetland Function, Services, Importance and Threats*. Editor: Wojciech Halicki. Published by Nova Science Publishers, Inc. New York. Pages 269-298. ISBN: 978-1-53613-562-6.
- Calheiros C. S. C., Bessa V. S., Mesquita R. B., Brix H., Rangel A. O. S. S., Castro P. M. L., 2015. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering*. 79: 1-7.
- CCQC, 2001. *Compost Maturity index*. Nevada City, California, Compost Quality Council.
- Coleman, J., Hench, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G. e Skousen, J., 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 128(3–4), 283–295.
- Comissão Europeia, 2017. *Atitudes dos Cidadãos Europeus em Relação ao Ambiente*, Eurobarómetro Especial 468.
- Curutchet M. F., Hock D., Dabbah F., Escudero H., 2015. *Sistemas de saneamiento seco com separación de orina (Baño Seco)*, Instituto Nacional de Tecnología Industrial – INTI. ISBN 978-950-532-253-4.
- Deblonde, T., Cossu-Leguille, C. e Hartemann, P., 2011. Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214(6), 442–448.



Departamento de Assuntos Económicos e Sociais das Nações Unidas (2017). Revision of World Urbanization Prospects. ONU.

Diário da República, 2011. Decreto-Lei n.º 73/2011 de 17 de junho, que altera o regime geral da gestão de resíduos e transpõe a Diretiva n.º 2008/98/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro, relativa aos resíduos. DR 1.ª série, n.º 116.

Diário da República, 2015. Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho, que estabelece as regras a que deve obedecer a colocação no mercado de matérias fertilizantes. DR 1.ª série, n.º 114.

Diário da República, 2017. Resolução de Conselho de Ministros n.º 190-A/2017 de 11 de dezembro, que aprova o Plano de Ação para a Economia Circular (PAEC). DR 1.ª série, 2º suplemento, n.º 236.

Environment Protection Agency (EPA), 2008. Lifecycle Construction Resource Guide, Atlanta.

ERSAR, 2019. Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal, Vol. 1, Caracterização do setor de águas e resíduos.

European Commission, 2001. Working Document, Biological Treatment of Biowaste 2nd draft, Brussels.

ETA 0905- Especificação Técnica - ANQIP- sistemas prediais de reutilização e reciclagem de águas cinzentas (SPRAC). Associação Nacional para a Qualidade das Instalações Prediais.

ETA 0906- Especificação Técnica - ANQIP- certificação de sistemas prediais de reutilização e recicagem de águas cinzentas. Associação Nacional para a Qualidade das Instalações Prediais.

Etter B., Tilley E., Spuhler D., 2018. Struvite | SSWM - Find tools for sustainable sanitation and water management. (disponível on-line, URL: <https://sswm.info/water-nutrient-cycle/wastewater-treatment/hardwares/processes/struvite>)

European Environment Agency, 2016. Urban adaptation to climate change in Europe 2016 Transforming cities in a changing climate. EEA Report No 12/2016. ISSN 1977-8449.

Ferrão, J., 2016. As geografias rurais do Antropoceno: ainda uma Terra Incógnita? In Neves, A. O. (ed.), Agricultura, floresta e desenvolvimento rural, 249-257. Lisboa: IESE - Instituto de Estudos Sociais e Económicos: 249-257.

Fowdar, H. S., Hatt, B. E., Breen, P., Cook, P. L. M. e Deletic, A., 2017. Designing living walls for greywater treatment. Water Research, 110, 218–232.

Francis, R.A. e Lorimer, J., 2011. Urban reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls. Journal of Environment. Manag., 92 (2011), pp.1429-1437.

Ghisi, E. e Ferreira, D. F., 2007. Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. Building and Environment, 42(7), 2512–2522.

Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R. e Pauleit, S., 2007. Adapting cities for climate change: The role of the green infrastructure. Built Environment, 33(1), 115–133.

Gregersen P. e Brix H., 2001. Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. Water Science and Technology. 44(11-12):407-412.

Headley T. R. e Tanner C. C., 2006. Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. Auckland Regional Council. Report: HAM2006-123.

Hu M., Fan B., Wang H., Qu B., Zhu S., 2016. Constructing the ecological sanitation: a review on technology and methods. Journal of Cleaner Production, 125, 1-21.

Jayasooriya, V. M., Ng, A. W. M., Muthukumaran, S. e Perera, B. J. C., 2017. Green infrastructure practices for improvement of urban air quality. Urban Forestry and Urban Greening, 21, 34–47.

Jönsson H., Stintzing A. R., Vinnerås B., Salomon E., 2004. Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production. EcoSanRes Programme and the Stockholm Environment Institute. ISBN 91 88714 94 2 (URL: [www.ecosanres.org](http://www.ecosanres.org)).

