

UNIVERSIDADE DE TRÁS-OS-MONTES E ALTO DOURO

Reutilização de Água

Utilização de águas cinzentas *in situ*

Ana Cristina Ribeiro Afonso de Matos Coutinho

Julho de 2009

Tese apresentada na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro para obtenção do grau de Doutor em Ciências de Engenharia - Engenharia Civil, ao abrigo do Decreto-Lei nº 216/92 de 13 de Outubro, sob orientação da Professora Doutora Isabel Bentes e Professora Doutora Ana Sampaio.

“Infelizes os homens que têm todas as ideias claras.”

Pasteur

Aos meus Pais.

AGRADECIMENTOS

Sinceros agradecimentos às pessoas e instituições que com o seu contributo permitiram a realização deste estudo.

Um agradecimento à Professora Doutora Isabel Bentes e à Professora Doutora Ana Sampaio por terem aceitado orientar esta tese.

À Professora Doutora Isabel Bentes um muito obrigado pelos incentivos, sugestões, ensinamentos e palavras de encorajamento que nunca faltaram no decorrer deste trabalho. A assiduidade com que acompanhou o desenrolar do mesmo e a preocupação constante são acções que dificilmente podem ser agradecidas.

À Professora Doutora Ana Sampaio toda a gratidão possível por ter aceite orientar esta tese, numa fase já adiantada dos trabalhos. Por todo o apoio laboratorial que sempre disponibilizou e todos os conhecimentos que partilhou com a simpatia que lhe é inerente um muito obrigado.

Ao Professor Doutor Pedro Tavares um muito obrigado pelo apoio prestado com o microscópio electrónico da UTAD.

Ao colega e amigo, Eng.º Ricardo Bento, sinceros agradecimentos pela ajuda prestada nos problemas informáticos que foram surgindo.

Aos alunos de projecto que com os seus trabalhos contribuíram para a parte experimental desta tese, um muito obrigado.

Agradece-se à MARTIFER II INOX, o apoio financeiro e técnico para a construção do sistema de tratamento. Destacar-se-iam:

- O Sr. Manuel Martins, administrador geral da MARTIFER II INOX, que aceitou apoiar este trabalho;
- O Eng.º João Martins pelo desenho do automatismo do sistema de tratamento, que com amizade trato;
- O Eng.º Nuno Pinho, que numa fase mais adiantada dos trabalhos também prestou o seu contributo;

- A todo o pessoal da montagem que trabalhou várias horas extra para apressar a instalação do sistema.

Ao Sr. Miguel Campos pelo apoio prestado com o *ecofur*.

Ao Sr. Cunha, que nunca falha, um braço amigo, pela amizade e todo o apoio prestado durante o período de amostragem, quando a barriga já era grande e pesada, um muito obrigado.

Ao meu pai por todo o apoio, incentivo, valores e ensinamentos que sempre me transmitiu.

Ao Jó, meu bem-querido marido, pela paciência, compreensão, palavras de incentivo e de amparo, principalmente nas alturas mais críticas, ao longo destes anos de trabalho.

A toda a família e especialmente à Matilde pelas ausências da mamã durante o primeiro ano de vida, um beijinho muito especial.

A toda a ECT, na pessoa do seu presidente, Professor Doutor José Afonso Bulas Cruz, por todo o encorajamento e apoio prestados, um sincero agradecimento.

Finalmente, à UTAD, na pessoa do magnífico Reitor, Professor Doutor Armando Mascarenhas Ferreira, por todo o apoio que permitiu a elaboração deste estudo, um muito obrigado.

ÍNDICE

Capítulo I - Introdução	1
I.1. Introdução	1
I.2. Objectivos	2
I.3. Metodologia de Desenvolvimento do Trabalho	3
I.4. Estrutura de Apresentação do Trabalho	3
Capítulo II - Reutilização da Água	5
II.1. Introdução	5
II.1.1. A Situação Nacional	7
II.1.2. Tipos de reutilização	9
II.2. Interesses e Potencialidades da Reutilização de Águas Cinzentas	13
II.2.1. Caracterização qualitativa das Águas Cinzentas.....	16
II.2.1.1. Características Físico-Químicas.....	18
II.2.1.2. Características Microbiológicas.....	26
II.2.2. Caracterização quantitativa da produção de Águas Cinzentas	31
II.2.3. Tratamento de águas cinzentas	34
II.2.3.1. Gestão centralizada <i>versus</i> descentralizada: O tratamento <i>in situ</i>	35
II.2.3.2. Alguns casos de Estudo	36
II.2.3.3. A aplicação de minerais de argila no tratamento de águas	39
Capítulo III - Enquadramento legal	43
III.1. Legislação	43
III.2. Critérios de qualidade exigidos	45
III.2.1. Reutilização agrícola	46
III.2.2. Reutilização Urbana	49
III.2.3. Irrigação de áreas com acesso restrito	49
III.2.4. Reutilização para fins recreativos.....	49
III.2.5. Reutilização para Construção	50
III.2.6. Reutilização Ambiental	50
III.2.7. Reutilização industrial	51
III.2.8. Recarga de aquíferos	51
III.2.9. Reutilização potável indirecta	51
Capítulo IV- Caracterização qualitativa e quantitativa das águas cinzentas estudadas..	53
IV.1. Caracterização qualitativa das águas cinzentas produzidas	54

IV.1.1. Água cinzenta total.....	54
IV.1.1.1. Metodologia	54
IV.1.1.2. Resultados	56
IV.1.1.3. Análise e discussão dos resultados.....	58
IV.1.2. Água cinzenta clara	61
IV.1.2.1. Metodologia	61
IV.1.2.2. Resultados	62
IV.1.2.3. Análise e discussão dos resultados.....	63
IV.1.3. Comparação entre a água cinzenta total e a água cinzenta clara.....	66
IV.1.4. Água cinzenta por aparelho sanitário	67
IV.1.4.1. Metodologia	67
IV.1.4.2. Resultados	69
IV.1.4.3. Análise e Discussão dos Resultados.....	72
IV.2. Caracterização quantitativa das águas cinzentas produzidas por aparelho sanitário	75
IV.2.1. Metodologia	75
IV.2.2. Resultados	75
IV.2.3. Análise e discussão dos resultados.....	79
IV.2.4. Confronto entre a quantidade gerada e a procura para alguns fins não potáveis.....	80
Capítulo V – Distribuição das efluências ao longo do dia	85
V.1. Metodologia.....	85
V.2. Resultados.....	88
V.3. Análise e Discussão dos Resultados	97
Capítulo VI – Sistema Experimental de Tratamento.....	105
VI.1. Descrição geral da instalação e do sistema	106
VI.2. Dimensionamento do Sistema.....	110
VI.3. Funcionamento do sistema	111
VI.4. Caracterização da Bentonite.....	112
VI.5. Metodologia para avaliação do funcionamento do sistema.....	114
VI.6. Resultados	117
VI.7. Análise e Discussão dos Resultados.....	119
VI.8. Influência do tempo de retenção na qualidade das ACC e no tratamento com bentonite	127

VI.8.1. Análise da evolução da qualidade da água cinzenta clara.....	128
VI.8.2. Análise da evolução da qualidade da água tratada com bentonite	132
VI.8.3. Evolução da eficiência de tratamento com o tempo de retenção	136
VI.9. Subprodutos gerados	139
VI.9.1. Metodologia	139
VI.9.2. Resultados	140
VI.9.3. Análise e discussão dos resultados.....	142
Capítulo VII - Conclusões finais e perspectivas de trabalho futuro	145
VII.1. Conclusões finais	145
VII.2. Perspectivas de trabalho futuro	148
Bibliografia.....	151
Anexo I.....	161
Anexo II.....	165

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1: Experiência de reutilização em alguns países (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2006).	6
Quadro 2: Parâmetros a considerar em vários tipos de utilização da água residual.	12
Quadro 3: Classificação da água residual doméstica.	13
Quadro 4: Componentes presentes nos efluentes domésticos (Adaptado de Henze <i>et al.</i> , 2001).	17
Quadro 5: Poluentes e riscos associados às águas cinzentas (EPA, 2004).	18
Quadro 6: Valores do teor em sólidos e turbidez, referenciados na bibliografia.	20
Quadro 7: Valores de pH referenciados na bibliografia.	21
Quadro 8: Valores de CQO, CBO5 e COT, Total (T) e dissolvido (D) referenciados na bibliografia, para as águas cinzentas.	23
Quadro 9: Valores de azoto (total, amoniacal, nitratos e nitritos) e de fósforo (total e fosfatos) referenciados na bibliografia.	24
Quadro 10: Concentração microbiana referenciada na bibliografia.	31
Quadro 11: Critérios de qualidade exigidos para reutilização agrícola (EPA, 2004).	47
Quadro 12: Critérios da OMS (2006).	47
Quadro 13: Valores máximos recomendáveis (VMR) e admissíveis (VMA) segundo o Decreto Lei n.º 236/98.	48
Quadro 14: Parâmetros analisados e métodos de análise às águas cinzentas totais adoptados.	55
Quadro 15: Parâmetros medidos por sensores na água cinzenta total.	56
Quadro 16: Valores obtidos para as águas cinzentas totais e para a água potável.	57
Quadro 17: Valores obtidos através dos sensores para as águas cinzentas totais e para a água potável.	57
Quadro 18: Valor ou valor médio (n=2) encontrado, VMR, VMA segundo o Decreto-lei 236/98, valores propostos pela EPA e valor bibliográfico para os parâmetros analisados.	59
Quadro 19: Valor ou valor médio (n=2) encontrado, VMR, VMA segundo o Decreto-lei 236/98, valores propostos pela EPA e valor bibliográfico para os parâmetros analisados através de sensores.	59
Quadro 20: Valores obtidos (n=1) para as águas cinzentas claras, numa habitação unifamiliar.	63
Quadro 21: Valores obtidos (n=1) por sensores para as águas cinzentas claras.	63
Quadro 22: Valor encontrado (n=1), VMR, VMA segundo o Decreto-lei 236/98, valores propostos pela EPA e valor bibliográfico para os parâmetros analisados.	64
Quadro 23: Valor encontrado (n=1), VMR, VMA, EPA e valor bibliográfico para os parâmetros analisados através de sensores.	65

Quadro 24: Valor médio dos diversos parâmetros físico-químicos analisados por aparelho sanitário.....	69
Quadro 25: Resultados (média \pm desvio-padrão) dos parâmetros microbiológicos, coliformes totais e fecais, nos diversos aparelhos sanitários.	70
Quadro 26: Valores dos parâmetros físico-químicos analisados na mistura das águas cinzentas provenientes das diversas habitações, por aparelho sanitário.	71
Quadro 27: Valores referenciados na bibliografia (Friedler, 2004).....	73
Quadro 28: Consumos por habitante e por dia ao longo de cada um dos 7 e dos 21 dias de campanha, por aparelho sanitário.	76
Quadro 29: Valor médio e desvio-padrão da capitação (l/hab.dia) por aparelho sanitário.	78
Quadro 30: Comparação das capitações obtidas no presente trabalho com as de outros estudos.....	80
Quadro 31: Quantidades de água cinzenta gerada e necessidades em água para alguns fins não potáveis.	83
Quadro 32: Número de habitantes em cada habitação estudada.	86
Quadro 33: Nº de registos de volume por aparelho sanitário.	87
Quadro 34: Volume médio(l) e desvio-padrão por descarga e por aparelho sanitário.....	89
Quadro 35: Comparação com os vários valores encontrados na secção IV.2.....	100
Quadro 36: Contribuições relativas (%) em termos de volume e em termos de concentração de poluentes/contaminantes dos vários aparelhos sanitários.	101
Quadro 37: Dados técnicos do ecofur (Fonte: www.ecofur.pt).	111
Quadro 38: Análise dos elementos e dos óxidos que compõem a bentonite utilizada.	113
Quadro 39: Parâmetros analisados e respectivos métodos de análise.....	116
Quadro 40: Parâmetros medidos <i>in situ</i> através de sensores nas diversas campanhas.	116
Quadro 41: Resultados dos parâmetros analisados nas campanhas 1, 2 e 3.	117
Quadro 42: Resultados dos parâmetros medidos por sensores nas campanhas 1,2 e 3.	118
Quadro 43: Resultados dos parâmetros analisados na campanha 4.	118
Quadro 44: Resultados dos parâmetros medidos por sensores na campanha 4.	119
Quadro 45: Percentagem de remoção ou de aumento na primeira, segunda e terceira campanhas.	119
Quadro 46: Valores de saída do tratamento para as diversas campanhas, VMR, VMA, EPA para os parâmetros analisados.....	121
Quadro 47: Percentagem de aumento ou de remoção dos parâmetros analisados na 4ª campanha.	124
Quadro 48: Parâmetros analisados para a análise da influência do tempo de retenção.	127
Quadro 49: Resultados obtidos na 4ª campanha e passados oito e quinze dias desta.	128

Quadro 50: Percentagem de remoção ou de aumento nas três campanhas.	137
Quadro 51: Parâmetros analisados e respectivos métodos de análise das lamas.	139
Quadro 52: Resultados dos parâmetros analisados em laboratório.....	140
Quadro 53: Análise elementar e dos óxidos na lama, através de microscópio electrónico.	140
Quadro 54: Valores máximos recomendados pela portaria 176/96.	142

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Distribuição da água cinzenta gerada numa habitação (Fonte: NSW, 2006).	31
Gráfico 2: Distribuição do consumo de referência por dispositivo (Fonte: PNUEA, 2001).	32
Gráfico 3: Concentrações relativas (%) dos diversos parâmetros nas ACT e ACC.	66
Gráfico 4: Valores médios e desvio padrão de pH.	70
Gráfico 5: Valores médios e desvio padrão de potencial redox.	70
Gráfico 6: Valores médios e desvio padrão de condutividade eléctrica.	70
Gráfico 7: Valores médios calculados de SDT.	70
Gráfico 8: Concentrações relativas dos diversos parâmetros em cada aparelho sanitário.	71
Gráfico 9: Valor médio e desvio-padrão da capitação (l/hab.dia) por aparelho sanitário.	78
Gráfico 10: Distribuição percentual das capitações por aparelho sanitário.	78
Gráfico 11: Distribuição do número médio de utilizações por habitante ao longo do dia.	88
Gráfico 12: Contribuição percentual do número de utilizações por aparelho.	89
Gráfico 13: Volume por descarga e por aparelho.	90
Gráfico 14: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, na pia da louça	90
Gráfico 15: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, na MLL.	90
Gráfico 16: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, na MLR.	91
Gráfico 17: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, na banheira.	91
Gráfico 18: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, no autoclismo.	91
Gráfico 19: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, no lavatório.	91
Gráfico 20: Contribuição percentual de cada aparelho sanitário para o volume descarregado por habitante ao longo do dia.	92
Gráfico 21: Distribuição relativa do volume descarregado por habitante ao longo de um dia.	92
Gráfico 22: Volume médio descarregado num dia por habitante, por aparelho sanitário.	93
Gráfico 23: Distribuição da carga em CQO, por aparelho sanitário e no total (g O ₂ /hab).....	94
Gráfico 24: Distribuição da carga de SDT, por aparelho sanitário e no total (mg SDT/hab).	94
Gráfico 25: Distribuição da carga de coliformes totais, por aparelho sanitário e no total (UFC/hab.).	95
Gráfico 26: Distribuição da carga de coliformes fecais, por aparelho sanitário e no total (UFC/hab).	95
Gráfico 27: Carga de CQO por habitante por dia (gO ₂ /hab.dia).....	96

