



TÉCNICO
LISBOA



Tratamento e Destino Final das Águas Residuais no Solo

Ana Carolina Silva Gonçalves Infante Rodrigues

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Civil

Orientador: Prof. Filipa Maria Santos Ferreira

Júri

Presidente: Prof. Rodrigo de Almada Cardoso Proença de Oliveira

Orientador: Prof. Filipa Maria Santos Ferreira

Vogal: Prof. Ana Fonseca Galvão

Novembro 2021

Declaração

Declaro que o presente documento é um trabalho original da minha autoria e que cumpre todos os requisitos do Código de Conduta e Boas Práticas da Universidade de Lisboa.

Agradecimentos

Aos meus pais por tudo.

Agradeço grandemente à Prof.^a Filipa Maria Santos Ferreira por todo o material que forneceu e pela enorme disponibilidade.

Resumo

A temática do tratamento das águas residuais no solo é um tópico que é cada vez mais relevante, devido à necessidade da proteção dos meios hídricos recetores e devido à crescente escassez de água e ao facto do tratamento no solo contribuir para a recarga artificial de aquíferos.

Neste domínio, são apresentados três tipos de tratamento no solo diferentes: infiltração rápida, infiltração lenta e overland-flow. Ao longo da tese são descritos os princípios, limitações, aplicabilidade e critérios de dimensionamento de cada um destes processos de tratamentos, incluindo as principais características do solo com influência no tratamento das águas residuais, designadamente a permeabilidade do local e a existência do nível freático. É também descrita a ação das plantas e do solo nos tratamentos das águas residuais.

Com base nesta informação, foi desenvolvido e proposto um método para seleção do sistema de tratamento no solo a aplicar em cada caso, que se apresenta sob a forma de fluxograma. São também apresentadas algumas referências que permitem estimar os investimentos e encargos de operação e exploração deste tipo de solução.

A metodologia proposta é aplicada, para efeitos ilustrativos e meramente académicos (casos hipotéticos baseados em casos reais) a dois casos de estudo, na zona de Aveiro e na Calheta, Cabo Verde, em que se recorre a soluções de tratamento no solo, apresentando-se o respetivo dimensionamento e estimativa de custos. Relativamente ao primeiro caso, a solução adotada permitiu mitigar os problemas associados a uma eventual falha por parte da estação elevatória, através do desvio do caudal para uma bacia de infiltração rápida, subtendo este a uma gradagem como pré-tratamento. No segundo caso, o efluente de uma ETAR foi submetido a um pré-tratamento por gradagem e desaneração, tratamento primário numa fossa séptica e posterior tratamento e disposição final por meio da implementação de um sistema de infiltração rápida.

Em suma, com o trabalho efetuado evidencia-se a importância e benefícios de soluções de tratamento de águas residuais no solo, uma abordagem de base natural e sustentável, que contribui para a recarga de aquíferos.

Palavras-chave: Sistemas de tratamento no solo; águas residuais; bacias de infiltração; infiltração rápida; infiltração lenta; overland-flow.

Abstract

Land treatment and wastewater's final destination is a topic that is becoming more relevant each day due to the need for protection of the receiving water bodies, increasing water scarcity and due to the fact that the land treatment contributes for the artificial recharge of aquifers.

In this field, it was mentioned three types of land treatments: rapid infiltration, slow infiltration and overland-flow.

Throughout the thesis, there were described the principles, limitations, applicability and sizing criteria of each of these treatments processes. It was described also the soil characteristics that have an influence on wastewater treatment, especially the permeability of the soil on the site and the water table's existence. The influence of the plants and soil on wastewater treatments was also described.

Based on this information, it was developed a method, in a form of a flow chart, for the selection of the land treatment to be applied in each case.

The proposed methodology is applied for illustrative and merely academic purposes (hypothetical cases based on real cases) to two cases studies, in the Aveiro area and in Calheta, Cap-Vert, where the land treatment solutions are used, and it's also presented the sizing and cost estimates.

In the first case, the adopted solution mitigated the problems associated with a possible failure of the pumping station, by diverting the flow basin to a rapid infiltration basin and subjecting it to a screening as pre-treatment.

In the second case, the effluent from a WWTP was subjected to the pre-treatment by screening and grit removal, a primary treatment in a septic tank and subsequently treatment and a final disposal through the implementation of a rapid infiltration system.

The work carried out highlights the importance and benefits of the wastewater treatment through a land treatment system solution, a natural and sustainable approach that contributes to the process of aquifer recharge.

Keywords: Soil treatment systems; Wastewater; Infiltration Basins; Rapid Infiltration; Slow Infiltration; Overland-Flow.

Índice

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. JUSTIFICAÇÃO E ÂMBITO DA DISSERTAÇÃO	1
1.2. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	2
2. ABORDAGENS USUAIS DE SANEAMENTO E TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	3
2.1. TIPOS DE SISTEMAS DE DRENAGEM DE ÁGUAS RESIDUAIS EM MEIO URBANO	3
2.2. QUALIDADE DAS ÁGUAS RESIDUAIS	5
2.3. OBJETIVOS DE QUALIDADE E LEGISLAÇÃO APLICÁVEL	6
3. SISTEMAS DE TRATAMENTO CONVENCIONAIS PARA ÁGUAS RESIDUAIS DOMÉSTICAS	8
3.1. NOTAS INTRODUTÓRIAS	8
3.2. PRÉ-TRATAMENTO DO EFLUENTE	9
3.3. SISTEMAS APLICÁVEIS A PEQUENOS AGLOMERADOS POPULACIONAIS	10
3.3.1. <i>Fossas sépticas</i>	10
3.3.2. <i>Tanque Imhoff</i>	10
3.3.3. <i>Leitos de macrófitas</i>	11
3.3.4. <i>Trincheira filtrante</i>	12
3.3.5. <i>Aterro filtrante</i>	13
3.4. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS E ESCORRÊNCIAS SUPERFICIAIS	14
3.4.1. <i>Notas introdutórias</i>	14
3.4.2. <i>Principais técnicas de controlo na origem</i>	15
3.4.3. <i>Restrições de aplicação</i>	17
4. TRATAMENTOS DE ÁGUAS RESIDUAIS NO SOLO	17
4.1. INTRODUÇÃO	17
4.2. ASPETOS HISTÓRICOS	18
4.3. SISTEMAS DE TRATAMENTO NO SOLO	20
4.3.1. <i>Infiltração rápida</i>	20
4.3.2. <i>Infiltração lenta</i>	22
4.3.3. <i>Overland-flow</i>	24
4.3.4. <i>Exemplos de aplicação na Europa e no mundo</i>	26
4.3.5. <i>Recarga artificial de aquíferos</i>	29
4.4. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO SOLO COM INFLUÊNCIA NO TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS	30
4.4.1. <i>Características físicas</i>	30
4.4.2. <i>Permeabilidade</i>	31
4.4.3. <i>Hidrogeologia</i>	34
4.5. PRINCIPAIS POLUENTES COM INFLUÊNCIA NO SOLO	35
4.5.1. <i>Metais pesados</i>	35
4.5.2. <i>Azoto</i>	35
4.5.3. <i>Fósforo</i>	37
4.5.4. <i>Potássio</i>	38
4.6. AÇÃO DAS PLANTAS E DO SOLO NO TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS	39
4.6.1. <i>Notas introdutórias</i>	39
4.6.2. <i>Noções elementares de nutrição vegetal</i>	40
4.6.3. <i>Seleção de culturas</i>	41
4.6.4. <i>Capacidade de remoção dos nutrientes</i>	43
4.6.5. <i>Gestão de pastagens</i>	44
4.6.6. <i>Colmatação</i>	45
5. SELEÇÃO E DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO NO SOLO	46
5.1. CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	46
5.2. DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO NO SOLO	49
5.2.1. <i>Infiltração rápida</i>	49

5.2.2.	<i>Infiltração Lenta</i>	54
5.2.3.	<i>Overland-Flow</i>	58
5.3.	ESTIMATIVA DE INVESTIMENTOS	66
6.	CASO DE ESTUDO	70
6.1.	INTRODUÇÃO	70
6.2.	CASO DE ESTUDO 1: “ZONA AVEIRO, PORTUGAL”	70
6.2.1.	<i>Descrição geral</i>	70
6.2.2.	<i>Apresentação geral de soluções tecnicamente viáveis</i>	71
6.2.3.	<i>Pré-dimensionamento do sistema de tratamento no solo</i>	71
6.2.4.	<i>Estimativa de orçamentos</i>	74
6.3.	CASO DE ESTUDO 2: CALHETA, CABO VERDE	74
6.3.1.	<i>Descrição geral</i>	74
6.3.2.	<i>Apresentação geral de soluções tecnicamente viáveis</i>	74
6.3.3.	<i>Pré-dimensionamento do sistema de tratamento no solo</i>	75
6.3.4.	<i>Estimativa de orçamentos</i>	77
7.	CONCLUSÃO	78
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
	ANEXO I - RESULTADOS OBTIDOS PARA UM TEMPO FINAL DE ENSAIO DE 30 MIN PARA SOLOS IMPERMEÁVEIS E PARA UM TEMPO FINAL DE ENSAIO DE 10 MIN PARA SOLOS ARENOSOS	84
	ANEXO II – DIMENSIONAMENTO DO CASO DE ESTUDO 1	86
	ANEXO III - LEGENDA REFERENTE À CARTA GEOLÓGICA DE ILHA DO MAIO, CABO VERDE	88
	ANEXO IV – DIMENSIONAMENTO DO CASO DE ESTUDO 2	90

Índice de figuras

FIGURA 2-1- ESQUEMA DE UM SISTEMA INDIVIDUAL (FILHO, 2011).....	4
FIGURA 2-2- ESQUEMA DE UM SISTEMA COLETIVO (FILHO, 2011).....	4
FIGURA 3-1 - ESQUEMA DE UMA FOSSA SÉTICA (ADAPTADO DE MATOS E FERREIRA, 2018).....	10
FIGURA 3-2 - ESQUEMA DE UM TANQUE IMHOFF (ADAPTADO DE MATOS E FERREIRA, 2018).....	11
FIGURA 3-3 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM LEITO DE MACRÓFITAS COM FOSSA SÉTICA A MONTANTE (ADAPTADO DE MATOS E FERREIRA, 2018).....	12
FIGURA 3-4 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UMA TRINCHEIRA FILTRANTE (ADAPTADO DE MATOS E FERREIRA, 2018).....	13
FIGURA 3-5 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM ATERRO FILTRANTE (ADAPTADO DE MATOS E FERREIRA, 2018).....	13
FIGURA 3-6- TÉCNICAS DE CONTROLO NA ORIGEM. 1- BLOCO DE ESTACIONAMENTO COM SUPERFÍCIE RELVADA; 2- VALA COM COBERTO VEGETAL; 3- BACIA DE TOALHA DE ÁGUA PERMANENTE; 4- BACIA DE DETENÇÃO A SECO; 5- SECÇÃO TRANSVERSAL DE UM PAVIMENTO POROSO; 6- POÇO ABSORVENTE; 7- TRINCHEIRA DE INFILTRAÇÃO.....	16
FIGURA 4-1 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM PROCESSO DE INFILTRAÇÃO RÁPIDA (ADAPTADA DE EPA, 2003).....	21
FIGURA 4-2- BACIA DE INFILTRAÇÃO RÁPIDA (CRITES, 2000).....	22
FIGURA 4-3 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM PROCESSO DE INFILTRAÇÃO LENTA (ADAPTADA DE EPA, 2002).....	23
FIGURA 4-4- ESQUEMA DE UMA DISTRIBUIÇÃO SUPERFICIAL.....	23
FIGURA 4-5- ESQUEMA DE UMA DISTRIBUIÇÃO POR ASPERSÃO.....	23
FIGURA 4-6- SISTEMA DE INFILTRAÇÃO LENTA (CHE, 2009).....	24
FIGURA 4-7 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO TRATAMENTO POR OVERLAND-FLOW (ADAPTADA DE CRITES, 2000).....	25
FIGURA 4-8- SISTEMA DE OVERLAND-FLOW.....	26
FIGURA 4-9 - PLANTA DO SISTEMA DE TRATAMENTO IMPLEMENTADO EM MAZAGON, ESPANHA (ADAPTADO DE EUROPEAN COMMISSION, 2001).....	27
FIGURA 4-10- SISTEMA DE INFILTRAÇÃO RÁPIDA EM PALAMÓS, ESPANHA (TORRENS, 2020).....	28
FIGURA 4-11- SISTEMA DE INFILTRAÇÃO RÁPIDA EM HOSTALES DE PIEROLA, ESPANHA (TORRENS, 2020).....	28
FIGURA 4-12- SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESCORRÊNCIAS PLUVIAIS DE VIAS RODOVIÁRIAS NA ÁUSTRIA: SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS QUE COMBINA SEDIMENTAÇÃO E INFILTRAÇÃO (ADAPTADO DE (MELAND S.; NORWEGIAN PUBLIC ROADS ADMINISTRATION, 2016).....	28
FIGURA 4-13- ESQUEMAS REPRESENTATIVOS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO PARA ESCORRÊNCIAS PLUVIAIS DE VIAS RODOVIÁRIAS IMPLEMENTADOS NA SUÍÇA: A) INFILTRAÇÃO POR VIA DE UM ATERRO FILTRANTE ATÉ ÀS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS; B) INFILTRAÇÃO POR MEIO DE VALAS DE INFILTRAÇÃO ATÉ ÀS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (ADAPTADO DE MELAND S.; NORWEGIAN PUBLIC ROADS ADMINISTRATION, 2016).....	29
FIGURA 4-14 - SISTEMA DE TRATAMENTO NA ALEMANHA: BACIA DE DETENÇÃO (MELAND S.; NORWEGIAN PUBLIC ROADS ADMINISTRATION, 2016).....	29
FIGURA 4-15 - SISTEMA DE TRATAMENTO NA POLÓNIA: BACIA DE DETENÇÃO EM GORZÓW WIELKOPOLSKI (MELAND S.; NORWEGIAN PUBLIC ROADS ADMINISTRATION, 2016).....	29
FIGURA 4-16- MÉTODOS DE RECARGA ARTIFICIAL DE AQUIFEROS (MOURA, 2004).....	30
FIGURA 4-17- TESTE-PILOTO DE UMA BACIA DE INFILTRAÇÃO EM PEQUENA ESCALA (CRITES, 2000).....	33
FIGURA 4-18- RESULTADOS TÍPICOS DO TESTE-PILOTO NUMA BACIA DE INFILTRAÇÃO (ADAPTADO DE CRITES, 2000). (1) – CURVA RELATIVA À TAXA MÉDIA DE ENTRADA; (2) – CURVA CUMULATIVA DE ENTRADA VS. TEMPO.....	34
FIGURA 4-19 - TAXA DE ABSORÇÃO DE AZOTO VS. TEMPO DE CRESCIMENTO DAS CULTURAS ANUAIS E GRAMÍNEAS FORRAGEIRAS PERENES, EM CONTACTO COM AS ÁGUAS RESIDUAIS (ADAPTADA DE CRITES, 2000).....	36
FIGURA 4-20- EFEITO DA COBERTURA VEGETAL E PASTAGENS NA TAXA DE INFILTRAÇÃO NO SOLO (ADAPTADA DE CRITES, 2000).....	44
FIGURA 5-1- RELAÇÃO ENTRE A PERMEABILIDADE DO ESTRATO DE SOLO MENOS PERMEÁVEL À TAXA DE APLICAÇÃO DO EFLUENTE (MATOS J. M., 1985).....	47
FIGURA 5-2- FLUXOGRAMA PARA SELEÇÃO DO TRATAMENTO NO SOLO.....	48
FIGURA 5-3 - ESQUEMA DA DRENAGEM LATERAL NUM SISTEMA DE INFILTRAÇÃO RÁPIDA (ADAPTADO DE CRITES, 2000).....	53
FIGURA 5-4 - NECESSIDADES DE LIXIVIAÇÃO VS. SALINIDADE DA ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO (ADAPTADO DE CRITES, 2000).....	57

FIGURA 5-5 - SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO ALTERNATIVOS PARA O SISTEMA DE OVERLAND-FLOW (ADAPTADO DE CRITES, 2000)	59
FIGURA 5-6 - RÁCIO DE CBO RESTANTE VS. DISTÂNCIA PERCORRIDA AO LONGO DA ENCOSTA PARA DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO COM EFLUENTE PRIMÁRIO (ADAPTADO DE CRITES, 2000)	60
FIGURA 5-7 - SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO DE BAIXA PRESSÃO IMPLEMENTADO NUM TALUDE, SUBMETIDO AO SISTEMA DE OF EM DAVIS, CALIFÓRNIA (CRITES, 2000)	64
FIGURA 5-8 - CUSTO ASSOCIADO À DISTRIBUIÇÃO POR ASPERSÃO, A) CUSTO CAPITAL E B) O&M (ADAPTADO DE CRITES, 2000)	66
FIGURA 6-1- LOCALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO ELEVATÓRIA	70
FIGURA 6-2- REPRESENTAÇÃO DO DIMENSIONAMENTO DO NOVO SISTEMA NA ZONA DE AVEIRO	73
FIGURA 6-3 - ESTIMATIVA DA DISTÂNCIA ENTRE A TORRE ELEVATÓRIA, SITUADA NA CALHETA, E A ETAR.....	74
FIGURA 6-4- CARTA GEOLÓGICA DA ILHA DO MAIO. A LEGENDA ENCONTRA-SE NO ANEXO III. (GARCIA, 2010) .	75
FIGURA 6-5-REPRESENTAÇÃO DO DIMENSIONAMENTO DO NOVO SISTEMA NA CALHETA, CABO VERDE	77
FIGURA 0-1- LEGENDA REFERENTE À CARTA GEOLÓGICA DE ILHA DO MAIO, CABO VERDE	89

Índice de tabelas

TABELA 2-1 - NÍVEIS DE TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS (ADAPTADO DE METCALF & EDDY, 2003)	5
TABELA 2-2 - COMPOSIÇÃO TÍPICA DE UMA ÁGUA RESIDUAL DOMÉSTICA NÃO TRATADA (ADAPTADO DE DAVIS, 2020).....	6
TABELA 2-3 - COMPARAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE POLUENTES OBSERVADAS EM PERÍODO DE CHUVA (FERREIRA, 2006).....	6
TABELA 3-1 - EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SST E CBO ₅ ATRAVÉS DE TRATAMENTOS PRELIMINARES, PRIMÁRIOS E SECUNDÁRIOS EM ÁGUAS RESIDUAIS BRUTAS (MATOS E FERREIRA, 2018).....	9
TABELA 3-2 - COMPARAÇÃO DE EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO PARA VÁRIAS MEDIDAS DE CONTROLO NA ORIGEM (ADAPTADO DE FERREIRA, 1999)	15
TABELA 4-1 - CRONOLOGIA DO TIPO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS MUNICIPAIS IMPLEMENTADOS (CRITES ET AL., 2021).....	18
TABELA 4-2 - TAXAS DE REMOÇÃO DO SISTEMA DE INFILTRAÇÃO RÁPIDA (SACHIN, 2019)	22
TABELA 4-3 - EXEMPLOS DE APLICAÇÃO DE SISTEMAS DE INFILTRAÇÃO RÁPIDA NOS EUA (ADAPTADA DE CRITES, 2000).....	22
TABELA 4-4 - TAXAS DE REMOÇÃO DO SISTEMA DE INFILTRAÇÃO LENTA (SACHIN, 2019).....	24
TABELA 4-5 - TAXAS DE REMOÇÃO DO SISTEMA DE OVERLAND-FLOW (SACHIN, 2019).....	26
TABELA 4-6 - CONCENTRAÇÕES TÍPICAS DE METAIS PESADOS NAS ÁGUAS RESIDUAIS [MG/L] (MATOS J. M., 1985)	35
TABELA 4-7 - CICLOS ROTATIVOS PARA DIVERSAS ÁREAS DE PASTAGEM (ADAPTADA DE CRITES, 2000).....	44
TABELA 5-1 - CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO NO SOLO (ADAPTADO DE THE WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 2018).....	47
TABELA 5-2 - FREQUÊNCIA DE MONITORIZAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA (CRITES, 2000).....	58
TABELA 5-3- TAXAS DE REMOÇÃO DE CBO ₅ EM SISTEMAS DE OVERLAND-FLOW (ADAPTADA DE CRITES, 2000)	61
TABELA 5-4 - CONCENTRAÇÃO DE AZOTO AMONÍACAL, EM MG/L, EM SISTEMAS DE OVERLAND-FLOW EM GARLAND, TEXAS (CRITES, 2000)	62
TABELA 5-5- CUSTOS DE CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO RELATIVOS À INFILTRAÇÃO RÁPIDA (ADAPTADO DE EPA, 2003).....	68
TABELA 5-6- CUSTOS DE CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO RELATIVOS À INFILTRAÇÃO LENTA (ADAPTADO DE EPA, 2002).....	68
TABELA 5-7- CUSTOS ASSOCIADOS À CONSTRUÇÃO DE TALUDES EM SISTEMAS DE OVERLAND-FLOW (ADAPTADO DE CRITES, 2000).....	69
TABELA 5-8- CUSTOS ASSOCIADOS À RECUPERAÇÃO DE EFLUENTE TRATADO EM SISTEMAS DE OVERLAND-FLOW	69
TABELA 5-9- REQUISITOS DE ENERGIA PARA SISTEMAS DE TRATAMENTO NO SOLO [1000 kWh/ANO] (ADAPTADO DE CRITES, 2000).....	69
TABELA 6-1 - POSIÇÃO DO NÍVEL FREÁTICO	71
TABELA 6-2 - VALORES NECESSÁRIOS À DIMENSÃO DAS BACIAS	72
TABELA 6-3 - CARACTERÍSTICAS DA BACIA DE INFILTRAÇÃO	72
TABELA 6-4- ORÇAMENTO RELATIVO AO CASO DE ESTUDO 1	74
TABELA 6-5 - VALORES NECESSÁRIOS À DIMENSÃO DAS BACIAS	76
TABELA 6-6 - CARACTERÍSTICAS DA BACIA DE INFILTRAÇÃO	76
TABELA 6-7- ORÇAMENTO RELATIVO AO CASO DE ESTUDO 2	77
TABELA 0-1- RESULTADOS OBTIDOS PARA UM TEMPO FINAL DE ENSAIO DE 30 MIN PARA SOLOS IMPERMEÁVEIS...	85
TABELA 0-2- RESULTADOS OBTIDOS PARA UM TEMPO FINAL DE ENSAIO DE 10 MIN PARA SOLOS ARENOSOS.....	85

1. INTRODUÇÃO

1.1. Justificação e âmbito da dissertação

A utilização dos sistemas de tratamento no solo deve-se, sobretudo, à necessidade de proteção dos meios hídricos recetores de efluentes e em situações em que se revela importante proceder à recarga de aquíferos, devido à crescente escassez de água, agravada pelas alterações climáticas. A necessidade de uma gestão sustentável dos recursos hídricos, na qual se inclui a reutilização de águas residuais tratadas, leva a que, tratamentos que não recorrem a processos mecanizados e utilizam a natureza como uma via alternativa de tratamento, sejam considerados uma solução estratégica a ser implementada atualmente (Silva et al., 2017).

Os sistemas de tratamento no solo são definidos como a aplicação de águas residuais, parcialmente tratadas (submetidas a um pré-tratamento e, geralmente, a tratamento primário), a um ritmo controlado, num local previamente definido. O objetivo deste sistema de tratamento das águas residuais é a obtenção de um efluente de qualidade superior e eliminação da sua carga poluente de maneira simples e eficaz, contribuindo para a sustentabilidade ambiental, sendo caracterizado como um tratamento de custo inferior relativamente aos sistemas convencionais (Crites, 2000). Adicionalmente, os sistemas de tratamento no solo são de fácil implementação e requerem pouca manutenção (Sachin, 2019). Os tratamentos ocorrem através das camadas do solo que atuam como um filtro, removendo os poluentes orgânicos, o azoto, fósforo, metais pesados e microrganismos patogénicos (Silva et al., 2017).

Nesta dissertação, os sistemas de tratamento no solo mencionados são os seguintes: a Infiltração lenta, a Infiltração rápida e Overland-Flow. Relativamente aos sistemas convencionais, os sistemas de tratamento no solo, associados a um pré-tratamento adequado, apresentam taxas de remoção de nutrientes semelhantes àqueles apresentados pelos sistemas convencionais, exibindo benefícios adicionais. Um desses benefícios é a reutilização das águas residuais, através da recuperação de aquíferos. A possibilidade da reutilização das águas é uma fonte relevante de abastecimento urbano, industrial e agrícola, especialmente, em zonas áridas e semi-áridas, que apresentam um défice de águas nos meses de verão e eventuais anos secos, evitando sobre-exploração de aquíferos (Silva et al., 2017).

É importante notar que os sistemas de tratamento no solo são uma escolha viável particularmente indicada para pequenos aglomerados, bem como para aqueles moderadamente grandes, para indústrias e atividades comerciais e para porções de grandes áreas metropolitanas (Crites, 2000).

1.2. Estrutura da dissertação

No 1º capítulo encontra-se descrito o enquadramento do tema e o conteúdo e objetivo de cada capítulo.

No 2º capítulo mencionam-se os diversos tipos de sistemas de águas residuais em meio urbano, a qualidade típica das águas residuais brutas (um dado importante para o correto dimensionamento do pré-tratamento e tratamento destas) e, por fim, mencionam-se os objetivos de qualidade e a legislação aplicável, de modo a proteger os meios hídricos e o meio ambiente.

O 3º capítulo refere-se ao pré-tratamento a aplicar ao efluente, reforçando a sua importância a montante de tratamentos no solo. Mencionou-se, também, os sistemas de controlo na origem, com a finalidade de tratamento de águas pluviais e escorrências.

No 4º capítulo, primeiramente, menciona-se a evolução histórica dos tratamentos de águas residuais no solo. De seguida, encontram-se descritos os três principais tipos de tratamentos no solo: infiltração rápida, infiltração lenta e overland-flow. É também descrita, sucintamente, a recarga artificial de aquíferos. São mencionados exemplos de aplicação destes tratamentos no mundo. Depois, descreveram-se as principais características do solo com influência no tratamento das águas residuais como: as características físicas dos solos; a permeabilidade e a hidrogeologia do local. Além disso, mencionou-se os principais poluentes com influência no solo e a ação das plantas e do solo nos tratamentos das águas residuais.

No 5º capítulo referem-se os dados necessários à escolha do tratamento no solo mais adequado e, através de um fluxograma, apresenta-se um método para seleção do sistema de tratamento a aplicar. De seguida, descrevem-se as etapas para dimensionamento dos três tipos de tratamento no solo, sendo apresentados elementos para a estimativa de investimentos para cada caso.

No 6º capítulo, descrevem-se dois casos de estudo, na zona de Aveiro e na Calheta, Cabo Verde, em que se recorre, hipoteticamente, a soluções de tratamento no solo, apresentando-se o respetivo dimensionamento e estimativa de custos.

No 7º capítulo, expõem-se as conclusões retiradas do trabalho desenvolvido e é feita uma referência aos principais resultados, realçando os factos de maior interesse e expondo as limitações encontradas ao longo da dissertação.

2. Abordagens usuais de saneamento e tratamento de águas residuais

2.1. Tipos de sistemas de drenagem de águas residuais em meio urbano

Cada aglomerado populacional produz resíduos sólidos, líquidos e, também, emissões de gases. Os resíduos líquidos correspondem, essencialmente, às águas residuais, que consistem na água utilizada pela população por meio de diversas aplicações, em conjunto com água proveniente de origens naturais. Assim, as águas residuais são caracterizadas como uma combinação dos resíduos líquidos provenientes das habitações, instituições, estabelecimentos comerciais e indústrias. Além disso, podem também advir de águas subterrâneas, superficiais ou pluviais (Metcalf & Eddy, 2003).

Existem quatro tipos de águas residuais, variando conforme a sua origem. O primeiro tipo corresponde às águas residuais domésticas, que advém de serviços e de instalações residenciais, provenientes, em grande parte, do metabolismo humano e de atividades domésticas, segundo o Decreto Regulamentar n.º 152/97 de 19 de Junho. Estas caracterizam-se por quantidades significativas de matéria orgânica e por biodegradarem-se mais facilmente. O segundo tipo corresponde às águas residuais industriais que provém de qualquer tipo de atividade que não esteja associada às águas residuais domésticas e pluviais, segundo o Decreto Regulamentar n.º 152/97, de 19 de Junho. O terceiro tipo refere-se às águas pluviais, que integram as águas residuais, que resultam do escoamento superficial fruto de precipitações. Normalmente, as precipitações contêm uma carga poluente inferior às outras águas residuais, especialmente no que diz respeito à matéria orgânica (Metcalf & Eddy, 2003). Por último, o quarto tipo de água residual é aquela que aflui aos coletores por infiltração.

Segundo Metcalf & Eddy (2003), a importância do tratamento das águas residuais deve-se a diversos fatores. O primeiro fator corresponde à decomposição da matéria orgânica, produzindo odores desagradáveis e ao facto que a presença de matéria orgânica nas águas residuais provoca carência de oxigénio no meio reator. O segundo fator advém do facto que águas residuais sem qualquer tipo de tratamento apresentam na sua constituição microrganismos patogénicos, que fazem parte da flora intestinal humana, podendo causar problemas de saúde pública. O terceiro fator implica que os nutrientes presentes nestas águas estimulam o crescimento de plantas aquáticas e podem conter compostos tóxicos, mutagénicos ou carcinogénicos. Em suma, por estes motivos é importante que as águas residuais sejam conduzidas a uma zona de tratamento o mais rápido possível de modo a serem tratadas e por consequente reutilizadas ou descarregadas no meio recetor.

Assim, o transporte destas até à zona de tratamento será realizado através de um sistema de drenagem constituído por uma rede de coletores. O tipo de sistema irá adequar-se ao tipo de água residual transportada, sendo estes divididos em dois tipos: Individuais e coletivos.

Os sistemas individuais são adotados no caso de atendimento unifamiliar. Estes sistemas consistem no lançamento das águas residuais domésticas originadas numa única habitação, recorrendo ao uso de fossas sépticas seguidas de um dispositivo de infiltração no solo (Filho, 2011).

Na Figura 2-1, observa-se um esquema representativo de um sistema individual. Serão eficientes caso as habitações existentes distem o suficiente entre si (grandes lotes com uma percentagem elevada de área livre e/ou em meio rural). Caso o solo apresente boa capacidade de infiltração e se o nível de água subterrânea se encontrar a uma profundidade apropriada, é possível evitar riscos de contaminação por meio de microrganismos patogénicos.

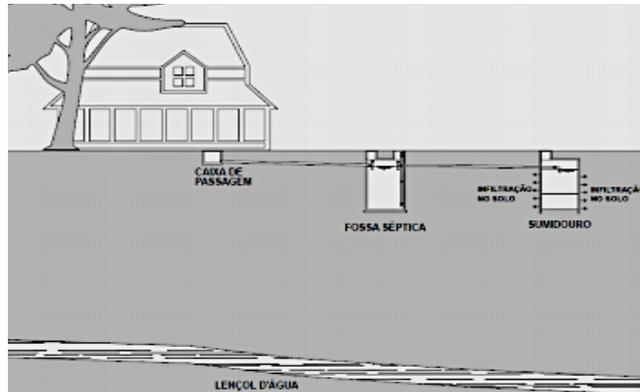


Figura 2-1- Esquema de um sistema individual (Filho, 2011)

No entanto, com o aumento da população e conseqüente aumento da ocupação das terras (maior densidade demográfica), os sistemas individuais deixaram de ser adequados e, por este motivo, tornou-se necessário recorrer aos sistemas coletivos (Filho, 2011).

Nalguns casos, quando a região em tratamento se encontra numa área afastada do restante da comunidade ou num local com uma altitude inferior à média, se as características do solo e respectivos lençóis de água possuírem condições apropriadas, procede-se a uma solução de atendimento coletivo da comunidade através da introdução de uma fossa séptica de uso coletivo, que irá operar como unidade de tratamento de esgotos (Filho, 2011).