Jorgensen A., Hitchmough J. e Dunnett N., 2007. Woodland as a setting for housing-appreciation and fear and the contribution to residential satisfaction and place identity in Warrington New Town, UK. Landscape and Urban Planning, 79(3–4), 273–287.

Karak, T. e Bhattacharyya, P., 2011. Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality. Resources, Conservation and Recycling.

Khalid A., Arshad M., Anjum M., Mahmood T., Dawson L., 2011. The anaerobic digestion of solid organic waste. Waste Manage 31: 1737–1744. doi:10.1016/j.wasman.2011.03.021.

Kibert C.J., 2013. Sustainable Construction: Green Building Design and Delivery, third ed., John Wiley & Sons Inc. New Jersey.

Kirnbauer M. C., Baetz B. W. e Kenney W. A., 2013. Estimating the stormwater attenuation benefits derived from planting four monoculture species of deciduous trees on vacant and underutilized urban land parcels. Urban Forestry and Urban Greening, 12(3), 401–407.

Kolbert E., 2019, A sexta extinção, Elsinore, Amadora

Korkusuz E. A., 2005. Manual of practice on constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in Mediterranean countries. AVKR 5 - Technical Report. MED-REUNET II (INCO - CT- 2003 – 502453).

Kvarnström, E. e Emilsson, K., 2006. Urine Diversion: One Step Towards Sustainable Sanitation Water. EcoSanRes Publicat. Series, 76.

Lechner, M., 2007. Dry Toilets. EcoSan Club Manuals – Volume 2. 28 pp. ([www.ecosan.at](http://www.ecosan.at)), Metcalf and Eddy Inc. 2003. Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, Fourth edition, revised by Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD. McGraw-Hill Publishing. New York. USA.

Langston, N., 1998. People and Nature, in Dodson, S., et al, Ecology, Oxford University Press, Oxford: pp: 25-76

Lima Bastos E.A. e Barros H., 2012. Inquérito à Habitação Rural, 3º Vol. - A habitação rural nas Províncias da Estremadura, Ribatejo, Alto Alentejo e Baixo Alentejo. Edição do 3º volume organizada por Baptista, F.O, Castro Caldas, J., Radich, M.), Imprensa Nacional-Casa da Moeda, 522 p., ISBN 978-972-27-2122-6

Mace G. M., 2014. Whose conservation? Changes in the perception and goals of nature conservation require a solid scientific basis, Science, 345(6204): 1558-1560.

MADRP - Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, 1997. Código das boas práticas agrícolas para a proteção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola. Lisboa, Portugal.

Miranda P. N., 2018. Reaproveitamento das Águas Cinzentas. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente na Especialidade de Tecnologia e Gestão do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade de Coimbra. pp 93.

Monte H. M. e Albuquerque A., 2013. Reutilização de águas residuais. Série Guias Técnicos 14. Edição ERSAR- Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos e Instituto Superior de Engenharia de Lisboa. ISBN: 978-989-8360-01-4.

Neralla S., Weaver R. W., Varvel, T. W. e Lesikar B. J., 1999. Phytoremediation and on-site treatment of septic effluents in sub-surface flow constructed wetlands. Environmental Technology (United Kingdom), 20(11), 1139–1146

Nowak D. J., Walton J. T., Stevens J. C., Crane D. E. e Hoehn R. E., 2008. Effect of plot and sample size on timing and precision of urban forest assessments. In Arboriculture and Urban Forestry (Vol. 34, pp. 386–390).

OMS, 2016 Burden of disease from the joint effects of household and ambient Air pollution for 2016 [https://www.who.int/airpollution/data/AP\\_joint\\_effect\\_BoD\\_results\\_May2018.pdf](https://www.who.int/airpollution/data/AP_joint_effect_BoD_results_May2018.pdf)

ONU, 2017. The United Nations world water development report, 2017: Wastewater: the untapped resource. Paris, UNESCO.

ONU, 2018. The United Nations world water development report 2018: nature-based solutions for water; facts and figures. Paris, UNESCO.

Oteng-Peprah M., Acheampong M. A., deVries N. K., 2018. Greywater Characteristics, Treatment Systems, Reuse Strategies and User Perception-a Review. Water Air Soil Pollut. 229: 255. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3909-8>.

Pathak V., Tripathi B. D. 2 Mishra V. K., 2011. Evaluation of Anticipated Performance Index of some tree species for green belt development to mitigate traffic generated noise. Urban Forestry and Urban Greening, 10(1), 61–66.

Pavlineri N., Skoulikidis N. Th. e Tsihrintzis V. A., 2017. Review: Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. Chemical Engineering Journal. 308:1120-1132.