Gráfico 28: Cargas de SDT por habitante por dia (g SDT/hab.dia).....	96
Gráfico 29: Cargas de coliformes totais por habitante por dia (UFC/hab.dia).	96
Gráfico 30: Carga de coliformes fecais por habitante por dia (UFC/hab.dia).	96
Gráfico 31: Cargas relativas por habitante, por aparelho sanitário.....	97
Gráfico 32: Espectro da análise EDS da bentonite utilizada.	113
Gráfico 33: Percentagem de remoção ou de aumento, em CQO, CBO ₅ , COT, coliformes totais, coliformes fecais e SST, na 1 ^a e 3 ^a campanhas.....	120
Gráfico 34: Percentagem de aumento ou de remoção em CQO, CBO ₅ , COT, coliformes totais, coliformes fecais e SST na 4 ^a campanha.	125
Gráfico 35: Evolução dos SST e SDT na água de entrada desde a 4 ^a até à 6 ^a campanha.	129
Gráfico 36: Evolução da concentração de nutrientes na água de entrada, desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas.	130
Gráfico 37: Evolução da CQO, CBO ₅ e COT na água de entrada desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas.	131
Gráfico 38: Evolução da concentração em coliformes totais na água de entrada desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas (UFC/100 ml).....	131
Gráfico 39: Evolução da concentração em coliformes fecais na água de entrada desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas (UFC/100 ml).....	132
Gráfico 40: Evolução dos SST e SDT na água de saída desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas.	133
Gráfico 41: Evolução da concentração dos nutrientes, azoto e fósforo, na água de saída, desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas.	134
Gráfico 42: Evolução da CQO, CBO ₅ e COT na água de saída desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas.....	135
Gráfico 43: Evolução da concentração em coliformes totais na água de saída desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas (UFC/100 ml).....	135
Gráfico 44: Evolução da concentração em coliformes fecais na água de saída desde a 4 ^a até à 6 ^a campanhas (UFC/100 ml).....	136
Gráfico 45: Percentagem de remoção ou de aumento na 4 ^a , 5 ^a e 6 ^a campanhas.	138
Gráfico 46: Espectro da análise EDS da lama.	141
Gráfico 47: Espectros da análise EDS da bentonite e da lama.	144

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama tipo para a implementação de um plano de reutilização (Adaptado de Mendonça, 2004).....	15
Figura 2: Esquema representativo do protótipo.....	109
Figura 3 : Esquema representativo do funcionamento do ecofur (Fonte: www.ecofur.pt).	110

ÍNDICE DE FOTOS

Foto 1: Vista geral da instalação do sistema de tratamento.	107
Foto 2: Imagem da colocação do ecofur.	110
Foto 3: Microfotografia ao microscópio electrónico de varrimento (MEV) da bentonite utilizada (1000x).	114
Foto 4: Aspecto da água de entrada na quinta campanha.	129
Foto 5: Aspecto da água de entrada na sexta campanha.	129
Foto 6: Aspecto da água de saída na quinta campanha.	133
Foto 7: Aspecto da água de saída na sexta campanha.	133
Foto 8: Fotografia ao microscópio electrónico de varrimento da lama, em modo ambiental (1000x).	141
Foto 9: Fotografia ao microscópio electrónico de varrimento da lama em modo ambiental (60 000x). ..	142

LISTA DE ACRÓNIMOS

ACC- ÁGUAS CINZENTAS CLARAS

ACT- ÁGUAS CINZENTAS TOTAIS

B- BIDÉ

BA- BANHEIRA

CBO₅- CARÊNCIA BIOQUÍMICA EM OXIGÉNIO AOS 5 DIAS

COT- CARBONO ORGÂNICO TOTAL

CQO- CARÊNCIA QUÍMICA EM OXIGÉNIO

EDS- ENERGY DISPERSIVE SPECTROSCOPY

EPA- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

ETA- ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS

ETAR- ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

L- LAVATÓRIO

LL- LAVA-LOIÇA

MBR- MEMBRANE BIOREACTOR

MCR- MEMBRANE CHEMICAL REACTOR

MEV- MICROSCÓPIO ELECTRÓNICO DE VARRIMENTO

MLL- MÁQUINA DE LAVAR LOUÇA

MLR- MÁQUINA DE LAVAR ROUPA

PCB- BIFENILOS POLICLORADOS

PNUEA- PROGRAMA NACIONAL PARA O USO EFICIENTE DA ÁGUA

RAS- RAZÃO DE ABSORÇÃO DO SÓDIO

RBC- ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR

SBC- SUBMERGED BIOLOGICAL CONTACTOR

SDT- SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS

SST- SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

RESUMO

A reutilização da água a nível nacional, tem passado pela reutilização da água em rega de espaços exteriores comuns, campos de golfe e jardins, após tratamento numa estação central de tratamento de água residual. Esta prática centralizada pode, todavia, não se revelar a mais vantajosa.

A reutilização da água *in situ*, que elimina os custos associados às instalações de bombagem das ETAR centrais para as redes de distribuição, pode ser económica e ambientalmente mais favorável. Por outro lado, permite o aproveitamento das águas menos poluídas, nomeadamente as águas cinzentas, o que facilitará, à partida, o seu tratamento. Porém, nesta perspectiva, algumas questões importantes se levantam, nomeadamente as que se prendem com a salvaguarda da saúde pública e com a garantia de viabilidade desta prática.

Com este trabalho, pretende dar-se um contributo para o conhecimento das características qualitativas e quantitativas das águas cinzentas, e darem-se a conhecer os resultados obtidos num sistema de tratamento simplificado, tendo em vista a reutilização *in situ* da água.

Numa primeira fase, fizeram-se várias campanhas de amostragem para analisar a qualidade das águas cinzentas. Em simultâneo levaram-se a cabo campanhas de medição da quantidade de água utilizada nas habitações e realizou-se um inquérito para o estudo da distribuição das descargas, ao longo do dia, dos vários aparelhos sanitários. Posteriormente com o apoio financeiro da Martifer II INOX, construiu-se um sistema onde se testou a aplicação de bentonite como processo de tratamento simplificado.

Palavras Chave: reutilização *in situ*, águas cinzentas, caracterização, tratamento.

ABSTRACT

Water reuse in our country has been going through the reuse of water in the irrigation of outdoor spaces, golf courses and gardens, after treatment in a wastewater treatment plant. This centralized practice can, though, not be revealed as the most advantageous one.

In situ water reuse, that eliminates the costs associated to the facilities of pumping wastewater from the central treatment plant for the distribution networks, can be less expensive and more favorable to the environment. On the other hand, it allows the use of the less polluted waters, namely the greywater, what will facilitate its treatment. However, in this perspective, some important issues can rise, namely the ones that have to do with the protection of the public health and with the warranty of viability of this practice.

The aim of this work is to give a contribution for the knowledge of the qualitative and quantitative characteristics of greywater, and show the results obtained in a system of a simplified treatment, considering *in situ* reuse of water.

In a first phase, several sampling campaigns were made to analyze greywater quality. Simultaneously it has been performed several campaigns to measure the amount of water used in the houses and was also made an inquiry for the study of the discharges distribution along the day, of the several sanitary devices. Later, with the financial supports of Martifer II INOX, a system was built where the bentonite application was tested as a process of simplified treatment.

Key-words: *in situ* reuse, greywater, characterization, treatment.

Capítulo I - Introdução

I.1. Introdução

A água é o principal recurso natural e os sectores de actividade que mais dependem da sua disponibilidade são, simultaneamente, os que mais contribuem para a sua degradação.

Os recursos hídricos têm vindo a ser, ao longo dos anos, intensamente sobre-explorados, poluídos e contaminados, estimando-se que a curto ou médio prazo se atinjam valores de *stress hídrico* preocupantes na Europa. De facto, o nosso país já se encontra no *ranking* de países com *stress hídrico* médio (10-20%) (Melo-Baptista, 2002). A necessidade de consumo dos seis mil milhões de habitantes da Terra excede a oferta de água doce disponível e a população mundial continua a crescer. As Nações Unidas admitem que 2700 milhões de pessoas serão afectadas por grave escassez de água em 2025 se o consumo se mantiver nos níveis actuais (Montaigne, 2002). Esta sobre-exploração da água acarreta consequências graves como rupturas nos abastecimentos, diminuição dos caudais fluviais, com valores por vezes inferiores aos designados caudais ecológicos, a destruição dos ecossistemas aquáticos e o aumento da concentração da poluição.

A reutilização da água é uma prática cada vez mais adoptada, com vista à preservação dos recursos hídricos. No entanto, até ao presente, a estratégia a nível nacional tem passado pela reutilização da água em rega de espaços exteriores comuns, campos de golfe e jardins, após tratamento numa estação central de tratamento de água residual. A prática centralizada em termos de drenagem e tratamento de água residual para posterior reutilização pode não se revelar a mais vantajosa em termos económicos e ambientais, uma vez que, na generalidade dos casos, envolverá instalações de bombagem a partir das ETAR's, que se encontram a cotas inferiores, para redes de distribuição desta água envolvendo custos avultados.

A reutilização da água *in situ*, uma vez que elimina os custos referenciados, pode ser mais vantajosa. Por outro lado, esta prática permitirá o aproveitamento das águas menos poluídas, nomeadamente as águas cinzentas, ou seja, as águas geradas dentro das

habitações sem o contributo das águas das sanitas, também designadas por águas negras, o que facilitará, à partida, o seu tratamento. Não se poderá, contudo, deixar de reflectir acerca dos impactes que esta estratégia terá nos actuais sistemas.

Nesta perspectiva de reutilização *in situ*, existem, no entanto, algumas questões importantes que devem ser levantadas, nomeadamente as que se prendem com a salvaguarda da saúde pública e com a garantia de viabilidade desta prática. Para isso há a necessidade de se conhecerem as características qualitativas e quantitativas dos efluentes a reutilizar, bem como o tipo e o grau de tratamento a que deverão estar sujeitos com vista à sua utilização para diversos fins. Estas, entre outras questões evidenciam a necessidade de estudos neste domínio e daí a motivação para o desenvolvimento deste trabalho. Assim, pretende dar-se um contributo para o estudo da possibilidade de reutilização das águas cinzentas *in situ*. O conhecimento das características qualitativas e quantitativas das águas cinzentas geradas nas habitações foi o ponto de partida desta investigação, estudando-se posteriormente a distribuição das efluências e das cargas poluentes/contaminantes ao longo de um dia. Divulgam-se, ainda, os resultados obtidos num sistema experimental, económico e simplificado, de tratamento de água cinzenta, com adição de bentonite, tendo como objectivo a reutilização *in situ* da água.

I.2. Objectivos

O objectivo geral deste trabalho foi contribuir técnica e cientificamente para a reutilização *in situ* de água.

Os objectivos específicos foram:

1. Estudar as características qualitativas e quantitativas das águas cinzentas geradas por aparelho sanitário e no seu conjunto;
2. Estudar a distribuição das efluências e das cargas poluentes e contaminantes ao longo do dia;
3. Testar processos de tratamento de águas cinzentas, inovadores e de baixo custo, aplicáveis “*in situ*”.

I.3. Metodologia de Desenvolvimento do Trabalho

O plano de trabalhos incluiu várias etapas, uma das quais a do seu planeamento e constituição das condições necessárias para o levar à prática. A multidisciplinaridade do tema levou ao desenvolvimento de colaborações pontuais importantes, nomeadamente no que respeita aos meios materiais e humanos essenciais ao desenvolvimento do trabalho, como por exemplo a nível laboratorial e industrial.

O programa de trabalhos desenvolvido com vista a alcançar os objectivos propostos, iniciou-se com uma revisão bibliográfica. Esta revisão foi acompanhada de troca de impressões com técnicos e cientistas de várias especialidades, portugueses e estrangeiros.

A fase designada experimental consistiu na recolha de amostras de água residual proveniente dos diversos aparelhos sanitários, e na caracterização qualitativa dos parâmetros considerados mais relevantes. A análise quantitativa da água produzida por cada um dos aparelhos sanitários foi efectuada em simultâneo com a análise qualitativa.

Depois de se aferirem as principais características da água residual e pensando na sua possível reutilização, foi ensaiado um tratamento simplificado dessa água num protótipo, com vista à melhoria da sua qualidade. Para tal contou-se com o apoio fundamental da MARTIFER II INOX S.A., no que diz respeito ao fabrico do protótipo e financiamento dos ensaios.

I.4. Estrutura de Apresentação do Trabalho

Organizou-se o trabalho em sete capítulos que se passam a descrever sucintamente e que reflectem a metodologia utilizada.

No **Capítulo I** faz-se uma breve introdução ao trabalho, referindo-se sucintamente a metodologia utilizada e descrevem-se os principais objectivos da tese.

No **Capítulo II** faz-se uma revisão bibliográfica acerca da reutilização da água, nomeadamente sobre a situação actual dos recursos hídricos e sua exploração, sobre os tipos de reutilização que podem ser preconizados e sobre os interesses e potencialidades

da reutilização, enquadrando-se aqui a revisão acerca da caracterização qualitativa e quantitativa das águas geradas e do seu tratamento. Reportam-se também alguns casos de estudo.

O **Capítulo III** apresenta o enquadramento legal e normativo desta temática no panorama internacional e nacional.

O **Capítulo IV** é um dos capítulos centrais da tese, onde se faz o estudo qualitativo e quantitativo das águas cinzentas. No que respeita à caracterização qualitativa, apresenta-se o estudo das características da água cinzenta total, da água cinzenta clara e ainda da água cinzenta por aparelho sanitário. Em simultâneo caracterizou-se quantitativamente a água cinzenta gerada por aparelho sanitário.