Os sistemas coletivos são indicados a áreas onde existe grande densidade populacional. São constituídos por canalizações que recebem as águas, transportando-as, de forma sanitariamente adequada, até ao seu destino final. Na Figura 2-2 observa-se um esquema de um sistema coletivo.

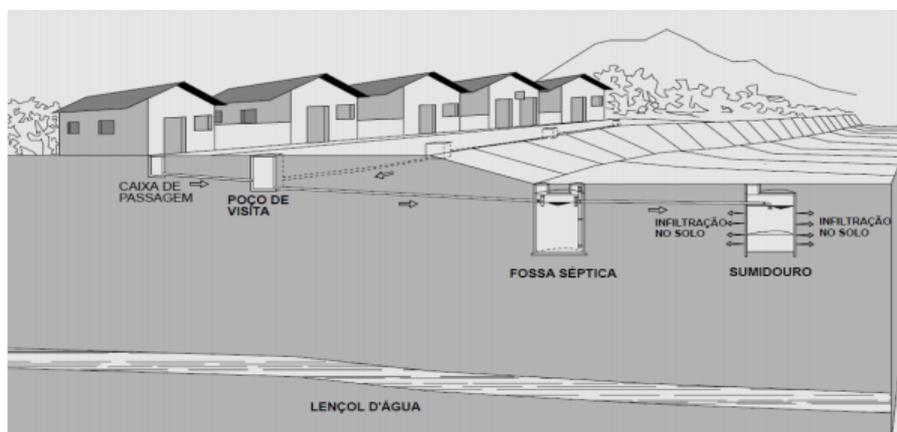


Figura 2-2- Esquema de um sistema coletivo (Filho, 2011)

Deste modo, segundo o Decreto Regulamentar n.º 23/95, de 23 de Agosto, podem-se distinguir quatro tipos de sistemas de drenagem.

- Separativos- Constituídos por duas redes de coletores distintas, uma destinada às águas residuais domésticas e industriais e a outra à drenagem de águas pluviais ou similares;
- Unitários- Constituídos por uma única rede de coletores onde são admitidas tanto as águas residuais domésticas e industriais, como as pluviais;
- Mistos- Constituídas pela conjugação dos dois sistemas anteriores, em que parte do sistema funciona como um sistema unitário e a outra parte como um sistema separativo;
- Separativos parciais ou Pseudo-separativos- neste sistema admite-se a ligação das águas pluviais de pátios interiores ao coletor de águas residuais domésticas.

No caso dos sistemas separativos, apresentam a vantagem de poder submeter dois caudais com características distintas a tratamentos apropriados a estas. No entanto, este tipo de sistema tem um custo inicial bastante elevado devido à necessidade de apresentar dois conjuntos de coletores distintos. Por outro lado, o sistema unitário não apresenta um custo inicial assim elevado pois apresenta uma única rede de coletores. Contudo, como desvantagem, devido a tal, poderão ocorrer descargas de excedentes com elevada carga poluente em tempo de chuva, o que irá implicar encargos de energia e de exploração em tratamentos para tais excedentes (Espírito Santo, 2008).

Existem diversos níveis de tratamento que podem ser aplicados às águas residuais. Estes envolvem operações (tratamentos físicos) e/ou processos unitários (tratamento químico ou biológico) (Metcalf & Eddy, 2003). Na tabela 2-1, pode-se verificar os diferentes níveis de tratamento, bem como a respetiva descrição.

Em suma, é importante considerar as características físicas, químicas, biológicas e hidráulicas das águas residuais, de modo a projetar redes de coletores, respetivos tratamentos e o destino final destas, obtendo uma solução que apresente águas residuais tratadas com uma qualidade excelente e protegendo e conservando, assim, a saúde pública e o ambiente.

Tabela 2-1 - Níveis de tratamento das águas residuais (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

Níveis de tratamento	Descrição
Preliminar	Remoção de resíduos com alguma dimensão como ramos, areias e gorduras, que podem causar problemas de manutenção ou operacionais nas restantes operações de tratamento.
Primário/ Primário avançado	Remoção de uma percentagem de sólidos suspensos e matéria orgânica. Caso seja avançado, o tratamento é potenciado com adição química ou filtração.
Secundário	Remoção da matéria orgânica biodegradável e de sólidos suspensos. Poderá ser incluída a desinfecção.
Secundário com remoção de nutrientes	Um tratamento secundário onde se procede, também, à remoção de nutrientes, como o fósforo e azoto.
Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais através de uma filtração em meio granular ou "microscreens", seguida de uma desinfecção.

2.2. Qualidade das águas residuais

O conhecimento da qualidade das águas residuais brutas é bastante importante aquando do correto dimensionamento do pré-tratamento e do dimensionamento do processo de tratamento do solo.

Existem diversos fatores que influenciam as características das águas residuais como: a sua origem, as características da bacia, a existência de pré-tratamento, entre outros.

A origem das águas residuais (comercial, residencial, etc.) é um parâmetro de avaliação qualitativo importante e, ao mesmo tempo, deve também ser analisado o caudal e a sua variabilidade diária.

No que diz respeito ao sistema de tratamento das águas residuais, como parâmetros de qualidade devem-se analisar indicadores de matéria orgânica, os nutrientes, a presença de metais pesados e os patógenos e contaminações microbiológicas.

Na Tabela 2-2, apresentam-se as concentrações típicas das águas residuais domésticas não tratadas, classificadas de fracas a fortemente carregadas, e na Tabela 2-3 estão representadas as concentrações típicas de poluentes em águas pluviais, escorrências de estradas e em meio urbano, bem como de caudais excedentes descarregados no meio recetor (CSO).

Tabela 2-2 - Composição típica de uma água residual doméstica não tratada (adaptado de Davis, 2020)

Parâmetros	Unidades	Fraca	Média	Forte
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /l	50	100	200
Amónia	mg/l	10	25	50
CBO ₅	mgO ₂ /l	100	200	300
CQO	mgO ₂ /l	250	500	1000
Cloretos	mg/l	30	50	100
SST	mg/l	120	210	400
Sulfatos	mg/l	20	30	50
TKN	mgN/l	20	40	80
TOC	mgC/l	75	150	300
Fósforo Total	mgP/l	5	10	20
pH	-	-	6,8-8,5	-

Tabela 2-3 - Comparação de concentrações de poluentes observadas em período de chuva (Ferreira, 2006)

Parâmetros	Unidades	Precipitação	Escorrências		CSO
			de estradas	urbanas	
CQO	mg/l	2,5 - 322	300	5 - 3100	93 - 2636
CBO	mg/l	1,1	25 - 165	1 - 700	15 - 685
SST	mg/l	2 - 13	11 - 5500	2 - 11300	20 - 1700
Óleos/Hidrocarbonetos	mg/l	-	28 - 400	0 - 110	-
N _t	mg/l	0,5 - 0,9	0,18 - 4	1,1 - 6,2	4 - 63,3
P _t	mg/l	0,001 - 0,35	0,3 - 0,7	0,009 - 4,4	1 - 26,5
Coliformes Totais	NMP/100ml	-	-	240 - 99100	-

2.3. Objetivos de qualidade e legislação aplicável

Na legislação portuguesa, sobressaem diversos Decretos-Lei que vinculam a proteção dos meios hídricos e do meio ambiente, a qualidade exigida às águas residuais em função do meio recetor.

O Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, transpõe a Diretiva n.º 91/270/CEE, de 21 de Maio, e diz respeito aos limites das descargas de águas residuais urbanas e industriais nos meios aquáticos. Este documento refere-se à recolha, tratamento e descarga das águas residuais urbanas e industriais no meio aquático, tendo como finalidade a proteção das águas

superficiais e do meio ambiente. Além disso, estabelece os requisitos de tratamento das águas residuais urbanas e industriais consoante o local de descarga destas, tendo em conta se são zonas sensíveis ou menos sensíveis.

O Decreto-lei n.º 348/98, de 9 de Setembro, diz respeito à primeira modificação do decreto-lei n.º 152/97 devido à imposição de novos requisitos relativamente a descargas do efluente em zonas sensíveis. Este transpõe a diretiva n.º 98/15/CE relativamente às descargas das estações de tratamento das águas residuais urbanas em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização. Apresenta também os valores de concentração ou a percentagem mínima de redução dos parâmetros do fósforo total e azoto total.

O Decreto-lei n.º 194/2004, de 22 de Junho, diz respeito à segunda modificação do decreto-lei n.º 152/97 aquando da identificação de zonas sensíveis (águas doces superficiais, estuários e lagoas costeiras) e de zonas não sensíveis (águas costeiras);

O Decreto-lei n.º 188/2008, de 8 de Outubro, aborda a terceira modificação do decreto-lei n.º 152/97 aquando da identificação de 18 zonas sensíveis e de 3 zonas não sensíveis;

O Decreto-lei n.º 119/2019, de 21 de Agosto, estabelece o regime jurídico de produção de água para reutilização, obtida a partir do tratamento de águas residuais, bem como da sua utilização.

A Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, que transpõe a diretiva n.º 2000/60/CE, estabelece as bases e o quadro institucional para gestão sustentável das águas na Europa, evitando a degradação, protegendo e melhorando o estado dos ecossistemas aquáticos e também terrestres, através de mecanismos de controlo para assegurar uma gestão sustentável das fontes de poluição e implementando metas ecológicas para estes ecossistemas.

3. Sistemas de tratamento convencionais para águas residuais domésticas

3.1. Notas introdutórias

Atualmente, os sistemas de tratamento das águas residuais no solo, que se integram nos sistemas “Natural Based”, são considerados uma alternativa ou um suplemento ao tratamento convencional, quando viáveis em termos ambientais e económicos. O crescente interesse pelos sistemas de tratamento no solo deve-se, em particular, aos seguintes fatores (Tzanakakis et al., 2007):

- A incapacidade das ETAR centralizadas de servirem agrupamentos de casas e comunidades rurais isoladas;
- Os elevados custos de construção, operação e manutenção dos sistemas de tratamento de águas residuais convencionais, especialmente em pequenas comunidades (<10000 habitantes);
- A necessidade de aplicar um tratamento adicional ao efluente já tratado, previamente, numa ETAR;
- A dificuldade, distância ou imposições legais ao descarregar num meio recetor hídrico;
- A eficiência destes sistemas para tratamento de águas residuais numa vasta gama de condições climáticas (Paranychianakis et al., 2006; citado por Tzanakakis, 2007);
- A aplicação de sistemas de tratamento no solo contribui para a recarga de aquíferos, podendo ser importante face às alterações climáticas;

Segundo Edzwald (2011), a qualidade das escorrências melhora à medida que atravessa as camadas do solo. Portanto, recorreu-se a diversos sistemas de tratamento no solo, de modo a melhorar a qualidade das águas residuais, bem como promovendo a sua reutilização. Por meio deste tipo de sistemas que, quando devidamente concebidos e operados, proporcionam um tratamento abrangente e sustentável das águas residuais, atingem-se níveis de qualidade de efluente equiparáveis aos sistemas convencionais (Edzwald, 2011).

Genericamente, os sistemas de tratamento “natural-based” como os mencionados anteriormente, traduzem-se na descarga das águas residuais num local que assimila o efluente e seus nutrientes através da matriz solo-plantas. Adequam-se a locais que se situam em zonas protegidas pois, através destes, evita-se a descarga do efluente nas águas superficiais (WEF, 2018). Tipicamente, adequam-se a pequenos aglomerados e a zonas rurais, devido à necessidade e disponibilidade de um terreno adequado, especialmente no que diz respeito à sua área (WEF, 2018).

Relativamente aos pequenos aglomerados populacionais, frequentemente as opções convencionais revelaram-se excessivamente dispendiosas para este tipo de comunidades (USEPA, 1992). Como resultado, foi necessário desenvolver outro tipo de sistemas que se adequassem às necessidades dos aglomerados.

Neste capítulo, será mencionada a importância do pré-tratamento das águas residuais em sistemas “Natural Based”, bem como outras opções de tratamento mais adequadas a pequenas comunidades, que priorizam a infiltração das águas pluviais no solo.

3.2. Pré-tratamento do efluente

Inicialmente, o efluente deve ser submetido a um pré-tratamento de modo a garantir a remoção de detritos flutuantes e inorgânicos, como as areias, óleos e gorduras.

O processo mais indicado para separação de sólidos grosseiros denomina-se gradagem, que é composta por grades grosseiras, finas e por peneiras rotativas. Em relação às areias presentes no efluente, estas serão eliminadas do efluente através do desarenador. A remoção desta irá evitar que haja areias a jusante do sistema, evitando o desgaste excessivo dos componentes eletromecânicos do sistema.

Através do desengorduramento, eliminam-se os óleos e gorduras em caixas de retenção de gordura ou em flutuadores. Este processo evita a formação de espuma e a acumulação de gorduras nos elementos do sistema, que poderia resultar numa redução da eficiência e de um aumento excessivo de manutenção.

Seguidamente, procede-se, por vezes, a uma homogeneização do caudal e das cargas poluentes em tanques de equalização.

Na Tabela 3-1, é possível observar as taxas de remoção dos elementos SST e CBO₅, através da aplicação de tratamentos preliminares, primários e secundários às águas residuais, antes de serem submetidas a sistemas de tratamento no solo.

Tabela 3-1 - Eficiências de remoção de SST e CBO₅ através de tratamentos preliminares, primários e secundários em águas residuais brutas (Matos e Ferreira, 2018)

Nível de tratamento	Operações	Eficiência [%]	
		SST	CBO ₅
Preliminar	Gradagem	-	-
	Desaneração	-	-
Primário	Sedimentação	60-70%	30%
Secundário	Leitos de macrófitas	75-90%	80-95%

3.3. Sistemas aplicáveis a pequenos aglomerados populacionais

3.3.1. Fossas sépticas

As fossas sépticas são sistemas individuais ou coletivos utilizados para tratamento de águas residuais em pequenos aglomerados populacionais. A sua utilização implica o armazenamento das lamas, portanto, procede-se a uma decantação primária e a uma digestão a frio da lama retida. São compartimentos retangulares, que recebem águas residuais domésticas e as retêm por um determinado número de dias. Normalmente, as fossas sépticas servem uma habitação, embora possam ser aplicadas a um aglomerado de 300 residências, sendo recomendado o uso deste sistema para situações de elevada densidade populacional (Santo, 2008). Na Figura 3-1 encontram-se um esquema representativo de uma fossa séptica.

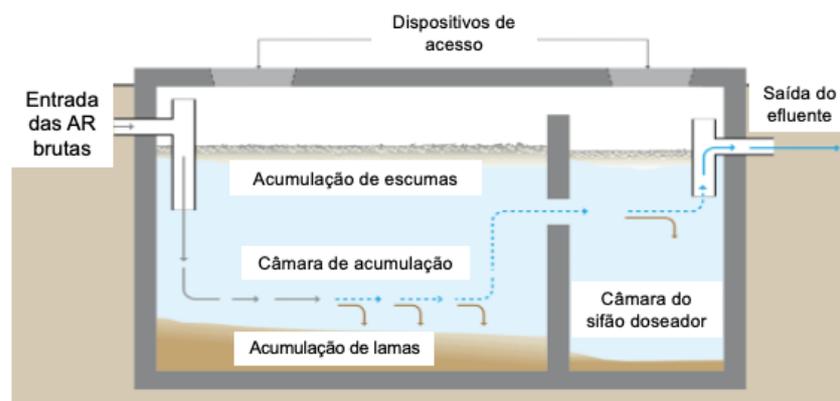


Figura 3-1 - Esquema de uma fossa séptica (adaptado de Matos e Ferreira, 2018)

Enquanto o efluente permanece na fossa séptica, as partículas suspensas, geralmente, irão sedimentar no fundo desta e serão digeridas anaerobiamente, formando lamas. Além disso, as partículas menos densas irão acumular-se à superfície, formando uma película denominada espuma. Aplica-se um processo biológico sob as lamas, ou seja, procede-se a uma digestão anaeróbia dessa matéria, de modo a convertê-la em matéria mineral, com libertação adicional de gases, reduzindo consideravelmente o seu volume.

O efluente da fossa séptica apresenta odor desagradável, com elevado teor de matéria orgânica, ou seja, elevados valores de carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) e de microrganismos patogénicos (Santo, 2008). A fossa séptica não executa um tratamento completo do efluente, portanto, será necessário colocar a jusante um elemento adicional como, por exemplo, uma trincheira de infiltração, um poço de infiltração, uma trincheira filtrante ou um sistema de infiltração.

A fossa séptica apresenta taxas de remoção de: 30-40% de CBO_5 e 40-60% de SST, no caso de apresentar 1 compartimento (Ulrich et al., 2014). Caso apresente 2 compartimentos irá apresentar uma remoção de SST de 60-80% (Santo, 2008).

3.3.2. Tanque Imhoff

O tanque Imhoff, tal como a fossa séptica, assegura um tratamento primário das águas residuais e a digestão das lamas.

É um órgão circular ou retangular e relativamente profundo. É capaz de servir aglomerados até 5000 habitantes (Bartolomeu, 1996). Consiste numa câmara de decantação superior na qual ocorre a sedimentação, a partir da qual as se produzem as lamas que deslizam até a uma câmara inferior designada como “câmara de digestão anaeróbia” onde estas lamas serão digeridas na ausência de oxigénio. Uma percentagem da matéria orgânica é transformada em matéria mineral, com uma libertação de gases, que irá reduzir o respetivo volume. As lamas digeridas irão ser periodicamente descarregadas, por pressão hidrostática, para leitos de secagem, através de uma válvula, situada numa câmara enterrada, de extração de lamas digeridas (Bartolomeu, 1996).

O efluente resultante do tanque Imhoff apresenta grande percentagem de matéria orgânica, que se traduz em valores altos de CBO₅ e de microrganismos patogénicos.

A nível ambiental, aplicação deste sistema é vantajoso para pequenas ETAR. Se a remoção das lamas digeridas for executada com a periodicidade adequada não se irão verificar odores desagradáveis (Bartolomeu, 1996). Na Figura 3-2, pode-se observar um esquema representativo de um tanque Imhoff.

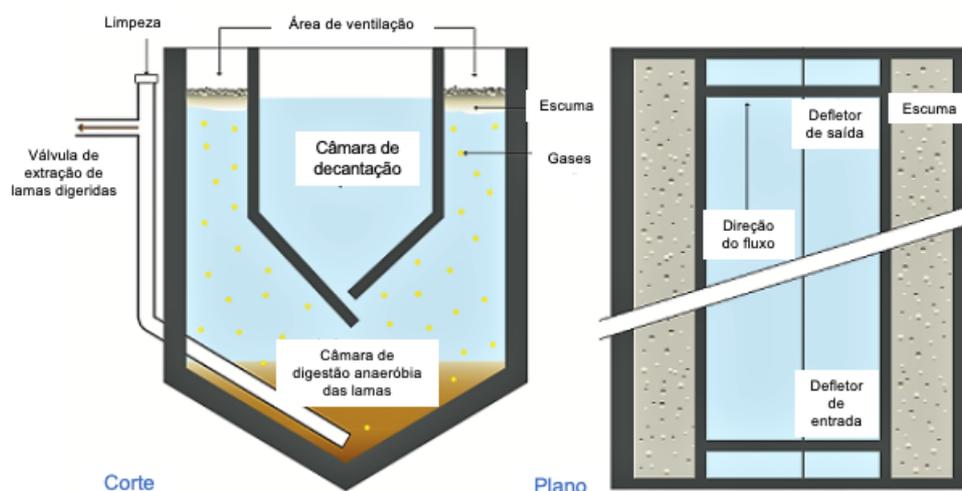


Figura 3-2 - Esquema de um tanque Imhoff (adaptado de Matos e Ferreira, 2018)

O tanque Imhoff irá apresentar taxas de remoção de 25-50% de CBO₅ e de 50-70% de SST (Ulrich et al., 2014).

3.3.3. Leitos de macrófitas

O leito de macrófitas é um sistema de tratamento natural (Natural Based), que consiste no tratamento de águas residuais recorrendo a plantas características de zonas húmidas. É fruto da interação entre a água, o substrato, as plantas, os detritos das plantas, os invertebrados e os microrganismos (Santo, 2008). O sistema replica as condições de tratamento que ocorrem em zonas húmidas naturais, mas com a facilidade de construção em qualquer lugar.

Trata-se de uma lagoa, com 1 a 2 m de profundidade, coberta por plantas macrófitas, e em terreno poroso. Na Figura 3-3, pode-se observar um esquema que se traduz numa fossa séptica a montante, seguido de um leito de macrófitas.

Segundo Santo (2008), de modo a otimizar a qualidade do efluente irão ser aplicados os seguintes mecanismos:

- Deposição de material suspenso;
- Filtração e precipitação química através do contacto da água com o substrato e os detritos das plantas;
- Transformação química;
- Adsorção e permuta de iões na superfície das plantas, seus detritos, sedimentos e respetivo substrato;
- Decomposição, transformação e absorção de poluentes e nutrientes por parte das plantas e microrganismos;
- Eliminação de patogénicos;

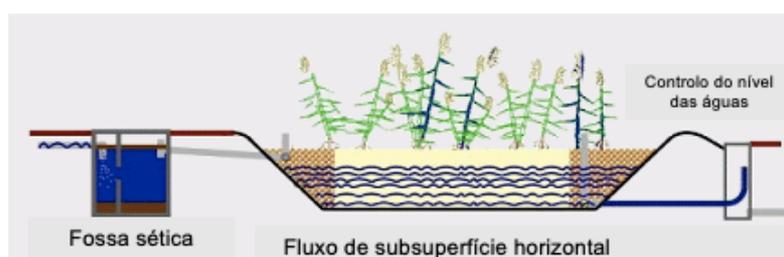


Figura 3-3 - Representação esquemática de um leito de macrófitas com fossa séptica a montante (adaptado de Matos e Ferreira, 2018)

Caso todas estas operações se concretizem e sejam potenciadas ao máximo, o sistema de tratamento em questão irá produzir um efluente de qualidade. As taxas de remoção típicas por meio deste sistema são: 60-90% de CBO₅; 60-90% de azoto total e 50-90% do fósforo total (Hendrawan et al., 2013).

3.3.4. Trincheira filtrante

Este sistema é usado a jusante de fossas sépticas, tipicamente, quando o terreno disponível é impermeável ou tenha uma capacidade de infiltração muito reduzida. O tratamento do efluente processa-se através de uma camada de areia e cascalho onde irá ocorrer uma filtração biológica deste (Matos e Ferreira, 2018). Assim, o efluente será distribuído pelo sistema por meio de um tubo superior e coletado através de um correspondente tubo inferior. Na Figura 3-4, pode-se observar um esquema representativo da trincheira filtrante.

A trincheira filtrante irá apresentar taxas de remoção de SST na ordem dos 50-99%, de fósforo total de 15-75% e de azoto total de 50-80% (Ulrich et al., 2014).

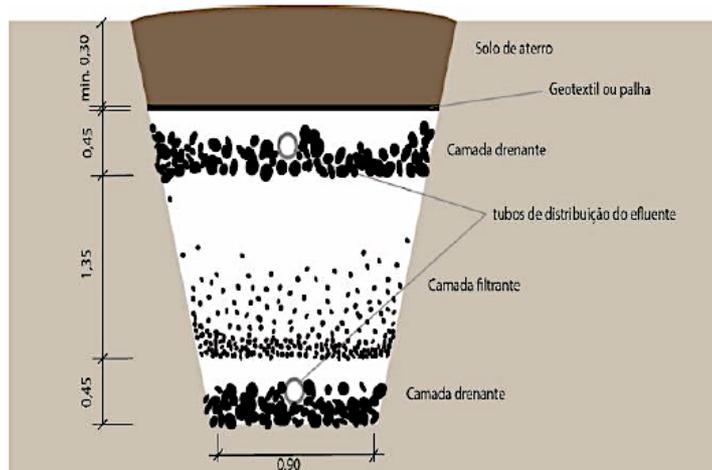


Figura 3-4 - Representação esquemática de uma trincheira filtrante (adaptado de Matos e Ferreira, 2018)

3.3.5. Aterro filtrante

Este sistema de disposição final é utilizado em casos onde o terreno em questão é de difícil escavação ou onde o lençol freático situa-se próximo da superfície e não é permitido o uso de valas de infiltração (Matos e Ferreira, 2018). É um órgão complementar à fossa séptica, colocado a jusante desta. O tratamento do efluente ocorre por meio de um aterro de areia e cascalho contruído no terreno e, através da passagem do efluente por este, irá ser filtrado. Neste tipo de sistema, poderá ser necessário recorrer ao bombeamento.

Após submeter o efluente a um tratamento na fossa séptica, este será conduzido até um aterro filtrante e, assim, será possível fazer um tratamento adicional, reduzindo a presença de fósforo total, azoto total e coliformes fecais presentes neste (Whitehead & Geary, 2009).

É constituído por tubagens sobrepostas, em que as juntas são emboquilhadas e envolvidas por um material drenante, como a brita por exemplo, sendo estas separadas por meio de uma camada de material filtrante, como a areia. Assim, o efluente é introduzido no aterro pelas tubagens superiores, saindo pelas juntas abertas e, de seguida, atravessando a camada filtrante, sendo recolhido pelas tubagens inferiores, que também apresentam as juntas abertas (Bartolomeu, 1996). Na Figura 3-5, pode-se observar um esquema representativo de um aterro filtrante.



Figura 3-5 - Representação esquemática de um aterro filtrante (adaptado de Matos e Ferreira, 2018)

3.4. Sistemas de tratamento de águas pluviais e escoamentos superficiais

3.4.1. Notas introdutórias

Devido à crescente urbanização, têm-se vindo a notar no meio urbano uma degradação da qualidade das escoamentos superficiais (Ferreira, 1999). Estas arrastam consigo a sujidade das superfícies urbanas, incluindo uma grande percentagem de carga poluente.

Assim, foi necessário desenvolver soluções que mitiguem estes problemas e que se conciliem ao desenvolvimento urbano, preservando a qualidade dos meios recetores, usualmente designados por “Sistemas de controlo na origem”, que promovem (Muga & Mihelcic, 2008):

- A redução do volume dos caudais pluviais no sistema de drenagem;
- O armazenamento de caudais de ponta;
- O tratamento e infiltração de caudais próximo dos locais onde são gerados.

As soluções de controlo na origem têm como objetivo a minimização das áreas impermeáveis diretamente ligadas à rede de drenagem, através da construção de sistemas de infiltração e retenção de caudais. Estas técnicas permitem a redução do escoamento que se dirige a jusante e impedem que os poluentes sejam arrastados pelas escoamentos superficiais até aos meios recetores (Ferreira, 1999). Através da aplicação destas medidas de controlo, promove-se o aumento da qualidade das escoamentos pluviais por meio da sedimentação de partículas e da remoção biológica de poluentes, reduzindo, também, o pico do hidrograma de cheia e os volumes escoados.

São soluções de fácil integração, com elevada eficiência, que contribuem para a estética do local onde esta é implementada e com custo de construção reduzido e competitivo face às soluções mais convencionais (Ferreira, 1999).

Podem ser aplicadas como alternativa total ou parcial à recolha e transporte de águas pluviais em sistemas de drenagem. Serão implantadas a montante da rede e/ou integradas no sistema em causa e, em alguns casos, a rede pluvial torna-se desnecessária (Ferreira, 1999). Em áreas urbanas, a aplicação destas tecnologias no sistema de drenagem irá constituir uma alternativa à ampliação da capacidade de transporte e tratamento implementada à priori. Adicionalmente, a área urbana será sujeita a um processo de requalificação estética e ambiental.

Aquando do seu dimensionamento, é necessário considerar situações de maior risco como, por exemplo, a ocorrência de precipitações excecionais e anomalias de funcionamento por colmatação. A título de exemplo, a afluência de caudais com um elevado teor de sólidos totais poderá provocar a colmatação do sistema de infiltração, culminando numa perda significativa da sua eficiência, portanto, o uso de estruturas que retenham os sedimentos é indispensável. De modo a evitar este acontecimento, deve-se proceder à remoção de sedimentos e resíduos acumulados na superfície através de uma limpeza anual, bem como respetivo controlo da vegetação.

Adicionalmente, deve-se sempre verificar o nível freático do local onde se implementa o sistema, pois é imperativo evitar que as águas pluviais com elevado teor de cargas poluentes contaminem as águas freáticas e, especialmente, os aquíferos.

3.4.2. Principais técnicas de controlo na origem

Neste caso, o solo e as plantas têm um papel importante na retenção, retardamento e tratamento dos caudais. O solo potencia a infiltração e retenção do escoamento e as plantas filtram e retardam este. Um solo com plantas apresenta um coeficiente de rugosidade muito baixo, incrementando o atrito neste, minimizando a velocidade do escoamento, evitando a acumulação do caudal a jusante.

Estes sistemas promovem o armazenamento temporário e/ou a infiltração das águas pluviais na proximidade do local em que a precipitação entra em contacto com a superfície. Podem ser aplicados como alternativa total ou parcial à recolha e transporte de águas pluviais em sistemas de drenagem, sendo colocadas a montante da rede.

Os sistemas de infiltração são definidos em dois grupos, dependendo da respetiva localização: à superfície e sub-superficiais. Estes apresentam diversas vantagens: redução das afluições pluviais à rede de coletores e do risco de descargas diretas de excedente; minimização dos impactes hidrológicos fruto da urbanização existente; recarga de aquíferos (caso a qualidade da água subterrânea não seja afetada pelas águas de escorrência); construção simples e rápida; custos totais competitivos e, por fim, um efeito depurador contribuindo para um tratamento eficaz do afluente. Entre as principais técnicas de controlo na origem, referenciam-se:

À superfície

- Pavimentos porosos;
- Bacias de detenção a seco ou com toalha de água permanente;
- Valas revestidas com coberto vegetal;

Sub-superficiais

- Poços absorventes;
- Trincheiras de infiltração;
- Bacias de infiltração;

As respetivas eficiências de tratamento de cada sistema mencionado estão representadas na Tabela 3-2.

Tabela 3-2 - Comparação de eficiências de remoção para várias medidas de controlo na origem (adaptado de Ferreira, 1999)

Tipo de Sistema	Critério de dimensionamento	Eficiências de remoção [%]						Eficiência Global
		SST	P _{total}	N _{total}	CBO ₅	Metais Pesados	Bactérias	
Valas revestidas com coberto vegetal	10	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	*	Reduzida
	9	20-40	20-40	20-40	20-40	0-20	*	Reduzida
Pavimentos Porosos	7	60-80	60-80	40-60	60-80	40-60	60-80	Moderada

	8	80-100	60-80	60-80	80-100	80-100	80-100	Elevada
Trincheiras de infiltração	7	60-80	40-60	40-60	60-80	60-80	60-80	Moderada
	8	80-100	60-80	60-80	80-100	80-100	80-100	Elevada
Bacias de infiltração	7	60-80	40-60	40-60	60-80	40-60	60-80	Moderada
	8	80-100	60-80	60-80	80-100	80-100	80-100	Elevada
Bacias de retenção	1	60-80	20-40	20-40	20-40	40-60	*	Moderada
	2	80-100	40-60	20-40	40-60	40-60	*	Moderada
	3	80-100	60-80	40-60	40-60	60-80	*	Elevada
Bacias de retenção com toalha de águas permanente	4	60-80	40-60	20-40	20-40	20-40	*	Moderada
	5	60-80	40-60	20-40	40-60	60-80	*	Moderada
	6	80-100	60-80	60-80	80-100	60-80	*	Elevada

* - conhecimento insuficiente

1- detenção do volume correspondente ao "first flush", durante 6 a 12h;

2- detenção do volume correspondente a uma precipitação de 25.4 mm, durante 24 h;

3- semelhante ao ponto 2, mas referente a uma zona tipo "wetland";

4- toalha de água permanente com capacidade igual a 31.4 mm/ha de área impermeável;

5- toalha de água permanente com capacidade igual a 2.5 vezes o volume médio de escorrências pluviais;

6- toalha de água permanente com capacidade igual a 4 vezes o volume médio de escorrências pluviais, com tempo de retenção de aproximadamente 2 semanas;

7- infiltra o volume correspondente ao "first flush" (31.4 mm/ha de área impermeável);

8- infiltra o volume total correspondente a uma precipitação com período de retorno de 2 anos;

9- valas revestidas com coberto vegetal muito declivosas, sem diques;

10- valas revestidas com coberto vegetal pouco declivosas, com diques;

Na Figura 3-6 estão representadas imagens que ilustram as técnicas mencionadas nos parágrafos anteriores.