Pedras C., Farrajota M.P., Valín M.I. e Pereira L.S., 2010. A rega nos espaços verdes públicos. Caso de estudo: Campus Gambelas da Universidade do Algarve. In. 10º Congresso da água, Março, Faro.

- Pradhan S., Al-Ghamdi S. G. e Mackey H. R., 2019. Greywater recycling in buildings using living walls and green roofs: A review of the applicability and challenges. *Science of the Total Environment*. Elsevier.
- Prodanovic V., Hatt B., McCarthy D., Zhang K. e Deletic A., 2017. Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecological Engineering*, 102, 625–635.
- Protocolo da UE relativo aos resíduos de construção e demolição, consultado em 02/07/2017 [https://ec.europa.eu/portugal/events/construction-demolition-waste-protocol\\_pt](https://ec.europa.eu/portugal/events/construction-demolition-waste-protocol_pt).
- Richert A., Gensch R., Jönsson H., Stenström T. e Dagerskog L., 2010. Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production. *EcoSanRes Programme Stockholm Environment Institute*, 54 pp. ISBN 978-91-86125-21-9.
- Ribeiro A., 2010. Manual de boas práticas em espaços verdes. Câmara Municipal de Bragança.
- Schönning C. e Stenström T. A., 2004. Guidelines on the Safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation Systems *EcoSanRes Programme and the Stockholm Environment Institute* ISBN 91 88714 93 4.
- Schmidt, L., Truninger M., Guerra J. e Prista P., 2016. Primeiro Grande Inquérito sobre Sustentabilidade – Relatório Final, *Observa – Observatório de Ambiente e Sociedade*, Lisboa.
- Senecal J. e Vinnerås B., 2017. Urea stabilisation and concentration for urine-diverting dry toilets: Urine dehydration in ash. *Science of the Total Environment* 586 (2017) 650–657.
- Siggins A., Burton V., Ross C., Lowe H. e Horswell J., 2016. Effects of long-term greywater disposal on soil: A case study. *Science of the Total Environment*, 557–558, 627–635.
- Silva S., Rodrigues A. C., Ferraz A., Alonso J., 2017. An integrated approach for efficient energy recovery production from livestock and agro- industrial wastes. In *Biomass Management: A Holistic Approach*. In Singh L, and Kalia V.C., *Biomass Management: A Holistic Approach*. Springer Nature, pp. 339-336.
- Simha P., Mathew M., Jain P., Ganesapillai M., 2016. Resource Recovery and Recycling in Sanitation is key to Health, Water and Food Security. *Procedia Technology*, 25, 201 – 207
- Sohsalam P. e Sirianuntapiboon S., 2008. Feasibility of using constructed wetland treatment for molasses wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 99(13), 5610–5616.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P. e Zurbrügg C., 2014. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemela J. e James P., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*.
- Valín M.I., Castro R., Pedras C. e Pereira L.S., 2011. Uso del agua en espacios verdes: cálculo y evaluación de estrategias de riego. VII Congresso Ibérico sobre gestão e planeamento da água, Fevereiro, Talavera de la Reina, Espanha.
- Van den Berg A. E., Hartig T. e Staats H., 2007. Preference for nature in urbanized societies: Stress, restoration, and the pursuit of sustainability. *Journal of Social Issues*, 63(1), 79–96.
- Ward Thompson, C., 2011. Linking landscape and health: The recurring theme. *Landscape and Urban Planning*.
- Werner C., Panesar A., Rud S.B. e Olt C.U., 2009. Ecological sanitation: principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management. *Desalination* 248, 392e401.
- Winker M., Vinnerås B., Muskulus A., Arnold U., Clemens J., 2009. Fertiliser products from new sanitation systems: their potential values and risks. *Bioresour. Technol.* 100, 4090–4096.
- World Health Organization, 2006. WHO Guidelines for the use of wastewater, excreta and greywater. Volume IV: Excreta and greywater use in agriculture. 182 pp. ISBN: 92 4 154685 9.
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme)/UN-Water, 2018. *The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water*. Paris, UNESCO.
- Zhang X., Liu P., Yang Y. e Chen R., 2007. Phytoremediation of urban wastewater by models of wetlands with ornamental hydrophytes. *Journal of Environmental Sciences*, 19 (8), 902-909.
- Zhao F., Xi S., Yang X., Yang W., Li J., Gu B. e He Z., 2012. Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. *Ecological Engineering*, 40, 53–60.





Instituto Politécnico  
de Viana do Castelo



Instituto Politécnico de Viana do Castelo  
Escola Superior  
Agrária



**ciimar**  
Centro Interdisciplinar  
de Investigação  
Marinha e Ambiental



**FUNDO  
AMBIENTAL**