No **Capítulo V** apresenta-se a distribuição das descargas de cada aparelho sanitário ao longo do dia, bem como a contribuição *per capita* para as cargas poluentes/contaminantes estudadas, por aparelho sanitário. As cargas volumétricas e poluentes de entrada e sua variação constituem elementos fundamentais que importa conhecer para a definição do sistema de tratamento e seu dimensionamento.

O **Capítulo VI** é o capítulo relativo à descrição do sistema de tratamento construído e à avaliação da sua eficiência.

O **Capítulo VII** diz respeito às conclusões retiradas do presente estudo e às propostas de trabalho futuro.

Capítulo II - Reutilização da Água

II.1. Introdução

Os recursos hídricos têm uma capacidade de auto-depuração limitada e os seus utilizadores tendem a aumentar os consumos e a exigir água de maior qualidade, levando inevitavelmente à sua degradação. A disponibilidade de água em condições próprias para consumo encontra-se seriamente ameaçada em algumas zonas do globo. Estudos indicam que existem 26 países onde residem 262 milhões de pessoas e que se enquadram na categoria de áreas com escassez de água (ONU). A Organização das Nações Unidas (ONU) admite que dentro de 20 anos, metade da população mundial não terá acesso a água potável.

Nas zonas onde existe escassez de água a questão do seu uso eficiente tem vindo a ser considerada, no entanto, este problema não é um atributo apenas das regiões áridas e semi-áridas onde existe pouca água de superfície e baixo índice de precipitação. Existem regiões que apesar de disporem de recursos hídricos significativos, são insuficientes para atender às exigências muito elevadas do consumo, vivendo situações de restrição e de conflito pelo seu uso, o que afecta as actividades económicas e influencia negativamente a qualidade de vida das populações (Hespanhol, 1997). Desta forma, têm vindo a ocorrer algumas mudanças comportamentais na sociedade para enfrentar a crise da escassez de água sendo uma delas a reutilização. A água residual tratada não pode ser vista como um resíduo, mas sim como um recurso potencial, que pode ser utilizado, com grandes benefícios económicos e ambientais. A substituição de água potável por água já utilizada, ajudará a manter a sustentabilidade deste precioso recurso. Além disso, a qualidade exigida para a água deve ser adequada ao tipo de utilização, ou seja, não se deve utilizar água potável em fins menos exigentes.

O ciclo hidrológico não é mais do que uma forma de reutilização natural em que a natureza, num longo sistema de tratamento utiliza as fontes de energia naturais de que dispõe. Reutilizar água não é nada mais do que recuperar a água que seria perdida e usá-la em fins menos exigentes que as da primeira aplicação, encurtando assim o ciclo hidrológico, a favor do balanço energético, sem prejudicar o equilíbrio do ecossistema (Metcalf & Eddy, 2003).

A utilização da água residual não é uma prática recente. Na verdade, existem relatos de irrigação agrícola com águas residuais há 3000 anos na antiga civilização grega. Desde meados do séc. XIX, que em Londres, e depois no resto da Europa, se praticava a utilização de água residual em rega de campos agrícolas, para a desviar dos cursos de água que atravessavam e abasteciam as cidades, com o objectivo de prevenir epidemias que daí advinham. A descoberta do tratamento biológico da água residual por lamas activadas, em 1913, constituiu um passo importante, sendo esta tecnologia aplicada, ainda hoje, na maioria das estações de tratamento de água residual (Metcalf & Eddy, 2003).

Os avanços tecnológicos em matéria de tratamento físico-químico e biológico de água e água residual durante a primeira metade do século XX deram origem, nos EUA, a partir de 1960, à chamada “Era da Reutilização” que tem estado em lenta evolução desde então, sendo este o país com mais investigação desenvolvida e com mais aplicações nesta matéria. No Quadro 1 apresenta-se um resumo da experiência de reutilização de água em alguns países.

Quadro 1: Experiência de reutilização em alguns países (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2006).

Data	País	Aplicação
1960	EUA	“Era da Reutilização”
1962	Tunísia	Irrigação de citrinos; recarga de aquíferos para prevenção da intrusão salina
1965	Israel	Uso de efluentes com tratamento secundário para irrigação de culturas
1968	Namíbia	Investigação e implementação de reutilização potável directa
1969	Austrália	Irrigação de campos agrícolas, recreativos e cemitérios
1984	Japão	Recarga de autoclismos em edifícios comerciais com água residual tratada
1988	Reino Unido	Inauguração do grupo de trabalho: <i>International Water Association</i> , com vista ao desenvolvimento de sistemas de reutilização tecnicamente viáveis
1989	Espanha	Irrigação de campos de golfe com água residual tratada
2002	Singapura	Projecto <i>Newater</i> : desenvolvimento de novas técnicas de tratamento para reciclar a água residual em águas para abastecimento

O uso adequado da água é discutido internacionalmente há pelo menos duas décadas sendo consensual que, a não ser que exista grande disponibilidade, a água de boa qualidade não deve ser utilizada para fins que tolerem águas de menor qualidade (Hespanhol, 1997). No entanto, constata-se que, na maioria dos países, por existir uma

única rede de distribuição de água potável, rega-se, lavam-se os automóveis, as ruas e descarregam-se os autoclismos, com águas apropriadas para consumo humano.

Em suma, considerando que as águas residuais tratadas são fontes de água alternativas e que, utilizadas de forma integrada, constituem uma contrapartida estratégica para o desenvolvimento económico, social e de preservação dos recursos naturais, torna-se muito importante a existência de estudos de viabilidade de reutilização das referidas águas nos diferentes sectores.

II.1.1. A Situação Nacional

Embora o nosso País não possa ser considerado parco em recursos hídricos, as disponibilidades hídricas não se distribuem uniformemente ao longo do ano e do território. Apenas uma reduzida parcela do escoamento superficial e das reservas subterrâneas, avaliada em cerca de metade do saldo do balanço hídrico, estão realmente disponíveis para consumo (Marecos do Monte, 1996). Portanto, se Portugal não é escasso em recursos hídricos potenciais, o mesmo não se pode dizer em termos de recursos hídricos disponíveis.

Existem estudos que indicam que a distribuição sectorial do consumo de água em Portugal, em termos de volume, assume uma maior relevância no sector agrícola (87,3%), seguida do sector urbano (7,6%) e finalmente do sector industrial (5,1%) (Melo-Baptista, 2002). No entanto, embora o sector que utiliza maior quantidade de água seja o agrícola, aquele onde o custo de utilização é maior é o sector urbano, seguido do sector agrícola e, finalmente, do sector industrial.

O mesmo estudo revela que o volume de água captada é substancialmente superior ao da água efectivamente necessária para cumprir de forma eficiente os fins a que se destina. É na agricultura que existe a maior ineficiência de utilização em termos de volume, 92%, sendo no sector urbano apenas de 8%. Quanto ao sector industrial, este contribui com cerca de 0,004%. Apesar disso é no sector urbano que a ineficiência assume maior importância no que diz respeito a custos (Melo-Baptista, 2002). De facto, um aumento de eficiência traduz-se numa redução de caudais captados e conseqüentemente numa diminuição da poluição. Segundo Melo-Baptista, (2002), o aumento da eficiência constitui uma opção estratégica com uma grande importância

económica, visto que as potenciais poupanças no uso da água se traduziriam em 39% do valor global estimado para a procura deste bem essencial, ou seja, em 0,64% do produto interno bruto nacional (PIB), o que corresponde a 821 milhões de euros. Em termos de consumo urbano, presume-se que a eficiência média de utilização da água seja de 58% podendo, no entanto, ser aumentada para 80%, tendo em conta a mudança de hábitos dos utilizadores, o que se traduziria numa poupança de 244 milhões de euros/ano a custos de 2002. Em termos agrícolas, o valor actual situa-se nos mesmos 58%, prevendo-se um aumento para 66%, se houver a mesma atitude por parte dos utilizadores, o que se traduziria numa poupança de 65 milhões de euros/ano, em custos de 2002. No Sector Industrial, esta análise é mais difícil, dependendo das várias actividades, mas o mesmo estudo aponta para uma poupança possível de 75 milhões de euros/ano.

O uso eficiente da água constitui uma das medidas subjacentes ao processo de conservação deste recurso. Este processo é constituído por um conjunto de medidas destinadas a preservar e a controlar os recursos hídricos, tanto superficiais como subterrâneos, através do seu armazenamento e do controlo da poluição. Algumas delas podem ser tomadas aos níveis local, regional, nacional e internacional, de índole regulamentar, técnica e mesmo económica.

No Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA, 2001) avalia-se a eficiência com que a água é utilizada em Portugal no sector agrícola, industrial e urbano e descrevem-se detalhadamente 87 medidas, das quais 50 se destinam ao sector urbano, 23 ao sector agrícola e 14 ao sector industrial. Neste conjunto alargado de medidas, mais especificamente na sua medida 08 aparece a reutilização da água residual doméstica tratada ou da água cinzenta, em fins menos nobres, como descargas de autoclismos, descargas de urinóis, lavagem de pavimentos, automóveis e rega de jardins.

Existem alguns desenvolvimentos tecnológicos e sociais que apontam para o aumento potencial de reutilização de água residual. A reutilização da água deve ser um princípio subjacente à política racional de gestão dos recursos hídricos. Na verdade, a reutilização das águas residuais tratadas é uma componente obrigatória de qualquer

sistema de gestão racional da água, sendo esta orientação já claramente expressa pelo Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território (MAOT) (Courela, 2002).

A importância da reutilização no nosso País deriva do desequilíbrio existente entre as necessidades e as disponibilidades de água. Por um lado, verifica-se um grande crescimento sócio-económico e, por outro, um aumento das necessidades de água. Assiste-se, assim, à degradação da qualidade das águas naturais e, conseqüentemente, à necessidade de desenvolvimento de instrumentos que compensem este desequilíbrio.

II.1.2. Tipos de reutilização

Existem diversos tipos de reutilização de água, normalmente agrupados em *reutilização potável, facultativa e não potável*.

A *reutilização potável* diz respeito à reutilização da água para consumo humano. Esta aplicação é feita somente em casos críticos de escassez de água e implica elevados custos, devido ao elevado grau de tratamento necessário para evitar riscos na saúde pública nomeadamente devido à possibilidade de aparecimento de microrganismos patogénicos e de elementos químicos indesejáveis. A qualidade microbiológica é muito importante neste tipo de reutilização. Os problemas de qualidade química podem ser igualmente determinantes, como, por exemplo, os teores em nitratos, detergentes e pesticidas.

A *reutilização facultativa* é condicionada pelas actividades que decorrem a jusante da descarga. Inclui-se a manutenção dos cursos de água e a recarga de aquíferos, nomeadamente o reforço do volume de águas subterrâneas e o controlo da intrusão salina. A recarga de aquíferos com águas residuais tratadas pode constituir uma técnica vantajosa, integrada num sistema de gestão dos recursos hídricos de uma determinada região. Quando esta água é novamente captada, juntamente com a água de superfície, ou com água subterrânea, terá que passar por um tratamento convencional para atender aos requisitos exigidos de potabilidade (Metcalf & Eddy, 2003). Este tipo de reutilização é

indirecto e conta com a participação da natureza, constituindo uma reutilização não imediata.

A reutilização não potável pode englobar a *reutilização industrial*, em *aquacultura*, *agrícola* e *urbana*.

Na *reutilização industrial* as águas residuais podem ser aproveitadas em actividades de refrigeração, construção pesada, lavagem de equipamentos e espaços públicos e em águas inerentes aos processos industriais, sendo normalmente viável a sua aplicação sem problemas técnico-sanitários vultuosos, associados.

Na *reutilização em aquacultura*, os nutrientes contidos nas águas residuais podem ser utilizados para promover o crescimento de organismos aquáticos, aumentando a produtividade das culturas, bem como a remoção acrescida dos nitratos e fosfatos, uma vez que servem de alimento a esses organismos, com diminuição do risco de eutrofização a nível da descarga nas massas de água receptoras finais (Rodrigues *et al.*, 1983).

A reutilização das águas residuais na agricultura, após um nível de tratamento adequado à sua aplicação, constitui uma técnica altamente vantajosa, uma vez que são ricas em matéria orgânica e nutrientes utilizáveis pelas culturas e pelos solos.

O uso de águas residuais na agricultura, denominado “Cultivo com águas negras”, é referido em Países como Austrália, França, Alemanha, Índia, Reino Unido e EUA, já no final do Séc. XIX. Nos últimos 20 anos verifica-se um interesse acrescido no uso destas águas para irrigação, principalmente em regiões áridas e semiáridas, dada a escassez de outras fontes de água e à necessidade de aumentar a produção de alimentos (OMS, 1989).

Na *reutilização urbana* podem ser utilizados efluentes após tratamento terciário. É caracterizada principalmente pela utilização das águas residuais domésticas tratadas em combate a incêndios, limpeza pública, jardinagem, manutenção de ar-condicionado, usos diversos na construção civil, desentupimento e lavagem de redes de águas residuais, manutenção de lagos decorativos e descarga de autoclismos, entre outros (Santos-Oliveira, 1995; Lazarova *et al.*, 2003).

Um ponto crítico da reutilização urbana prende-se com a implementação de grandes ETAR's, longe das zonas residenciais onde é centralizado o tratamento dos efluentes (Metcalf & Eddy, 2003). Essa é a cultura herdada dos gregos e romanos na qual a remoção de água poluída devia ser reencaminhada para longe das zonas residenciais numa época em que as pessoas moravam em pequenas localidades e consumiam pouca água em relação à disponibilidade de recursos hídricos existentes. Estes sistemas centralizados caracterizam-se por possuírem, geralmente, um extenso emissário ou interceptor, o que representa um grande investimento. Por outro lado a ETAR localiza-se a uma cota baixa. Se se pretender reutilizar a água tratada proveniente de uma ETAR, esta terá que ser bombada e canalizada para a zona urbana onde irá ser utilizada, o que envolve um investimento avultado. O balanço energético pode ser mais favorável se o tratamento for descentralizado, atendendo cada condomínio, edifício ou habitação (Metcalf & Eddy, 2003). Será de admitir que a utilização de redes diferentes para as águas cinzentas, ou seja aquelas que são geradas dentro das habitações sem o contributo das águas negras, provenientes das sanitas, possa trazer perspectivas vantajosas de reutilização das águas usadas na rega de jardins, lavagem de pavimentos, automóveis e dentro das próprias habitações, nomeadamente na descarga de autoclismos.

A reutilização urbana de águas residuais tratadas é uma prática cada vez mais difundida em países desenvolvidos onde a água não é um bem escasso, pela necessidade de formação de uma nova consciencialização do consumidor de que essa prática preserva o meio ambiente, reduzindo os impactes ambientais (Ernst *et al.*, 2006).