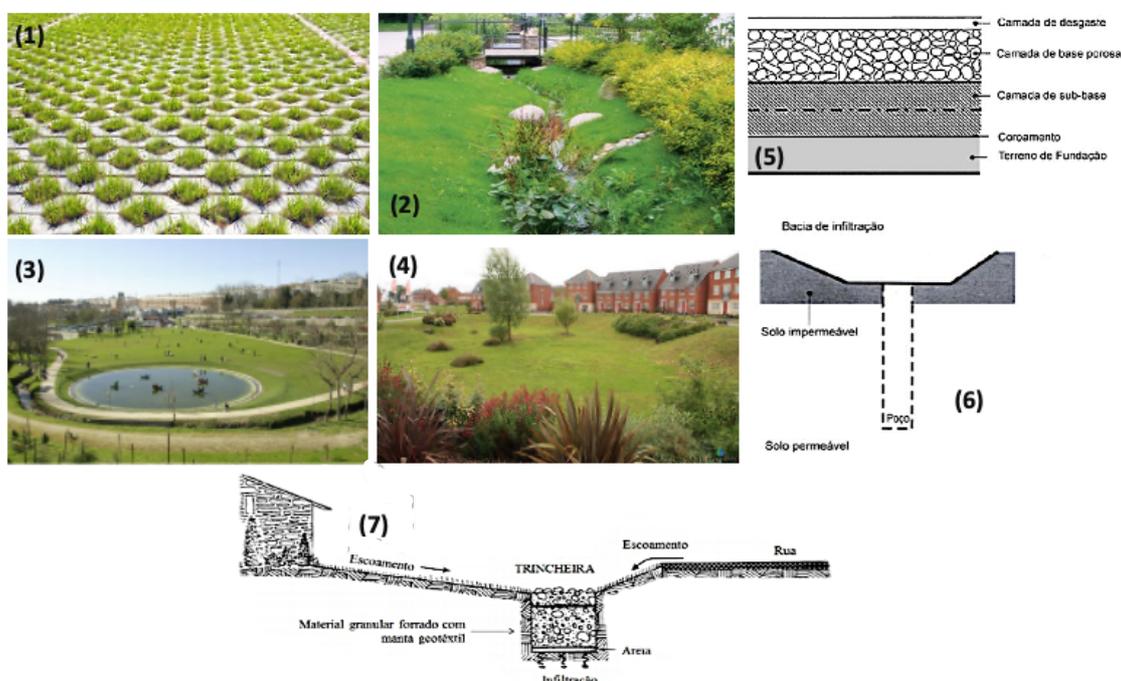


Figura 3-6- Técnicas de controlo na origem. 1- Bloco de estacionamento com superfície relvada; 2- Vala com coberto vegetal; 3- Bacia de toalha de água permanente; 4- Bacia de retenção a seco; 5- Seção transversal de um pavimento poroso; 6- Poço absorvente; 7- Trincheira de infiltração.

3.4.3. Restrições de aplicação

De maneira a aplicar os sistemas de infiltração mencionados anteriormente, é necessário proceder a testes de campo de modo a obter as características do solo e os respetivos coeficientes de infiltração. Portanto, segundo Ferreira (1999), não será recomendável adotar estes tipos de sistemas caso a situação em causa se assimile a:

- Solos com reduzida capacidade de infiltração;
- Solos que apresentem problemas geotécnicos devido à infiltração;
- Solos calcários, pois os seus minerais constituintes são solúveis, o que irá provocar a criação de vazios e conseqüente colapso;
- Solos que reagem quimicamente com a água, alterando as suas características de estabilidade, podendo causar assentamentos;
- Bacias hidrográficas onde as respetivas escorrências pluviais cargas poluentes e/ou zonas com risco de contaminação elevado.
- Locais em que o nível freático se aproxima da superfície (a distância deverá ser superior a 1 m), evitando, assim, uma “recarga artificial” do aquífero sem qualquer tipo de tratamento prévio, por percolação no solo, e uma diminuição da capacidade de armazenamento do sistema;
- Áreas, em que num raio de 6 m de distância, se encontrem outras construções.

4. Tratamentos de águas residuais no solo

4.1. Introdução

Os sistemas de tratamento no solo são definidos como a aplicação de águas residuais, parcialmente tratadas (submetidas a um pré-tratamento), a um ritmo controlado num local previamente definido. O objetivo deste sistema de tratamento das águas residuais é a obtenção de um efluente de qualidade superior e eliminação da sua carga orgânica de forma natural, contribuindo para a sustentabilidade ambiental (Crites, 2000).

Os sistemas de tratamento no solo incorporam três tipos de tratamento: a Infiltração lenta, a Infiltração rápida e o overland-Flow. São sistemas fáceis de implementar e requerem pouca manutenção (Sachin, 2019). Além disso, dependem de processos não energéticos e químicos.

Estes sistemas têm diversas vantagens, relativamente aos sistemas convencionais, pois apresentam taxas de remoção de nutrientes semelhantes àqueles apresentados pelos sistemas convencionais, exibindo benefícios adicionais. Um desses benefícios é a recuperação e a reutilização das águas residuais e dos nutrientes através da produção de culturas. Além disso, promovem a recarga de aquíferos (NSCEP, 1980).

A carga hidráulica e a eficiência destes sistemas de tratamento no efluente irão depender de diversos fatores como: a vegetação no local; o solo; os microrganismos (terrestres e aquáticos) e, de maneira limitada, a vida animal presente (WEF, 2018).

Por exemplo, através de sistemas de tratamento no solo, pode-se proceder à reutilização das águas residuais tratadas e, através da integração das atividades agrícolas locais, redistribuem-se e devolvem-se os nutrientes ao ambiente circundante (Muga e Milheic, 2007).

Em climas áridos, a seleção destes sistemas de tratamento permite a utilização de águas residuais para irrigação e contribui para a preservação de fontes de água de maior qualidade para outros fins (Crites, 2000).

É importante notar que os sistemas de tratamento no solo são uma escolha viável e rentável para pequenos aglomerados, bem como para aqueles moderadamente grandes e, em casos particulares para porções de grandes áreas metropolitanas (Crites, 2000).

4.2. Aspectos históricos

Desde a Idade do Bronze, que as águas residuais domésticas têm sido usadas para irrigação em locais como a China, Egito, Mesopotâmia e Creta (Crites et al., 2021). De 300 AC a 500 DC, em Atenas, os coletores descarregavam numa bacia situada fora da cidade, sendo o efluente final transportado por meio de canais de tijolo, para conseqüente irrigação de campos de cultivo (Ferreira, 2006). A título de exemplo, as civilizações gregas e romanas tinham conhecimento da importância do saneamento na saúde pública.

Em 1531, na Polónia, em Bunzlau, encontra-se o mais antigo sistema de drenagem para irrigação documentado. Em 1650, em Edimburgo, Escócia, as terras agrícolas já eram tratadas e fertilizadas com as águas residuais municipais (Crites et al., 2021). A expansão destes sistemas após 1840, quando se desenvolveram os princípios básicos, como a recolha e transporte das águas residuais para locais longe da origem, situados em meio rural.

Na década de 1840, em Inglaterra, foram relatados os benefícios dos tratamentos das águas residuais no solo, tais como a remoção de nutrientes e de matéria orgânica (Crites et al., 2021). Na Tabela 4-1, encontra-se uma lista das primeiras cidades a implementar sistemas de irrigação de águas residuais, na Europa e nos EUA.

Tabela 4-1 - Cronologia do tipo de sistemas de tratamento de águas residuais municipais implementados (Crites et al., 2021)

Localização	Início	Tipo de Sistema
EUROPA		
Bunzlau, Polónia	1531	"Sewage Farms"
Edimburgo, Escócia	1650	"Sewage Farms"
Croydon-Beddington, UK	1860	"Sewage Farms"
Paris, França	1869	Irrigação
Leamington, UK	1870	"Sewage Farms"
Berlim, Alemanha	1874	"Sewage Farms"
Milão, Itália	1881	Irrigação
Wroclaw, Polónia	1882	"Sewage Farms"
Braunschweig, Alemanha	1896	"Sewage Farms"
EUA		
Augusta, Maine	1876	Irrigação
Calumet City, Michigan	1888	Irrigação
South Framingham, Massachusetts	1889	Irrigação
Woodland, Califórnia	1889	Irrigação
Boulder, Colorado	1890	Irrigação

San Antonio, Texas	1895	Irrigação
Ely, Nevada	1908	Irrigação
Bakersfield, California	1912	Irrigação
Lubbock, Texas	1915	Irrigação

*"sewage farms"=sistemas de drenagem para irrigação

Estes tratamentos passaram por diversas fases de desenvolvimento, mas os princípios básicos relativos às práticas de planeamento, operação e gestão foram desenvolvidos após 1850, quando os sistemas de drenagem para irrigação começaram a expandir-se na Europa e nos EUA, com o objetivo de controlar a poluição e proteger a saúde pública.

No final do século XIX e durante a primeira metade do século XX, foram desenvolvidos e implementados sistemas de tratamento biológico.

Em 1865, Mueller comprovou que os esgotos podiam ser tratados por meio de organismos vivos numa coluna filtrante (Ferreira, 2006).

Em França, Milee e Durand-Clay, em 1865, foram pioneiros nos sistemas de tratamento no solo devido ao extenso estudo experimental, culminando numa subsequente implementação, por volta de 1915, de sistemas de aplicação no solo e irrigação agrícola, abrangendo uma área total de 5260 hectares (Ferreira, 2006), os campos de irrigação de Achères, em Paris. Além disso, em 1871, no País de Gales, Bailey-Denton deu início a uma operação em larga escala deste tipo de tratamento em Merthuyr Tydvil (Ferreira, 2006).

Até a finais do século XIX, o tratamento das águas residuais era realizado através de respetiva aplicação no solo e irrigação agrícola, por precipitação química e sedimentação e recorrendo frequentemente à gradagem (Ferreira, 2006).

Em Paris, Texas, a empresa "The Campbell Soup", de modo a reduzir a percentagem de poluentes nas águas residuais vindas das suas fábricas de processo alimentar, optou por implementar o processo Overland-Flow em 360 hectares de terreno. Foi comprovado, após diversos controlos em 1968, que, após o tratamento, as águas residuais apresentavam níveis de qualidade excelentes (Hobel, 1978).

Após 1970, é dado ênfase às soluções ecológicas e de sustentabilidade integrada, podendo-se observar uma crescente preocupação com o ambiente (mais concretamente a fauna, flora e o património), com a poupança de recursos e com a reutilização da água (Ferreira, 2006).

Em Phoenix, Arizona, foi implementado um sistema de infiltração rápida, em 1973, onde a água reaproveitada deste sistema apresenta níveis de qualidade adequados para irrigação e para meios recreativos (Hobel, 1978).

Ao longo do século XX, diversas iniciativas têm revelado a importância da gestão integrada dos recursos hídricos e a adoção de estratégias sustentáveis no setor. Um exemplo particular, é a reutilização agrícola do efluente tratado em condições semi-áridas.

Em 2001, o projeto Annecy, parcialmente financiado pela Comissão Europeia ("EU Project CatchWater, ENV4-CT98-0790) analisou as práticas de reutilização existentes e das

necessidades futuras para uma melhor gestão de recursos hídricos, demonstrando que a gestão do ciclo integrado das águas poderá ser a única estratégia que pode culminar numa solução robusta, competitiva em termos de custos e sustentável relativamente a área onde existe escassez de água (UNEP, 2005).

Tudo indica que a tendência no que diz respeito ao tratamento de águas residuais é a adaptação de tratamentos cada vez mais naturais e com custos reduzidos, dependendo menos de processos mecânicos, contribuindo para a preservação do ambiente.

4.3. Sistemas de tratamento no solo

4.3.1. Infiltração rápida

A infiltração rápida destina-se ao tratamento dos efluentes e após o respetivo tratamento, estes poderão utilizados para recargas de aquíferos; recuperação da água por meio de poços ou drenos com reuso posterior; recarga de correntes superficiais por interceção de água subterrânea e armazenamento temporário da água recuperada no aquífero (Novais, 1985).

Este processo é caracterizado por águas residuais a tratar, que atravessam a coluna de solo, podendo ser recuperadas por drenos, por bombagem ou, ainda, pela alimentação dos aquíferos subterrâneos. Não requer uma grande área e consome pouca energia durante a operação (Novais, 1985). As águas residuais, neste caso, são aplicadas a solos de elevada permeabilidade como, por exemplo, solos arenosos.

Segundo The Water Environment Federation (2018), a infiltração rápida tem diversas finalidades:

- Tratamento e prevenção da descarga direta de efluentes nas correntes superficiais através da descarga nas águas subterrâneas;
- Tratamento e recarga de cursos de água por interceção das águas subterrâneas;
- Tratamento e recarga de aquíferos;
- Tratamento e recuperação de água tratada por poços ou sub-drenos com reuso subsequente;
- Tratamento e armazenamento temporário do efluente tratado num aquífero;

O processo em si traduz-se no enchimento da bacia de infiltração e, de seguida, aguarda-se o escoamento da água no solo em questão, onde, em alguns casos, utilizam-se filtros lentos de areia (Novais, 1985). Geralmente, não se recomenda envolver vegetação neste tipo de sistemas. Na Figura 4-1, pode-se observar uma representação esquemática do processo em questão.

A aplicação deste método dá-se por espalhamento superficial em bacias projetadas para o caso em questão, (Environmental Protection Agency, 2003). Como alternativa, pode-se proceder à aplicação do efluente por meio de aspersores.

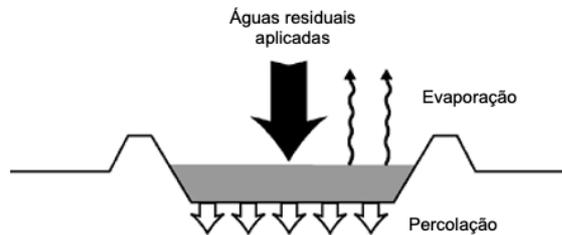


Figura 4-1 - Representação esquemática de um processo de infiltração rápida (adaptada de EPA, 2003)

O recurso a uma aplicação cíclica é o processo mais utilizado, com um período de repouso com a duração de vários dias e longos períodos de secagem, permitindo a recuperação da superfície de infiltração e a drenagem do efluente em tratamento. Os períodos de repouso são indispensáveis neste processo pois restabelecem as intensidades de infiltração correspondentes ao início do ciclo de aplicação do afluente (Crites, 2000). Em cada caso, primeiramente, deverão ser definidas as cargas de aplicação hidráulica, as cargas de aplicação dos sólidos em suspensão, os requisitos em área e os períodos de descanso (Crites, 2000). A duração deste período varia conforme as condições climáticas no local, a carga de sólidos em suspensão a aplicar no local e tendo em conta os objetivos pretendidos. Em alguns casos, o período de repouso, é definido tendo em consideração a eficiência do processo de desnitrificação ao invés da maximização das cargas hidráulicas (Crites, 2000).

Relativamente ao pré-tratamento do efluente, é de extrema importância proceder a tal pois reduz significativamente os riscos de colmatação dos poros do solo, em consequência das elevadas cargas hidráulicas, que são características do processo de infiltração rápida. Neste caso, pretende-se obter um efluente secundário, portanto, a aplicação de pré-tratamento deverá ser feita até ao nível do tratamento primário e, no caso de uma água residual pouco carregada de sólidos em suspensão, é necessário apenas um tratamento preliminar (Crites, 2000).

De maneira a permitir o bom funcionamento dos sistemas de infiltração, deverão ser evitadas altas concentrações de sódio nas águas residuais, pois estas diminuem a permeabilidade do solo com partículas coloidais (Crites, 2000).

Neste sistema, os parâmetros hidráulicos mais importantes são a carga hidráulica e a permeabilidade vertical ou condutividade hidráulica vertical. Estes parâmetros serão determinados através de ensaios experimentais ou através de uma estimação baseada nas propriedades físico-químicas dos solos (Crites, 2000). O tratamento é bastante eficaz nos constituintes das águas residuais como, nomeadamente, a matéria orgânica, os sólidos em suspensão e os coliformes fecais. No entanto, é mais complicado proceder à remoção do azoto. Este será posteriormente removido com o auxílio dos processos de adsorção e precipitação química no solo (Novais, 1985). Na Tabela 4-2, podem-se observar as taxas de remoção conseguidas por este processo:

Tabela 4-2 - Taxas de remoção do sistema de infiltração rápida (Sachin, 2019)

	%REMOÇÃO
CBO₅	95-99%
SST	95-99%
N_{TOTAL}	25-90%
P_{TOTAL}	0-90%
COLIFORMES FECAIS	99%

Por conseguinte, o efluente poderá ser reutilizado para a indústria, para irrigação de áreas de cultivo, para recarregamento de aquíferos (evitando a intrusão salina) ou poderá, simplesmente, abastecer linhas de água ou reservas subterrâneas.

Em casos excepcionais, na existência de condições climáticas adversas ou, caso haja uma diminuição dos riscos de colmatção do solo, pode-se proceder à construção de bacias ou reservatórios de regularização.

Na Tabela 4-3, pode-se comparar diversos casos de sucesso de sistemas de infiltração rápida, em diferentes locais nos EUA, implementados há mais de 40 anos. Na Figura 4-2, é possível observar uma bacia de infiltração rápida.



Figura 4-2- Bacia de infiltração rápida (Crites, 2000)

Tabela 4-3 - Exemplos de aplicação de sistemas de infiltração rápida nos EUA (adaptada de Crites, 2000)

Localização	Tipo de efluente	Data de início	Caudal [m ³ /s]	Carga hidráulica [m/ano]	Destino do efluente final
Calumet, Michigan	Bruto	1887	0,070	35,36	Superfície
Fontana, Califórnia	Primário	1953	0,127	17,37	Águas subterrâneas
Ft. Devens, Massachusetts	Primário	1941	0,044	30,48	Superfície
Hollister, Califórnia	Primário	1946	0,044	15,24	Superfície
Lake George, N.Y.	Secundário	1939	0,048	42,67	Superfície
Milton, Wiscosin	Secundário	1937	0,013	109,73	Águas subterrâneas
Phoenix, Arizona	Secundário	1974	0,570	60,96	Reutilização
Seabrook Farms, N.J.	Gradagem	1950	0,149	16,15	Águas subterrâneas
Vineland, N.J.	Primário	1927	0,180	21,34	Superfície
Whittier Narrows, Califórnia	Terciário	1963	0,548	48,77	Águas subterrâneas

4.3.2. Infiltração lenta

Tem como finalidade a aplicação das águas residuais a solos cultivados, resultando em água purificada e numa possível cultura rentável. Esta representa uma vantagem económica por meio da produção destas culturas (Novais, 1985). Além disso, permite uma maior conservação da água, através da substituição de água potável por irrigação com efluentes tratados e, por fim, estimula a conservação e alargamento de áreas verdes e espaços abertos.

É um sistema que requer uma área mais elevada relativamente ao processo de infiltração rápida. Adequa-se a terrenos com permeabilidade moderadamente baixa a moderadamente alta. É essencial a presença de uma cobertura vegetal, na qual serão aplicadas as águas residuais, a uma taxa moderada, e serão sujeitas a depuração através de ações físicas, químicas e bioquímicas, ao longo do seu percurso pela matriz do solo (Crites, 2000). Na Figura 4-3, observa-se uma representação esquemática do processo.

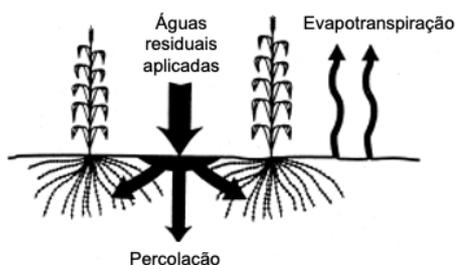


Figura 4-3 - Representação esquemática de um processo de infiltração lenta (adaptada de EPA, 2002)

Relativamente ao sistema de infiltração lenta, pretende-se obter um efluente secundário, portanto, a aplicação de pré-tratamento deverá ser feita até ao nível do tratamento primário e, caso a água residual esteja pouco carregada de sólidos em suspensão, é necessário apenas um tratamento preliminar (Crites, 2000). A distribuição das águas residuais no solo é superficial. Conforme o tipo de cobertura vegetal presente, proceder-se-á à utilização de aspersores, representado na Figura 4-5 ou à aplicação gravitária por sulcos, representado na Figura 4-4.

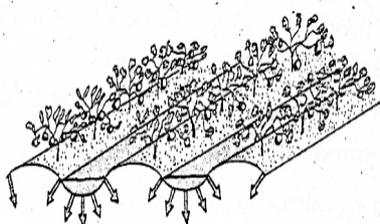


Figura 4-4- Esquema de uma distribuição superficial

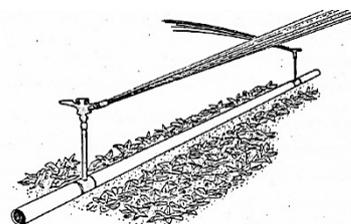


Figura 4-5- Esquema de uma distribuição por aspersão

Segundo Monte (1985), o primeiro método apresenta diversas vantagens em relação ao segundo, como por exemplo: uma distribuição mais uniforme da água e maior flexibilidade nas taxas de aplicação; é aplicável à maioria das culturas; é menos suscetível a restrições topográficas e não implica uma elevada habilidade e experiência do operador (Monte, 1985).

De notar que, o declive do terreno será um fator bastante importante na seleção do local de implantação do sistema, devendo ser inferior a 5% no caso da aplicação gravitária por sulcos e não devendo ultrapassar os 15% no que diz respeito à distribuição por aspersão (Monte, 1985).

Segundo Novais (1985), em média, 70% do esgoto é captado pelas plantas ou evaporado e, os outros 30%, infiltram-se no solo. A água, ao penetrar o solo, é sujeita a diversos processos:

- Filtração física: as partículas no solo filtram as partículas em suspensão no efluente e os microrganismos.

- Atividade biológica: as bactérias do solo quebram os produtos orgânicos e nitrificam o azoto no efluente, sendo, parte deste, captado pelas plantas. O restante será desnitrificado, libertando-se na forma gasosa, ou penetrará o solo, passando a zona das raízes;
 - Adsorção: as partículas do solo irão adsorver o fósforo e os metais pesados presentes. A filtração, em conjunto com a adsorção, também elimina as bactérias e os vírus;
 - Remoção de nutrientes por meio da vegetação: uma percentagem dos nutrientes presentes nas águas em tratamento (N, P, K) são captados diretamente por esta;
- O azoto é removido pelas plantas ao passo que, o fósforo é fixado no solo por adsorção e precipitação química (Novais, 1985).

O tratamento em questão, desde que o dimensionamento e a operação sejam adequados, produz um efluente de alta qualidade (Sachin, 2019). Na Tabela 4-4, podem-se constatar as seguintes percentagens de remoção de certos elementos presentes nas águas residuais a tratar.

Tabela 4-4 - Taxas de remoção do sistema de infiltração lenta (Sachin, 2019)

	%REMOÇÃO
CBO₅	90-99%
SST	90-99%
N_{TOTAL}	50-90%
P_{TOTAL}	80-99%
COLIFORMES FECAIS	99%

Na Figura 4-6, pode-se observar um sistema de infiltração lenta (Che, 2009).



Figura 4-6- Sistema de infiltração lenta (Che, 2009)

4.3.3. Overland-flow

O sistema de Overland flow é designado como um tratamento das águas residuais em que a água é aplicada na parte superior de plataformas inclinadas vegetadas, percorrendo uma superfície inclinada, até uma caleira coletora final (Novais, 1985). Este tratamento é adequado a solos impermeáveis (Crites, 2000).

É um método de tratamento bastante utilizado na Austrália e nos Estados Unidos (Novais, 1985). Segundo Crites (2000), é um processo que promete uma elevada qualidade aos efluentes em tratamento, para além do facto de ter custos de construção e manutenção bastante competitivos. Adicionalmente, o efluente é coletado na extremidade inferior do sistema, podendo ser reutilizado no meio recetor local para fins industriais, bem como para irrigação de culturas e/ou para recreação e lazer.

Como designações, este processo de tratamento de solos pode ser denominado em português “escoamento superficial” e, em inglês, para além de “Overland-Flow”, pode ser intitulado “sheet flow” ou “grass filtration” (Novais, 1985). Na Figura 4-7, pode-se observar uma representação esquemática do processo.

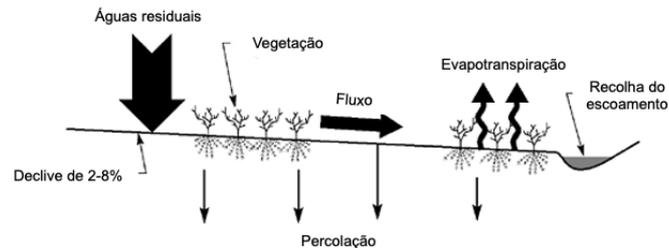


Figura 4-7 - Representação esquemática do tratamento por Overland-Flow (adaptada de Crites, 2000)

Segundo Novais (1985), geralmente, 50 a 60% do efluente aplicado desvia-se do terreno e é captado a jusante da encosta numa caleira. Os restantes 10% infiltram-se no solo e os outros 30% são evaporados. O mecanismo de tratamento utilizado é, maioritariamente, biológico embora, também haja algum tratamento físico como, por exemplo, quando a erva filtra as partículas em suspensão com a sua respetiva deposição. Portanto, serão implementados procedimentos como a oxidação biológica, a sedimentação e a filtração. As bactérias, na camada superior do solo, crescem em filmes à superfície da vegetação, tratando o efluente de maneira semelhante à da instalação de filtros na percolação. Além disso, o efluente penetra superficialmente no solo, movendo-se longitudinalmente ao longo deste. São também absorvidos, pelas plantas, os constituintes azoto, fósforo e potássio.

Segundo Crites (2000), as plantas consideradas mais apropriadas para este tipo de escoamento superficial são as gramíneas perenes com estações de crescimento longas, dotadas de uma boa tolerância à humidade e de uma formação de raízes extensas. É necessário que a vegetação crie um “tapete”, não devendo crescer em aglomerados. O desbaste das plantas no sistema em questão, em certas situações, é feito através de pastagens.

As características físicas deste sistema são definidas através do grau de inclinação, o comprimento da plataforma, o sistema de alimentação e o sistema de recolha dos drenados. A eficiência do processo de Overland-Flow é diretamente proporcional ao comprimento da plataforma e inversamente proporcional à taxa de aplicação (Crites, 2000). Por isso, a seleção do valor do comprimento irá depender da qualidade do efluente e da taxa de aplicação prevista, conforme o resultado que se pretende obter no final do tratamento.

A topografia do local e os limites do terreno são consideradas como as principais limitações relativamente ao projeto em questão (Crites, 2000).

Assim, os fatores relevantes na escolha de um terreno adequado para a instalação do sistema Overland-Flow incluem: áreas elevadas; baixa permeabilidade do solo; natural inclinação de 2 a 8% do terreno, de modo a evitar tempos de percurso demasiado demorados e um nível freático que se encontre, pelo menos, a 0.6 m da superfície do solo, de maneira que as raízes

das plantas não estejam em demasiado contacto com a água. De notar que o sistema não é muito influenciado pela ocorrência de precipitações, pois a infiltração é reduzida e estes são projetados para facilitar as escorrências das águas (Crites, 2000). Deste modo, é possível mantê-lo em funcionamento todo o ano, caso que não sucede, por vezes, com outros sistemas. Existem dois tipos de sistemas de alimentação: os sistemas no topo da plataforma, onde o efluente irá percorrer o talude, sendo recolhido na caleira coletora final, e os sistemas de aplicação distribuída.

As águas residuais, que tenham sofrido um tratamento preliminar ou primário, produzem um efluente com qualidade secundária ou superior. Neste caso, é exigido que este seja submetido a uma sedimentação primária ou a uma gradagem eficiente ou, ainda, a uma passagem por um triturador (Crites, 2000). De modo a evitar obstruções no sistema de distribuição, é aconselhado sujeitar o efluente a um desarenamento e a um desengorduramento (Crites, 2000). Portanto, este método promove um tratamento eficiente das águas residuais e a obtenção, em menor escala, de uma cultura (Sachin, 2019). É bastante eficaz na remoção de compostos orgânicos, sólidos em suspensão, azoto e fósforo. Na Tabela 4-E, pode-se observar as taxas de remoção por parte do sistema em questão. Na Figura 4-8, encontra-se representado um exemplo de um sistema de Overland-Flow.

Tabela 4-5 - taxas de remoção do sistema de overland-flow (Sachin, 2019)

	%REMOÇÃO
CBO₅	90-95%
SST	95-99%
N_{TOTAL}	60-90%
P_{TOTAL}	40-50%
COLIFORMES FECAIS	90%



Figura 4-8- Sistema de Overland-Flow

4.3.4. Exemplos de aplicação na Europa e no mundo

A título de exemplo, o método da infiltração rápida é utilizado nas zonas áridas da Tunísia, melhorando bastante a qualidade da água para posterior uso em irrigações. Neste caso, a combinação da radiação UV com o método da infiltração rápida é bastante eficaz aquando da remoção de microrganismos patogénicos do efluente (Mounaouer et al., 2013). Por outro lado, em Agadir, Marrocos o processo da infiltração rápida é amplamente utilizado, obtendo resultados eficazes relativamente à depuração do efluente (Mounaouer et al., 2013).

Relativamente ao método da infiltração lenta, recorre-se frequentemente a tal para tratamento das águas residuais nos USA, servindo mais de 300 comunidades (Pound e Crites, 1973).

Em Melbourne, Austrália é bastante utilizada a técnica do Overland-Flow. Fazem uso desta como uma alternativa invernal à infiltração lenta. Por outro lado, nos EUA também optam por este sistema, mas para tratar águas residuais, fruto da indústria alimentar (Pound e Crites, 1973).

Em Mazagon, Espanha, uma aldeia turística localizada na costa atlântica a sul, foi implementado um sistema de tratamento de águas residuais composto por um sistema de gradagem de 170 m³, uma bacia de armazenamento e três pares de bacias de infiltração, presentes nas dunas. Cada bacia tem uma área de 200 m² (European Commission, 2001). O sistema encontra-se representado na Figura 4-9.

Em Souillac Paille-Basse, França, foi colocado um sistema de tratamento de águas residuais com vista a proteger o aquífero cárstico. É um sistema separado e é constituído por um triturador, um digestor de sedimentação e depois o efluente é conduzido até tanques com capacidades entre 17 e 34 m³. Este é direcionado até 2 bacias de infiltração de 400 m² cada uma. As bacias funcionam alternadamente, sendo a duração bastante variável (de 1 dia a 1 mês) (European Commission, 2001).

A infiltração rápida tornou-se a opção de tratamento de águas residuais preferida para pequenos aglomerados em Espanha e França. Adicionalmente, os tratamentos por infiltração rápida são bastante utilizados na Ucrânia devido à sua simplicidade e baixo custo (Bodík et al., 2014).

Em Palamós, Espanha implementou-se um sistema de infiltração rápida como tratamento terciário (Figura 4-10) e em Hostales de Pierola, Espanha também foi implementado o mesmo sistema, mas como tratamento secundário (Figura 4-11) (Torrens, 2020).

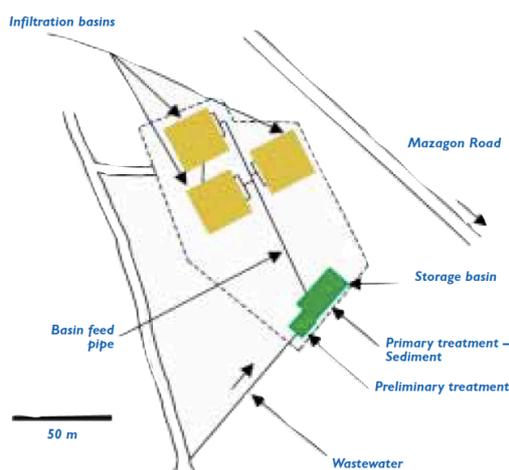


Figura 4-9 - Planta do sistema de tratamento implementado em Mazagon, Espanha (adaptado de European Commission, 2001)



Figura 4-10- Sistema de infiltração rápida em Palamós, Espanha (Torrens,



Figura 4-11- Sistema de infiltração rápida em Hostales de Pierola, Espanha (Torrens, 2020)

Na Noruega, dotada de uma população de 5,3 milhões, estima-se que apenas 1,7% do seu território é utilizado como área urbanizada (Statistisk Sentralbyr Norway; citado por Fernando-Foncillas et al., 2021), e um quarto da população vive em regiões rurais e montanhosas. Por este motivo, existem um elevado número de pequenas ETAR municipais (Berge e Chaudhary, 2018; citado por Fernando-Foncillas et al., 2021). Adicionalmente, 14% dessa população não está ligada à ETAR municipal e, devido a tal, é servida de sistemas privados de tratamento de pequena dimensão descentralizados, como as fossas sépticas ou sistemas de infiltração (Paruch et al., 2011; citado por Fernando-Foncillas et al., 2021).

Na Áustria, combinam sistemas de sedimentação e filtração (Fig 4-12), quando é necessário fazer o tratamento das escorrências pluviais de vias rodoviárias (Meland S.; Norwegian Public Roads Administration, 2016). A fase relativa à sedimentação é feita através de uma bacia de detenção a seco ou com toalha de água permanente e a fase correspondente à infiltração consiste noutra bacia com dimensões semelhantes com material filtrante e uma camada drenante. Neste caso, o efluente tratado será descarregado em águas subterrâneas ou de superfície.



Figura 4-12-Sistema de tratamento de escorrências pluviais de vias rodoviárias na Áustria: Sistema de tratamento de águas que combina sedimentação e infiltração (adaptado de (Meland S.; Norwegian Public Roads Administration, 2016)

Atualmente, na Suíça, existem dois métodos aprovados para tratar escorrências pluviais (Meland S.; Norwegian Public Roads Administration, 2016):

1. Infiltração direta num aterro filtrante;
2. Recolha e transporte do afluente para instalações de infiltração (valas de infiltração, bacias de detenção) com o auxílio de materiais filtrantes. As escorrências são filtradas através do solo, de permeabilidade adequada, tendo estes sistemas uma longevidade

de 50 anos (Meland S.; Norwegian Public Roads Administration, 2016) (semelhante às práticas na Áustria).

Na Figura 4-13, podem-se observar dois esquemas representativos de dois casos relativos a sistemas de tratamento de escoamentos pluviais de vias rodoviárias na Suíça.

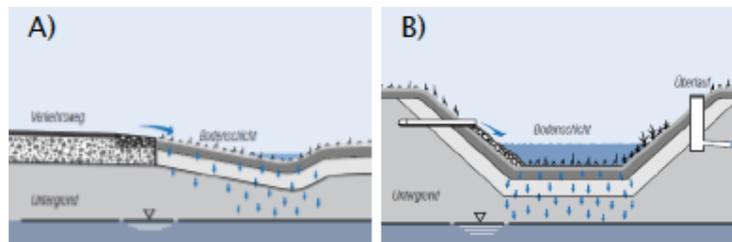


Figura 4-13- Esquemas representativos de sistemas de tratamento para escoamentos pluviais de vias rodoviárias implementados na Suíça: A) Infiltração por via de um aterro filtrante até às águas subterrâneas; B) Infiltração por meio de valas de infiltração até às águas subterrâneas (adaptado de Meland S.; Norwegian Public Roads Administration, 2016)

Na figura 4-14, pode-se observar uma bacia de retenção na Alemanha e, na Figura 4-15, o mesmo tipo de tratamento em Gorzów Wielkopolski, Polónia (Meland S.; Norwegian Public Roads Administration, 2016).



Figura 4-14 - Sistema de tratamento na Alemanha: Bacia de retenção (Meland S.; Norwegian Public Roads Administration, 2016)



Figura 4-15 - Sistema de tratamento na Polónia: Bacia de retenção em Gorzów Wielkopolski (Meland S.; Norwegian Public Roads Administration, 2016)

4.3.5. Recarga artificial de aquíferos

Aquando da escassez de água numa certa zona, é possível optar pela recarga de aquíferos para tratar as águas residuais e pluviais. Através da infiltração e percolação por meio do solo, constituindo este a capacidade natural de biodegradação e filtração de um efluente, é possível proceder a um tratamento *in situ* destas águas, eliminando a necessidade de tratamento por meio de operações mecânicas e, portanto, mais avançadas (Barbosa & Mattos, 2008). Deste modo, este tipo de tratamento, para além de tratar efluentes, destina-se a aumentar a disponibilidade de água em aquíferos potáveis ou não potáveis, disponibilizando reservatórios de água para uso futuro. Por este motivo, é o tratamento ideal numa zona com elevada escassez de água e tem vindo a ser usado na Região do Dan, Israel; no Chipre e nos Estados Unidos da América, especialmente, em regiões consideradas semi-áridas como o Arizona, Nevada e Califórnia (Barbosa & Mattos, 2008).

Na Figura 4-16, apresenta-se um esquema que refere três métodos possíveis para a recarga artificial de aquíferos: por meio de bacias de infiltração; poço de injeção na zona vadosa e por poço de injeção direta.

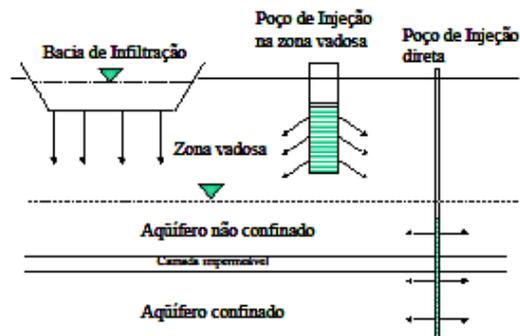


Figura 4-16- Métodos de recarga artificial de aquíferos (Moura, 2004)

4.4. Principais características do solo com influência no tratamento das águas residuais

4.4.1. Características físicas

As propriedades físicas dos solos revelam uma grande importância pois influenciam consideravelmente as características hidráulicas do solo. Entre estas realça-se a textura, estrutura e espessura, a taxa de infiltração e a permeabilidade (Rodrigues J. D., 1985).

As classes texturais são definidas conforme as percentagens de areia, limo e argila presentes. No caso de solos com textura fina, são retidas elevadas quantidades de água por um longo período de tempo e, de facto, a sua movimentação para fins agrícolas é mais complexa do que aquela feita por solos de drenagem mais rápida, como os solos limosos, favoráveis à implementação de processos de infiltração lenta. Deste modo, os solos com textura fina serão mais adequados para tratamento do solo através do Overland-Flow (Rodrigues J. D., 1985). Os solos com textura grosseira, como os solos arenosos, têm a capacidade de absorver uma elevada percentagem de água, não retendo a maior parte durante um intervalo de tempo considerável. Este tipo de solo é adequado a processos de tratamento do solo por infiltração rápida (Rodrigues J. D., 1985).

A estrutura do solo traduz-se na forma como as partículas constituintes estão agregadas. É considerado bem estruturado, caso este não se desintegre quando saturado, sendo, neste caso, adequado aos processos de infiltração (Rodrigues J. D., 1985).

A espessura do solo é essencial aquando da depuração do efluente, pois a retenção do fósforo, de metais pesados e de supostos vírus presentes no esgoto irá depender do tempo de retenção do líquido no solo e, bem como, do grau de contato entre estes elementos e as partículas coloidais do solo.

A profundidade do solo será em função do tratamento escolhido. Portanto, para tratamentos executados através da infiltração (lenta ou rápida), a profundidade mínima aproximar-se-á de 1 a 1,5 m. Para processos de Overland-Flow, será necessária uma espessura de solo mínima

de modo a tornar possível a existência de um declive constante e uma cobertura vegetal (Rodrigues J. D., 1985).

A drenagem da água no solo irá depender da textura, da estrutura e da ausência de “barreiras superficiais” como, por exemplo, estratos de argila impermeável que surgem entre terrenos arenosos. As taxas de percolação poderão controlar as intensidades de aplicação no solo, mas só no caso de serem iguais ou superiores às taxas de infiltração (Rodrigues J. D., 1985).

O tratamento no solo através da infiltração rápida irá depender do movimento vertical do efluente e a permeabilidade do estrato menos permeável do solo irá estabelecer, geralmente, um valor máximo de carga hidráulica a aplicar (Rodrigues J. D., 1985).

4.4.2. Permeabilidade

A avaliação da permeabilidade do solo é bastante útil na fase de pré-seleção do tratamento a ser aplicado. Além disso, o conhecimento do valor da permeabilidade do solo é decisivo no dimensionamento do sistema selecionado e na avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição e respetiva contaminação.

No que diz respeito ao solo, a sua característica mais importante é a permeabilidade, que se relaciona com a estrutura e textura deste e, também, com a sua componente geológica e capacidade de renovação.

Portanto, esta designa-se como a capacidade do solo de permitir a infiltração da água e a percolação através dos poros (Rodrigues J. D., 1985). Os solos granulares, de grossas dimensões e ligeiros, permitem uma excelente drenagem e são os mais adequados a uma infiltração rápida. Por outro lado, solos pesados e de textura fina, como a argila, não são dotados de uma boa drenagem, portanto, neste caso, é mais indicado optar pelo método de Overland-Flow.

A permeabilidade do solo à água (designada por condutividade hidráulica ou coeficiente de permeabilidade) é igual à taxa de infiltração quando o solo está saturado (Bartolomeu, 1996). Para determinar a permeabilidade do solo, podem-se efetuar dois ensaios diversos: A medição da condutividade hidráulica no solo e o teste de infiltração numa bacia de infiltração em pequena escala, que se descrevem de seguida.

Medição da condutividade hidráulica no solo

Para o efeito, pode ser efetuado um ensaio de percolação que determina a taxa de infiltração, descrito através da seguinte metodologia (Bartolomeu, 1996):

1. Efetua-se um número de ensaios (mínimo 6) por meio de furos distribuídos no local escolhido para implementação do tratamento;
2. Escavação dos furos, com 10 a 30 cm de diâmetro, até à profundidade desejada para assentamento dos drenos. Para economizar tempo, mão-de-obra e água necessária para efetuar o ensaio, os furos poderão ser escavados com uma colher extratora manual de 10 cm;

3. Preparação das paredes e fundo dos furos, raspando-os com uma lâmina, obtendo superfícies em solo natural onde a água possa percolar. Extrai-se as terras destacadas dos furos e, por fim, coloca-se uma fina camada de gravilha no fundo destes, com vista à proteção contra o arrastamento inferior das terras e a obstrução por sedimentos;
4. Saturação e embebição do solo com água limpa: enchendo o furo com água limpa, até pelos menos 30 cm acima da brita;
5. Medição da velocidade de infiltração por meio dos seguintes métodos (à exceção de solos arenosos):
 - a. Após 12 horas de embebição, se resta água no furo, então deve-se ajustá-lo até uma altura de 15 cm acima da brita. A partir de um ponto de referência fixado, mede-se a descida do nível da água durante 30 min. A velocidade de infiltração é obtida através deste processo.
 - b. Se a água for absorvida no furo após 12 horas de embebição, então junta-se água limpa, até uma altura de 15 cm acima da brita, e procede-se ao método referido anteriormente, com intervalos de 30 minutos, durante 4 horas, refazendo sempre o processo dos 15 cm acima da brita. A descida observada, durante o último período de 30 minutos, será aquela que corresponde à velocidade infiltração;
 - c. Em solos que os 15 cm de água se infiltram em menos de 30 minutos, após embebição durante uma noite, será necessário observar a descida da água nos furos em intervalos de 10 minutos, durante 1 hora. A descida observada no decorrer dos últimos 10 minutos, será aquela correspondente à velocidade de infiltração.
6. Cálculo do tempo de infiltração, através de uma proporção direta entre a descida da água, servindo para calcular o tempo de infiltração, e a que serve para estandardizar este tempo, correspondente a 2.5 cm. A título de exemplo, se após 30 minutos se verifica uma descida da água de 12.5 cm, o tempo de infiltração será determinado da seguinte maneira:

$$\frac{12.5 \text{ cm}}{2.5 \text{ cm}} = \frac{30 \text{ min}}{t} \Rightarrow t = 6 \text{ min}$$

7. Obtenção da relação entre o rebaixamento da água nos furos e a permeabilidade dos solos, através do método de Porchet, equação esta, representada de seguida:

$$K = \frac{R}{2(t_2 - t_1)} \ln \frac{2h_1 + R}{2h_2 + R} \quad (1)$$

Onde:

- K -permeabilidade do solo [cm/s];
- R -raio do poço [cm];
- t₁ -tempo inicial do ensaio [s];
- t₂ -tempo final do ensaio [s];
- h₁ -altura inicial da água do ensaio [cm];
- h₂ -altura final da água do ensaio [cm];

Caso os furos apresentem: um diâmetro de 30 cm; a altura da água, no início do ensaio, seja de 15 cm e o tempo necessário para encerrar o ensaio seja de 30 minutos, para solos impermeáveis, e de 10 minutos, para solos permeáveis, então obtém-se:

- os valores apresentados na Tabela 0-1, no anexo I, para $t_2=30$ min;
- os valores apresentados na Tabela 0-2, no anexo I, para $t_2=10$ min;

Relativamente à Tabela 0-1, caso a permeabilidade seja inferior a 10^{-6} cm/s, então o solo é argiloso e, deste modo, é necessário considerar $t_2=60$ min para realização do ensaio. No que diz respeito à Tabela 0-2, caso a permeabilidade seja superior a 1 cm/s, então o solo é seixo grosseiro e, deste modo, é necessário considerar $t_2=5$ min para realização do ensaio.

Teste de infiltração numa bacia de infiltração em pequena escala

O segundo ensaio diz respeito a um teste-piloto numa bacia de infiltração. Estas devem apresentar pelo menos 30 m² de área, localizar-se na mesma zona onde vai ser implementado o sistema de tratamento. A construção da bacia a uma escala pequena deverá ser executada fazendo recurso às mesmas técnicas implementadas na bacia à escala real (Crites, 2000). A bacia de ensaio deverá funcionar durante várias semanas, utilizando os mesmos ciclos de secagem e humidade, planeados para o sistema real. Pode-se observar na Figura 4-17, um ensaio piloto típico em pequena escala.

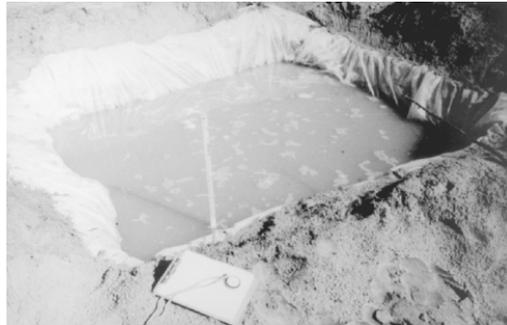


Figura 4-17- Teste-piloto de uma bacia de infiltração em pequena escala (Crites, 2000)

Este tipo de ensaio foi desenvolvido pelo “U.S. Army Corps of Engineers” (Abele et al., 1980; citado por Crites, 2000) e tem como objetivo reproduzir o sistema de tratamento a implementar, mas em escala pequena, abrangendo uma área maior relativamente a testes que fazem recurso a infiltrómetros e permeâmetros (Crites, 2000).

Neste tipo de teste faz-se recurso a tensiómetros, que são utilizados na parte central da área de ensaio, de modo a assegurar as condições saturadas durante o período experimental. Deve ser colocada uma unidade destes, em cada horizonte de solo. Caso seja um solo sem horizonte bem desenvolvido, é recomendado um espaçamento até, aproximadamente, 60 cm (Crites, 2000). Após a instalação e calibração dos tensiómetros, são executados eventos preliminares de inundação, de modo a atingir a saturação no solo. Sabe-se que foi atingida a saturação deste quando, na Figura 4-18, pode-se observar a curva relativa à taxa média de entrada (a vermelho) a aproximar-se de 0. Depois, é monitorizado um evento final de inundação de modo a obter uma curva cumulativa de entrada vs. tempo (a azul).

No gráfico representado na figura 4-18, foi selecionada uma taxa limite de infiltração de 0.64 cm/h. O valor da permeabilidade no solo em questão, será o valor associado à interseção entre as curvas 1 e 2, correspondente a 1.4.

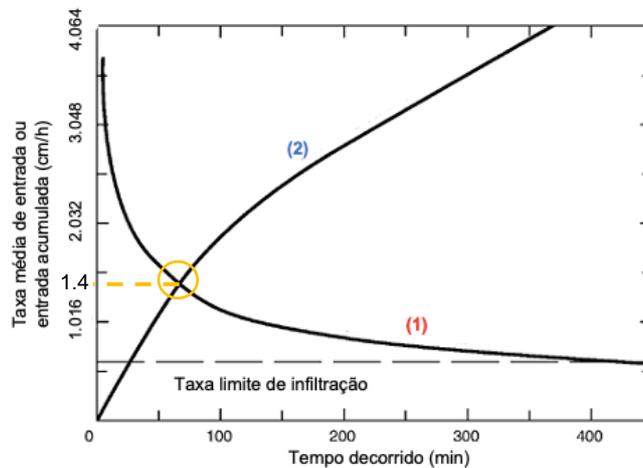


Figura 4-18- Resultados típicos do teste-piloto numa bacia de infiltração (adaptado de Crites, 2000). (1) – Curva relativa à taxa média de entrada; (2) – Curva cumulativa de entrada vs. tempo.

4.4.3. Hidrogeologia

Os aspetos hidrogeológicos são bastante importantes no caso da implantação de um sistema de tratamento de solos por infiltração rápida. Isto acontece devido às elevadas cargas hidráulicas e visto que o processo de depuração depende em grande parte da natureza das formações geológicas atravessadas, da sua disposição espacial e dos aspetos tectónicos que possam ter afetado essas formações (Rodrigues J. D., 1985).

Estas formações geológicas e descontinuidades físicas, por outras palavras: falhas e diáclases, podem condicionar o movimento do efluente no solo. Deste modo, antes da implementação do sistema de tratamento, deve-se identificar cada uma destas e caracterizá-las (Rodrigues J. D., 1985).

O terreno pode conter material rochoso poroso ou fraturado. Ambos terão comportamentos hidrogeológicos distintos. O material rochoso poroso permite ao caudal ter uma trajetória mais regular e, por isso, é considerado uma rocha de permeabilidade em pequeno. O escoamento num material rochoso fraturado irá ter uma trajetória mais descontínua e irregular, sendo considerado uma rocha de permeabilidade em grande. A velocidade de escoamento será maior nas rochas fraturadas, podendo atingir facilmente o lençol de água subterrâneo e, desta maneira, não será sujeito à depuração previamente definida, devido a esta ter um curto tempo de contato com o solo. Portanto, normalmente, verifica-se uma capacidade de depuração maior nas rochas porosas do que nas fraturadas. No entanto, as rochas porosas têm uma maior capacidade de armazenamento de água do que as fissuradas (Rodrigues J. D., 1985). Como rochas porosas tem-se as areias, os arenitos e as argilas e, como rochas fissuradas, tem-se os granitos, os xistos e os mármore.

De notar que, no solo em estudo poderão existir lençóis de água acidentais, fruto da existência de estratos impermeáveis que acabam por reduzir a espessura do solo, onde se

processa o tratamento. Estes devem ser distinguidos dos aquíferos e convenientemente caracterizados (caudais, direção de escoamento, etc.) pois, dada a sua caracterização, pode-se avaliar a respetiva suscetibilidade à sua contaminação. Do mesmo modo, também as discontinuidades físicas e intrusões devem ser analisadas devido ao movimento das águas subterrâneas (caudal e direção).

De maneira a controlar o escoamento subterrâneo, utiliza-se um dispositivo designado piezómetro. Medindo a cota piezométrica no local, será possível obter informações acerca do tipo de escoamento, respetivas direções e correspondente definição de zonas de alimentação e descarga do aquífero (Rodrigues J. D., 1985).

Para uma observação e controle eficientes será então necessário um bom conhecimento do grau de homogeneidade do solo, a existência de camadas impermeáveis, a condutividade hidráulica, o coeficiente de armazenamento e a definição da superfície piezométrica (Rodrigues J. D., 1985).

4.5. Principais poluentes com influência no solo

4.5.1. Metais pesados

Os metais pesados são considerados uma preocupação devido a uma eventual absorção pelas culturas, culminando na inevitável entrada na cadeia alimentar humana. Além disso, existe a preocupação da sua acumulação no solo até níveis fitotóxicos e da sua migração para as águas subterrâneas. Na Tabela 4-6, são apresentadas as concentrações típicas de metais pesados em águas residuais brutas, no efluente primário e secundário.

Tabela 4-6 - Concentrações típicas de metais pesados nas águas residuais [mg/l] (Matos J. M., 1985)

Elemento	Águas residuais brutas	Efluente primário	Efluente secundário
Arsénio	0.003	0.002	<0.005-0.1
Cádmio	0.004-0.14	0.004-0.028	0.0002-<0.02
Crómio	0.02-0.70	<0.001-0.30	<0.010-0.17
Cobre	0.02-3.36	0.024-0.13	0.05-0.22
Ferro	0.9-3.34	0.41-0.83	0.04-3.89
Estanho	0.05-1.27	0.016-0.11	0.0005-<0.20
Manganês	0.11-0.14	0.032-0.16	0.021-0.38
Mercúrio	0.002-0.044	0.009-0.035	0.0005-0.0015
Níquel	0.002-0.105	0.063-0.20	<0.10-0.249
Zinco	0.030-8.31	0.015-0.75	0.047-0.35

4.5.2. Azoto

Nas plantas

É considerado um dos macronutrientes principais por diversos motivos: grande percentagem de compostos azotados na matéria seca do protoplasma celular; é um dos elementos constituintes da clorofila, substância esta indispensável para o desenvolvimento de processos associados à formação de tecidos de vegetais e à constituição de reservas (dos Santos & Pinto, 1985).

O azoto é absorvido através das raízes das plantas, sob a forma de iões (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-). Normalmente, as plantas absorvem mais facilmente o azoto na forma nítrica (NO_3^-) e, por outro lado, quando se encontra na forma nitrosa (NO_2^-) é geralmente tóxico para estas.

A taxa de absorção do azoto por parte das culturas altera-se durante o período de crescimento e é uma função da taxa de acumulação de matéria seca e do teor de azoto da planta em si (Crites, 2000). Consequentemente, o padrão de absorção de azoto está sujeito a variáveis ambientais e está também associado à própria cultura. Na Figura 4-19, pode-se observar as taxas de absorção de azoto vs. o tempo de crescimento para culturas anuais e gramíneas forrageiras perenes em contacto com as águas residuais.

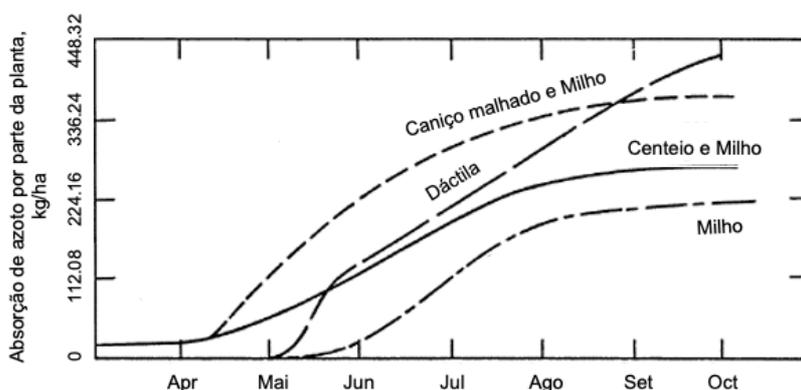


Figura 4-19 - Taxa de absorção de azoto vs. tempo de crescimento das culturas anuais e gramíneas forrageiras perenes, em contacto com as águas residuais (adaptada de Crites, 2000)

No solo

O azoto encontra-se no solo sob a forma de compostos orgânicos, minerais e, também, na forma de compostos inorgânicos. Os compostos orgânicos de azoto correspondem à maioria do azoto no solo, entre estes encontram-se aminoácidos, proteínas ligadas a lenhinas, açúcares e partículas de argila. Estes compostos têm uma reduzida solubilidade na água e nula capacidade de absorção por parte das raízes e, por este motivo, dá-se a transformação dos compostos azotados orgânicos numa reserva de azoto do solo (dos Santos & Pinto, 1985).

Os compostos minerais de azoto compreendem combinações químicas que incluem as forma iónicas referidas e azoto na forma molecular (N_2), sujeitas a utilização direta pelos microrganismos do solo.

Segundo dos Santos & Pinto (1985), os compostos azotados, orgânicos e inorgânicos, são suscetíveis a certas transformações no solo:

- Aminização – Corresponde à transformação de compostos orgânicos azotados em CO_2 e em aminoácidos. Este processo dá-se através da ação de microrganismos heterotróficos (microrganismos aminizantes) que resulta na obtenção de energia através do consumo do azoto orgânico;

- Amonificação – Os produtos azotados resultantes da aminização serão transformados em compostos amoniacais devido à ação de microrganismos heterotróficos (ou amonificantes);
- Nitrificação – Os compostos amoniacais poderão ser reduzidos a nitritos (NO_2^-) e a nitratos (NO_3^-) por meio de microrganismos autotróficos e bactérias nitrificantes;
- Desnitrificação – Em condições de anaerobiose, por norma em solos encharcados, o azoto nítrico poderá ser transformados, por via microbiológica, em compostos azotados voláteis ou pouco solúveis na água do solo e, assim, sujeitos a evaporação. Um dos casos será o do azoto molecular.

Como fatores determinantes no desenvolvimento dos microrganismos tem-se: o grau de arejamento, a temperatura, a humidade, o teor em elementos nutritivos e a reação do solo (dos Santos & Pinto, 1985).

Em relação às bactérias nitrificantes, as condições ideais para a nitrificação encontram-se em solos contendo, aproximadamente, 20% de oxigénio; com temperaturas entre 25°C a 30°C; com um grau de humidade não muito elevado e composto por sais amoniacais, cálcio, fósforo e pH neutro (dos Santos & Pinto, 1985).

No que diz respeito às desnitrificantes, as condições de desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios incluem a ausência de oxigénio e elevada concentração de matéria orgânica. Estas condições poderão ser atingidas aquando do lançamento das águas residuais no solo, durante a aplicação do método de depuração em questão (dos Santos & Pinto, 1985).

4.5.3. Fósforo

Nas plantas

É um dos compostos indispensáveis para a planta pois participa no desenvolvimento do sistema radicular, no crescimento da planta e na formação de sementes e, conseqüentemente, dos frutos (dos Santos & Pinto, 1985).

O fósforo pode ser absorvido na forma iónica (forma de ortofosfato primário) H_2PO_4^- , sendo esta aquela que permite maior assimilabilidade. Este composto, ao invés do azoto, não é absorvido pelas plantas em quantias elevadas o que permite que, aquando da absorção em quantias adequadas, contrarie os efeitos adversos da absorção excessiva do azoto (dos Santos & Pinto, 1985).

No solo

O fósforo encontra-se no solo sob a forma orgânica e minerais, existindo em maior percentagem nos solos este último (dos Santos & Pinto, 1985). O fósforo será sujeito a transformações de carácter físico (adsorção), químico (precipitação) e biológico (ação dos microrganismos).

As combinações orgânicas são insolúveis na solução e, por esse motivo, não são de todo absorvidas pelas plantas (dos Santos & Pinto, 1985). Por isso, a absorção deste componente só poderá ser feita após a sua mineralização, realizada por meio de microrganismos. Neste caso, as condições do solo, como o pH, temperatura, concentração de fósforo, carbono, azoto e enxofre serão decisivas. A retenção do fósforo no solo dependerá da reação e do teor em cálcio deste.

Em solos muito ácidos, a intensa adsorção deste composto, sob a forma de óxidos e hidróxidos de ferro, e a sua precipitação, sob a forma de fosfatos de ferro e alumínio, reduzirá grandemente a sua disponibilidade para absorção por parte das plantas (dos Santos & Pinto, 1985).

Em solos alagados, uma parte do fósforo torna-se disponível para as plantas, por causa da transformação de compostos férricos em ferrosos, tornando-os mais solúveis (dos Santos & Pinto, 1985). A matéria orgânica poderá contribuir para uma maior disponibilidade do fósforo pois, através da complexação de iões como Fe^{+++} e Al^{+++} , reduz-se a precipitação do fósforo. O ácido carbónico, formado através do CO_2 libertado durante a decomposição orgânica, terá um efeito solubilizante nos conjuntos fosfatados. Em solos alcalinos ricos em carbonato de cálcio, o fósforo será insolúvel devido à possível formação de compostos fosfatados com elevados teores de cálcio (dos Santos & Pinto, 1985).

Tendo em conta os casos mencionados, chega-se à conclusão de que os solos com pH neutro são aqueles que têm maior quantidade de fósforo disponível. Desta maneira, técnicas como a correção do pH, serão bastante úteis, pois asseguram a existência do fosforo em formas assimiláveis pelas plantas, permitindo, assim, a sua remoção dos efluentes e do solo.

4.5.4. Potássio

Nas plantas

O potássio encontra-se presente em elevadas quantidades nas plantas e, na maior parte dos casos, com uma percentagem de concentração maior à do fósforo e, por vezes, a maior que a do azoto (dos Santos & Pinto, 1985).

Segundo dos Santos & Pinto (1985), este composto condiciona os seguintes fenómenos: metabolismo dos hidratos de carbono e do azoto; síntese proteica; crescimento de tecidos meristemáticos; atividade enzimática; regime hídrico da planta; resistência a pragas e doenças; qualidade dos produtos vegetais; e, por fim, atividade de diversos constituintes minerais.

As perdas de água ocorrentes nas plantas, geralmente devido à transpiração, diminuirão caso exista uma disponibilidade adequada de potássio.

Adicionalmente, o potássio é absorvido apenas na forma de ião K^+ o que condiciona a uma absorção, pela parte das plantas, muito superior à exigida (dos Santos & Pinto, 1985).

No solo

O potássio encontra-se no solo, fixado nas argilas, e livre na solução do solo. É adsorvido no complexo coloidal ou como constituinte de minerais potássicos.

Nas plantas é facilmente utilizável o potássio livre (K^+), que é também arrastado com facilidade por lavagem, visto que, na maior parte dos casos, não forma no solo compostos insolúveis. Por outro lado, o potássio existente por minerais potássicos não se pode ser usado diretamente, pois depende da rapidez do processo da sua alteração em formas diretamente assimiláveis, bem como, do tipo de mineral em evidência. Esta operação será bastante lenta no caso dos feldspatos potássicos e muito rápida no caso da moscovite e biotite (dos Santos & Pinto, 1985). Geralmente, o potássio não será sujeito a retenção química no solo, mas, no entanto, será retido no complexo coloidal ou fixado na fração argilosa do solo (dos Santos & Pinto, 1985).

Assim, nas condições indicadas, este composto será facilmente arrastado pelas águas de infiltração em solos arenosos e pobres em matéria orgânica e será sujeito a perdas devido à erosão em solos com elevada capacidade adsorção e fixação (dos Santos & Pinto, 1985).

Em bastantes casos, o potássio é utilizado como fertilizante no solo para providenciar um crescimento ótimo das plantas, dependendo do solo e da cultura (Crites, 2000). Para solos com baixos níveis de potássio, é utilizada a equação 2 para estimar a quantidade necessária de potássio a adicionar (EPA, 1981; citado por Crites, 2000):

$$K_f = 0.9U - K_{ww} \quad (2)$$

Onde K_f = potássio anual necessário [kg/ha.ano];

U = absorção anual, por parte da cultura, de azoto [kg/ha.ano];

K_{ww} = Carga anual de potássio nas águas residuais [kg/ha.ano];

4.6. Ação das plantas e do solo no tratamento das águas residuais

4.6.1. Notas introdutórias

A vegetação desempenha um papel importante nos tratamentos das águas residuais no solo. No caso do sistema de infiltração lenta, a vegetação é essencial, sendo, geralmente, usada para remoção do azoto. No sistema de Overland-Flow, esta tem como função o apoio à atividade biológica que ocorre durante o processo e a proteção contra a erosão. Além disso, contribui para a remoção de nutrientes e retarda o fluxo das águas residuais, permitindo uma melhor filtração dos sólidos em suspensão. Os teores em azoto, fósforo, potássio, são fatores a ter em conta aquando da avaliação da qualidade das águas destinadas a consumo humano.