Metcalf & Eddy (2003), apresentaram os diferentes parâmetros a considerar em vários tipos de utilização da água residual resumidos no Quadro 2.

As oportunidades de reutilização dependem das condições locais e a sua aplicação relaciona-se com as características do local onde são usadas, nomeadamente a escassez de água, o clima, as condições sócio-económicas e culturais.

Quadro 2: Parâmetros a considerar em vários tipos de utilização da água residual.

Tipo de reutilização da água	Parâmetros a considerar
Reutilização Agrícola: - Culturas - Estufas comerciais - Parques - Recreios de escolas - Campos de golfe - Cemitérios - Residenciais (jardins)	- Risco de contaminação da água superficial e subterrânea; - Aceitação pública e social; - Efeitos da qualidade da água, particularmente, no aumento da salinidade nos solos e culturas; - Riscos para a saúde pública nomeadamente, no que respeita a microrganismos patogénicos.
Reutilização Industrial: - Água de refrigeração - Construção - Alimentação de caldeiras	- Possibilidade de corrosão e crescimento bacteriano; - Riscos para a saúde pública, nomeadamente no que respeita a transmissão de aerossóis patogénicos na água de refrigeração; - Garantia de não cruzamento das redes de água potável e da reutilizável.
Recarga de aquíferos: - Controlo da intrusão salina	- Possível contaminação dos aquíferos subterrâneos, usados geralmente como fontes de água potável; - Constituintes químicos orgânicos e sua toxicidade; - Sólidos dissolvidos totais, nitratos e microrganismos patogénicos na água a reutilizar.
Usos recreativos, lagos artificiais, tanques de pesca, neve artificial etc.	- Riscos para a saúde relacionada com a presença de bactérias e vírus; - Eutrofização devido à presença de nutrientes; - Toxicidade da vida aquática.
Usos urbanos (não potáveis): - Protecção contra incêndios - Ar condicionado - Autoclismos de casas de banho	- Riscos para a saúde pública relacionada com a transmissão de microrganismos patogénicos através dos aerossóis; - Garantia do não cruzamento das linhas de água potável e a reutilizável.
Reutilização potável	- Cuidado com a toxicidade dos químicos orgânicos; - Aspectos estéticos e de aceitação social; - Saúde pública: transmissão de microrganismos patogénicos especialmente vírus entéricos.

Um dos tipos de reutilização mais desenvolvido no nosso país é a reutilização para rega de áreas agrícolas e de recreio, uma vez que, um dos factores limitantes neste sector de produção é a água. A sua gestão adequada irá possibilitar produções económicas, aproveitando as potencialidades climáticas que a temperatura e a radiação solar existentes em Portugal, propiciam.

A reutilização tem sido abordada na perspectiva de reutilizar a água residual após tratamento numa estação de tratamento de águas residuais. Têm-se desenvolvido diversas estratégias de reutilização numa perspectiva centralizada em termos de tratamento e reutilização (Marecos do Monte, 1996). No entanto, em termos de

reutilização da água em meios urbanos, esta não se revela a melhor perspectiva, visto exigir bombagem e duplicação da rede de distribuição.

II.2. Interesses e Potencialidades da Reutilização de Águas Cinzentas

A quantidade de água necessária, para consumo doméstico, em países desenvolvidos, ronda os 100-180 l/hab.dia, o que corresponde a 30-70% da quantidade de água requerida numa zona urbana (Friedler *et al.*, 2006a). A exigência cada vez maior de água leva à procura de novas fontes mais distantes e/ou a maiores profundidades, o que conduz ao aumento dos custos ambientais e económicos de exploração. Sendo assim, convém pensar noutras soluções, como o desenvolvimento de medidas que visem o aumento da eficiência de utilização da água e que promovam a reutilização como fonte alternativa.

A água transforma-se, no interior das habitações, em dois tipos de água residual, a água negra e a água cinzenta, que em sistemas centralizados se mistura num único colector em direcção a um sistema de tratamento único.

O âmbito deste trabalho centra-se na reutilização da água cinzenta.

A água cinzenta define-se como sendo a água residual doméstica sem contributo das águas negras provenientes das sanitas, ou seja, corresponde à água residual proveniente das banheiras, lavatórios, bidés, máquinas de lavar roupa e louça e do lava-loiça da cozinha (Eriksson *et al.*, 2002). A maioria dos investigadores divide a água residual doméstica em três classes, atribuindo uma cor a cada uma delas (Quadro 3).

Quadro 3: Classificação da água residual doméstica.

Tipo	Proveniência
Negra	Sanitas
Cinzenta Escura	Banheira, lavatório, bidé, lavandaria e cozinha
Cinzenta Clara	Banheira, lavatório e bidé

Será esta a classificação adoptada ao longo deste trabalho. Nos países anglo-saxónicos não é usado o bidé.

Existem outras classificações igualmente válidas e adoptadas por outros autores, como por exemplo a divisão considerada por Henze *et al.* (2001a), que subdivide a água residual doméstica em cinco subclasses: a água negra, que reúne todas as águas, a água cinzenta escura que engloba a água proveniente da banheira, lavatório, lavandaria e cozinha, a água cinzenta clara que exclui do grupo anterior a água proveniente da lavandaria e cozinha, a água amarela, que provém dos urinóis e finalmente a água castanha que diz respeito às sanitas.

Estima-se que a quantidade total de águas cinzentas corresponde a 50-80% da água residual drenada de uma habitação (Friedler *et al.*, 2006a; Jayyousi, 2003; Hansen & Kjellerup, 1994; Butler *et al.*, 1995), constituindo a maior fonte potencial de poupança de água, se se encarar a possibilidade de reutilização. Foi estimado que a quantidade de água cinzenta gerada numa habitação é suficiente para satisfazer as necessidades dessa habitação em fins menos nobres (Surendran *et al.*, 1998). A reutilização dentro das próprias habitações apresenta-se, portanto, como uma solução para aproveitamento de águas cinzentas.

Uma pesquisa efectuada na Alemanha pelo Ministério do Meio Ambiente, mostrou que 76% dos especialistas internacionais considera tecnicamente praticável usar água recuperada de lavatórios, banheiras e chuveiros de habitações, em fins menos exigentes, com o mesmo risco para a saúde pública oferecido pela água potável (Nolde, 1999). Até hoje em alguns países como Portugal, usa-se, desnecessariamente, água com qualidade de água potável em autoclismos, o que representa 10-45% da água gasta numa habitação (Friedler *et al.*, 2006a; Karpiscak *et al.*, 1990; Grisham & Fleming, 1989).

Existem algumas dificuldades na implementação de um projecto de reutilização urbana, algumas das quais prendendo-se com a falta de consciencialização da população, para a necessidade de preservação dos recursos hídricos e energéticos. Por outro lado, os investimentos em instalações hidráulicas empreendedoras, podem não motivar as entidades gestoras, cuja principal fonte de receita é a venda de água. Além disso, este tipo de sistemas alternativos, nomeadamente a utilização de água residual em autoclismos, pode encontrar alguns entraves regulamentares na sua implementação em

Portugal, como por exemplo o *art. 86 do Decreto Regulamentar 23/95 de 23 de Agosto*, relativo à utilização de água não potável, que não prevê esta utilização:

“A entidade gestora do serviço de distribuição pode autorizar a utilização de água não potável **exclusivamente** para lavagem de pavimentos, rega, combate a incêndios e fins industriais não alimentares, desde que salvaguardadas as condições de defesa de saúde pública.

Na Figura 1 apresenta-se um diagrama com as etapas para a implementação de um plano de reutilização.

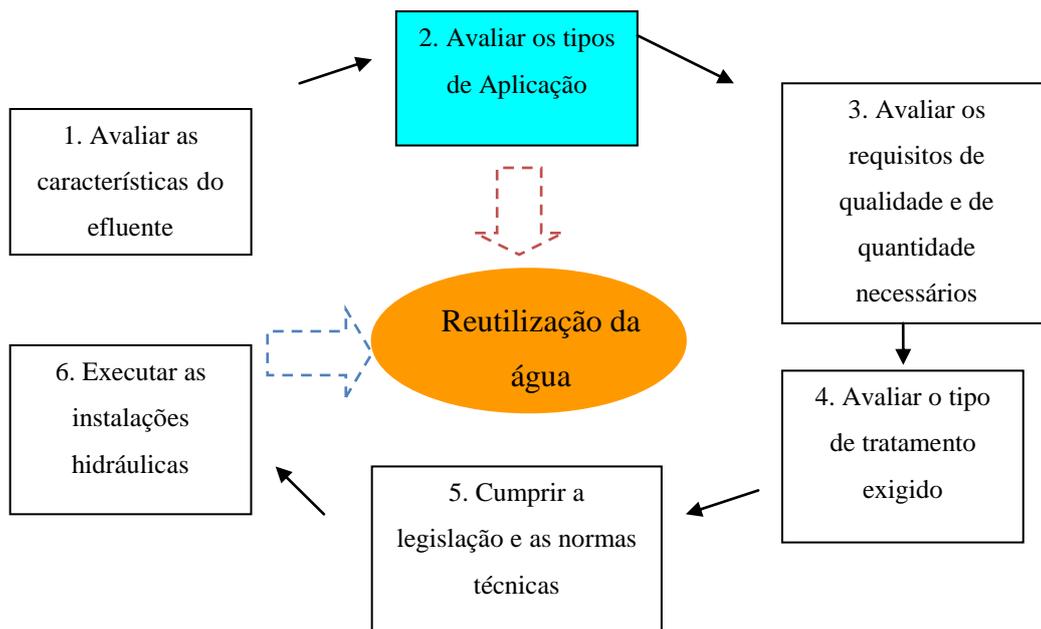


Figura 1: Diagrama tipo para a implementação de um plano de reutilização (Adaptado de Mendonça, 2004).

Segundo Nolde (1999), a água dos sistemas de reutilização deve cumprir plenamente quatro critérios: higiene (qualidade microbiológica), estética (aspecto físico), tolerância ambiental e viabilidade técnica e económica.

Numa habitação a água cinzenta é a que mais se aproxima destes critérios. De facto, esta tipologia de água residual pode ter um interesse especial, uma vez que é menos poluída orgânica e microbiologicamente do que a água residual municipal, dado que não tem água negra misturada. No entanto, a sua carga poluente não é negligenciável, não dispensando tratamento, mesmo que simplificado.

Poder-se-ão dividir as diversas possibilidades de reutilização de água cinzenta dentro das habitações unifamiliares, em reutilizações directas e reutilizações indirectas, sendo que, o que as distingue é o facto de que no primeiro caso a água não passar por um tratamento antes da reutilização, ou seja, passar directamente da origem para o destino.

A reutilização da água cinzenta sem tratamento pode, na verdade, originar alguns problemas, nomeadamente no que diz respeito à contaminação microbiana resultante da exposição a microrganismos patogénicos em concentrações significativas. Os microrganismos presentes na água cinzenta podem, por exemplo, ser transmitidos na forma de aerossóis, gerados quando se descarrega o autoclismo (Albrechtsen, 1998). Por esta razão, qualquer plano de reutilização deve ser acompanhado por uma análise da necessidade e do grau de tratamento a que a água cinzenta deve ser submetida. Por outro lado, conforme foi demonstrado por Friedler (2004) existe a possibilidade de só se reutilizar a água cinzenta menos poluída/contaminada, também designada por água cinzenta clara, proveniente dos banhos e lavatórios, reduzindo os custos em tratamentos e os riscos para a saúde pública.

II.2.1. Caracterização qualitativa das Águas Cinzentas

Os factores mais importantes a considerar quando se pretende reutilizar água, são a quantidade e a qualidade do efluente, para determinação do seu potencial de reutilização face ao tipo de aplicação.

As características da água residual vão depender da qualidade da água de abastecimento, da fiabilidade e do tipo de distribuição e do tipo de utilização a que foi sujeita (Metcalf & Eddy, 2003). Os efluentes domésticos possuem características muito diversas dependendo do estilo de vida, dos hábitos, das instalações e do tipo de químicos usados na higiene pessoal e nas tarefas domésticas. No entanto, existem alguns componentes que geralmente estão sempre presentes em maior ou menor quantidade e que se apresentam na primeira coluna do Quadro 4. Neste quadro, apresentam-se ainda os efeitos ambientais provocados por cada componente.

Quadro 4: Componentes presentes nos efluentes domésticos (Adaptado de Henze *et al.*, 2001).

Componente	Efeitos Ambientais
Microrganismos: bactérias patogénicas, vírus e ovos de helmintes	Afectação da saúde pública, por ingestão ou simples contacto.
Matéria orgânica biodegradável	Depleção do oxigénio em rios e lagos; Mortalidade de peixes e outros seres; Odores desagradáveis.
Matéria orgânica: detergentes, pesticidas, óleos e gorduras, corantes, solventes e fenóis.	Efeitos tóxicos; Inconveniências estéticas; Bio-acumulação na cadeia alimentar.
Nutrientes: azoto, fósforo	Efeitos tóxicos; Proliferação de algas; Decréscimo do oxigénio.
Metais: Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni	Bio-acumulação; Efeitos tóxicos.
Outros materiais inorgânicos	Efeitos estéticos desagradáveis; Odores; Corrosão e efeitos tóxicos.
Efeitos térmicos: água quente	Mudanças nas condições de vida da fauna e da flora.

A composição varia também, significativamente com o tempo de retenção no transporte e armazenamento uma vez que pode ocorrer degradação química e biológica durante estes processos (Dixon *et al.*, 1999b; Al-Jayyousi, 2003).

As águas cinzentas constituem uma componente importante das águas residuais e, no que diz respeito aos aspectos qualitativos, estudos comprovaram que existe uma contribuição significativa desta parcela para o aumento da concentração de alguns poluentes/contaminantes na qualidade da água residual total (Friedler, 2004). Na realidade, apesar de ser considerada por muitos como uma água relativamente limpa, a água cinzenta pode ser bastante poluída, constituindo um risco para a saúde pública o seu uso indiscriminado (Quadro 5). O mesmo acontece com o ambiente, principalmente em climas quentes, onde as temperaturas médias são mais elevadas, o que leva a uma degradação mais rápida da matéria orgânica e à proliferação de microrganismos patogénicos.

Quadro 5: Poluentes e riscos associados às águas cinzentas (EPA, 2004).