No caso dos sistemas de infiltração rápida, a vegetação não apresenta uma contribuição relevante no que diz respeito ao desempenho destes (Crites, 2000).

Portanto, neste capítulo irão ser descritas culturas que influenciam o desempenho dos sistemas de tratamento das águas residuais no solo, especialmente nos de infiltração lenta e

overland-flow, visto que, na infiltração rápida, a presença da vegetação não influencia a eficácia do sistema. Será fornecida uma orientação acerca da seleção das culturas mais apropriadas para cada tipo de tratamento no solo, as taxas de remoção de azoto, potássio e fósforo por parte das culturas, e serão, também, mencionados aspetos de gestão de pastagens.

4.6.2. Noções elementares de nutrição vegetal

As plantas apresentam grandes qualidades de carbono, oxigénio e hidrogénio que são obtidos através da atmosfera. Em termos qualitativos todos os nutrientes são igualmente importantes para as plantas, mas, no entanto, em termos quantitativos já não funciona dessa maneira. Neste caso, cada planta exige diferentes níveis de certos nutrientes, daí ser necessário distinguir macronutrientes de micronutrientes (dos Santos & Pinto, 1985).

Os macronutrientes correspondem aos nutrientes presentes em maior percentagem nas plantas como, por exemplo, o azoto, o fósforo, o potássio, o cálcio, o magnésio, o enxofre, o sódio, o cloro e o silício e, caso sejam absorvidos em excesso, não serão nocivos. Em relação ao fósforo, potássio e azoto, como não se apresenta suficiente quantidade destes no solo, vai ser necessário introduzi-los por meio de adubos. Estes serão, então, denominados nutrientes principais ou macronutrientes vegetais (dos Santos & Pinto, 1985). Os restantes serão designados macronutrientes secundários e, na maior parte dos casos, apresentam-se em quantidades suficientes no solo, embora, em situações de regadio, quando existem maiores percentagens dos nutrientes principais, os teores em macronutrientes secundários no solo, em destaque o cálcio, magnésio e enxofre, poderão ser insuficientes (dos Santos & Pinto, 1985).

Os micronutrientes representam um conjunto de nutrientes que as plantas necessitam em quantidade reduzida e que, quando absorvidos em excesso, poderão ser prejudiciais. São classificados como micronutrientes o ferro, o manganês, o zinco, o cobre, o boro, o molibdénio, o alumínio e o cobalto. São especialmente importantes para a relação solo-planta pois, tendo em conta os reduzidos níveis de utilização, uma progressiva acumulação no terreno poderá provocar acontecimento de toxicidade para as plantas (dos Santos & Pinto, 1985).

A eficácia de um sistema de tratamento de efluente depende bastante do grau de facilidade com que as plantas possam fazer uso dos nutrientes vegetais, dependendo, também, da percentagem destes no solo (dos Santos & Pinto, 1985).

As características biológicas do solo serão alteradas de modo direto e indireto, através da presença das plantas. Práticas como o enterramento de folhas ou raízes irão provocar modificações consideráveis nas condições de vida dos microrganismos. A presença de raízes é vantajosa pois o seu constante crescimento provoca a escavação superficial do terreno, impedindo a sua compactação (dos Santos & Pinto, 1985). Assim, mantém-se uma capacidade de infiltração adequada por parte do solo. Adicionalmente, a destruição de ervas daninhas com herbicidas e a realização de tratamentos fitossanitários serão bastante cruciais.

4.6.3. Seleção de culturas

4.6.3.1. *Sistemas de infiltração lenta*

A função da respetiva cultura neste sistema é a remoção de nutrientes por meio de absorção, reduzir a erosão e manter ou aumentar as taxas de infiltração. De adicionar, que, para além de contribuírem para um melhor desempenho dos sistemas em questão, estas culturas poderão também servir para produção e futura venda aos mercados locais disponíveis (Crites, 2000).

A maioria dos sistemas de infiltração lenta são dimensionados de modo a selecionar a menor área do solo possível com valores de carga hidráulica máximos. Deste modo, as culturas que irão ser compatíveis com o sistema em questão e com o dimensionamento mais usual são aquelas com maior de carga hidráulica e, portanto, com maior capacidade de absorção de azoto, alto consumo de água e grande tolerância à humidade presente no solo (Crites, 2000).

Culturas Forrageiras

Este tipo de culturas são as mais compatíveis com o objetivo delineado pelo sistema de infiltração lenta relativamente à carga hidráulica máxima. Dentro deste tipo de culturas encontram-se espécies como o capim canário, a festuca alta, o azevém perene, o azevém italiano, a erva de pomar e a bermuda. O capim canário apresenta uma elevada taxa de absorção de azoto e apresenta boa resistência às temperaturas inverniais. No entanto, devido ao seu estabelecimento lento aquando da sua plantação, este deve ser plantado juntamente com um outro capim (azevém, erva de pomar, festuca alta) de modo a proporcionar uma boa cobertura inicial. As gramíneas são, também, uma excelente escolha para este tipo de sistema pois fazem uso de grandes quantidades de azoto e água.

Culturas Arvenses

A cultura intercalar de milho com outra espécie é um método que tem como objetivo a expansão da capacidade nutritiva e hidráulica na área onde foi implantado o tratamento através da infiltração lenta. Em Michigan e no Minnesota, foram feitos estudos relativos a um sistema de duplo cultivo de centeio com o milho, com o objetivo de maximizar o período de absorção de nutrientes (Brockway et al., 1982; citado por Crites, 2000).

Por outro lado, pode-se optar pelo cultivo de milho juntamente com uma gramínea forrageira. Neste caso, planta-se as gramíneas no Outono, aplicando um herbicida na Primavera, antes de proceder à plantação do milho. Após o crescimento completo do milho, semeia-se as gramíneas de novo. Assim, o cultivo é reduzido, maximiza-se o uso da água, a absorção de nutrientes aumenta e, por consequência, o rendimento também.

Por exemplo, para áreas com a presença de culturas com um longo período de crescimento, como a Califórnia, uma cultura intercalar permite um aumento do rendimento, bem como o consumo anual de água e a absorção de azoto por parte do sistema de culturas. De notar que, as combinações de culturas utilizadas, normalmente, incluem (Rosenberg, 1974; citado por Crites, 2000) variedades de soja de estação curta, milho forrageiro de silagem ou sorgo

durante o Verão. Além disso, como cultura de Inverno, utilizam-se a cevada, aveia, trigo, ervilhaca ou erva forrageira anual (Doorenbos e Pruitt, 1974; citado por Crites, 2000).

Culturas florestais

Neste caso, a taxa de remoção de nutrientes irá depender da densidade da florestação, do tipo de espécies, da distribuição etária e da quantidade de vegetação herbácea ou arbustiva que envolve a cultura.

Após implantação da cultura florestais, a reduzida produção de biomassa, ao longo do crescimento, especialmente na parte radicular, promove a remoção, em quantidades superiores às exigidas, de elementos nutrientes, especialmente do azoto. Verifica-se uma maior remoção, embora constante, durante a fase inicial de crescimento até à maturidade (Monte, 1987). A maturidade é atingida dos 20 aos 80 anos de uma espécie, podendo variar conforme o tipo e as condições climáticas presentes. A título de exemplo, o pinheiro atinge a maturidade dos 20 a 25 anos, as amentáceas, o carvalho e a faia dos 50 a 60 anos e algumas espécies de abeto dos 60 a 80 anos. Na tabela 4-7, estão apresentados os valores das taxas de remoção de azoto relativamente a este tipo de culturas.

No que diz respeito ao fósforo e aos micronutrientes, a sua remoção do efluente em solos florestados é assegurada, maioritariamente, através do solo e, em menor percentagem, pela vegetação envolvente.

Caso o solo apresente um pH entre 4.2 a 5.5, haverá boas condições para a depuração do fósforo. Relativamente aos micronutrientes, o elevado teor de matéria orgânica encontrado nos solos das florestas, devido à acumulação de detritos vegetais, irá permitir a eficiente remoção e fixação destes das águas a depurar (Monte, 1987).

4.6.3.2. Sistemas de Overland-Flow

Para sistemas de Overland-flow, será mais adequada uma cultura perene de gramíneas. A cultura selecionada deverá apresentar elevada tolerância à humidade, um longo período de crescimento e deverá ser adequada ao clima local. Será preferível uma mistura de gramíneas a uma só espécie. Neste caso, é importante que o crescimento de ambas se complemente, tal como as gramíneas Tussock e as gramíneas formadoras de relva e outras espécies que cresçam em diversas épocas do ano.

Uma das vantagens da utilização de misturas de gramíneas é que, devido à seleção natural, uma delas irá sempre predominar. Por outro lado, como exemplo, em Hanover, New Hampshire, a erva-dos-prados invadiu as encostas, onde estava instalado um sistema de overland-flow, e começou a dominar as gramíneas perenes, situadas na área *a priori*. Sendo a erva-dos-prados uma espécie anual, após a sua morte deixou as áreas sem qualquer tipo de vegetação, ficando sujeita a erosão (Palazzo et al, 1982; citado por Crites, 2000).

Neste tipo de sistema, as gramíneas a ser evitadas são aquelas que apresentam sensibilidade ao sal, como o trevo e espécies que têm longos e finos caules de sementes, como a *Sorghum halepense* e a *Setaria pumila*.

4.6.4. Capacidade de remoção dos nutrientes

A capacidade de remoção dos nutrientes presentes no efluente a tratar é um dos fatores mais importantes aquando da seleção da cultura a integrar no sistema de tratamento definido. A capacidade de remoção por parte da cultura irá depender, em termos médios de: condições agro-climáticas; constituição do solo; densidade de cobertura do solo assegurada pela cultura e a fase de desenvolvimento vegetativo desta. Estes fatores são importantes pois deve-se garantir o ajustamento dos caudais lançados na área de tratamento à capacidade de utilização dos nutrientes por parte da cultura selecionada.

As culturas agrícolas mais utilizadas são as forrageiras, embora também se opte por outras como, por exemplo, o algodão, cereais e milho.

Na Tabela 4-8, apresentam-se os valores correspondentes às quantidades de azoto, fósforo e potássio removidas por culturas forrageiras e arvenses e industriais.

Tabela 4-7 - Valores representativos das taxas de remoção de azoto em zonas florestadas (dos Santos & Pinto, 1985)

Cultura	Idade (anos)	Azoto Removido (kg/ha.ano)
Povoamento misto de folhosas	40 - 60	110 - 340
Pinhal com vegetação acompanhante	20	320
Pinhal sem vegetação acompanhante	20	320
Choupo híbrido	4 - 5	155 - 400
Abeto	15 - 25	150 - 250
Abeto branco	15 - 25	280

Tabela 4-8 - Taxas de remoção de azoto, fósforo e potássio em certas culturas (dos Santos & Pinto, 1985)

Culturas	Quantidade removida [kg/ha.ano]			
	Azoto	Fósforo	Potássio	
Culturas Forrageiras	Luzerna (<i>Medicago sativa</i>)	225 - 540	22 - 35	175 - 225
	Cevadinha	130 - 225	40 - 55	245
	Erva Bermuda (<i>Cynodon dactylon</i>)	400 - 675	35 - 45	225
	Erva de Febra (<i>Poa pratensis</i>)	200 - 270	45	200
	Agropyron repens	235 - 280	30 - 45	275
	Alpista dos prados (<i>Phalaris canariensis</i>)	335 - 450	40 - 45	315
	Azevém (<i>Lolium perenne</i>)	200 - 280	60 - 85	270 - 325
	Trevo branco (<i>Melilotus albus</i>)	175	20	100
	Festuca alta (<i>Festuca arundinacea</i>)	150 - 325	30	300
Culturas Arvenses e Industriais	Cevada	125	15	20
	Milho	175 - 200	20 - 30	110
	Algodão	75 - 110	15	40
	Sorgo (grão)	135	15	70
	Batata	230	20	245 - 325
	Soja	250	10 - 20	30 - 55
Trigo	160	15	20 - 45	

4.6.5. Gestão de pastagens

Relativamente a culturas pratenses integradas em campos onde se pratica o processo de tratamento da infiltração lenta, é possível optar pela presença de gado bovino ou ovino no terreno, pois até à data, não existe informação que indique que seja prejudicial à alimentação humana (Crites, 2000). No entanto, estes não deverão ser colocados em campos húmidos, de modo a evitar a compactação do terreno e a conseqüente redução da infiltração da água por meio da camada superficial do solo e o surgimento de doenças nos cascos dos animais.

Geralmente, uma área destinada a pastagem não deve ser estar em uso contínuo por mais de 7 dias. Os períodos típicos de recrescimento da vegetação entre pastagens variam entre 14 e 36 dias (Crites, 2000). Dependendo do período estipulado, poderão ser feitas de 1 a 3 aplicações das águas durante o respetivo intervalo (Crites, 2000).

Assim, é necessário apresentar um esquema de rotação de culturas e de afolhamento do terreno adequado, de maneira a assegurar a permanência constante do gado em pastagem. Na Tabela 4-9 observa-se os ciclos de rotação para 2 a 8 áreas de pastagens, bem como o período de recrescimento e o tempo necessário de pastagem.

Tabela 4-9 - Ciclos rotativos para diversas áreas de pastagem (adaptada de Crites, 2000)

Número de áreas de pastagem	Ciclos rotativos [dias]	Período de recrescimento [dias]	Período de pastagem [dias]
2	28	14	14
3	30	20	10
4	28	21	7
5	35	28	7
6	36	30	6
7	42	36	6
8	40	35	5

Adicionalmente, após aplicação das águas residuais na área em questão, será necessário estabelecer um tempo de secagem de 3 a 4 dias antes de reinserção do gado.

Na Figura 4-20, através do gráfico, pode-se observar a influência da cobertura vegetal, em conjunto com as pastagens, na taxa de infiltração no solo.

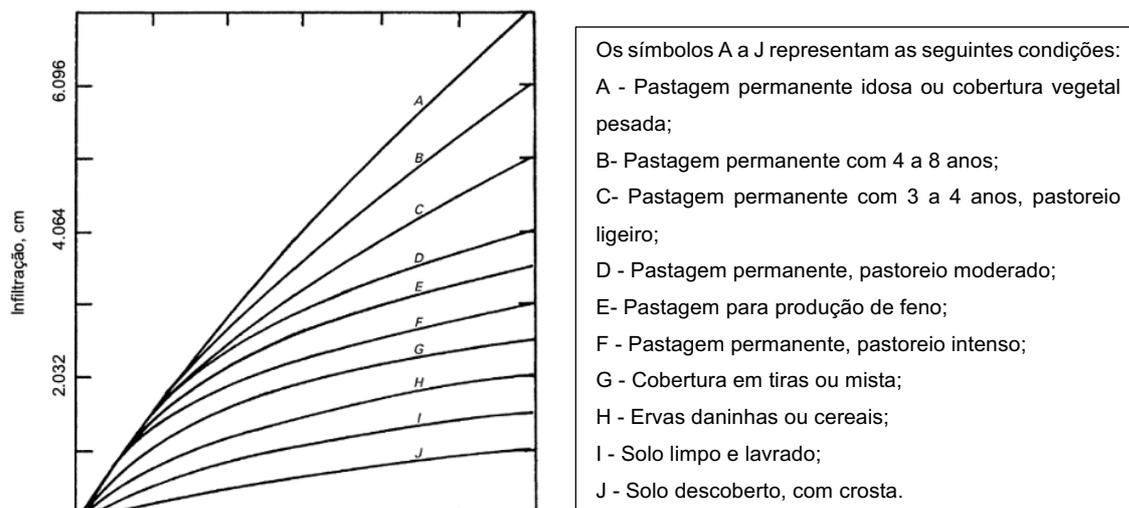


Figura 4-20- Efeito da cobertura vegetal e pastagens na taxa de infiltração no solo (adaptada de Crites, 2000)

4.6.6. Colmatação

A colmatação é um dos principais problemas associados aos sistemas de tratamento no solo. Pode ocorrer devido: a processos físicos, como a acumulação de sólidos em suspensão (orgânicos e inorgânicos); processos químicos, como a precipitação; e a processos biológicos, como o crescimento microbiano, podendo também ocorrer uma combinação destes processos.

A probabilidade de ocorrência de colmatação aumenta com o aumento das taxas de infiltração devido ao aumento da presença de sólidos em suspensão, respetivos nutrientes (Azoto e fósforo) e de matéria orgânica. A colmatação implica uma diminuição da condutividade hidráulica (Tufenkji et al., 2002; Schubert, 2004; citado por Edzwald, 2011), resultando numa redução de permeabilidade do solo e, conseqüentemente, numa menor taxa de infiltração do efluente. De maneira a evitar este fenómeno, deve-se submeter o efluente a um pré-tratamento, reduzindo assim a carga poluente deste. Os níveis de redução encontram-se expressos na tabela 3-A. A redução da taxa de aplicação do efluente e a manutenção, a longo prazo, do local também evita a colmatação (Schubert, 2006; citado por Edzwald, 2011).

Assim, de modo a garantir uma boa manutenção do solo, é necessário proceder à remoção periódica de detritos presentes na área, bem como de ervas daninhas. Para evitar a colmatação dos vazios no solo, deve-se optar pela:

- Instalação de um sistema de pré-tratamento com vista a remover sedimentos, partículas em suspensão e óleos e gorduras presentes no efluente a tratar;
- Instalação de câmaras de sedimentação a montante do sistema, o que reduz também a frequência da manutenção;
- Intercalação de campos, facilitando a repartição do caudal;
- Proceder à instalação de geotêxteis, que têm como objetivo a retenção das partículas em suspensão, vindas das águas pluviais, sendo estes instalados de modo a facilitar a sua remoção para posterior limpeza ou substituição. Estes impedem a migração de materiais finos, detritos e sujidades para o solo, contaminando-o. Portanto, a adoção desta solução evita a colmatação do terreno, o que iria causar a perda de permeabilidade e, conseqüentemente, de eficiência.
- Evitar a plantação de árvores e arbustos na área;

5. Seleção e dimensionamento de sistemas de tratamento no solo

5.1. Critérios de seleção do sistema de tratamento

A seleção de soluções para o tratamento de águas residuais no solo, deve ter em consideração as características e condicionalismos de cada tipo de tratamento: Infiltração Rápida, Infiltração Lenta e Overland-Flow.

Segundo Matos (1985), é importante referir que, para seleção do processo de tratamento, é necessário ter conhecimento de:

- Permeabilidade do solo;
- Características locais;
- Características do afluente;
- Qualidade imposta ao efluente final;

A permeabilidade do solo pode ser determinada através de diversos tipos de ensaios (mencionados no sub-capítulo 4.4.2.). As características do efluente irão depender do pré-tratamento aplicado e a qualidade imposta ao efluente final irá depender do destino deste, caso seja para descarga em águas superficiais, alimentação de aquíferos ou reutilização do efluente para indústria ou agricultura.

Na Tabela 5-1, estão representados os requisitos em termos de características locais para cada tipo de sistema de tratamento no solo.

Relativamente à taxa média de carga hidráulica semanal, é necessário ter conhecimento da permeabilidade do estrato menos permeável presente no solo e, através do gráfico representado na Figura 5-1 (Matos J. M., 1985), é possível obter um valor relativo à taxa de aplicação do afluente. Tendo conhecimento das características locais como a área disponível no terreno; a permeabilidade do solo; a taxa média de aplicação hidráulica semanal; a distância mínima ao aquífero; presença de vegetação; inclinação do terreno e a temperatura mínima no local, bem como da taxa de aplicação do afluente, a relação da tabela mais adequada pode ser feita recorrendo ao fluxograma apresentado na Figura 5-2. Este foi desenvolvido com a finalidade de auxiliar na seleção do tratamento no solo mais apropriado. Através deste, pode-se observar todos os passos inerentes à decisão do tipo de tratamento mais adequado.

Tabela 5-1 - Características dos sistemas de tratamento no solo (adaptado de The Water Environment Federation, 2018)

Parâmetros	Infiltração lenta	Infiltração rápida	Overland-flow
Inclinação	<20% em terrenos com vegetação; 40% sem vegetação	Sem importância; inclinação excessiva requer trabalhos de movimentação de terras	Inclinação entre 2 e 8% ^c
Permeabilidade do solo	Moderadamente baixa a moderadamente alta	Alta (solos arenosos)	Baixa (argilas e solos com barreiras impermeáveis)
Distância até ao nível freático	> 0.6 a 1 m	1 durante tempo de chuvas; 1.5-3 durante tempo seco	Não é crítico ^a
Clima adequado/ Restrições climáticas	Clima moderado / Armazenamento necessário nas estações frias	Sem importância	Clima moderado / Armazenamento necessário nas estações frias
Pré-tratamento mínimo	Sedimentação primária	Pré-tratamento e Sedimentação primária	Gradagem e Pré-tratamento
Vegetação	Sim	Não	Sim
Area (Ha)^b	23-280	<23	7-46
Taxa de aplicação anual (m)	0.5 - 6	6 -100	3 - 20

^aA distância até ao nível freático deve ser considerada em terrenos mais permeáveis.

^bPara um caudal de dimensionamento de 3785 m³/d;

^cInclinações entre 1 e 2% e entre 8 e 10% poderão ser consideradas;

Após seleção do tratamento no solo a aplicar, procede-se ao dimensionamento deste, com base na informação incluída no capítulo 5.2 e os custos de construção e de operação e manutenção podem ser consultados no capítulo 5.3.

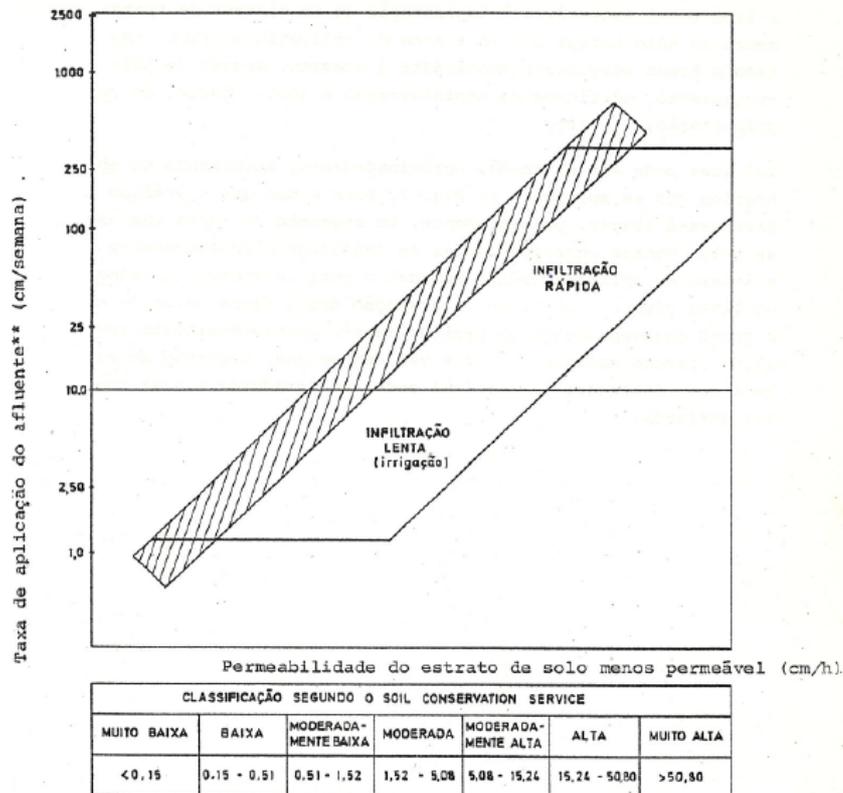


Figura 5-1- Relação entre a permeabilidade do estrato de solo menos permeável à taxa de aplicação do efluente (Matos J. M., 1985).

Caso o efluente não tenha sido submetido a um pré-tratamento, então este para o respetivo tratamento no solo deverá:

- Infiltração rápida → Efluente submetido a pré-tratamento + sedimentação primária;
- Infiltração lenta → Efluente submetido a sedimentação primária;
- Overland-flow → Efluente submetido a pré-tratamento + gradagem;

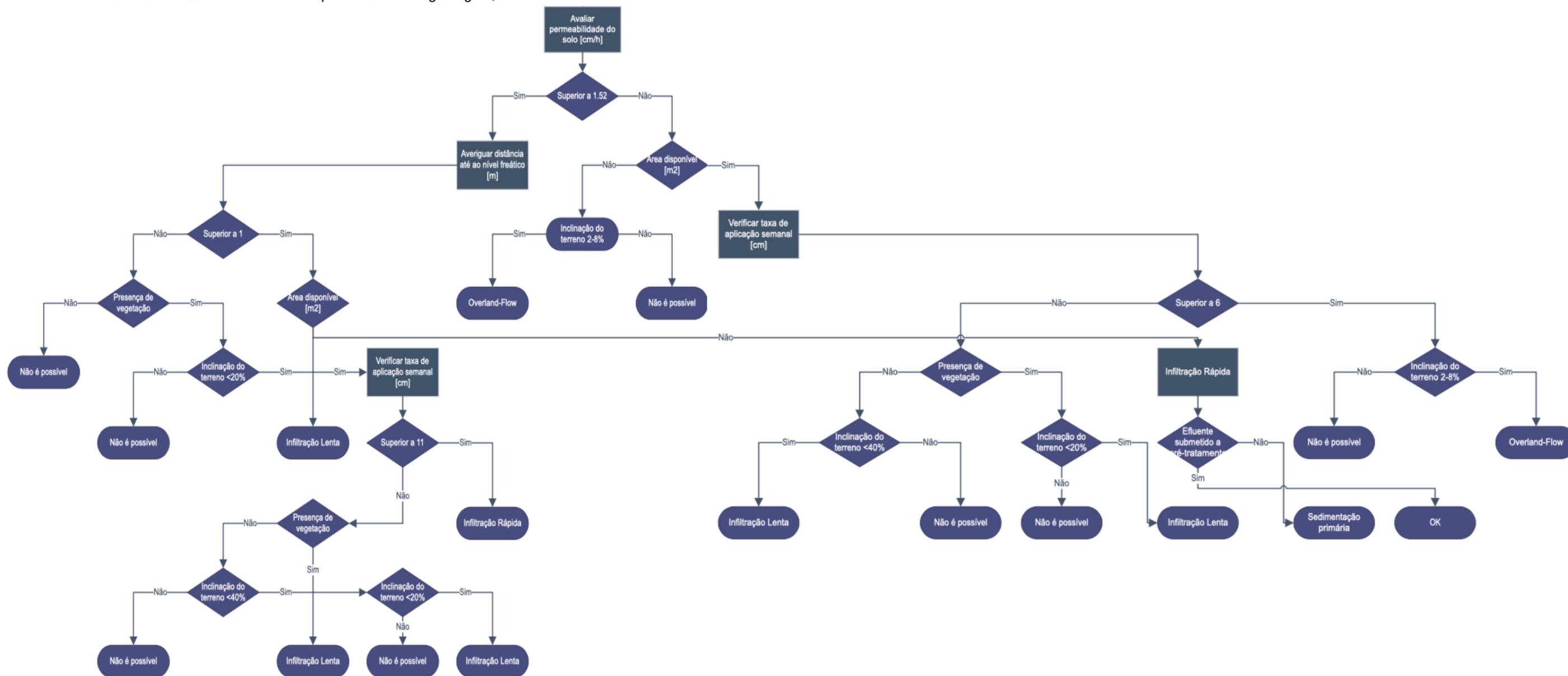


Figura 5-2- Fluxograma para seleção do tratamento no solo

5.2. Dimensionamento de sistemas de tratamento no solo

5.2.1. Infiltração rápida

5.2.1.1. *Aspetos gerais*

O dimensionamento de sistemas de Infiltração Rápida é geralmente limitado em grande parte pela taxa de infiltração do efluente e permeabilidade do solo. A seleção da carga hidráulica poderá afetar a percentagem de remoção de azoto e fósforo. Relativamente ao pré-tratamento aplicado em sistemas de IR, estes poderão variar entre tratamentos primários a secundários.

A carga hidráulica varia entre 6 e 100 m/ano (The Water Environment Federation, 2018). A seleção desta taxa é a etapa mais crítica no processo de conceção do sistema em questão.

O procedimento típico aquando do dimensionamento deste tipo de sistema traduz-se em 8 passos:

1. Com base na hidrogeologia do local e nos requisitos de descarga para águas residuais superficiais ou subterrâneas, definir o percurso das águas quando submetidas a tratamento por parte deste sistema;
2. Determinar as necessidades de tratamento, identificando as características das águas residuais, comparando aos requisitos de qualidade das águas em vigor;
3. Seleção do número de bacias a utilizar, caso se queira fazer alternância de campos;
4. Selecionar o tipo de pré-tratamento do efluente apropriado para o local e às necessidades de tratamento;
5. Determinar valor da permeabilidade do solo presente no local;
6. Cálculo da carga hidráulica;
7. Cálculo da área para tratamento;
8. Verificar o potencial para acumulação de águas subterrâneas e verificar a necessidade de drenagem sub-superficial ou subterrânea;
9. Definir plano de monitorização e manutenção do sistema.

5.2.1.2. *Requisitos de tratamento*

Nitrificação

No caso do processo da nitrificação, será eficiente no tratamento do efluente, resultando num efluente nitrificado, caso a taxa de aplicação seja até 0,3 m/dia com 20 mg/l de amoníaco. No entanto, à medida que a temperatura das águas residuais diminui, a taxa de nitrificação também diminui. A título de exemplo, as taxas de nitrificação a 4°C ou 8°C são substancialmente inferiores àquelas a 21°C (Leach et al., 1980; citados por Crites, 2000).

Adicionalmente, tendo em conta a redução das taxas de aplicação, durante climas frios, irá permitir que uma maior percentagem de amoníaco seja adsorvida pelo solo.

Para este processo, o ciclo de aplicação deve consistir em períodos de aplicação curtos, de 1 dia ou 2, e períodos de secagem relativamente longos, de 5 a 10 dias.

Desnitrificação

O processo de remoção do azoto por desnitrificação requer uma percentagem adequada de carbono orgânico e um tempo de detenção adequado. O valor limitante de carbono na percentagem de remoção do azoto é obtido através da equação 3 (Crites, 2000).

$$N = \frac{COT - 5}{2} \quad (3)$$

Onde N = Variação do azoto total [mg/l];

COT = Carbono orgânico total nas águas residuais aplicadas [mg/l];

Os 5 mg/l de COT residual é um valor típico associado às águas residuais municipais após a sua passagem por aproximadamente 1.5 m de profundidade no solo. O denominador baseia-se em dados experimentais, onde 2 g de carbono das águas residuais foram necessários para desnitrificar 1 g de azoto nestas. (Leach et al., 1980; citados por Crites, 2000).

A remoção do azoto está também relacionada à taxa de infiltração. Esta relação foi demonstrada através de um estudo em Phoenix, Arizona com efluentes secundários. Segundo Crites (2000), para um efluente secundário, a uma taxa de aplicação de 0.3 m/dia foi possível remover 30% do azoto existente no efluente, mas, caso se tenha uma taxa de aplicação de 0.15 m/dia, essa percentagem de remoção aumenta para 80%. Se se trata de um efluente primário, recomenda-se um valor máximo de 0.20 m/dia no que diz respeito à taxa de aplicação.

A remoção ótima de azoto é obtida através de 1 dia de inundação seguido de 1 dia de secagem. Numa operação de tratamento de infiltração rápida em escala real, em Phoenix, Arizona, revelou-se uma remoção ótima de azoto com 9 dias de inundação e 12 dias de secagem, aproximadamente uma razão de 1:1 de inundação-secagem (Crites, 2000).