Fonte	Poluentes típicos	Riscos prováveis
Casas de banho: banhos e lavatório	Contaminação fecal e urina; Químicos derivados dos sabões, champôs, pasta de dentes e produtos de limpeza; Cabelos, pêlos, óleos; Quantidades residuais de produtos fitofarmacêuticos.	Doenças infecto-contagiosas; Riscos de contaminação microbiana; Geralmente bem diluída, a água cinzenta proveniente das casas de banho é a mais indicada para ser reutilizada em rega, uma vez que à partida tem menores concentrações de produtos químicos.
Lavandaria	Detergentes: contribuem para o aumento da amónia e de outras formas azotadas, fosfatadas e CQO; Elevada salinidade; Elevada alcalinidade;	Menor risco de contaminação fecal do que na água cinzenta proveniente das casas de banho; Maior contaminação química; Maior contaminação térmica.
Cozinha	Partículas de comida, óleos de cozinha, gorduras, detergentes e outros agentes de limpeza; Concentrações mais elevadas de SSV, SST, CQO, e CBO, Fosfato e Boro.	Não aconselhada para rega, as gorduras provenientes da cozinha são susceptíveis de tornar o solo impermeável à água.

Existe uma grande variabilidade nas características físico-químicas das águas cinzentas pelo que, aos valores médios dos diversos parâmetros se encontra, geralmente, associado um elevado desvio-padrão.

II.2.1.1. Características Físico-Químicas

Os parâmetros físico-químicos, vulgarmente monitorizados nas águas cinzentas são a temperatura, a cor, a turbidez e o conteúdo em sólidos suspensos (Eriksson *et al.*, 2002). Outros parâmetros que se torna importante analisar são o pH, a condutividade, a carência química em oxigénio (CQO), a carência bioquímica em oxigénio aos 5 dias (CBO₅), o carbono orgânico total (COT), o oxigénio dissolvido, os nutrientes, os metais pesados, o cloro, os óleos e gorduras e outros compostos orgânicos importantes.

A **temperatura** das águas cinzentas varia, geralmente entre os 18 e os 38°C, dependendo da proveniência. A temperatura assume um valor médio de 29°C para águas provenientes dos chuveiros/banhos, um valor de 28-32°C para as águas provenientes da lavandaria e um valor de 27 a 38°C para as águas provenientes da cozinha (Siegrist *et*

al., 1976). O uso de água quente na higiene pessoal e nos restantes dispositivos, torna a água cinzenta num meio por vezes propício ao crescimento microbiano e pode, em águas super-saturadas induzir à precipitação de substâncias.

A **cor** das águas cinzentas é, como o próprio nome indica, cinza, podendo variar, segundo a bibliografia entre 60 e 100 Pt/Co nas casas de banho e 50-70 Pt/Co na lavandaria (Christova-Boal *et al.*, 1996). Este parâmetro, para reutilização é importante principalmente sob o ponto de vista estético, mas serve também de indicador da quantidade de sólidos suspensos.

A **turbidez** dá uma ideia do conteúdo em partículas e colóides. A existência destes componentes pode induzir à colmatação de infra-estruturas de transporte e de tratamento. De facto, a adsorção na superfície dos colóides de surfactantes (provenientes dos detergentes), pode causar a estabilização da fase sólida, induzindo inevitavelmente ao bloqueio destas infra-estruturas. O conteúdo em sólidos é inferior nestas águas do que na água residual convencional, no entanto, não pode ser negligenciado. Na verdade, Friedler (2004) encontrou valores de sólidos suspensos totais (SST) na ordem dos 29 g/hab.dia em águas cinzentas, o que representaria 55% dos sólidos suspensos totais encontrados numa água residual. Os principais sólidos que podem aparecer são cabelos, pêlos, restos de sabão, entre outros e apresentam-se, normalmente, em maior quantidade nas águas provenientes das casas de banho (Friedler *et al.*, 1996a). No Quadro 6 apresentam-se valores referenciados na bibliografia do conteúdo em sólidos e turbidez nas águas residuais e nas águas cinzentas de acordo com a sua proveniência, ou seja, da casas de banho (CB) e, dentro destas, da banheira (BA), do lavatório (L), do lava-loiça (LL), da máquina de lavar roupa (MLR) e máquina de lavar loiça (MLL).

A variabilidade associada a estes valores é sempre bastante elevada sendo os valores de desvio-padrão, muitas das vezes, superiores a 50% do valor da média.

Os maiores teores em sólidos obtêm-se na cozinha, na pia da louça e máquina de lavar louça e na lavanderia, proveniente da lavagem das roupas e dos próprios detergentes.

Quadro 6: Valores do teor em sólidos e turbidez, referenciados na bibliografia.

Parâmetros	CB	BA	L	LL	MLR	MLL
Turbidez (NTU)	60-240 ⁽¹⁾	92 ⁽²⁾ 28-96 ⁽³⁾ 49-69 ⁽⁴⁾	102 ^{*(2)}		50-210 ⁽¹⁾ 108 ⁽²⁾ 14-296 ⁽³⁾	
Sólidos Totais (mg/l)		631 ⁽²⁾ 777-1090 ⁽⁵⁾ 250 ⁽⁶⁾	835 ^{*(5)} 558 ⁽²⁾	1272-2410 ⁽⁵⁾ 2410 ⁽⁶⁾	658 ⁽²⁾ 350-2021 ⁽⁵⁾ 410-1340 ⁽⁶⁾	45-2819 ⁽⁵⁾ 1500 ⁽⁶⁾
Sólidos Voláteis Totais -SVT (mg/l)		318 ⁽²⁾ 533 ⁽⁵⁾ 190 ⁽⁶⁾	240 ⁽²⁾ 316 ^{*(5)}	661-1710 ⁽⁵⁾ 1710 ⁽⁶⁾	330 ⁽²⁾ 125-765 ⁽⁵⁾ 180-520 ⁽⁶⁾	30-1045 ⁽⁵⁾ 870 ⁽⁶⁾
Sólidos Suspensos Totais -SST (mg/l)	48-120 ⁽¹⁾	76 ⁽²⁾ 54-303 ⁽⁵⁾ 120 ⁽⁶⁾ 54-200 ⁽⁷⁾	40 ⁽²⁾ 259 ⁽⁵⁾ 181 ⁽⁷⁾	185 ⁽⁸⁾ 625 -720 ⁽⁵⁾ 720 ⁽⁶⁾	88-250 ⁽¹⁾ 68 ⁽²⁾ 65-280 ⁽⁵⁾ 120-280 ⁽⁶⁾ 165 ⁽⁷⁾	15-525 ⁽⁵⁾ 440 ⁽⁶⁾ 235 ⁽⁷⁾
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/l)		102 ⁽⁵⁾ 85 ⁽⁶⁾ 9-153 ⁽⁷⁾	36-86 ⁽⁵⁾ 72 ⁽⁷⁾	459-670 ⁽⁵⁾ 670 ⁽⁶⁾	97-106 ⁽⁵⁾ 69-170 ⁽⁶⁾ 97 ⁽⁷⁾	10-424 ⁽⁵⁾ 370 ⁽⁶⁾

* Valores médios de 150 amostras; **Fonte:** (1) Christova-Boal *et al.* (1996); (2) Surendran & Wheatley (1998); (3) Rose *et al.* (1991); (4) Burrows *et al.* (1991); (5) Friedler (2004); (6) Siegrist *et al.* (1976); (7) Almeida *et al.* (1999); (8) Shin *et al.* (1998).

O **pH**, parâmetro indicador do grau de acidez ou alcalinidade de uma água, depende do pH das águas de abastecimento, mas também depende dos produtos químicos utilizados na higiene pessoal e nas habitações. As águas superficiais possuem um pH entre 4 e 9, dependendo, entre outros factores, do encaixante geológico que percorrem, bem como das infiltrações de que são alvo. No Quadro 7 apresentam-se valores de pH referenciados na bibliografia de acordo com a sua proveniência.

Quadro 7: Valores de pH referenciados na bibliografia.

Parâmetro	CB	BA	L	LL	MLR	MLL
pH	6,4-8,1 ⁽¹⁾	7,6 ⁽²⁾	8,1 ⁽²⁾	6,48 ⁽⁴⁾	9,3-10 ⁽¹⁾	8,2 ⁽⁴⁾
	7,14 ⁽⁴⁾	6,7-7,4 ⁽³⁾	7-8,1 ⁽⁴⁾	6,3-7,4 ⁽⁵⁾	8,1 ⁽²⁾	
		6,7-7,43 ⁽⁴⁾			7,5-10 ⁽⁴⁾	

Fonte: (1) Christova-Boal *et al.* (1996); (2) Surendran & Wheatley (1998); (3) Burrows *et al.* (1991); (4) Friedler (2004); (5) Shin *et al.* (1998).

A **condutividade** traduz a capacidade de uma substância conduzir a corrente eléctrica, estando relacionada com a presença de iões dissolvidos na água e sólidos em suspensão. Quanto maior for a quantidade de iões dissolvidos maior será a condutividade eléctrica da água. Em águas continentais, alguns dos iões dissolvidos, directamente responsáveis pelo valor deste parâmetro, são o Cálcio, o Magnésio, o Potássio, o Sódio, os Carbonatos, os Carbonetos, os Sulfatos e os Cloretos. A solubilidade destes iões está dependente da temperatura e do pH. Quanto maior for a temperatura, maior é a solubilidade e portanto maior será a condutividade. Valores intermédios de pH são favoráveis ao aumento da condutividade, por facilitarem a presença de iões em solução. No que diz respeito à relação da condutividade com os sólidos em suspensão, geralmente esta é directamente proporcional. Para este parâmetro, Christova-Boal *et al.* (1996) apresentaram valores de condutividade, para as águas cinzentas provenientes das casas de banho, entre 82 - 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valor substancialmente diferente do apresentado por Friedler (2004) (1565 $\mu\text{S}/\text{cm}$). O mesmo acontece com os valores de condutividade para as águas provenientes das lavandarias, em que o primeiro estudo refere valores entre 190-1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o segundo refere valores da ordem dos 2457 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Friedler (2004) indica ainda o valor médio de 1040 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para a pia da louça e um valor médio de 2721 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para a máquina de lavar louça.

A **CBO₅** permite quantificar o oxigénio necessário à oxidação da matéria orgânica degradável por meio da acção bioquímica aeróbia. A **CQO** permite a determinação das substâncias orgânicas e inorgânicas susceptíveis de serem oxidadas por acção de agentes oxidantes fortes, em meio ácido, exprimindo portanto a quantidade de oxigénio necessária para a oxidação química, em condições definidas, da matéria

orgânica e inorgânica oxidável. Os parâmetros CBO₅ e CQO estão, portanto, ligados ao risco de depleção de oxigénio devido à degradação da matéria orgânica durante o transporte e o armazenamento da água cinzenta indicando também, o risco de produção de gás sulfídrico. A maior parte da CQO deriva dos produtos químicos utilizados dentro da habitação, variando muito de casa para casa e de fonte para fonte, tal como a CBO₅. No que se refere ao **COT**, este parâmetro reflecte o conteúdo em matéria orgânica sendo cada vez mais utilizado como referência, uma vez que a interferência no seu valor provocada pelo conteúdo em outras substâncias (por exemplo o conteúdo em cloretos) é diminuta quando comparada, por exemplo, com a CQO. Na água residual, o carbono orgânico é composto por uma grande variedade de elementos orgânicos em vários estádios de oxidação. Alguns destes elementos podem ser oxidados por processos biológicos ou químicos, sendo que a CBO e a CQO servem para caracterizar estas fracções. A presença de carbono orgânico que não é representado pelos testes de CBO e CQO, o que os torna impróprios para a caracterização do carbono orgânico total. Assim, o COT expressa directa e mais convenientemente o conteúdo orgânico total numa água residual, uma vez que é independente do estado de oxidação da matéria orgânica e não mede outros elementos a ela ligados (como azoto, hidrogénio e outros inorgânicos) que podem interferir na carência em oxigénio medida pela CBO e CQO. No entanto, a medição do COT não substitui a medição em CBO e CQO (APHA, 1992).

No Quadro 8 apresentam-se alguns valores de CQO, CBO₅ e COT das águas cinzentas, referenciados na bibliografia, de acordo com a sua proveniência.

Existem casos em que o desvio-padrão atinge valores da ordem dos 80% da média.

A mistura de todas as águas cinzentas pode conduzir a valores de 90-360 mgO₂/l de CBO₅ e de 8000 mgO₂/l de CQO. As águas residuais convencionais apresentam valores de CBO₅ entre 150-530 mgO₂/l e valores de CQO entre 210-740 mgO₂/l (Henze *et al.* 2001).

O **oxigénio dissolvido** diminui, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, uma vez que os microrganismos responsáveis pela sua degradação utilizam o oxigénio na sua respiração. Assim, quanto maior a carga de matéria orgânica, maior o número de microrganismos aeróbios decompositores e,

consequentemente, maior o consumo de oxigénio. Uma adequada provisão de oxigénio dissolvido é essencial para a manutenção dos processos naturais de auto-depuração em sistemas aquáticos e estações de tratamento de águas residuais. Através de medição do teor de oxigénio dissolvido, podem ser avaliados os efeitos dos resíduos oxidáveis sobre as águas receptoras e sobre a eficiência do tratamento das águas residuais, durante o processo de oxidação bioquímica. Shin *et al.* (1998) referem valores de 2,2-5,8 mg/l para as águas cinzentas provenientes da cozinha e da lavandaria enquanto que Santala *et al.* (1998) referem valores de 0,4-4,6 mg/l para a mistura de todas as águas residuais.

Quadro 8: Valores de CQO, CBO5 e COT, Total (T) e dissolvido (D) referenciados na bibliografia, para as águas cinzentas.