Remoção de fósforo

Segundo Crites (2000), através da equação 4, é possível obter-se uma estimativa conservadora da capacidade de remoção do fósforo num sistema de Infiltração Rápida.

$$P_x = P_0 [e^{-(k)(t)}] \quad (4)$$

Onde P_x = Fósforo total à distância x na trajetória do caudal [mg/l];

P_0 = Fósforo total nas águas residuais aplicadas [mg/l];

k = Constante, a pH 7, por dia = 0,048;

t = Tempo de detenção até ao ponto x [dias] = (x) (W) / (K_x) (G);

x = Distância ao longo da trajetória do caudal [m];

W = Teor de humidade do solo saturado, assumir o valor 0,4;

K_x = Condutividade hidráulica do solo na direção x [m/dia];

A taxa de infiltração e a distância percorrida pelo caudal determinam o tempo de detenção. Se a taxa de infiltração for demasiado elevada para efetuar uma remoção adequada do fósforo dentro de um percurso do caudal aceitável, a taxa deverá ser reduzida através da compactação do solo.

Se o valor do cálculo da remoção do fósforo não for aceitável, então deverá ser realizado um teste de adsorção de fósforo. O resultado do teste deverá ser multiplicado por um fator de 5, tendo assim em consideração a precipitação lenta que irá ocorrer ao longo do tempo.

5.2.1.3. Carga hidráulica

Cálculo da carga hidráulica

De modo a calcular a taxa de aplicação do efluente, será necessário ter conhecimento da permeabilidade do solo onde vai ser aplicado tal tratamento. Após ser efetuado um ensaio de permeabilidade, como descrito no capítulo 4.4.2., se o solo for uniforme assume-se um valor de condutividade vertical constante (K =condutividade vertical). Caso existam diferentes K , assume-se um valor mediano destes.

Na maioria dos casos, o solo irá apresentar K diferentes, decrescendo o valor com a profundidade. Assim, através da equação 5, é possível encontrar um valor médio harmónico de K , tendo em conta o valor obtido em cada camada do solo (Bouwer, 1969; citado por Crites, 2000).

$$K_{hm} = \frac{D}{\frac{d_1}{K_1} + \frac{d_2}{K_2} + \dots + \frac{d_n}{K_n}} \quad (5)$$

Onde D = profundidade do solo;

d_n = profundidade da n -ésima camada;

K_{hm} = Média harmónica da condutividade;

Este valor é necessário para obtenção da carga hidráulica. Assim, por meio do valor médio da permeabilidade no solo, é possível obter o valor da carga hidráulica, através do gráfico representado na Figura 5-1, em cm/semana.

5.2.1.4. Área necessária

A área para implementação do tratamento de IR será determinada através da equação 6:

$$A = \frac{Q * 0.0364}{L_w} \quad (6)$$

Onde A = área de aplicação do tratamento, [ha];

Q = caudal projetado médio, [m³/dia];

0.0364 = fator de conversão;

L_w = Carga hidráulica anual, [m/ano];

Outros fatores a considerar serão a área para aplicação do pré-tratamento, estradas de acesso e bermas. Relativamente às estradas de acesso, deverão apresentar uma largura de 3

a 3.6 m, de maneira que o equipamento de manutenção e para a escarificação da superfície possa ter acesso à bacia. Adicionalmente, o armazenamento, neste tipo de tratamento, é, em geral, desnecessário.

5.2.1.5. *Operação em clima frio*

Em regiões de clima frio, geralmente é necessário adotar ciclos de aplicação mais duradouros durante os meses inverniais. Durante este período, tanto a nitrificação como a desnitrificação, oxidação de matéria orgânica acumulada e as taxas de secagem diminuem, especialmente quando há uma redução na temperatura das águas residuais. Relativamente à desnitrificação, serão necessários períodos de aplicação mais longos, de modo que a taxa de aplicação seja reduzida à medida que a taxa de remoção do azoto diminui. Além disso, períodos de repouso mais longos irão compensar a redução da nitrificação e as taxas de secagem.

Podem-se encontrar sistemas de infiltração rápida, que funcionam com sucesso durante o Inverno (submetidos a temperaturas baixíssimas), em Victor, Montana, em Calumet, Michigan e em Fort Devens, Massachusetts. No entanto, de modo a otimizar o sistema de tratamento em climas frios poder-se-á optar por certas modificações. Por exemplo, durante o Outono, deve-se proceder à limpeza da superfície da bacia (corte da vegetação e ervas daninhas presentes), evitando assim a criação de gelo na superfície desta. Caso se formasse esta camada de gelo iria impedir a infiltração do efluente.

5.2.1.6. *Drenagem*

Os sistemas de infiltração rápida requerem uma drenagem adequada de maneira a manter as taxas de infiltração e, em consequência, a eficiência do tratamento. Além disso, se a drenagem for insuficiente, o solo irá permanecer saturado e o re-arejamento será inadequado para que ocorra a oxidação do azoto amoniacal.

O sistema de drenagem sub-superficial permite uma rápida e eficiente coleta e condução do efluente, caso o terreno respeite certos limites. Assim para que a descarga sub-superficial das águas superficiais ocorra, será necessário que a largura da área de infiltração seja limitada a valores iguais ou inferiores à largura calculada através da equação 7 (Bouwer, 1974; citado por Crites, 2000):

$$W = \frac{0,3048 KDH}{dL} \quad (7)$$

Onde W = Largura total da área de infiltração na direção do fluxo das águas subterrâneas [m];

K = Permeabilidade do aquífero na direção do fluxo das águas subterrâneas [m/dia];

0,3048 = Fator de conversão;

D = Espessura média do aquífero abaixo do lençol freático e perpendicular ao sentido do caudal [m];

H = Diferença de elevação entre o nível das águas no curso de água e o nível máximo permitido abaixo da área de espalhamento [m];

d = Distância do fluxo lateral da área de infiltração até às águas superficiais [m];

L = taxa anual da carga hidráulica [m/dia];

Um esquema do escoamento lateral em tratamento de infiltração rápida poderá ser observado através da figura 5-3.

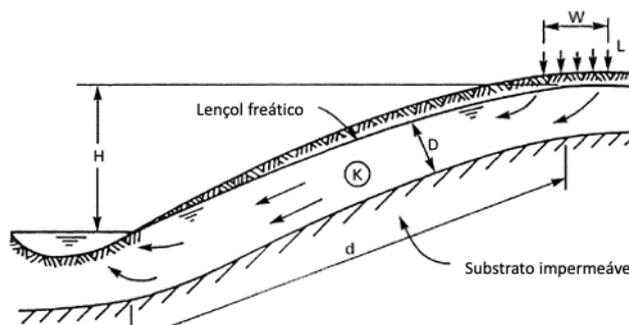


Figura 5-3 - Esquema da drenagem lateral num sistema de Infiltração Rápida (Adaptado de Crites, 2000)

O sistema de drenagem subterrânea é utilizado caso o terreno não permita a condução eficaz do efluente e poderá também ser usado para controlo do nível freático, de forma a garantir tempos de retenção do efluente no solo e distâncias de percurso mínimas, obtendo, assim, uma qualidade do efluente aceitável.

A reutilização do efluente para irrigação ou para a indústria poderá ser justificada economicamente, no caso da infiltração rápida, pois tem como finalidade o tratamento dos solos (dirige as águas residuais ao seu destino) e, por consequência, aproveitam-se estas para respetivo uso em locais necessitados.

De maneira a proceder à aplicação das águas residuais na área de infiltração, as águas subterrâneas devem estar a uma distância de 1.5 a 3 m de profundidade da superfície do solo. Normalmente, os drenos distam 15 m (ou mais) entre si, a profundidades de 2,5 a 3 m. A recolha do efluente depurado com o auxílio da bombagem será económica caso o aquífero tenha uma profundidade superior a 4.5 m e seja suficientemente permeável.

5.2.1.7. Manutenção do sistema

O requisito mais importante no sistema de infiltração rápida é o da manutenção da capacidade de infiltração. Portanto, o operador deve inspecioná-las diariamente e registar a altura das águas residuais até ao solo e o tempo que demora a drená-las. Assim, será possível determinar a taxa de infiltração das águas residuais e identificar em que bacias é necessário a limpeza da respetiva superfície. O operador deve, também, inspecionar frequentemente as bermas das bacias de infiltração, observando se existem sinais de erosão ou não, e verificar se o sistema hidráulico, utilizado para aplicação das águas residuais nas bacias, está a funcionar corretamente. Durante o Inverno, será necessário prestar atenção especial a problemas de formação de gelo.

Para restabelecer a superfície das bacias, de modo que esta apresente uma capacidade de infiltração ótima, é necessário remover a camada superior do solo, através de *discing* ou da escarificação deste.

Além disso, é importante limitar o uso de veículos no solo de modo a controlar a sua compactação.

5.2.2. Infiltração Lenta

5.2.2.1. Tipos de sistemas

O tratamento das águas residuais através de um sistema de infiltração lenta consiste na aplicação controlada dos efluentes numa superfície com vegetação. Existem dois sub-tipos de sistemas de infiltração lenta:

- Tipo 1: Procede-se à aplicação da quantidade máxima de efluente na menor área de terreno possível. Este tipo de sistema tem como finalidade principal o tratamento das águas residuais aplicadas;
- Tipo 2: Aplica-se a menor quantidade possível das águas residuais, de modo a apenas sustentar a cultura/vegetação. Este tipo de sistema tem como objetivo principal a reutilização das águas;

Geralmente, em zonas de clima ameno/húmido e em situações que as águas residuais advêm de operações industriais, é mais adequado o tratamento de tipo 1. Caso se trate de uma zona árida, onde a água tem um valor económico significativo, será mais rentável implementar um sistema do tipo 2.

5.2.2.2. Carga hidráulica

A carga hidráulica máxima depende da permeabilidade do solo. Deverá ser determinada de maneira a estabelecer a capacidade do perfil do solo para absorver as águas residuais aplicadas. Este parâmetro limitante define-se como o volume de águas residuais aplicados por unidade de área de terreno ao longo de, pelo menos, um ciclo de carga, sendo usualmente expresso em cm por dia ou por semana.

No sistema de infiltração lenta, os valores da carga hidráulica encontram-se entre os 12 e 100 mm por semana e os da carga do azoto entre os 70 e 700 kg/ha por ano, em função do tipo de plantas (Monte, 1987).

Os valores da carga hidráulica são obtidos com base na equação 8, que relaciona o balanço hídrico geral do local (Monte, 1987).

$$C_H = ET - P_r + A_p + R \quad (8)$$

Onde, C_H = Carga hidráulica das águas residuais [cm/semana];

ET = Evapotranspiração [cm/semana];

P_r = Precipitação de projeto [cm/semana];

A_p = Água percolada no solo [cm/semana];

R = Escoamento superficial, valor desprezável em sistemas de infiltração lenta;

Os valores associados à precipitação de projeto deverão ser calculados para eventos com um período de retorno de 5 anos (Crites, 2000).

5.2.2.3. Evapotranspiração

A taxa de evapotranspiração é um fator crítico no equilíbrio hídrico, tanto para produção de culturas como para atingir os níveis exigidos de qualidade das águas residuais. A título de exemplo, uma elevada perda de água devido à evapotranspiração irá aumentar a concentração dos constituintes no efluente restante. A evapotranspiração potencial foi definida por Thornthwaite, em 1944, como “a quantidade de água que poderá passar para a atmosfera, diretamente ou através das plantas, se a humidade existente no solo estiver sempre disponível, em quantidade suficiente”. Assim, o valor da evapotranspiração potencial, em mm/mês, poderá ser obtido através da equação 9, segundo Turc (Rodrigues, 2017):

$$ET_p = 0,40 \frac{\bar{T}}{\bar{T} + 15} (R_c + 50) \quad (9)$$

Onde, ET_p = Evapotranspiração potencial [mm/mês];

\bar{T} = Temperatura média mensal do ar [°C];

R_c = Radiação local média diária durante o mês [$\text{cal cm}^{-2} \text{dia}^{-1}$];

R_c é um valor tabelado em função da latitude do local, ou, então, obtido através da equação 10, de Angström (Rodrigues, 2017):

$$R_c = \left(\alpha + \beta \frac{n}{N} \right) R_a \quad (10)$$

Onde α, β = Coeficientes de Angström;

n = Insolação diária [h];

N = Insolação astronómica diária [h];

R_a = Radiação extraterrestre [$\text{cal cm}^{-2} \text{d}^{-1}$].

5.2.2.4. Carga de azoto

As características do solo que favorecem a remoção do azoto são: o elevado teor de matéria orgânica; a presença de solos de textura ligeira e humedecidos com frequência; um nível freático elevado; solos de pH neutro ou alcalino; a existência de cobertura vegetal e temperaturas moderadas. A carga de azoto é calculada através da equação 11:

$$C_N = U + D + 0.1A_p C_p \quad (11)$$

em que:

C_N – carga de azoto [kg/ha.ano];

U – Azoto consumido pelas plantas [kg/ha.ano];

D – Azoto perdido por desnitrificação [kg/ha.ano];

A_p – água percolada [cm/ano];

C_p – concentração de azoto na água percolada;

Para remover parte do azoto contido nas águas residuais aplicadas no solo recorre-se ao processo da desnitrificação. As perdas de azoto (D), através deste processo, serão de 15 a 25%. Em relação ao valor de A_p , considera-se uma concentração da água percolada no solo que não exceda os 10 mg/l. Relativamente a U, os respetivos valores encontram-se nas tabelas 4-7 e 4-8.

5.2.2.5. Área necessária

O cálculo da área do terreno necessária à implantação do sistema de infiltração lenta baseia-se, sobretudo, no caudal das águas residuais a tratar e na carga hidráulica aconselhável, dependente da natureza do solo e do tipo de cobertura vegetal. Esta também poderá ser calculada com base na carga de azoto, em função do tipo de vegetação. O valor selecionado será aquele superior, sendo o fator limitante aquele associado à área maior. Recomenda-se o recurso às equações 12 e 13 (Monte, 1987).

$$1. C_H \left[\frac{cm}{semana} \right] = \frac{C_H [cm/ano]}{n^{\circ}semanas/ano} \rightarrow C_H \left[\frac{m^3}{ha.semana} \right] \quad (12)$$

$$2. A [ha] = \frac{Q [m^3/sem]}{C_H} \quad (13)$$

Para obter a área necessária com base na carga de azoto, seguem-se as equações 14 e 15 (Monte, 1987):

$$1. M_N = Q \left(\frac{m^3}{d} \right) * c_N \left(g \frac{N}{m^3} \right) * 365 \quad (14)$$

$$2. A' [ha] = \frac{M_N}{C_N \left[\frac{kg.N}{ha.ano} \right]} \quad (15)$$

Onde M_N = Quantidade de azoto produzida anualmente [kg N/ano];

c_N = Concentração de azoto nas águas residuais [g N/m³];

5.2.2.6. Seleção da vegetação

Neste caso, as culturas mais adequadas são aquelas que potenciam uma maior carga hidráulica, com maior capacidade de absorção de azoto e grande tolerância à humidade presente no solo. Assim, o tipo de culturas a selecionar para este tipo de sistema encontram-se descritas no subcapítulo 4.5.3.1..

5.2.2.7. Ciclo de aplicação

Em sistemas de infiltração lenta, os aspersores normalmente são utilizados com uma taxa de aplicação de 5 a 8 cm/h. Esta taxa é adequada à maior parte dos solos, não havendo escoamento superficial. É comum manter a operação, durante um número de horas suficiente,

de maneira a atingir a carga hidráulica semanal projetada. De seguida, a operação será repetida 7 dias mais tarde. O funcionamento poderá ser manual ou automatizado. Este método é adequado para sistemas de infiltração rápida de tipo 1.

Para o tipo 2, terá que ser ter em conta o clima e o tipo de cultura a ser cultivada. O objetivo será manter a humidade suficiente na zona radicular de modo a permitir o crescimento da planta. A quantidade de água a ser aplicada em cada irrigação poderá ser determinada através da equação 16:

$$I_T = I_D \left(1 + \frac{LR}{100} \right) \left(\frac{100}{E_a} \right) \quad (16)$$

Onde I_T = Profundidade total das águas a serem aplicadas durante a irrigação [cm];

I_D = Défice de humidade do solo a ser substituído [cm];

LR = Necessidade de lixiviação [%];

E_a = Eficiência de aplicação [%];

As necessidades de lixiviação, designada como a necessidade de controlo dos sais dentro dos limites de tolerância da cultura, podem ser consultadas na Figura 5-4. A eficiência de aplicação de um sistema de distribuição superficial encontra-se entre 65 e 75% e de um sistema de distribuição de aspersão entre 70 e 85%.

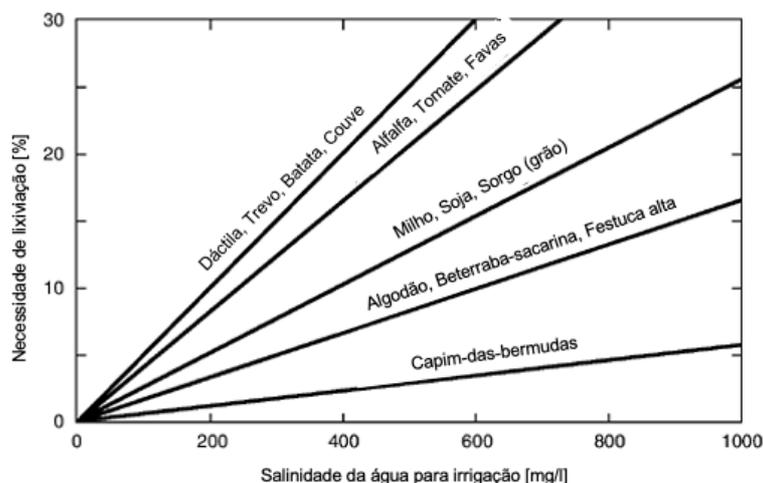


Figura 5-4 - Necessidades de lixiviação vs. salinidade da água para irrigação (adaptado de Crites,2000)

5.2.2.8. Manutenção do sistema

O operador deverá controlar a área cuidadosamente de maneira a verificar se a água se está a infiltrar como esperado e de modo uniforme. Assim, o operador deverá fazer ajustamentos, aplicando uma maior percentagem de caudal nas partes do terreno que absorvem mais e vice-versa.

A monitorização do solo é bastante importante pois há que garantir o correto funcionamento do sistema e, também, para eventual alerta para efeitos a longo prazo que possam inibir a utilização futura do local para outros fins. As culturas também deverão ser monitorizadas.

Relativamente às águas residuais aplicadas no sistema, na Tabela 5-2, encontra-se representada a frequência de monitorização dos parâmetros de qualidade de água, tendo em conta o caudal aplicado.

Outras tarefas de monitorização importantes são a observação dos aspersores e outros equipamentos mecânicos implementados no sistema, bem como a fertilidade do solo e a qualidade das culturas no sistema em questão.

No que diz respeito à vegetação implantada no sistema, o tipo de gestão de corte para a colheita de gramíneas forrageiras irá depender do nível desejado de remoção de azoto. Caso sejam pretendidos rendimentos máximos e elevada remoção de azoto, deverá ser necessário proceder ao corte destas com maior frequência e respeitando a periodicidade atribuída. O primeiro corte deverá ser na fase inicial de crescimento e os cortes subsequentes cada 4 a 5 semanas durante o resto da estação. Se forem necessárias menores remoções de azoto, na ordem dos 180 kg/ha, não serão necessários tantos cortes. Os cortes iniciais deverão ocorrer na fase de floração já tardia, com um corte extra no final da época de crescimento. Quando há existência de ervas daninhas indesejáveis é necessário proceder a uma limpeza do campo.

Tabela 5-2 - Frequência de monitorização dos parâmetros de qualidade de água (Crites, 2000)

Parâmetros	Quantidade caudal, m ³ /d	
	0 - 3785,4	> 3785,4
CBO ₅	T	M
SS	T	M
pH	T	S
Azoto Kjeldahl	T	S
Azoto Amoniacal	T	M
Azoto Nitrato	A	M
Fósforo	A	T
Potássio	A	T
Sódio	A	T
Cálcio	A	T
Magnésio	A	T
Cloretos	A	M
SST	A	M

T - Trimestral A - Anual M - Mensal S - Semanal

5.2.3. Overland-Flow

5.2.3.1. Características do local e sistema de dispersão de efluente

O sistema do Overland-Flow é mais adequado a locais onde o solo é argiloso ou apresenta uma camada restritiva a 0.3 a 0.6 m de profundidade. Pode também ser utilizado em solos moderadamente permeáveis, se a camada subsuperficial for compactada.

Relativamente ao declive do terreno, este deverá encontrar-se entre 1 e 12%. Se a inclinação do local se encontrar entre 2 e 8%, não será necessário adotar medidas adicionais (Jenkins et al., 1978; citados por Crites, 2000), bastando alisar o terreno, de modo que o grau de inclinação seja constante. Caso o terreno seja relativamente plano, deverá ser construído um

talude com uma inclinação de 2%. Casos inferiores a 2%, irão exigir a adoção de medidas para evitar a acumulação de água na encosta.

Aquando de inclinações superiores a 8%, o local deverá ter que sofrer uma adaptação, com recurso a movimentos de terras e criação de socalcos. Portanto, ao longo do comprimento do terreno, deverão ser criados um primeiro talude de 2 a 8%, seguido de uma queda abrupta e, de seguida, um outro talude com valores de inclinação iguais ao primeiro, de modo a minimizar a erosão provocada por eventuais fortes chuvas.

A escolha do sistema de dispersão é influenciada pela constituição das águas residuais. As águas residuais que apresentam um elevado teor de sólidos são tipicamente aplicadas utilizando aspersores de alta pressão, de modo a assegurar uma distribuição uniforme dos sólidos ao longo do terreno inclinado. Caso o efluente tenha sido submetido a um tratamento primário ou secundário, opta-se por uma tubagem fechada ou por aspersores. Relativamente ao comprimento do terreno, é recomendado que se encontre entre valores de 30 e 60 m. Na Figura 5-5, pode-se observar sistemas de distribuição alternativos para o sistema de Overland-Flow.



Figura 5-5 - Sistemas de distribuição alternativos para o sistema de Overland-Flow (Adaptado de Crites, 2000)

5.2.3.2. Dimensionamento do sistema

De seguida, apresenta-se o método de dimensionamento dos parâmetros de conceção do sistema, com vista a assegurar um caudal uniforme das águas residuais e a capacidade de transporte das escorrências pluviais, atendendo à remoção de diferentes poluentes.

CBO

Através da investigação laboratorial e de campo concebida na Universidade da Califórnia (Smith, 1981; Smith e Schroeder, 1982; Smith e Schroeder, 1983; citados por Crites, 2000)), foi desenvolvido e validado um procedimento de conceção racional para o método de Overland-Flow, onde a CBO_5 é o parâmetro limitante do sistema. O modelo concebido é descrito através da equação 17:

$$\frac{C_z - 5}{C_0} = A \exp\left(\frac{-kz}{q^n}\right) \quad (17)$$

Onde C_z = Concentração de CBO_5 no escoamento a uma distância z na encosta [mg/l];

C_0 = Concentração de CBO_5 presente nas águas residuais aplicadas [mg/l];

A = Coeficiente empiricamente determinado em função do valor q ;

k = Expoente determinado empiricamente, com valor inferior a 1;

z = distância percorrida ao longo da encosta [m];
 q = taxa de aplicação do caudal [$\text{m}^3/\text{h}\cdot\text{m}$];
 n = expoente derivado empiricamente (Crites, 2000);

A equação é traduzida graficamente na Figura 5-6 para efluentes primários. Esta não é válida para águas residuais com valores de CBO_5 iguais ou maiores de 400 mg/l. Aquando deste tipo de casos, opta-se pela aplicação de um sistema de distribuição do efluente por meio de aspersores a alta pressão. A taxa de aplicação do caudal demonstrou ter um efeito direto na remoção do CBO_5 (Smith, 1981; citado por Crites, 2000). Na Tabela 5-3 são apresentadas as taxas de remoção de CBO_5 tendo em conta o tipo de águas residuais e a taxa de aplicação.

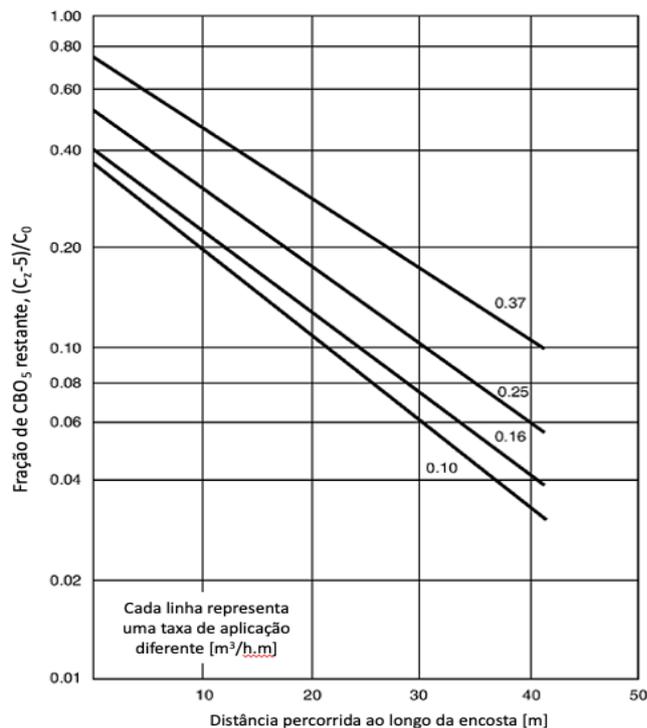


Figura 5-6 - Rácio de CBO_5 restante vs. distância percorrida ao longo da encosta para diferentes taxas de aplicação com efluente primário (Adaptado de Crites, 2000)

O comprimento da encosta para Overland-Flow varia tipicamente de 30 a 60 m. O comprimento irá depender, também, do método de aplicação. Tratando-se de pulverizadores, onde as águas residuais são aplicadas a montante, é recomendado um comprimento de 30 a 45 m. Aquando do uso de aspersores de alta pressão, deve-se assegurar um comprimento de 45 a 60 m. Relativamente aos aspersores, o comprimento mínimo de aplicação do sistema na encosta deverá somar 19 a 21 m ao “diâmetro molhado” dos aspersores, que ronda os 30 m (Crites e Tchobanoglous, 1998; citados por Crites, 2000).

Tabela 5-3- Taxas de remoção de CBO5 em sistemas de Overland-Flow (Adaptada de Crites, 2000)

Localização	Tipo de efluente	Taxa de aplicação *[dm ³ /m.min]	Comprimento do talude [m]	Concentração de CBO ₅ [mg/l]	
				Caudal de entrada	Caudal de saída
Ada, Oklahoma	Águas Residuais Brutas	1,24	37	150	8
	Efluente Primário	1,61	37	70	8
	Efluente Secundário	3,35	37	18	5
Easley, South Carolina	Águas Brutas	3,60	55	200	23
Hanover, New Hampshire	Efluente Primário	2,11	30	72	9
	Efluente Secundário	1,24	30	45	5
Melbourne, Australia	Efluente Primário	3,97	250	507	12

Segundo a U.S. Environmental Protection Agency (1981), a carga hidráulica das águas residuais, expressa em m/dia, relaciona-se com a taxa de aplicação do efluente através da equação 18:

$$L = \frac{qP}{Z} \quad (18)$$

Onde L = Carga hidráulica das águas residuais [m/dia];

q = Taxa de aplicação do efluente por unidade de largura do declive [m³/h.m];

P = Período de aplicação [h/dia];

Z = Comprimento da encosta [m];

A carga hidráulica, normalmente, varia entre 20 e 100 mm/dia. Os períodos de aplicação do efluente, em geral, variam de 6 a 12 horas/dia durante 5 a 7 dias/semana. Para águas residuais industriais, o período de aplicação é inferior, correspondendo a 4 h/dia. Para águas residuais municipais, o período de aplicação típico é de 8h/dia. Ocasionalmente, os sistemas municipais de Overland-Flow poderão estar em funcionamento durante 24h/dia, durante períodos curtos. Para favorecer a nitrificação, opta-se por um horário de 8 horas ligado e 16 horas desligado, permitindo que a área total do terreno seja dividida em três sub-áreas e, assim, o sistema poderá estar em funcionamento durante 24 horas/dia, caso seja necessário (Kruzic e Schroeder, 1990; citados por Crites, 2000). As taxas de aplicação de CBO são tipicamente inferiores a 100 kg/ha.dia e podem ser calculadas através da equação 19:

$$L_{CBO} = 0.1 * L_w * C_0 \quad (19)$$

Onde L_{CBO} = taxa de aplicação de CBO [kg/ha.dia];

0.1 = fator de conversão;

L_w = carga hidráulica [mm/dia];

C_0 = Concentração inicial de CBO₅ no efluente [mg/l];

SST

Neste sistema, os sólidos suspensos e coloidais são removidos devido à reduzida velocidade e profundidade do caudal ao longo da encosta. É essencial a manutenção da vegetação na

encosta, para assegurar elevada eficácia na remoção dos sólidos presentes no efluente. A remoção da matéria em suspensão, tipicamente, não é afetada pelo tempo frio (EPA, 1981; citados por Crites, 2000).

Azoto

A remoção do azoto através deste sistema depende da nitrificação e desnitrificação e da absorção por parte das culturas na área em tratamento.

A nitrificação e desnitrificação, responsáveis pela maior parte da remoção do azoto (Reed, 1995; citados por Crites, 2000), dependem do tempo de retenção, da temperatura e do rácio CBO/azoto.

A desnitrificação é mais eficaz quando é aplicado um efluente bruto ou primário, devido ao elevado rácio CBO/azoto. Adicionalmente, temperaturas inferiores a 4°C irão limitar a eficácia do processo de nitrificação.

Por exemplo, em Garland, Texas, foram realizados estudos de nitrificação em efluentes secundários de modo a determinar se um limite de 2 mg/l, de Março a Outubro, e de 5 mg/l, de Novembro a Fevereiro, para o azoto poderia ser atingido. Os dados de remoção, para os dois períodos, são apresentados na Tabela 5-4 para diversas taxas de aplicação (Zirschky et al., 1989; citados por Crites, 2000).

Tabela 5-4 - Concentração de azoto amoniacal, em mg/l, em sistemas de Overland-Flow em Garland, Texas (Crites, 2000)

Meses	Taxa de aplicação do efluente [m ³ /h.m]	Comprimento do talude [m]		
		46	61	91
Março-Outubro	0.57	1.51	0.40	0.12
	0.43	0.65	0.27	0.11
	0.33	0.14	0.03	0.03
Novembro-Fevereiro	0.57	2.70	1.83	0.90
	0.43	1.29	0.39	0.03
	0.33	0.73	0.28	0.14

As temperaturas no Inverno variaram entre os 3 e 21°C. Neste caso, a taxa de aplicação recomendada é de 0.43 m³/h.m para uma encosta com um comprimento de 60 m e com a aplicação de aspersores.

5.2.3.3. Área necessária

A área necessária para a implementação do sistema de Overland-Flow irá depender do caudal, da taxa de aplicação, do declive e comprimento da encosta e do período de aplicação. Caso não haja armazenamento sazonal, a área necessária para o tratamento será calculada através da equação 20:

$$A = \frac{QZ}{qPF} \quad (20)$$

Onde A = Área do terreno [ha];

Z = Comprimento do declive [m];

Q = Caudal das águas residuais [m³/dia];

q = Taxa de aplicação [m³/h.m];

P = Período de aplicação [h/dia];

F = Fator de conversão, correspondente a 10000 no sistema internacional de unidades;

Se o armazenamento das águas residuais for indispensável, então a área necessária para implementação do sistema será determinada por meio da equação 21:

$$A = \frac{365Q + V_s}{DL_w F} \quad (21)$$

Onde A = Área do terreno [ha];

V_s = Perda/Ganho no volume de armazenamento, devido à precipitação, evaporação e à infiltração [m³/ano];

Q = Caudal das águas residuais [m³/dia];

D = Número de dias de funcionamento num ano;

L_w = Carga hidráulica [cm/dia];

F = Fator de conversão, correspondente a 100 no sistema internacional de unidades;

5.2.3.4. Considerações relativas à operação do sistema

Operação durante o Inverno

Geralmente, os sistemas de overland-flow são desativados quando não é possível atingir os requisitos de qualidade mínimos exigidos do efluente devido a temperaturas baixas ou quando se começa a formar gelo na encosta. Por vezes, nestes casos, a redução da taxa de aplicação poderá permitir que a operação continue. Caso o sistema seja desativado, procede-se ao armazenamento das respetivas águas residuais. Neste caso, a abordagem mais segura seria assumir um período de armazenamento com duração igual aos sistemas de infiltração lenta.

Adicionalmente, caso o solo apresente temperaturas superiores a 8°C, a eficiência da remoção de CBO não será afetada pela temperatura do ar (Smith e Schroeder, 1983; citados por Crites, 2000). Através de estudos realizados em New Hampshire (Jenkins et al., 1978; citados por Crites, 2000), foi desenvolvida a seguinte relação, entre a CBO presente no efluente e a temperatura do solo, por meio da equação 22. Esta foi desenvolvida para uma taxa de aplicação de 0.046 m³/h.m (Crites, 2000).

$$E_{CBO} = 0.226T^2 - 6.53T + 53 \quad (22)$$

Onde E_{CBO} = CBO presente no efluente [mg/l];

T = Temperatura do solo [°C];

Como opção alternativa, em locais onde a temperatura do ar noturnas são inferiores a 0°C e as diurnas excedem os 2°C, é possível manter a operação em funcionamento apenas durante o dia, ou seja, durante 10 a 12 horas.

Armazenamento das escorrências pluviais

Segundo certos estudos (Smith e Schroeder, 1982; EPA, 1981; citados por Crites, 2000), chegou-se à conclusão de que as escorrências pluviais, durante ou após as aplicações das águas residuais, não afetaram significativamente a concentração dos principais constituintes no escoamento. Contudo, devido ao aumento do caudal, o volume de constituintes descarregados aumenta. Portanto, de modo a contornar esta situação, poder-se-á optar pela recolha e reaproveitamento de parte das escorrências pluviais ou armazená-las até atingir uma qualidade aceitável para respetiva descarga.

Sistemas de distribuição

As águas residuais municipais podem ser aplicadas à superfície em encostas aquando do tratamento Overland-Flow. No entanto, as águas residuais industriais devem ser aplicadas por meio de aspersão. A aplicação à superfície, utilizando tubos fechados, requer menor energia e evita a produção de aerossóis. Deste modo, é recomendado a aplicação de portões de correr (em linguagem anglo saxónica “slide gates”) com espaçamentos de 0.6 m sobre orifícios ajustados por parafuso. Adicionalmente, tubos com um comprimento de 100 m ou mais requerem válvulas em série de modo a permitir um controlo adequado do fluxo e um isolamento de segmentos de tubos para operação separada.

Para tubagem de distribuição de baixa pressão, a aplicação das águas residuais é concentrada ao longo de uma faixa estreita na parte superior de cada talude. Além disso, uma faixa de aplicação, sem vegetação, com uma largura de 1.2 a 2 m, deverá ser disponibilizada, com este tipo de sistema de distribuição, de maneira a permitir aos operadores de inspecionar facilmente a área e aceder aos pontos de saída sem danificar os taludes. O cascalho é um material apropriado para esta faixa, embora necessita de substituição ao longo do tempo. Este tipo de sistema foi implementado na cidade de Davis, Califórnia, representado na Figura 5-7.



Figura 5-7 - Sistema de distribuição de baixa pressão implementado num talude, submetido ao sistema de OF em Davis, Califórnia (Crites, 2000)

O sistema de distribuição por meio de aspersores é recomendado para águas residuais com níveis de CBO ou SST de 300 mg/l ou mais. São geralmente utilizados os aspersores de impacto, colocando-os a cerca de um terço da descida da encosta. Adicionalmente, deve se considerar a velocidade e direção do vento no espaçamento entre aspersores (Reed et al., 1995; citados por Crites, 2000).

5.2.3.5. Execução de taludes

Relativamente ao sistema de Overland-Flow, o local de implementação será dividido em parcelas com o mesmo tipo de tratamento. A geometria do local poderá requerer que os comprimentos dos declives variem um pouco. Assim, os taludes deverão ser agrupados num mínimo de quatro ou cinco zonas de aplicação hidráulica separadas, relativamente iguais, de maneira a permitir a manutenção do sistema (Water Environment Federation, 1999; citado por Crites, 2000).

Deverão ser recolhidas amostras do solo para análise, do local em questão, para determinar a quantidade de cal e fertilizante necessários. Assim, as quantidades apropriadas deverão ser acrescentadas antes da sementeira.

5.2.3.6. Vegetação

É essencial que exista uma boa cobertura vegetativa antes da aplicação das águas residuais. Nas zonas húmidas do Norte, a combinação de plantas, como a erva de pomar, capim-canário e festuca-alta, foi aquela que obteve melhores resultados. A utilização de gramíneas de classificação forrageira, como o azevém perene, é recomendada devido ao seu rápido crescimento, protegendo a superfície do solo, enquanto as outras gramíneas crescem, do tipo “cultipacker”, o que permite uma germinação rápida e evita a erosão. Poderá também ser utilizada a hidrossemeadura, caso o alcance do distribuidor seja suficiente para cobrir as encostas, evitando que o veículo se desloque sobre estas.

Em climas áridos e semiáridos, poderá ser necessário a colocação de aspersores portáteis de modo a fornecer humidade para a germinação e crescimento da vegetação.

Geralmente, as águas residuais não devem ser aplicadas até que a vegetação tenha crescido o suficiente para ser submetida a um corte. A vegetação “cortada”, de dimensão inferior a 0.3 m, pode ser colocada na encosta de modo a construir um “tapete orgânico”. Após esta fase, é necessário que as encostas destinadas ao tratamento de overland-flow sofram uma aclimação. Durante este período, a população microbiana irá desenvolver-se, o que poderá durar de 3 a 4 meses.

5.2.3.7. Recolha de drenados

É importante o correto dimensionamento do sistema de coleta dos drenados de modo a assegurar a capacidade e inclinação suficiente, evitando a inundação da plataforma. Geralmente, a drenagem é assegurada por caleiras não são revestidas, mas é sempre necessário a manutenção das suas margens devido ao crescimento de ervas. As caleiras revestidas ou tubos enterrados poderão ser utilizados, embora sejam opções mais onerosas. Estas devem ser implementadas pelos menos 0.2 m abaixo do nível da plataforma, de modo a possibilitar a coleta do caudal sub-superficial.

5.2.3.8. Manutenção do sistema

Neste sistema, a vegetação deverá ser cortada duas ou três vezes ao ano e posteriormente removida da encosta, de modo a permitir o recrescimento da espécie e evitando a presença

de produtos em decomposição nesta. Antes da respetiva colheita, cada talude deve ser deixado secar durante 1 a 2 semanas, de maneira que o equipamento possa percorrer a superfície do solo evitando sulcos.

O programa de monitorização sugerido para o solo e vegetação presente no sistema de Overland-Flow será semelhante àquele aplicado em sistemas de Infiltração Lenta.

5.3. Estimativa de investimentos

Em termos económicos, foram analisados os custos de investimento e de operação/manutenção das soluções de tratamento no solo.

Sistema de distribuição por aspersão

Os custos de investimento e de O&M para sistemas de distribuição por aspersão são apresentados na Figura 5-8. Pode-se observar, no gráfico a), que o custo de capital de sistemas de infiltração lenta e Overland-flow vão crescendo à medida que a área do terreno aumenta, sendo o tratamento por infiltração lenta mais oneroso. No gráfico b), verifica-se que o custo anual de O&M decresce lentamente à medida que a área aumenta. Pode-se também observar que os custos de mão-de-obra irão ser muito maiores relativamente ao custo material, para ambos os tratamentos.

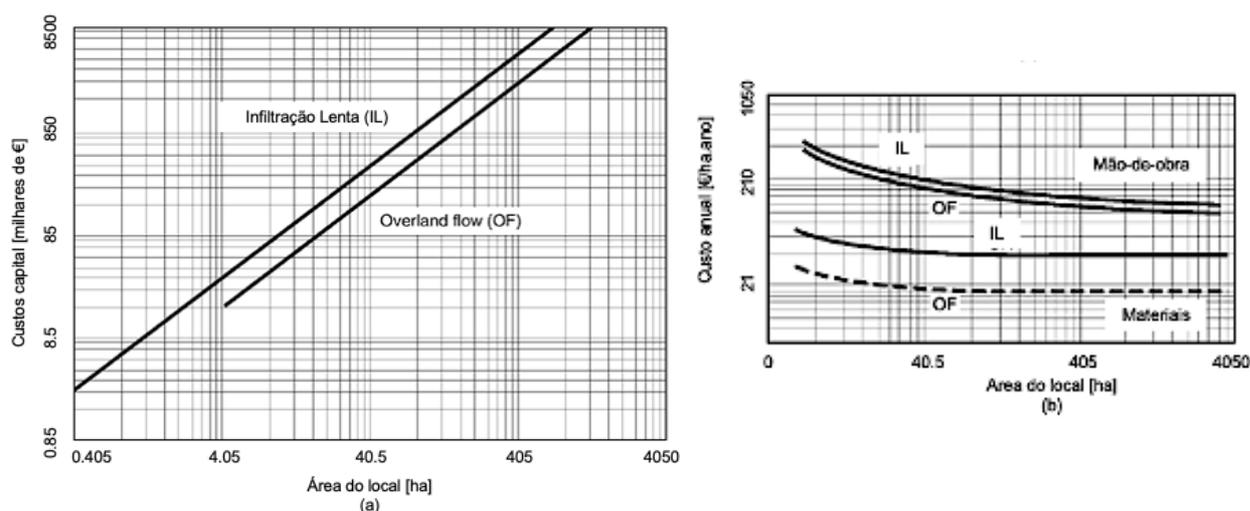


Figura 5-8 - Custo associado à distribuição por aspersão, a) Custo capital e b) O&M (adaptado de Crites, 2000)

Sistema de distribuição superficial

Os custos de capital e de O&M para sistemas de distribuição superficial são apresentados na Figura 5-9. Neste caso, tanto o tratamento por Overland-Flow como aquele por Infiltração Lenta, irão apresentar os mesmos custos. Os custos relativos à mão-de-obra e aos materiais irão ser mais elevados do que no sistema de distribuição por aspersão. No entanto, o custo de capital irá ser mais baixo no tipo de distribuição em questão.

Bacias de infiltração rápida

Na Figura 5-10, podem-se observar os custos relativos às bacias de infiltração rápida. Os custos incluem estruturas de controlo de entrada e saída e válvulas de controlo. Observando a

Figura 5-10, verifica-se no gráfico a) que os custos de capital são muito mais elevados do que aqueles referentes aos sistemas de Infiltração Lenta e Overland-Flow, bem como os custos de mão-de-obra e materiais.

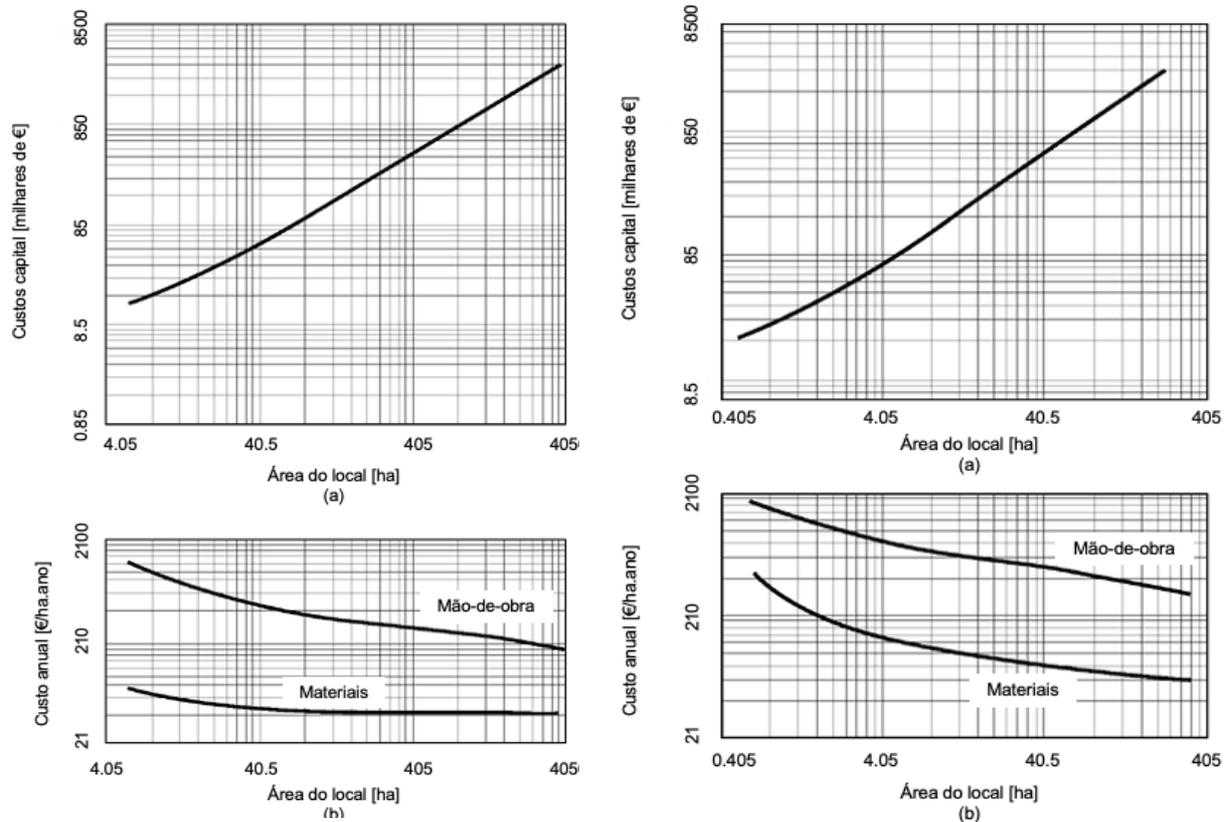


Figura 5-9 - Custo associado à tubagem fechada (OF) e a aplicação gravitária por sulcos (IL), a) Custo capital e b) O&M (adaptado de Crites, 2000)

Figura 5-10 - Custo associado a bacias de infiltração rápida, a) Custo capital e b) O&M (adaptado de Crites, 2000)

Custos totais referentes aos tratamentos de águas residuais no solo

De seguida, foram analisados os custos correspondentes aos tratamentos nos solos, mais concretamente os sistemas relativos à infiltração rápida, infiltração lenta e ao Overland-Flow. Os custos associados ao tratamento dos solos por infiltração rápida baseiam-se em:

- Nos dados relativos ao ENR index 6318 (Maio 2001);
- Nos custos associados à construção da bacia: incluindo a preparação do campo, as estradas de acesso de cascalho, as delimitações em torno do local de implementação e assumindo uma carga hidráulica de 60 m/ano;
- Nos custos de operação e manutenção incluem o preparo anual das superfícies de infiltração, a reparação de diques, delimitações em torno do local e respetivas estradas de acesso, de 10 em 10 anos;
- A construção, para o caso com drenagem insuficiente, inclui tubos de drenagem a 2,5 m de profundidade em 120 m de espaçamento, com drenos interligando-se a uma vala de intercetação na borda do local;

- A construção da caixa do poço de recuperação inclui um poço compactado com cascalho, turbinas verticais, abrigo simples sobre o poço e uma cabeça de bombeamento vertical de 15 m.

Nas equações apresentadas na Tabela 5-5 e 5-6, válidas para casos até 3785 m³/d, com C = custo em milhões de euros e Q = caudal águas residuais em m³/d.

Na Tabela 5-5, será possível fazer uma estimativa dos custos relativos ao tratamento por infiltração rápida. Os custos estão sujeitos a uma taxa de atualização de 1.2620 (INE, 2020).

Os custos de investimento relativos ao tratamento dos solos por infiltração lenta estão associados ao modo de transmissão, à bombagem, ao pré-tratamento aplicado, ao armazenamento das águas residuais, à sua distribuição, recuperação e preparação do campo. Na Tabela 5-6, será possível fazer uma estimativa dos custos relativos ao tratamento. Considerou-se uma taxa de atualização de 1.3027 (INE, 2020).

A todas estas operações, estão associados custos de operação e manutenção, exceto relativamente à preparação do campo. Além disso, os custos associados à monitorização do local e da vegetação presente e ainda à colheita destas culturas, são também considerados. Os custos adicionais podem ser relativos a edifícios, estradas, relocação de residentes e à compra de direitos das águas.

Tabela 5-5- Custos de construção e operação e manutenção relativos à infiltração rápida (adaptado de EPA, 2003)

Construção (€)	Operação e manutenção (€)
Caso 1: Infiltração rápida - Sem canais de drenagem subterrâneos, sem poços de recuperação	
$C = 0.732 (Q/3785)^{0.888}$	$C = 0.0451 (Q/3785)^{0.756}$
Caso 2: Infiltração rápida com 15 m de poços de recuperação	
$C = 0.538 (Q/3785)^{0.857}$	$C = 0.0528 (Q)^{0.756}$
Caso 3: Infiltração rápida com canais de drenagem subterrâneos	
$C = 0.615 (Q/3785)^{0.886}$	$C = 0.0675 (Q/3785)^{0.641}$

Tabela 5-6- Custos de construção e operação e manutenção relativos à infiltração lenta (adaptado de EPA, 2002)

Construção (€)	Operação e manutenção (€/ano)
Caso 1: Infiltração lenta + Aspersores + com canais de drenagem subterrâneos	
$C = 2.9614 (Q/3785)^{0.9331}$	$C = 0.104 (Q/3785)^{0.8176}$
Caso 2: Infiltração lenta + Aspersores + sem canais de drenagem subterrâneos	
$C = 1.589 (Q/3785)^{0.999}$	$C = 0.1905 (Q/3785)^{0.5228}$

Estas equações são válidas para caudais até 3785 m³/dia. Caso ultrapasse este valor, deverá ser implementado um incremento dos custos de construção de 5% para um set sólido de aspersores e um decréscimo de 5% para aspersores com pivots centrais. Em relação aos custos de operação e manutenção, aumentam em 5% para aspersores com pivots centrais e decrescem 5% para um set sólido.

Relativamente ao tratamento no solo por Overland-flow, os custos associados à construção de taludes estão representados na tabela 5-7. Considerou-se uma taxa de atualização de 1.4085 (INE, 2020). Em relação à recuperação do efluente tratado, esta pode consistir numa vala

aberta ou numa conduta enterrada com entradas (Crites, 2000). Os custos associados a estes sistemas estão apresentados na Tabela 8. Considerou-se a mesma taxa de atualização da Tabela 8.

Tabela 5-7- Custos associados à construção de taludes em sistemas de Overland-Flow (adaptado de Crites, 2000)

Construção de taludes para Overland-Flow [m ³ /ha]	Custo Capital [€/m ²]
945	3944
1890	6571
2835	8751

Tabela 5-8- Custos associados à recuperação de efluente tratado em sistemas de Overland-Flow

Tipo de custo	€/m ²
Custo capital	
Sistema de tubagem por gravidade	6965
Sistema de vala aberta	1092
Custos de operação e manutenção [€/m².ano]	
Mão-de-Obra	
Tubagem por gravidade	25.35
Vala aberta	91.55
Materiais	
Tubagem por gravidade	21.13
Vala aberta	119.72

Na Tabela 5-9, pode-se proceder à comparação da utilização de energia primária e secundária entre estes sistemas. Quanto mais energia requer o tratamento, maior o custo associado a este. Considerou-se a taxa de atualização das Tabelas 5-7 e 5-8 (INE, 2020). A energia primária provém da natureza (de vegetais, minerais), ou seja, de fontes renováveis e não renováveis. A energia secundária resulta do processo de transformação da energia primária noutro tipo de energia como, por exemplo, a obtenção de energia elétrica por meio de fontes renováveis e não renováveis.

Tabela 5-9- Requisitos de energia para sistemas de tratamento no solo [1000 kWh/ano] (Adaptado de Crites, 2000)

Sistemas	Energia primária	Energia secundária	Energia total
TP + IR	263.4	143.7	407.1
TP + IL (superficial)	263.4	190	453.4
TP + IL (aspersão)	460.6	243.7	704.3
TP + OF	270.4	224	494.4

TP = Tratamento primário;
 IR = Infiltração rápida;
 IL = Infiltração lenta;
 OF = Overland-Flow;

6. Caso de estudo

6.1. Introdução

Neste capítulo serão analisados dois casos de estudo: o primeiro em território nacional e o segundo em Cabo Verde. Em ambos, pretende-se implementar uma solução de tratamento no solo mais eficiente, comparativamente às soluções convencionais, dados os condicionalismos locais.

Através do fluxograma desenvolvido, foi possível determinar o tratamento no solo mais adequado às situações em estudo, com base no conhecimento de diversos parâmetros nos respetivos locais. Portanto, obteve-se informação acerca da: permeabilidade do solo; a área disponível; a taxa de aplicação do efluente; a distância mínima ao aquífero; a inclinação do terreno; a presença de vegetação e, por fim, da temperatura mínima. Para cada caso, obteve-se a informação do número de habitantes, respetiva capitação e, através destes dados, determinou-se o caudal médio diário a tratar.

De seguida, procedeu-se ao pré-dimensionamento do sistema de tratamento e à estimativa orçamental da correspondente obra.

6.2. Caso de estudo 1: “Zona Aveiro, Portugal”

6.2.1. Descrição geral

Trata-se de um sistema em “alta” com uma estação elevatória localizada numa zona sensível, que não permite um bypass que transporte o efluente para o meio recetor (ria de Aveiro), dada a sua classificação como meio particular sensível. Por questões de confidencialidade, não será mencionado o local exato, nem serão citadas referências bibliográficas associada a este trabalho. A localização aproximada da estação elevatória encontra-se representada na Figura 6-1.

Neste caso de estudo, pretende-se arranjar uma solução de tratamento no solo que permita um tratamento adequado das descargas de recurso, caso haja uma falha de energia/eletromecânica da respetiva estação elevatória. A zona em questão apresenta uma população de 10 000 habitantes, sendo a capitação de 160 l/habitante por dia. O caudal médio diário é de cerca de 20 l/s.

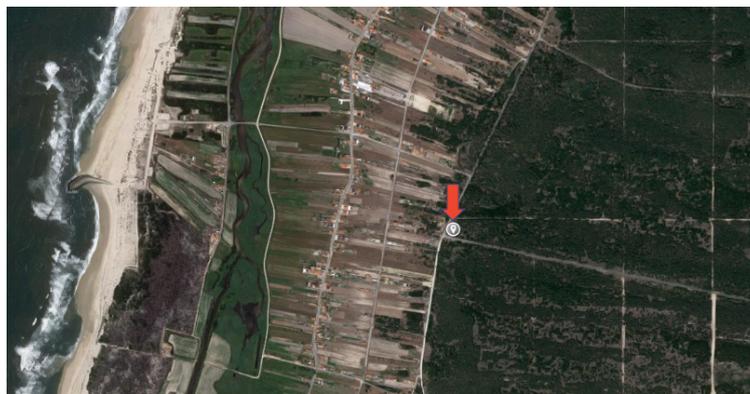


Figura 6-1- Localização da estação elevatória

6.2.2. Apresentação geral de soluções tecnicamente viáveis

Sabendo, que a zona em questão é protegida, caso haja uma avaria numa estação elevatória pertencente ao sistema, deve-se proceder a uma descarga que não comprometa o meio ambiente circundante. Por este motivo, de modo a mitigar impactes ambientais indesejados, optou-se por um sistema de emergência de tratamento do efluente no solo. De notar que, o sistema de tamisação existente na estação elevatória estará sempre em funcionamento, permitindo que o efluente seja descarregado já tamisado, eliminando uma possível presença de sólidos grosseiros.

O tipo de tratamento do solo foi selecionado tendo em conta as características do terreno, como a permeabilidade e a taxa de infiltração, e os níveis freáticos apresentados na zona. Foram levadas a cabo 3 ensaios de permeabilidade, por meio do método de medição da condutividade hidráulica no solo (mencionado no sub-capítulo 4.4.2.), no local, de modo a conhecer os valores relativos à permeabilidade. Através de piezómetros, foi possível obter os resultados da posição do nível freático, representados na Tabela 6-1.

Tabela 6-1 - Posição do nível freático

Piezómetro	Cota [m]	Profundidade do Nível freático [m]	Cota Nível freático [m]
PZ01 (S01)	9.45	2.00	11.45
PZ02 (S02)	9.61	3.45	13.06
PZ03 (S03)	9.28	2.20	11.48

Deste modo, obtiveram-se valores de 20.83 a 83.33 cm/h, correspondendo a solos de condutividade hidráulica elevada com um valor médio de 52.08 cm/h.

Para seleção do sistema de tratamento no solo, faz-se recurso ao fluxograma desenvolvido, representado na Figura 5-2.

A área disponível no local para implementação do tratamento é de cerca 5775 m². A distância mínima do nível freático é de 2 m. O terreno apresenta um declive inferior a 1%. De modo a obter uma estimativa da taxa de aplicação do efluente, recorre-se ao gráfico da Figura 5-1, no capítulo 5.1., tendo obtido um valor correspondente a 300 cm/semana.

Assim, através do fluxograma desenvolvido, representado na Figura 5-2, selecionou-se o tratamento por infiltração rápida como aquele mais adequado.

6.2.3. Pré-dimensionamento do sistema de tratamento no solo

O sistema foi dimensionado tendo em conta um caudal de 1728 m³/dia, estando localizado num terreno que apresenta uma permeabilidade de 52.08 cm/h, com base na informação representada no sub-capítulo 5.2.1. que apresenta todos os passos necessário ao dimensionamento.

O valor da carga hidráulica, calculado através do gráfico representado na Figura 5-1, é de 300 cm/semana. A área para implementação do tratamento foi determinada através da equação 6, resultando num valor de 3024 m². Resumindo, na Tabela 6-2, apresentam-se todos os dados necessários ao correto dimensionamento do sistema.

Tabela 6-2 - Valores necessários à dimensão das bacias

Grandeza	Unidade	Valor
Caudal de ponta de dimensionamento (Q_{dim})	m ³ /dia	1728
Permeabilidade do solo (k)	[cm/h]	52.08
Carga hidráulica (Lw)	[m/ano]	156
Área necessária (A)	[m ²]	3024

Assim, após pré-dimensionamento, procede-se à descrição integral do dimensionamento do tratamento por infiltração rápida. A solução definida tem como objetivo potenciar a capacidade de infiltração e depuração natural do solo, culminando numa maior proteção do meio recetor e no aumento do nível de tratamento do efluente. Além disso, prevê uma descarga controlado, por meio de tubagem perfurada dispersa no fundo da bacia, devidamente protegida por enrocamento. Portanto, serão consideradas as seguintes infraestruturas no sistema:

- Câmara de desvio do caudal (descarga de emergência);
- 1 Bacia de infiltração, com colchão reno;
- Tubo coletor com cerca de 200 m de extensão;

Na Tabela 6-3, encontram-se expostas as características da bacia de infiltração implementada.

Tabela 6-3 - Características da bacia de infiltração

Grandeza	Unidade	Valor
N.º de bacias	-	1
Comprimento	m	61.51
Largura	m	48.09
Área superficial	m ²	3025.81
Profundidade	m	0.70
Taludes	-	2/1

Na Figura 6-2, está representado o sistema implementado relativo ao caso de estudo 1, na zona de Aveiro. Os desenhos que representam a solução desenvolvida, representados na Figura 6-2, são apresentados em anexo.

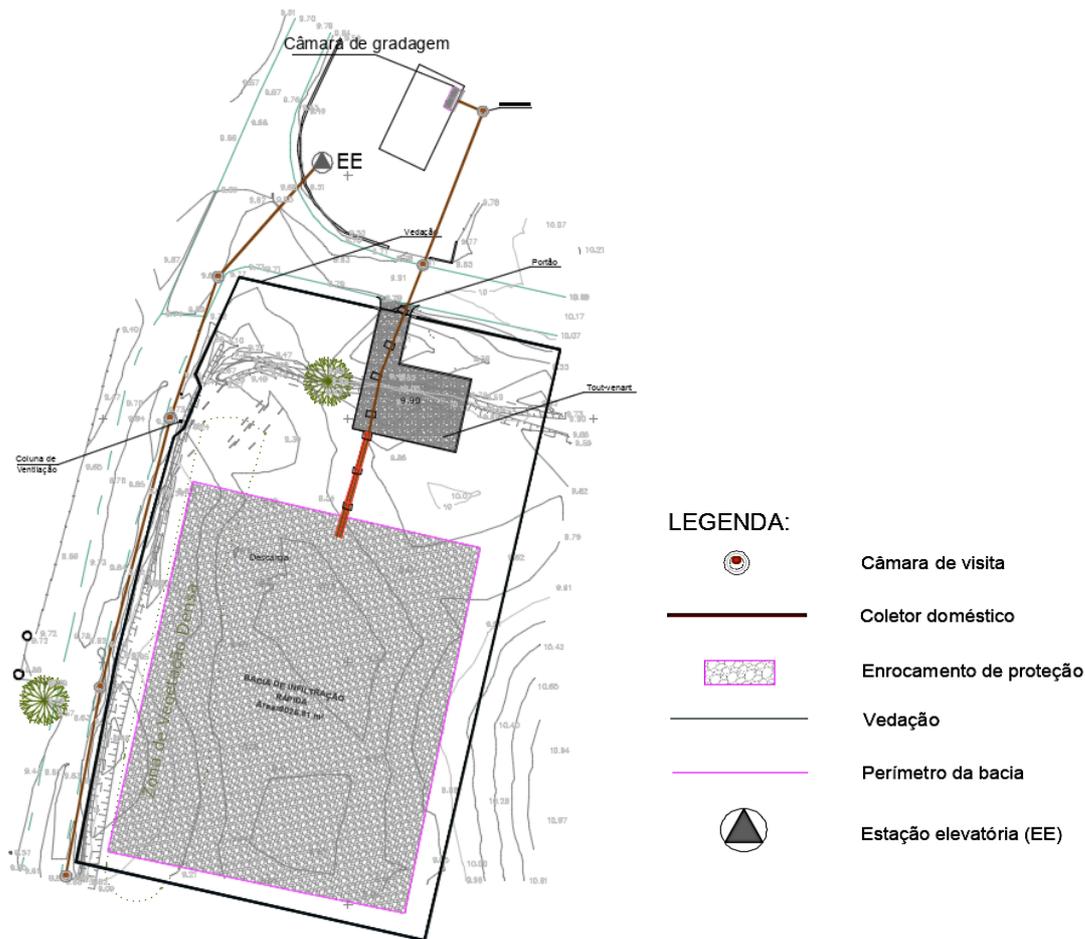


Figura 6-2- Representação do dimensionamento do novo sistema na Zona de Aveiro

Em caso de emergência, resultando da avaria dos grupos eletrobomba, por exemplo, as águas residuais partem da estação elevatória representada na Figura 6-2, onde são submetidas a uma gradagem, de maneira a eliminar sólidos presentes no efluente. De seguida, são conduzidos por um tubo coletor até à bacia (representado na Figura 6-2 a vermelho), passando pelo portão da vedação (perímetro representado a preto, na Figura 6-2), que delimita a zona em questão.

A descarga de emergência está implantada a uma cota relativamente alta, por forma a maximizar as possibilidades de acumulação dos efluentes no sistema de drenagem, reduzindo os volumes descarregados no terreno. Portanto, a soleira do coletor do bypass encontrar-se-á o mais próxima possível da superfície da zona de infiltração, que neste caso será à cota 9.28. Assim, o efluente aflui graviticamente à bacia de infiltração.

Como sistema de alimentação, foram implementados tubos perfurados, envolvidos em gravilha, de modo a distribuir o efluente homoganeamente, ao longo da bacia. Serão implementadas caleiras revestidas, de maneira a facilitar a manutenção das margens, colocadas a 0.5 m abaixo do nível máximo da bacia. Adicionalmente, tendo em contas os níveis freáticos obtidos acima, estima-se que não existirá contaminação dos lençóis freáticos na zona de infiltração.

6.2.4. Estimativa de orçamentos

Na Tabela 6-4, podem-se observar as quantidades, preços unitários e totais de cada uma das atividades necessárias à concretização do sistema em questão, usados para estimar o investimento inicial de sistemas de tratamento no solo. Este orçamento não inclui os custos de operação e manutenção.