Parâmetros		CB	BA	L	LL	MLR	MLL
CQO (mg/l)	T	210-230 ⁽⁶⁾	100-633 ⁽¹⁾ 282 ⁽²⁾ 210-501 ⁽⁷⁾ 645 ⁽⁶⁾	383 ⁽²⁾ 298 ⁽⁷⁾ 95-386 ⁽⁶⁾	1380 ⁽²⁾ 936 ⁽³⁾ 15,3- 25,6 ⁽⁴⁾ 644-1340 ⁽⁶⁾ 1079 ⁽⁷⁾	1339 ⁽⁶⁾ 725 ^(2,3) 1815 ⁽⁷⁾	1296 ^{*(6)}
	D	165 ⁽⁶⁾	184-221 ⁽⁷⁾ 319 ⁽⁶⁾	221 ⁽⁷⁾ 270 ⁽⁶⁾	679 ^{*(6)} 644 ⁽⁷⁾	996 ⁽⁶⁾ 1164 ⁽⁷⁾	547 ^{*(6)}
CBO5 (mg/l)	T	173 ⁽⁶⁾ 76-200 ⁽⁸⁾	192 ⁽²⁾ 216 ⁽³⁾ 170 ⁽⁵⁾ 424 ⁽⁶⁾	252 ⁽³⁾ 33-236 ⁽⁶⁾ 236 ⁽²⁾	676 ⁽²⁾ 536 ⁽³⁾ 1460 ⁽⁵⁾ 530-1450 ⁽⁶⁾ 5 ⁽⁹⁾	282 ⁽²⁾ 472 ⁽³⁾ 150-380 ⁽⁵⁾ 280-470 ⁽⁶⁾ 48-290 ⁽⁸⁾	1040 ⁽⁵⁾ 390-699 ⁽⁶⁾
	D	75 ⁽⁶⁾ 76-200 ⁽⁸⁾	237 ⁽⁶⁾	93 ^{*(6)}	377 ^{*(6)}	381 ^{*(6)} 48-290 ⁽⁸⁾	262 ^{*(6)}
COT (mg/l)	T	91 ⁽⁶⁾	104 ⁽³⁾ 100 ⁽⁵⁾ 30-120 ⁽⁶⁾	40 ⁽³⁾ 119 ⁽⁶⁾	880 ⁽⁵⁾ 582 ^{*(6)}	100-280 ⁽⁵⁾ 361 ⁽⁶⁾	600 ⁽⁵⁾ 234 ^{*(6)}
	D	47 ⁽⁶⁾	59 ⁽⁶⁾	74 ^{*(6)}	316 ^{*(6)}	281 ^{*(6)}	150 ^{*(6)}

* Valores médios de 150 amostras; **Fonte:** (1) Nolde (1999);(2) Laak (1974) ; (3) Surendran & Wheatley (1998) ; (4) Hargelius *et al.* (1995); (5) Siegrist *et al.* (1976); (6) Friedler (2004); (7) Almeida *et al.* (1999) ; (8) Christova-Boal *et al.* (1996); (9) Shin *et al.* (1998).

Os **nutrientes** referenciados na bibliografia são o Azoto e o Fósforo, nas diversas formas químicas que podem assumir (Quadro 9).

Relativamente ao Azoto, este apresenta-se em concentrações mais baixas nas águas cinzentas do que nas águas residuais domésticas convencionais (20-80 mg/l em azoto total; 12-50 mg/l em azoto amoniacal), sendo que a maior contribuição é o das águas residuais cinzentas provenientes da cozinha (40-74mg/l).

No que diz respeito ao fósforo, este nutriente provinha maioritariamente dos detergentes até à altura da proibição da utilização de fosfatos. Existem países onde esta proibição ainda não foi imposta, não correspondendo ao panorama nacional.

Quadro 9: Valores de azoto (total, amoniacal, nitratos e nitritos) e de fósforo (total e fosfatos) referenciados na bibliografia.

Parâmetros		CB	BA	L	LL	MLR	MLL
Azoto (mg/l)	Total	4,6-20 ⁽³⁾	17 ⁽¹⁾ 5-10 ⁽²⁾		74 ⁽¹⁾ 15,4-42,5 ⁽⁹⁾	6-21 ⁽¹⁾ 1-40 ⁽³⁾	40 ⁽¹⁾
	Amoniacal	<0,1-15 ⁽³⁾ 0,89-1,1 ⁽⁸⁾	2 ⁽¹⁾ 1,56 ⁽⁴⁾ 1,1-1,2 ⁽⁵⁾ 1,34 ⁽⁶⁾ 0,11-0,37 ⁽⁷⁾ 1,2 ⁽⁸⁾	0,53 ⁽⁴⁾ 0,3 ⁽⁵⁾ 1,15 ⁽⁶⁾ 0,39-1,2 ⁽⁸⁾	6 ⁽¹⁾ 4,6 ⁽⁴⁾ 0,3 ⁽⁵⁾ 5,44 ⁽⁶⁾ 0,6-6 ⁽⁸⁾ 0,2-23 ⁽⁹⁾	0,4-0,7 ⁽¹⁾ <0,1-0,9 ⁽³⁾ 10,7 ⁽⁴⁾ 2 ⁽⁵⁾ 11,3 ⁽⁶⁾ 0,06-3,47 ⁽⁷⁾ 4,9-11 ⁽⁸⁾	4,5 ⁽¹⁾ 4,5-5,4 ⁽⁸⁾
	Nitratos e Nitritos	<0,05-0,2 ⁽³⁾	0,4 ⁽¹⁾ 0,9 ⁽⁴⁾ 4,2-6,3 ⁽⁵⁾ 0,36 ⁽⁶⁾	0,34 ⁽⁴⁾ 6 ⁽⁵⁾ 0,28 ⁽⁶⁾	0,3 ⁽¹⁾ 0,45 ⁽⁴⁾ 5,8 ⁽⁵⁾ 0,56 ⁽⁶⁾	0,4-0,6 ⁽¹⁾ 0,1-0,31 ⁽³⁾ 1,6 ⁽⁴⁾ 2 ⁽⁵⁾ 1,26 ⁽⁶⁾	0,3 ⁽¹⁾
Fósforo (mg/l)	Total	0,11-1,8 ⁽³⁾	2 ⁽¹⁾ 0,2-0,6 ⁽²⁾		74 ⁽¹⁾	21-57 ⁽¹⁾ 0,062-42 ⁽³⁾	68 ⁽¹⁾
	Fosfatos	4,56-5,3 ⁽⁸⁾	1 ⁽¹⁾ 1,63 ⁽⁴⁾ 5,3-19,2 ⁽⁵⁾ 0,94 ⁽⁶⁾ 10-19 ⁽⁸⁾	45,5 ⁽⁴⁾ 13,3 ⁽⁵⁾ 48,8 ⁽⁶⁾ 13-49 ⁽⁸⁾	31 ⁽¹⁾ 15,6 ⁽⁴⁾ 26 ⁽⁵⁾ 12,7 ⁽⁶⁾ 13-31 ⁽⁸⁾ 0,4-4,7 ⁽⁹⁾	4-15 ⁽¹⁾ 101 ⁽⁴⁾ 21 ⁽⁵⁾ 171 ⁽⁶⁾ 4-170 ⁽⁸⁾	32 ⁽¹⁾ 32-537 ⁽⁸⁾

Fonte: (1) Siegrist *et al.* (1976); (2) Nolde (1999); (3) Christova-Boal *et al.* (1996); (4) Surendran & Wheatley (1998); (5) Almeida *et al.* (1999); (6) Laak (1974); (7) Rose *et al.* (1991); (8) Friedler (2004); (9) Shin *et al.* (1998).

Os seres vivos necessitam de pequenas quantidades de alguns **metais**, incluindo cobalto, cobre, manganês, molibdénio, vanádio, estrôncio e zinco, para a realização de funções vitais no organismo. Porém, níveis excessivos desses elementos podem ser

extremamente tóxicos. Outros metais, como o mercúrio, chumbo e cádmio não possuem nenhuma função dentro dos organismos e a sua acumulação pode provocar graves doenças, sobretudo nos mamíferos. Quando lançados como resíduos industriais, na água, no solo ou no ar, esses elementos podem ser absorvidos pelos vegetais e animais das proximidades, provocando graves intoxicações ao longo da cadeia alimentar, pelo que importa estudá-los nas águas cinzentas para reutilização. A concentração em metais nestas águas, tal como a dos outros parâmetros já abordados, depende da origem e tipo de água de abastecimento e da sua utilização. Estes compostos apresentam-se pouco referenciados na bibliografia da especialidade, no entanto, o Sódio aparece frequentemente associado à lavandaria, com concentrações reportadas entre 49 e 530 mg/l e à casa de banho com concentrações entre 7,4-151 mg/l (Christova-Boal *et al.*, 1996; Friedler, 2004). As cozinhas produzem águas cinzentas que conduzem a concentrações médias de sódio na ordem dos 89 mg/l para a pia da louça e 641 mg/l para a máquina de lavar louça. O Zinco é referido por alguns autores, sendo, provavelmente, resultante da desinfecção da tubagem com compostos ácidos o que provoca lixiviados ricos neste metal. Os valores apontados também variam de acordo com a proveniência, assim, na casa de banho os valores rondam os 0,2-6,3 mg/l e na lavandaria rondam os 0,09-0,34 mg/l (Christova-Boal *et al.* 1996). Para o Boro encontram-se valores entre os 0,35-0,44 mg/l para as casas de banho, valores da ordem dos 0,02 mg/l para a pia da louça, 0-0,5 mg/l para a máquina de lavar roupa e 3,8 mg/l para a máquina de lavar louça (Friedler 2004).

O **cloro** é um elemento químico encontrado à temperatura ambiente no estado gasoso. É abundante na natureza e é um elemento químico essencial para muitas formas de vida embora não seja encontrado em estado puro, já que reage rapidamente com muitos elementos e compostos químicos, sendo encontrado frequentemente na forma de cloretos e cloratos. Usa-se este elemento para desinfectar a água de consumo nas estações de tratamento de água (ETA). Aparece referenciado como componente das águas cinzentas e os seus valores variam entre 166-237 mg/l para as casas de banho, apresentando valores médios na ordem dos 233 mg/l para a pia da louça, entre 10- 450

mg/l para a máquina de lavar roupa e de 760 mg/l para a máquina de lavar louça (Friedler, 2004).

O teor em **óleos e gorduras** varia entre 77-164 mg/l para as águas provenientes das casas de banho, apresentando valores médios na ordem dos 323 mg/l para as águas provenientes da pia da louça, entre 8-181 mg/l para as águas da máquina de lavar roupa e de 328 mg/l para a máquina de lavar louça (Friedler, 2004).

Os **xenobióticos** são compostos químicos estranhos a um organismo ou sistema biológico e embora possam ser encontrados num organismo, não são normalmente por ele sintetizados (Metcalf & Eddy, 2006). O termo é também aplicado a substâncias presentes em concentrações muito mais elevadas que o nível normal, como por exemplo as dioxinas e os bifenilos policlorados (PCB). Determinados compostos naturais podem considerar-se xenobióticos se assimilados por outro organismo, como por exemplo, a assimilação de hormonas humanas por peixes a jusante de uma estação de tratamento de águas residuais. Em geral, o organismo remove os xenobióticos através do metabolismo de desintoxicação sendo, no entanto, alguns xenobióticos resistentes à degradação. Incluem-se neste tipo substâncias como organoclorados sintéticos (plásticos e pesticidas), ou compostos orgânicos naturais (hidrocarbonetos poliaromáticos) e compostos que fazem parte do carvão (Metcalf & Eddy, 2006). Na composição das águas cinzentas, devido a reacções químicas existentes entre os vários produtos, encontram-se diversos **compostos orgânicos xenobióticos**. Uma percentagem elevada (95%,) destes compostos provêm dos detergentes e a quantidade presente nas águas cinzentas varia largamente de país para país (Puchta *et al.*, 1993). Estes apresentam alto risco de toxicidade e bio-acumulação, sendo dificilmente biodegradáveis. A variedade destes compostos é imensa, já se tendo identificado perto de 900 substâncias (Paxéus *et al.*, 1992).

II.2.1.2. Características Microbiológicas

O conhecimento das características microbiológicas das águas residuais, da sua incidência na saúde pública e dos processos de inactivação dos seus eventuais efeitos

negativos, constitui um aspecto de grande importância no âmbito da problemática da reutilização da água.

A quantidade e tipologia dos patogénicos presentes nas águas residuais não tratadas dependem de factores relacionados com o estado de saúde das pessoas que, por sua vez está relacionado com características socio-económicas e com factores condicionantes da sobrevivência dos microrganismos nas águas residuais. Estes microrganismos podem ser introduzidos nas águas cinzentas através da lavagem das mãos após utilização da sanita, da lavagem de bebés após mudança das fraldas, da lavagem de vegetais ou carne crua, entre outras. O conhecimento acerca da introdução, sobrevivência e transformação dos microrganismos na água cinzenta é um assunto muito importante.

A variedade e o número de microrganismos presentes na água residual é considerável. Torna-se impossível ou pelo menos impraticável ter-se num programa de monitorização a sua caracterização completa. Assim sendo, opta-se pela utilização de microrganismos cuja existência indica a presença de outros, os designados indicadores microbiológicos que possuem algumas características chave (Metcalf & Eddy, 2006), entre as quais:

- Os microrganismos indicadores têm que estar presentes quando existe contaminação fecal;
- O número de organismos indicadores presentes deve ser igual ou superior ao número de organismos patogénicos a detectar;
- O microrganismo indicador não deve ser capaz de se reproduzir fora do organismo hospedeiro;
- O isolamento e a quantificação do microrganismo indicador deve ser mais rápido do que o do organismo patogénico a detectar;
- O organismo indicador deve pertencer à microflora intestinal dos animais de sangue quente;
- O microrganismo indicador deve ter uma sobrevivência fora do intestino do hospedeiro superior à dos microrganismos patogénicos.

Os principais agentes infecciosos que podem ser encontrados em águas residuais não tratadas enquadram-se em quatro grupos principais: **bactérias**, **protozoários**,

helmintes e vírus, dos quais apenas se descreverão os mais frequentemente encontrados em águas cinzentas (Metclaf & Eddy, 2006).

As **bactérias** são organismos de 0,2-10 µm de comprimento. A maioria das bactérias são benéficas e inofensivas, colonizando o intestino humano e sendo rotineiramente excretadas nas fezes. As bactérias patogénicas estão também presentes nos indivíduos infectados (Metcalf & Eddy, 2006).

Os coliformes são bactérias que cumprem as condições acima expressas, sendo considerados microrganismos indicadores. Este grupo microbiológico é caracterizado como sendo Gram-negativos, de forma bacilar, não esporuladas, fermentadores de lactose, com produção de ácido e gás em 48 horas a uma temperatura de 37°C (coliformes totais) ou 44,5°C (coliformes fecais). Em laboratório, a diferença entre coliformes totais e fecais é verificada, precisamente, através da temperatura (os coliformes fecais continuam vivos mesmo a 44°C, enquanto os coliformes totais têm crescimento até 37°C). A sua identificação na água permite afirmar que houve poluição fecal, embora não exclusivamente humana (Metcalf & Eddy, 2006).

O grupo dos **Coliformes totais** reúne um grande número de bactérias, algumas de origem exclusivamente fecal e que dificilmente se multiplica fora do tracto intestinal, outras que podem resistir no solo e nos vegetais como por exemplo as bactérias dos géneros *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella*. Desta forma não é possível afirmar categoricamente que uma amostra de água com resultado positivo para coliformes totais tenha estado em contacto com fezes. Os **Coliformes fecais** pertencem a esse subgrupo microbiano que aparecem exclusivamente no tracto intestinal.

A bactéria *Escherichia coli* é um coliforme fecal muito usado como indicador de contaminação fecal. Assim, a sua presença e concentração nas águas cinzentas pode dar uma informação relevante quanto à contaminação fecal da mesma. Existem estudos que comprovam a prevalência desta bactéria nas águas cinzentas durante 14 dias (Albrechtsen, 1998).

Salmonella é um género de bactérias, pertencente à família Enterobacteriaceae, que se encontra frequentemente na água cinzenta. A espécie *Salmonella enterica* é subdividida em seis sub-espécies: *enterica*, *salamae*, *arizonae*, *diarizonae*, *hutnae* e *indica*.

Por sua vez, a sub-espécie *Salmonella enterica enterica* possui uma grande variedade de serótipos. Existem mais de 2500 serótipos de *Salmonella* descritos. As bactérias *Salmonella typhi* e *Salmonella paratyphi* aparecem frequentemente nas águas residuais podendo-se manter nas águas cinzentas durante vários dias, bem como os vírus *Hepatitis* e outros enterovírus.

Legionella pneumophyla é um bacilo pleomórfico Gram-negativo aeróbio com cerca de meio micrómetro. Necessita de meios de cultura específicos para se multiplicar. Tolerar temperaturas até 50°C e desinfetantes como a lixívia e constitui uma ameaça específica, uma vez que se propaga através de aerossóis, podendo ser inspirada, durante processos de reutilização, como a irrigação e a descarga de autoclismos. Este microrganismo pode constituir um sério problema uma vez que é resistente aos processos de tratamento de água (Dixon *et al.* 1999a).

Clostridium é um género de bactérias Gram-positivas com forma bacilar e produtoras de esporos multi-resistentes. As espécies de *Clostridium* são anaeróbias estritas, ubíquas, vivendo no solo, água, flora do tracto gastrointestinal do homem e diversos animais. Algumas espécies de *Clostridium* são agentes causadores de doenças, como é o caso da *C. perfringens*, *C. tetani* e *C. botulinum*.

Os **Protozoários** são seres unicelulares eucariotas com mobilidade especializada e na sua maioria heterótrofos, embora possam apresentar formas autotróficas. A maioria deles é muito pequena sendo, no entanto, maiores do que as bactérias, medindo de 0,01 mm a 0,05 mm aproximadamente, podendo atingir os 0,5 mm (Metcalf & Eddy, 2006). Estão presentes em todos os ambientes dado o seu tamanho reduzido e produção de cistos resistentes. Quanto à classificação, podem ser divididos, embora de modo grosseiro, em quatro grupos distintos: flagelados, amebóides, formadores de esporos e ciliados. A forma de locomoção é a principal característica taxonómica para diferenciar os grupos. Os protozoários são muito usados como indicadores de qualidade do ambiente, sendo que águas poluídas normalmente têm protozoários característicos e em abundância (Metcalf & Eddy, 2006). Os Protozoários possuem elevados índices de prevalência, sendo resistentes até a tratamentos de desinfecção, como é o caso de *Cryptosporidium* e de *Giardia* que se propagam através de esporos. Estes esporos

podem ser usados como indicadores de contaminação fecal acumulada (Metcalf & Eddy, 2006). O *Cryptosporidium* apresenta-se na natureza sob a forma de oocisto, com um diâmetro de 4-6 µm, sendo capaz de se manter nesta forma até ser ingerido por um animal. Só depois de atingir o intestino é que se inicia o processo infeccioso, passando a uma outra forma. O único tratamento reconhecido como capaz de eliminar este protozoário é a radiação ultravioleta (UV). A Giárdia é um protozoário microscópico que parasita o intestino dos mamíferos, inclusive de seres humanos (Metcalf & Eddy, 2006).

O termo **helmintes** é usado para descrever um grupo de parasitas frequentemente encontrados em águas residuais e que geralmente se apresentam sob a forma de ovos (Metcalf & Eddy, 2006). Podem infectar os seres humanos, embora não se possam multiplicar dentro do hospedeiro, com a exceção do *Strongyloides* (Feachem *et al.*, 1980).

Os **helmintes** e os **protozoários** só constituirão um problema caso o fim da reutilização seja diferente de irrigação ou infiltração, uma vez que devido às suas dimensões consideráveis, ficam retidos nas partículas do solo durante a percolação, o que evita a contaminação das águas subterrâneas. No entanto, no caso de reutilização em irrigação há que respeitar o valor máximo admissível de ovos de helmintes, na água de rega, segundo o Decreto-lei nº 236/98 de 1 de Agosto.

Os **vírus** são parasitas intracelulares só capazes de se multiplicar dentro de um hospedeiro. Ocorrem em várias formas e o seu tamanho pode variar entre 0,01 e 0,3 µm. São compostos por um ácido nucleico rodeado por proteínas. Os vírus entéricos possuem uma estrutura simples o que possibilita longos períodos de sobrevivência no ambiente. Alguns vírus entéricos podem ser relevantes em água contaminadas fecalmente (Metcalf & Eddy, 2006).

Diversos estudos debruçaram-se sobre a concentração microbiana de acordo com as diversas proveniências (Quadro 10). Conforme se pode verificar a amplitude de

valores é bastante elevada, o que traduz bem a sua variabilidade nos diversos estudos referenciados.

Quadro 10: Concentração microbiana referenciada na bibliografia.

Parâmetro	Cozinhas	Lavandaria	Casas de banho
<i>E. coli</i>	$1,3 \times 10^5 - 2,5 \times 10^8$ ⁽¹⁾		
<i>E. coli</i> termotolerante	$9,4 \times 10^4 - 3,8 \times 10^8$ ⁽¹⁾		
Estreptococos fecais	$5,1 \times 10^3 - 5,5 \times 10^8$ ⁽¹⁾	$23 - < 24 \times 10^3$ ⁽²⁾ $1 - 13 \times 10^5$ ⁽³⁾	$79 - 2,4 \times 10^3$ ⁽²⁾ $1 - 7,0 \times 10^4$ ⁽³⁾
Coliformes totais	$6,0 \times 10^4 - 4,0 \times 10^7$ ⁽¹⁾	$2,3 \times 10^3 - 3,3 \times 10^5$ ⁽²⁾ $85 - 89 \times 10^4$ ⁽³⁾ 7×10^5 ⁽⁴⁾	$500 - 2,4 \times 10^7$ ⁽²⁾ $70 - 8,2 \times 10^3$ ⁽³⁾ $5 \times 10^4 - 6 \times 10^6$ ⁽⁴⁾
Coliformes fecais		$9,0 \times 10^4 - 1,6 \times 10^4$ ⁽²⁾	$170 - 3,3 \times 10^3$ ⁽²⁾ $1 - 2,5 \times 10^3$ ⁽³⁾ $32 - 6,0 \times 10^2$ ⁽⁴⁾

Fonte: (1) Günther (2000); (2) Christova-Boal *et al.* (1996); (3) Siegrist *et al.* (1976); (4) Surendran & Wheatley (1998).

II.2.2. Caracterização quantitativa da produção de Águas Cinzentas

A quantidade de água residual gerada dentro de uma habitação varia muito, sendo função de vários factores, como o número e a idade de ocupantes, os seus hábitos e o modo como utilizam a água. Em algumas capitais europeias chegaram-se a valores de 586 l/dia/fogo de água residual gerada. Segundo a NSW (2006) a água cinzenta representa 68% do total de água residual gerada maioritariamente constituída pelos banhos e duches (49%) e pela lavandaria (34%) (Gráfico 1a).

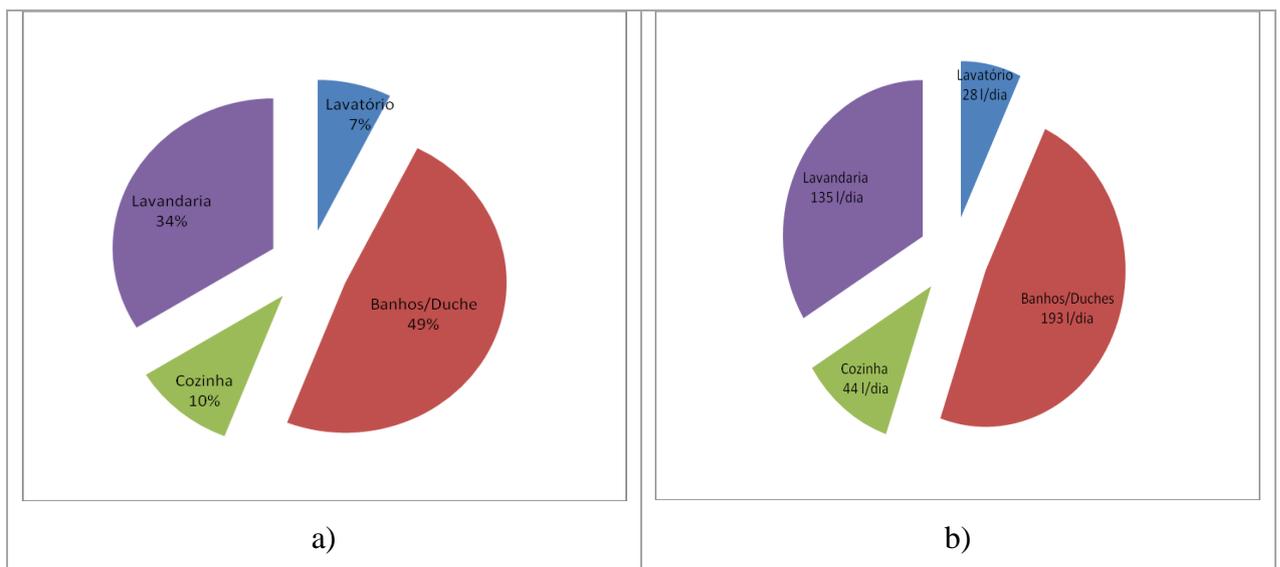


Gráfico 1: Distribuição da água cinzenta gerada numa habitação (Fonte: NSW, 2006).

A expressão destas quantidades em litros por dia, tomando como base de referência o consumo referido para as capitais europeias, tem a distribuição representada no Gráfico 1b). O diferencial para os 586 l/dia é gasto nos autoclismos.

A capitação varia de país para país. Referindo o exemplo de Israel, Friedler *et al.*, (2005) sugerem uma capitação de 100 a 150 l/hab.dia. Em Portugal, é estimado que cada habitante, gasta entre 100-180 l/dia de água.

A informação sobre os hábitos de consumo e respectiva distribuição por aparelho sanitário é parca no nosso país. No entanto, podem encontrar-se alguns valores de referência reunidos em algumas publicações, nomeadamente no Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA, 2001). Segundo este programa podem ser determinados consumos de referência, admitindo valores médios para a frequência, a duração e os volumes médios para cada uso. Estes consumos de referência corresponderão ao consumo expectável, considerando um uso moderado da água na habitação, sem desperdícios significativos, utilizando a tecnologia mais eficiente disponível no mercado em termos de uso da água, conducente a um bom nível de conforto e qualidade de vida (PNUEA, 2001). No Gráfico 2 encontra-se a distribuição do consumo de referência, no que diz respeito aos dispositivos que geram água cinzenta.

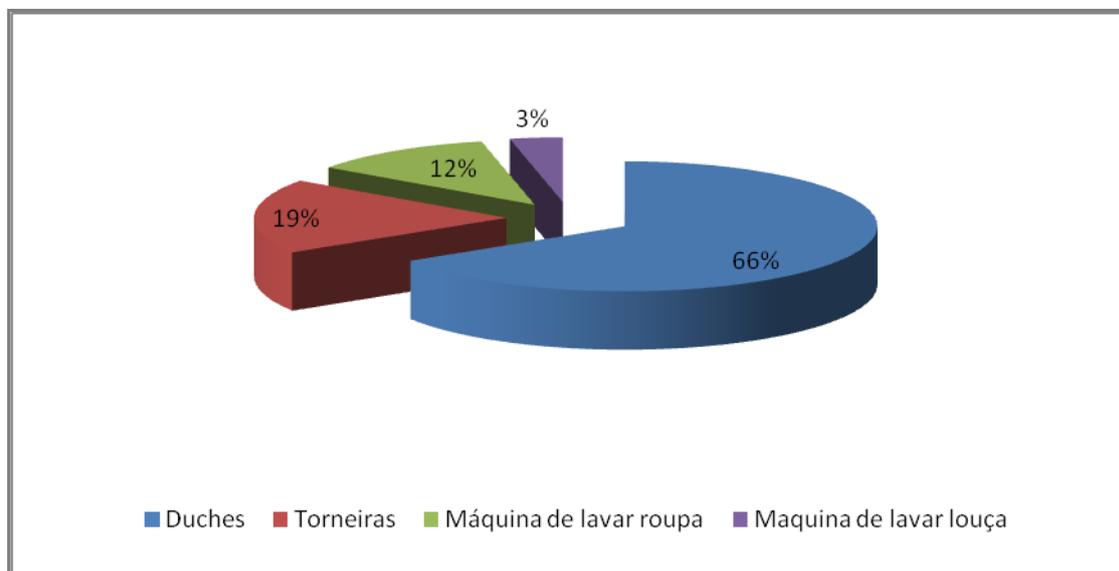


Gráfico 2: Distribuição do consumo de referência por dispositivo (Fonte: PNUEA, 2001).

Dos dispositivos que geram água cinzenta, os **duches** são os que despendem um maior volume de água, aproximadamente 66% da água consumida (39% do consumo médio diário total, contabilizando também os autoclismos). Os dispositivos associados ao banho de banheira são considerados torneiras e serão abordados mais adiante neste capítulo. Existem diversos factores que influenciam este volume, entre os quais o caudal debitado pelo chuveiro, a duração do duche e o número de duches por dia por habitação. O Regulamento Geral dos Sistemas Públicos e Prediais de Distribuição de Água e Drenagem de Águas Residuais (RGAAR, 1995) no seu artigo 90º estabelece um caudal mínimo para os chuveiros de 0,15 l/s (9 l/min). Estabelece ainda, 30 l/min, como caudal de descarga para dimensionamento de rede interior de águas residuais. A duração dos duches e o número de duches está associado a aspectos comportamentais apresentando uma grande variabilidade. No entanto, a fatia relativa a esta utilização é sempre significativa e constitui, em termos de reutilização, uma fonte considerável de água cinzenta clara.