Tabela 6-4- Orçamento relativo ao caso de estudo 1

	Unidades	Quantidade	Orçamento	
			Preço unitário (€)	Preço total (€)
1. Arranjos exteriores				
1.1. Vedação do recinto	m ³	220,08	7,5	1650,6
2. Tubagens e acessórios				
2.1. Fornecimento e montagem de tubagem em ferro fundido dúctil	m	200	250	50000
3. Proteção do local de descarga				
3.1. Movimento de terras	m ³	2123,8	7,5	15928,5
3.2. Fornecimento e aplicação de geotêxtil não tecido com 200g/m ² em polipropileno	m ²	3021	20,97	63344,7
4. Câmaras de visita	Un	2	300	600
			TOTAL	130923,8

6.3. Caso de estudo 2: Calheta, Cabo Verde

6.3.1. Descrição geral

A povoação da Calheta, situada na ilha de Maio, pertencente ao arquipélago de Cabo Verde, representa o segundo maior aglomerado populacional da ilha, com aproximadamente 1185 habitantes (INE, 2010), apresentando uma capitação de 80 l/hab.dia. Esta povoação é servida por um sistema de drenagem de águas residuais, executado entre 2014 e 2016, que não entrou em funcionamento pois não se procedeu à ligação domiciliárias dos ramais. Do ponto de vista académico, para efeitos do presente caso de estudo, admitiu-se que se iria, finalmente, colocar em serviço o sistema de drenagem e que o efluente seria tratado numa ETAR dispendo de tratamento no solo, pela recarga de aquíferos.

A ETAR situa-se a cerca de 2 km do centro da povoação. Para a população horizonte de projeto, considerou-se um caudal médio de dimensionamento de aproximadamente 3.95 m³/h. O efluente é conduzido por bombagem à ETAR, ao longo da estrada delineada a azul na Figura 6.3..



Figura 6-3 - Estimativa da distância entre a torre elevatória, situada na Calheta, e a ETAR

6.3.2. Apresentação geral de soluções tecnicamente viáveis

Inicialmente, optou-se por um sistema de tratamento constituído por uma obra de entrada com gradagem, seguida de uma fossa séptica, conduzindo o efluente até uma bacia de infiltração no

solo. O facto de se dispor de uma grande área livre em torno à ETAR teve impacto nesta decisão pois, deste modo, é possível considerar o dobro da área necessária para o tratamento, permitindo a alternância entre bacias de infiltração. A Calheta encontra-se numa zona de aluviões, depósitos de enxurrada, areias, areias de praia, dunas e cascalheiras (Garcia, 2010). De modo, a obter valores de permeabilidade médios na zona em questão, teve-se em consideração os coeficientes de permeabilidade de areias médias e areias finas. Na Figura 6-4, sinalizado pela circunferência a vermelho, pode-se observar o local em questão na carta geológica local, pelo que se admitiu valores de permeabilidade entre 3.6 e 36 cm/h. As areias médias apresentam um coeficiente de 10^{-2} cm/s e a areia fina de 10^{-3} cm/s (Neves, 2013). Portanto, a zona em questão, apresenta valores de permeabilidade médios de 20 cm/h. Para seleção do sistema de tratamento no solo, faz-se recurso ao fluxograma apresentado na Figura 5-2.

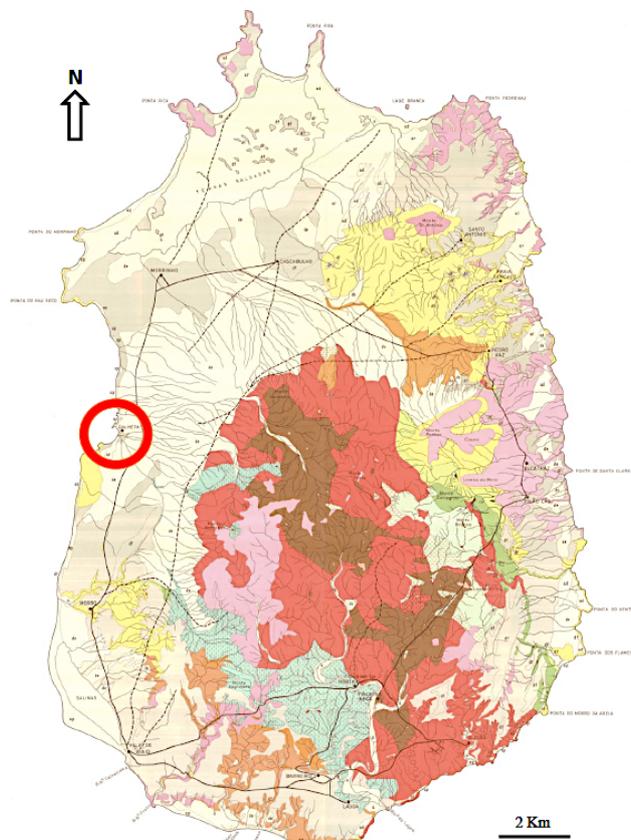


Figura 6-4- Carta geológica da Ilha do Maio. A legenda encontra-se no ANEXO III. (Garcia, 2010)

A área disponível no local para implementação do tratamento é de 9400 m². Admite-se que os níveis freáticos na zona se encontram a, aproximadamente, 8 m de profundidade. Existe a presença de vegetação. O terreno apresenta um declive inferior a 1%. De modo a obter a taxa de aplicação do efluente, recorre-se ao gráfico da Figura 5-1, obtendo um valor correspondente a 140 cm/semana. Face ao exposto, seleccionou-se o tratamento por infiltração rápida como aquele mais adequado.

6.3.3. Pré-dimensionamento do sistema de tratamento no solo

O sistema foi dimensionado tendo em conta um caudal de 94.8 m³/dia, estando localizado num terreno que apresenta uma permeabilidade de 20 cm/h, como foi determinado no sub-

capítulo 6.3.2. Para dimensionar o sistema, procedeu-se à consulta do sub-capítulo 5.2.1. que apresenta todos os passos necessários.

Como pré-tratamento procedeu-se à aplicação de dois processos: gradagem e desarenação, de modo a fazer a respetiva separação de sólidos mais grosseiros e a remover areias. A desarenação, neste caso, é bastante apropriada pois a Calheta é uma zona balnear e, portanto, as águas residuais terão elevadas probabilidades de apresentar uma elevada percentagem de areias. Através destas operações de pré-tratamento, existe uma maior proteção relativa aos dispositivos de tratamento evitando a deposição de sedimentos e eventual colmatação do solo.

A área para implementação do tratamento foi determinada através da equação 6, resultando num valor de 474 m². Considerando o dobro da área necessária para o tratamento, de modo a permitir a alternância entre campos, a área total admitida para implementação das bacias será de 948 m². Resumindo, na Tabela 6-5, apresentam-se todos os dados necessários ao correto dimensionamento do sistema.

Tabela 6-5 - Valores necessários à dimensão das bacias

Grandeza	Unidade	Valor
Caudal de ponta de dimensionamento (Q _{dim})	[m ³ /h]	3.95
Permeabilidade do solo (k)	[cm/h]	20
Carga hidráulica (Lw)	[cm/semana]	140
Área necessária (A)	[m ²]	474*2 = 948

Assim, após pré-dimensionamento, procede-se à descrição integral do dimensionamento do tratamento por infiltração rápida. Neste caso, considerou-se o dobro da área necessária, de modo a fazer alternância de bacias de infiltração. Na Tabela 6-6, observam-se as características destas.

Tabela 6-6 - Características da bacia de infiltração

Grandeza	Unidade	Valor
N.º de bacias	-	2
Comprimento	m	39.7
Largura	m	11.87
Área superficial	m ²	474.31
Profundidade	m	0.70
Taludes	-	2/1

Na Figura 6-5, encontra-se representado o dimensionamento do sistema relativo ao caso de estudo 2. Assim, as águas residuais irão ser conduzidas através de um coletor com uma pendente ligeira (inferior a 1%) que, após a câmara de gradagem, se divide em dois (duas saídas com uma válvula), de modo que o caudal possa ter acesso a uma das bacias desejada. Existirá alternância entre bacias, que irá ocorrer de 1 em 1 semana, de maneira que não haja saturação destas e a proceder à correspondente manutenção.

Ao longo das bacias, foi colocada uma proteção colchão-reno e sendo a distribuição de caudal efetuada por um tubo perfurado envolvido em gravilha, com o objetivo de distribuir o efluente homoganeamente pela respetiva bacia.

De modo a delimitar a área de cada bacia, projetou-se um aterro com uma pente de 2/1. Foi colocada uma vedação (delineada a azul na Figura 6-5, circundando toda a zona de trabalhos.

Com vista a permitir uma boa manutenção do sistema, um operador irá aceder ao edifício de apoio diariamente, procedendo à limpeza da grade e à alteração da descarga do efluente de uma bacia para a outra, quando necessário.

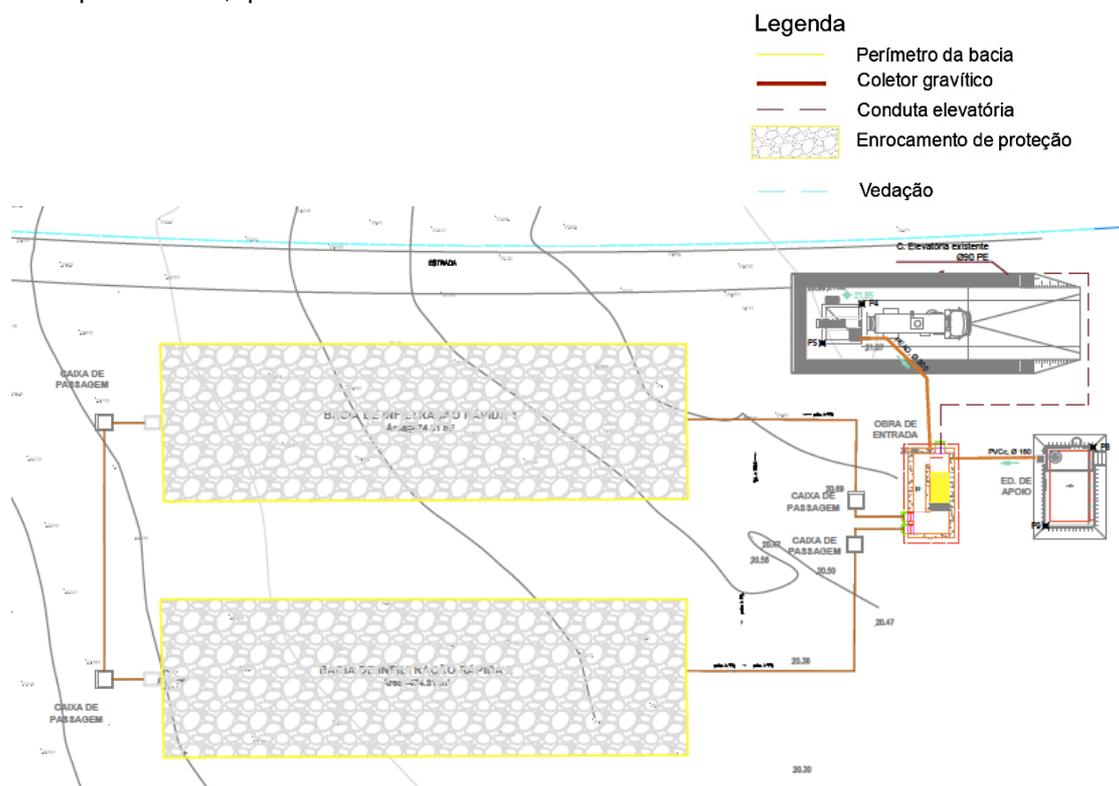


Figura 6-5-Representação do dimensionamento do novo sistema na Calheta, Cabo Verde

6.3.4. Estimativa de orçamentos

Na Tabela 6-7, observam-se os custos associados às atividades necessárias à realização do sistema correspondente ao caso de estudo em questão. Este orçamento não inclui os custos de operação e manutenção.

Tabela 6-7- Orçamento relativo ao caso de estudo 2

	Unidades	Quantidade	Orçamento	
			Preço unitário (€)	Preço total (€)
Câmara de gradagem	Un	1	-	2000
Edifício de apoio	Un	1	-	8000
1. Arranjos exteriores				
1.1. Vedação do recinto	m ³	410,18	7,5	3076,35
2. Tubagens e acessórios				
2.1. Fornecimento e montagem de tubagem em ferro fundido dúctil	m	200	250	50000
3. Proteção do local de descarga				
3.1. Movimento de terras	m ³	724,43	7,5	5433,23
3.2. Fornecimento e aplicação de geotêxtil não tecido com 200g/m ² em polipropileno	m ²	949	20,97	19893,31
4. Câmaras de visita	Un	2	300	600
			TOTAL	89002,9

7. Conclusão

A presente dissertação aborda a temática do tratamento das águas residuais no solo, um tópico cada vez mais relevante, devido à necessidade da proteção dos meios hídricos recetores e devido à crescente escassez de água e ao facto do tratamento no solo contribuir para a recarga artificial de aquíferos.

Neste domínio, são apresentados três tipos de tratamento no solo diferentes: infiltração rápida, infiltração lenta e overland-flow. É dada ênfase à importância do pré-tratamento a aplicar ao efluente a montante de tratamentos no solo, dando exemplos de processos a aplicar.

Ao longo da tese são descritos os princípios, limitações, aplicabilidade e critérios de dimensionamento de cada um dos mais relevantes processos de tratamentos no solo (infiltração rápida, infiltração lenta e overland-flow), incluindo as principais características do solo com influência no tratamento das águas residuais: as características físicas dos solos; a permeabilidade e a hidrogeologia do local. É também descrita a ação das plantas e do solo nos tratamentos das águas residuais.

Com base nesta informação, foi desenvolvido e proposto um método para seleção do sistema de tratamento no solo a aplicar em cada caso, que se apresenta sob a forma de fluxograma. São também apresentadas algumas referências que permitem estimar os investimentos e encargos de operação e exploração deste tipo de solução.

A metodologia proposta é aplicada, para efeitos ilustrativos e meramente académicos (casos hipotéticos baseados em casos reais) a dois casos de estudo, na zona de Aveiro e na Calheta, Cabo Verde, em que se recorre a soluções de tratamento no solo, apresentando-se o respetivo dimensionamento e estimativa de custos. No 1º caso, pretendeu-se implementar um sistema de tratamento de águas residuais no solo, com vista a mitigar impactes ambientais indesejados aquando de eventuais descargas de emergência de efluentes, na sequência de avaria de um sistema elevatório. No 2º caso de estudo, o objetivo traduziu-se no tratamento de efluentes, numa ETAR situada na Calheta, em Cabo Verde, através de tratamento no solo, para recarga de aquíferos. Em ambos os casos, o dimensionamento é semelhante, no geral, visto que se aplicou o mesmo tipo de tratamento. Foram também estimados os custos de investimento inicial, em ambos os casos, através de medição simplificada das principais quantidades de trabalho necessárias para a execução da solução de tratamento no solo.

Relativamente aos valores de referência apresentados, na presente dissertação, existem diferenças de custo que se podem dever à forma de obter as estimativas, sendo que os valores de referência são retirados de uma obra americana e não são atuais. Um trabalho futuro importante, para aumentar o conhecimento no domínio do tratamento no solo, poderá ser, precisamente, a atualização dos custos e a sugestão de uma forma de os estimar mais padronizada. Tal poderia ser feito através do desenvolvimento futuro de uma ferramenta de cálculo para o dimensionamento e comparação orçamental de diferentes soluções de tratamento no solo, incluindo a infiltração rápida, infiltração lenta e overland-flow.

Em suma, com o trabalho efetuado evidencia-se a importância e benefícios de soluções de tratamento de águas residuais no solo, uma abordagem de base natural e sustentável, que contribui para a recarga de aquíferos.

Referências Bibliográficas

- Barbosa, C. M., & Mattos, A. (2008). CONCEITOS E DIRETRIZES PARA RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS. *Águas Subterrâneas*.
- Bartolomeu, F. (1996). *Tecnologias de Drenagem e Tratamento de Águas Residuais Apropriadas a Aglomerados até 5000 Habitantes*. Lisboa: Universidade Nova de Lisboa.
- Bixio, D. et al. (2006). Wastewater Reuse in Europe. *Desalination, Vol. 187*, 89-101.
- Bodík et al. (2014). Status of decentralised wastewater treatment systems and barriers for implementation of nature-based systems in central and eastern Europe. *Environmental Science and Pollution Research, Vol. 22*.
- Brix, H. (2017). Sludge Dewatering and Mineralization in Sludge Treatment Reed Beds. *Constructed Wetlands for Water Treatment: New Developments, Vol. 9, No. 3*, 160.
- Copeland, C. (2016). Clean Water Act: A Summary of the Law. *Congressional Research Service* (pp. 1-2). CRS Report.
- Crites, R. et al. (2021). Perspective on Land Treatment and Wastewater Reuse for Agriculture in the Western United States. *Water, Vol 13*, 1822.
- Crites, R. W. (2000). *Land Treatment Systems for Municipal and Industrial Wastes*. McGraw-Hill.
- Davis, M. L. (2020). *Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice (2ª Edição)*. Nova Iorque, Chicago, São Francisco, Atenas, Londres, Madrid, Cidade do México, Milão, Nova Deli, Singapura, Sidney, Toronto: McGraw-Hill Education.
- dos Santos, J. Q., & Pinto, F. C. (1985). O Biosistema Solo-Vegetação, Base Fundamental da Depuração de Águas Residuais no Solo. Em M. H. Monte, *Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo* (pp. 1-80). Lisboa: LNEC.
- Edzwald, J. (2011). *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water (6ª Edição)*. American Water Works Association.
- Environmental Protection Agency. (2002). *Wastewater Technology Fact Sheet: Slow Rate Land Treatment*. Washington D.C., EUA: Office of Water.
- Environmental Protection Agency. (2003). *Wastewater Technology Fact Sheet: Rapid Infiltration Land Treatment*. Washington D.C., EUA: Office of Water.
- European Commission. (2001). *Extensive Wastewater Treatment Processes Adapted to Small and Medium Sized Communities*. Luxemburgo: International Office for Water.
- Fernando-Foncillas, C. et al. (2021). Co-Management of Sewage Sludge and Other Organic Wastes: A Scandinavian Case Study. *Energies, Vol. 14*, 3411.
- Ferreira, F. (1999). *Gestão Integrada de Águas Pluviais em Meio Urbano - Soluções de Controlo de quantidade e Qualidade da Água*. Lisboa: Universidade Nova de Lisboa.
- Ferreira, F. (2006). *Modelação e Gestão Integrada de Sistemas de Águas Residuais*. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa.
- Filho, C. R. (2011). *Estudo da Contribuição de Águas de Chuva no Sistema de Esgotamento Sanitário de Belo Horizonte*. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG.

- Garcia, E. M. (2010). *Gestão Integrada dos Recursos Hídricos da Ilha do Maio (Cabo Verde): O Contributo das Águas Subterrâneas*. Braga: Escola de Ciências, Universidade do Minho.
- Gonçalves, L. M., & Rossi, E. (2012). *Ecotécnicas de drenagem urbana: Urbanização de impacto ambiental reduzido*. São Paulo, Brasil: UFSCar.
- Hendrawan et al. (2013). The Performance of Subsurface Constructed Wetland For Domestic Wastewater Treatment. *International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT)*, Vol. 2(Issue 6).
- Hobel, D. G. (1978). *Land Treatment of Wastewater: With Special Reference to Overland Flow*. San Diego, Califórnia, EUA: San Diego State University.
- INE. (2020). *IPC - Atualização de Valores - Instituto Nacional de Estatística*. Obtido em Outubro de 2021, de <https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ipc>
- Matos, J. M. (1985). Dimensionamento de Sistemas de Tratamento de Águas Residuais no Solo: Informação Base para o Dimensionamento e Seleção de Soluções. Em M. H. Monte, *Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo* (pp. 1-20). Lisboa: LNEC.
- Matos, J. S., & Ferreira, F. S. (2018). *Instalações de Tratamento, Apresentação PowerPoint*. Lisboa: Instituto Superior Técnico.
- Meland S.; Norwegian Public Roads Administration. (2016). Management of Contaminated Runoff Water: Current Practice and Future Research Needs. *Conference of European Directors of Roads* (pp. 32-34). Bruxelas, Bélgica: CEDR.
- Metcalf & Eddy, I. (2003). *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse, 4ª Edição*. Nova Iorque: McGraw-Hill Companies, Inc.
- Monte, M. H. (1985). Dimensionamento de Sistemas de Tratamento de Águas Residuais no Solo: Infiltração Lenta. Em M. H. Monte, *Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo* (pp. 1-17). Lisboa: LNEC.
- Mounaouer, B. et al. (2013). Disinfection of Wastewater by Infiltration-Percolation Coupled to UV Irradiation in an Arid Tunisian Area. *Hydrology Current Research, Vol. 4, No. 2*, 1-8.
- Moura, A. N. (2004). RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS: OS DESAFIOS E RISCOS PARA GARANTIR O SUPRIMENTO FUTURO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA. *Águas subterrâneas*.
- Muga, H., & Mihelcic, J. (2008). Sustainability of Wastewater Treatment Technologies. *Journal of Environmental Management, Vol 88*, 437-447.
- Neves, E. M. (2013). *Mecânica dos Solos dos Estados Críticos*. Lisboa: LNEC.
- Novais, J. M. (1985). Tratamento de Águas Residuais no Solo: Escoamento Superficial. Em M. H. Monte, *Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo* (pp. 13-16). Lisboa: LNEC.
- Novais, J. M. (1985). Tratamento de Águas Residuais no Solo: Introdução Geral. Em M. H. Monte, *Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo* (pp. 1-13). Lisboa: LNEC.

- Pound, C. E., & Crites, R. W. (1973). *Wastewater Treatment and Reuse by Land Application*. Washington, D.C.: EPA-660/2-73-006a.
- Rodrigues, C. M. (2017). *Evaporação e evapotranspiração*. Évora: ICAAM. Escola de Ciência e Tecnologia. Universidade de Évora.
- Rodrigues, J. D. (1985). Factores geológicos e hidrogeológicos com influência no processo de tratamento no solo de águas residuais. Em M. H. Monte, *Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo* (pp. 1-58). Lisboa: LNEC.
- Sachin. (2019). Understanding, Choosing and Designing of the Land Slow Rate (Irrigation), Rapid Infiltration (Infiltration), Over Flow in Treatment and Disposal of Water. *Journal of Advances and Scholarly Researches in Allied Education*, Vol. 16 No. 4, 494-499.
- Santo, L. E. (2008). *Sistemas Simplificados de Saneamento de Águas Residuais*. Lisboa: Instituto Superior Técnico.
- Seguí, M. d. et al. (2017). Long-term Phosphorus Removal in Land Treatment Systems: Evaluation, Experiences and Opportunities. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 47, NO. 5, 314-334.
- Silva, F. et al. (2017). Caracterização de solos residuais para infiltração de efluente de estação de tratamento de esgoto. *Eng Sanit Ambient*, Vol. 22 n.1, 95-102.
- The Pennsylvania State University: Institute of State & Regional Affairs. (1980). *Land Treatment*. Middletown, Pensilvania, EUA: NSCEP.
- The Water Environment Federation. (2018). *Design of Water Resource Recovery Facilities (6ª Edição)*. Nova Iorque, Chicago, São Francisco, Atenas, Londres, Madrid, Cidade do México, Milão, Nova Deli, Singapura, Sidney, Toronto): McGraw-Hill Education.
- Torrens, A. (2020). Nature-based Solutions for Wastewater Treatment in Cities. *III International Seminar on Nature based Solutions (NbS): The water challenge and cities* (pp. 1-26). Brasília, Brasil: Diálogos União Europeia-Brasil.
- Tzanakakis, V.E. et al. (2007). Soil as a Wastewater Treatment System: Historical Development. *Water Science & Technology: Water Supply*, Vol 7 No 1, 67-75.
- U.S. Environmental Protection Agency. (1992). *Manual: Wastewater Treatment/ Disposal for Small Communities*. Washington D.C., EUA: Office of Water.
- Ulrich et al. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. Duebendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2005). *Cost Aspects of Wastewater Treatment*. Atenas, Grécia: UNEP(DEC)/MED WG.264/Inf. 7.
- Weather Spark. (s.d.). *Clima e condições meteorológicas médias em Aveiro no ano todo*. Obtido em Setembro de 2021, de Weather Spark: <https://pt.weatherspark.com/y/32338/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Aveiro-Portugal-durante-o-ano>
- Weather Spark. (s.d.). *Clima e condições meteorológicas médias em Vila do Maio no ano todo*. Obtido em Setembro de 2021, de Weather Spark:

<https://pt.weatherspark.com/y/31477/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Vila-do-Maio-Cabo-Verde-durante-o-ano>

Whitehead, J., & Geary, P. (2009). Sand Mounds for Effective Domestic Effluent Management. *Water*.

ANEXO I - Resultados obtidos para um tempo final de ensaio de 30 min para solos impermeáveis e para um tempo final de ensaio de 10 min para solos arenosos

Tabela 0-1- Resultados obtidos para um tempo final de ensaio de 30 min para solos impermeáveis

Rebaixamento (cm)	Permeabilidade (cm/s)	Natureza dos solos
0.25	4.6×10^{-5}	Silte
0.5	9.3×10^{-5}	
1	1.9×10^{-4}	Areia Siltosa
2	3.9×10^{-4}	
3	6×10^{-4}	
4	8.2×10^{-4}	
5	1×10^{-3}	Areia Fina
6	1.3×10^{-3}	
7	1.55×10^{-3}	
8	1.8×10^{-3}	
9	2.1×10^{-3}	
10	2.4×10^{-3}	
11	2.7×10^{-3}	
12	3.2×10^{-3}	
13	3.6×10^{-3}	
14	4.1×10^{-3}	

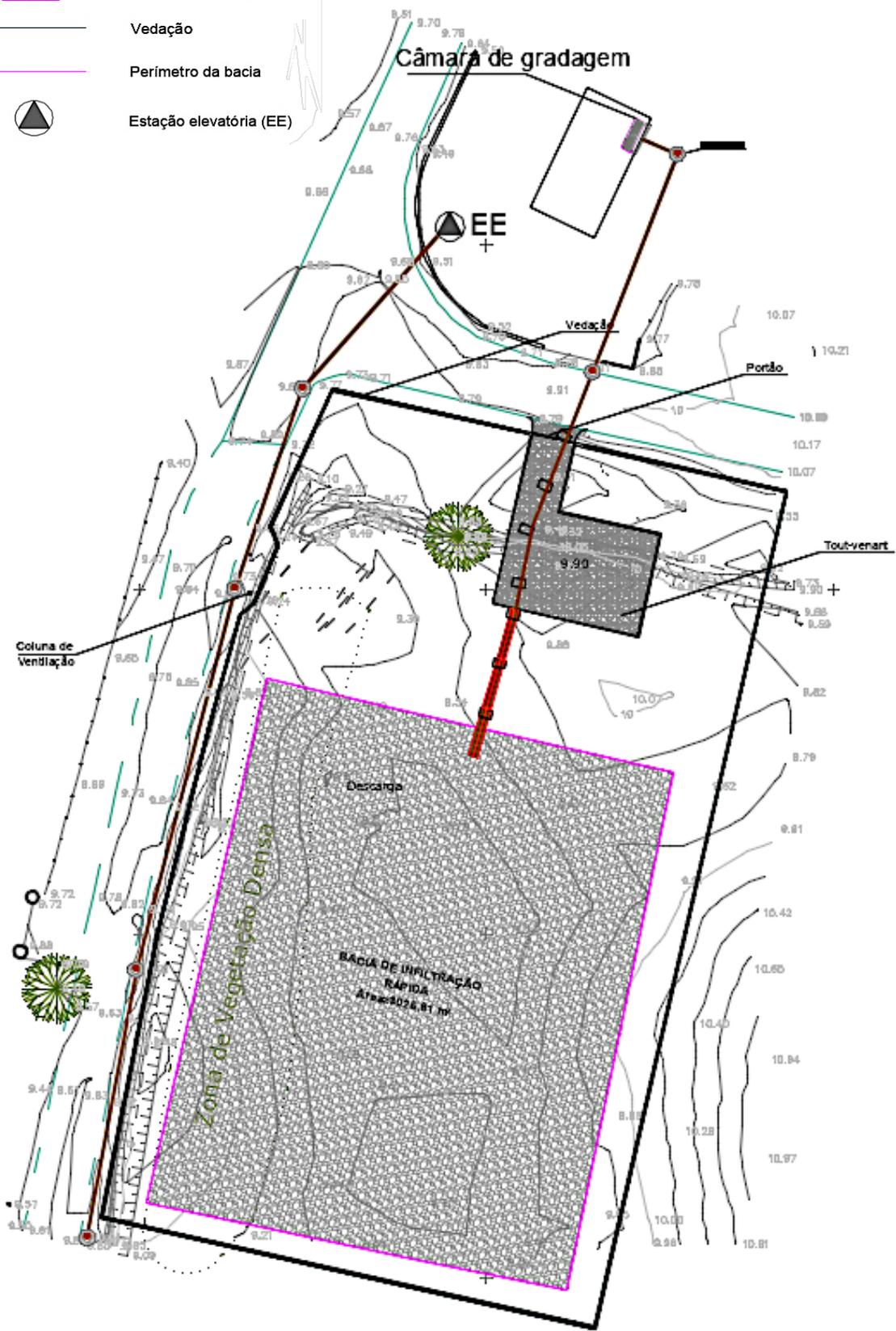
Tabela 0-2- Resultados obtidos para um tempo final de ensaio de 10 min para solos arenosos

Rebaixamento (cm)	Permeabilidade (cm/s)	Natureza dos solos
1	5.7×10^{-4}	Areia Fina
2	1.16×10^{-3}	
3	1.78×10^{-3}	
4	2.24×10^{-3}	
5	3.14×10^{-3}	
6	3.87×10^{-3}	
7	4.6×10^{-3}	
8	5.5×10^{-3}	Mistura de Areias
9	6.4×10^{-3}	
10	7.3×10^{-3}	
11	8.4×10^{-3}	
12	9.5×10^{-3}	
13	1×10^{-2}	Areia Grossa
14	1.2×10^{-2}	

ANEXO II – Dimensionamento do Caso de Estudo 1

LEGENDA:

-  Câmara de visita
-  Coletor doméstico
-  Enrocamento de proteção
-  Vedação
-  Perímetro da bacia
-  Estação elevatória (EE)



ANEXO III - Legenda referente à carta geológica de Ilha do Maio, Cabo Verde

	Depósitos de praias antigas (conglomerados, calcários e calcarenitos); duna; fósseis (df).	} Plistocénico
	Depósitos conglomerático-brechóides.	} Neogénico (Miocénico ?)
	Conglomerado de Pedro Vaz.	} Paleogénico
	Argilas, margas e calcários margosos.	} Cretácico médio e inferior
	Calcários compactos, fósseis, com leitos de sílexito, passando a calcários margosos para o topo.	} Cretácico inferior
	Calcários compactos, com leitos de sílexito	} Jurássico superior ?
	Complexo argilo-calco-eruptivo Calcários compactos, quase sempre cristalizados	
	Complexo argilo-calco-eruptivo Calcários compactos, com leitos de sílexito Argilas	} Mesozóico indiferenciado Jurássico superior ? e Cretácico inferior

FORMAÇÕES ERUPTIVAS

	Mantos subaéreos e filões (anocentríticos, basanitos, nefeliníticos, etc.). 4.ª fase lávica.	} Pliocénico
	Filões e mantos subaéreos e submarinos (nefeliníticos, limburgíticos e augíticos). 3.ª fase lávica.	} Paleogénico
	Brechos eruptivos em relação com fracturas	} Cretácico superior e inferior ?
	Complexo eruptivo, constituído por mantos submarinos e filões (basaníticos, leucaníticos e etínditos). 1.ª e 2.ª fases lávicas.	
	Síenitos feldspatíticos e rochas afins	} Cretácico superior ?
	Essexito	} Cretácico médio
	filões lávicos (l), anulocentríticos (an), anocentríticos (ac), carbonatíticos (ch) e olivíticos (ol).	
	fallus	

Figura 0-1- Legenda referente à carta geológica de Ilha do Maio, Cabo Verde

ANEXO IV – Dimensionamento do Caso de Estudo 2