No caso do uso das **torneiras** e aqui incluem-se o lavatório, o bidé, a banheira e o lava-loiça, estas ocupam 19% da água consumida nos dispositivos geradores de água cinzenta (11% do consumo médio diário total, contabilizando também os autoclismos). A frequência de uso das torneiras é de difícil quantificação e tem uma grande variabilidade. Esta variabilidade também se aplica ao nível da duração da utilização, que pode variar entre poucos segundos até vários minutos. Os principais factores que influenciam o consumo associado às torneiras são o caudal, a duração da utilização e o número de utilizações por dia na habitação. Woodwell *et al.* (1995) referem que existem dispositivos que permitem uma utilização confortável com caudais entre 2,8 e 5,7 l/min para os lavatórios e bidés e 7,6 e 9 l/min para algumas utilizações na cozinha. Existem estudos que apontam duas utilizações/hab.dia para a pia da louça e 4 utilizações/hab.dia para o lavatório (Birks *et al.* 2003; Butler 1991), embora a frequência e a duração da utilização também estejam associadas a aspectos comportamentais implicando uma grande variabilidade.

As **máquinas de lavar roupa**, responsáveis por 12% da água consumida pelos dispositivos geradores de água cinzenta (7% do consumo médio diário total, contabilizando também os autoclismos), têm tido uma evolução rápida em termos de

redução dos consumos na lavagem. No entanto, os modelos actuais apresentam consumos muito variáveis, entre 35 e 220 l/lavagem, podendo admitir-se um valor médio de 90 l/lavagem, para 5 Kg de roupa de algodão. Diversos factores influenciam este volume, entre os quais o tipo e a idade do aparelho, os programas disponíveis e a carga de roupa a lavar.

Finalmente, as **máquinas de lavar louça** responsáveis por cerca de 3% da água consumida por dispositivos geradores de água cinzenta (2% do consumo médio diário total, incluindo os autoclismos), implicam consumos entre 12-36 l/lavagem (para modelos de 8 pessoas) e 12-54 l/lavagem (para modelos de 12 pessoas) dependendo do modelo do aparelho. Admite-se um valor médio por lavagem na ordem dos 22 l/lavagem (12 pessoas). À semelhança do que acontece com as máquinas de lavar roupa, entre os factores que poderão influenciar o volume utilizado em cada lavagem apontam-se o tipo e a idade do aparelho, os programas e a carga de louça em cada lavagem.

No caso de Israel, Friedler *et al.* (2005) estimaram que cerca de 60-70% da água utilizada dentro de uma habitação, vem a ser transformada em água cinzenta. Considerando uma capitação média de utilização de água nas habitações, entre 100 e 150 l/hab.dia, a capitação em água cinzenta corresponderá aproximadamente a 60-105 l/hab.dia.

II.2.3. Tratamento de águas cinzentas

Tradicionalmente, parte da água de abastecimento é utilizada e posteriormente circula pelas redes de drenagem de águas residuais para uma estação de tratamento de águas residuais, sendo reposta posteriormente no meio receptor, já cumprindo os requisitos de qualidade exigidos por lei. A definição da qualidade baseada na adequação ao uso, permite a estratificação das águas em diversos padrões de qualidade. Dependendo do destino da água tratada, assim se definem os níveis de qualidade indicados para cada aplicação e conseqüentemente o tratamento adequado a cada caso. A escolha do processo de tratamento a aplicar deve ser bastante criteriosa e fundamentada na caracterização do efluente a tratar, no conhecimento das técnicas de tratamento existentes e nas necessidades e requisitos de qualidade da aplicação que se

segue. No entanto, quando se prevê vários tipos de utilização para o mesmo efluente (caso de reutilizar água em rega e autoclismos, por exemplo), o seu tratamento deve ser o adequado para garantir os critérios de qualidade mais restritivos, no conjunto das utilizações. Não seria viável a existência de tratamentos diferenciados.

II.2.3.1. Gestão centralizada versus descentralizada: O tratamento *in situ*

As entidades gestoras dos sistemas de saneamento básico despendem orçamentos significativos para assegurar sistemas de tratamento e transporte de água às populações. Por outro lado, são ainda maiores os gastos nos sistemas de drenagem, tratamento e devolução ao meio receptor da água residual tratada. Tudo opera num sistema centralizado e em larga escala, não estando provado ser o mais vantajoso em termos económicos e ambientais (Al-Jayyousi, 2003).

A gestão descentralizada das águas residuais pode ser definida como a gestão da drenagem, tratamento e deposição/reutilização da água proveniente das habitações individuais, urbanizações, comunidades isoladas, indústrias ou porções de comunidades existentes, em pontos próximos do local de produção da mesma (Tchobanoglous, 1996). O conceito de gestão descentralizada da água residual nos sistemas de abastecimento e saneamento, pretende a obtenção de sistemas economicamente sustentáveis, socialmente responsáveis e mais amigos do ambiente. O desenvolvimento destes sistemas pode ter grandes vantagens, uma vez que se torna fácil adaptar a qualidade da água a obter após tratamento, a uma possível reutilização *in situ*, acabando potencialmente por se obter poupanças significativas no tratamento (Crites & Tchobanoglous, 1998). É aceite que o conceito de descentralização permite a obtenção de vantagens importantes (Nhapi, 2004):

- 1) Os caudais a tratar são pequenos, permitindo poupanças a nível da construção dos sistemas;
- 2) A expansão dos sistemas é fácil e efectuada de um modo modular;
- 3) A possibilidade de tratar a água de acordo com a sua origem e qualidade;
- 4) A fácil reutilização *in situ*, sem grandes despesas em bombagem e redes de distribuição.

Pode ainda encarar-se a descentralização do sistema a um nível inferior, ou seja, a nível das habitações, separando as águas residuais em dois ou mais tipos de efluentes: águas negras e águas cinzentas (claras e escuras), com vista a um tratamento diferenciado e posterior reutilização, ambas *in situ*.

Quando se preconiza a reutilização da água residual cinzenta, o tratamento a adoptar irá igualmente ser adequado às características do efluente e ao tipo de reutilização a implementar após tratamento. Podem encarar-se tratamentos muito simples ou tratamentos avançados, dependendo do uso que se lhe quer dar. Seria de admitir um tratamento menos oneroso para as águas cinzentas e uma maior diversidade da sua aplicação, uma vez que é considerada por muitos como uma água relativamente limpa. No entanto, como se referiu em II.2.1, a contaminação microbiana das águas cinzentas limitam o seu uso indiscriminado, constituindo um risco para a saúde pública, bem como para o ambiente, principalmente em climas quentes.

A maior dificuldade em definir uma estratégia de tratamento das águas cinzentas é a sua grande variabilidade, em termos de composição, dependendo da fonte, área geográfica e hábitos populacionais (Al-Jayyousi 2003). Esta composição também varia com o tempo de retenção. Segundo Al-Jayyousi (2003), este é inversamente proporcional à qualidade microbiológica e química da água, uma vez que, o armazenamento vai propiciar o desenvolvimento de microrganismos patogénicos e a criação de condições de anaerobiose, o que facilita a formação de compostos orgânicos complexos e prejudiciais a uma estratégia de reutilização. Pelo contrário, um outro estudo levado a cabo por Dixon *et al.* (1999b), revelou que o armazenamento de 24 h melhorou a qualidade do efluente, embora, o armazenamento superior a 48h possa constituir um sério problema uma vez que o oxigénio dissolvido diminui significativamente, para valores próximos de zero.

II.2.3.2. Alguns casos de Estudo

Vários processos de tratamento para as águas cinzentas são sugeridos na literatura. No entanto dado que a reutilização das águas cinzentas tratadas *in situ* se

encontra ainda numa fase incipiente, a oferta de tratamentos disponíveis no mercado e aceites tecnicamente é escassa. A maioria assenta em tratamentos físicos e químicos embora alguns já combinem tratamentos biológicos (Zhang & Farahbakhs, 2007; Dallas *et al.*, 2004; Henze *et al.*, 2001b).

Os tratamentos físicos mais aplicados são a filtração, recorrendo a vários tipos de meios filtrantes (solo, membranas filtrantes, meios multimédia) e a sedimentação. No que diz respeito aos tratamentos químicos, adoptam-se normalmente técnicas de coagulação recorrendo a diversos reagentes, como os sais de alumínio e ferro. Os tratamentos biológicos recorrem na sua maioria a reactores com culturas fixas (RBC, SBR e MBR). Todos os sistemas de tratamento são geralmente precedidos por um pré-tratamento, para remoção dos sólidos de maiores dimensões e seguidos de uma desinfecção para cumprimento dos critérios microbiológicos (Li *et al.*, 2009).

Existem alguns estudos, que importa realçar, onde foram aplicadas algumas destas tecnologias de tratamento para águas cinzentas.

March *et al.* (2004) aplicaram um sistema de tratamento à água cinzenta proveniente das banheiras, que consistia na conjugação de uma membrana de filtração de *nylon*, com uma etapa de sedimentação seguida de desinfecção. Obtiveram um efluente próprio para a reutilização em descargas de autoclismos, desde que controladas as condições de utilização (tempo de retenção inferior a 48 horas e concentração em cloro residual da descarga superior a 1mg/l).

Num outro caso de estudo, Itayama *et al.*, (2004) usaram um sistema de filtração com solo rico em alumínio e sílica hidratada, aproveitando assim as reacções naturais de nitrificação e desnitrificação, para eliminar o azoto. Este sistema removeu parcialmente poluentes orgânicos e o fósforo total.

Al-Jayyousi (2003) estudou três tecnologias de tratamento da água cinzenta, avaliando as vantagens e desvantagens de cada uma delas. A primeira foi a filtração em carvão activado seguida de desinfecção com cloro, da qual concluiu que a água permanecia com elevadas cargas orgânicas e elevada turbidez. Este facto comprometeu a desinfecção aplicada neste estudo (com cloro), dado que a elevada concentração de SST não permitiu que o desinfectante inactivasse todos os microrganismos. A segunda tecnologia envolveu sistemas de filtração em membrana (microfiltração), que apesar de

melhorar o tratamento, implicou gastos muito avultados o que pode não ser economicamente viável. Finalmente, foram estudados sistemas biológicos (bioreactores de membrana e filtros biológicos arejados), apresentando bons resultados, produzindo efluentes de grande qualidade, mas nem sempre suficientes para o cumprimento dos parâmetros exigidos para a reutilização. Este investigador concluiu também, nos seus estudos, que qualquer sistema para aplicação numa habitação unifamiliar, para se tornar economicamente viável, tem de ser o mais simples possível.

Na sua maioria, os estudos conhecidos acabam por culminar em tratamentos convencionais, nem sempre economicamente viáveis a pequenas escalas. É o caso do estudo desenvolvido por Friedler *et al.* (2005) que aplicaram uma tecnologia que combinava o tratamento biológico, através de biodiscos rotativos (RBC), com a filtração em areia e posterior desinfecção num edifício multipisos, obtendo um efluente de excelente qualidade, embora tenham concluído que só seria economicamente viável quando o número de apartamentos fosse no mínimo de 28. Qualquer outro tipo de tratamento mais completo não será economicamente viável.

Friedler *et al.* (2006b) elaboraram um estudo comparativo de três tratamentos *in situ* para água cinzenta clara, com o objectivo de melhorarem a qualidade microbiológica da água cinzenta. Todos se basearam em tecnologias de filtração simples, combinadas ou com membranas. Os dois modelos que aplicaram a filtração em areia combinada com um tratamento biológico e a filtração em membrana revelaram resultados bastante satisfatórios, culminando na obtenção de um efluente de elevada qualidade. Quanto ao modelo que utilizou a filtração em areia simples revelou resultados mais modestos, como aliás seria de esperar. Os resultados deste trabalho demonstraram uma melhoria significativa do tratamento quando é incorporado um tratamento biológico à sequência de tratamento, obtendo-se um efluente seguro e próprio para reutilização.

Winward *et al.*, (2008c) estudaram a aplicação de diversas tecnologias de tratamento de águas cinzentas, nomeadamente, três configurações diferentes de filtros de plantas, um bioreactor de membrana (MBR) e um reactor químico de membrana (MCR), por um período de dois anos e para períodos de alta e baixa carga de efluente. O indicador de eficiência utilizado por estes investigadores foi a capacidade de remoção

de indicadores bacterianos, tendo concluído que o MBR origina o efluente com maior qualidade, independentemente da quantidade.

Winward *et al.*, (2008a), estudaram o efeito das partículas e da matéria orgânica na desinfecção com cloro das águas cinzentas com vista a uma possível reutilização, verificando que estes dois componentes afectam negativamente a desinfecção do efluente, sendo necessário proceder-se à eliminação dos mesmos para que se possa usar esta tecnologia no tratamento complementar do mesmo. Também Winward *et al.*, (2008b), chegaram a esta conclusão na utilização de óleos essenciais para desinfecção de águas cinzentas.

Pidou *et al.* (2008) estudaram a eficiência de dois processos químicos de tratamento, nomeadamente a coagulação e a utilização de uma resina com características que promovem a troca iónica. Neste estudo concluíram que estes dois processos são apropriados para águas cinzentas de baixa carga orgânica.

O tratamento da água residual por coagulação-floculação constitui uma tecnologia bem implementada que é apropriada para água residual com grandes quantidades de matéria orgânica, colóides e matéria em suspensão. No que diz respeito ao tratamento de águas cinzentas por coagulação-floculação, os estudos são ainda bastante incipientes, embora já se tenham conduzido alguns ensaios neste domínio, recorrendo a diversos tipos de reagentes convencionais (Widiastuti *et al.*, 2008; Friedler *et al.*, 2008; Santi *et al.*, 2007; Chang *et al.*, 2007; Badawy & Ali, 2006; Sostar-Turk *et al.*, 2005). Geralmente são utilizados em processos de coagulação-floculação, como agentes coagulantes os sais férricos. Estudos efectuados por Badawy & Ali (2006), mostraram que o Cloreto de Ferro III (FeCl_3), conseguiu remover 63% da CQO, numa mistura de água residual doméstica e industrial. Estes autores concluíram que o FeCl_3 pode ser usado como pré-tratamento, com vista a alcançar o nível de biodegradabilidade necessário para o tratamento biológico.

Em Li *et al.*, (2009), pode ser consultada uma compilação de casos de estudo para o tratamento das águas cinzentas através de técnicas físicas, químicas e biológicas.

II.2.3.3. A aplicação de minerais de argila no tratamento de águas

Está documentado que devido ao seu baixo custo, à sua elevada disponibilidade na maioria dos países do mundo, à sua capacidade de troca catiónica e à sua capacidade de adsorção, os minerais de argila podem constituir materiais com potencialidades de aplicação ao tratamento de água e da água residual (Widiastuti *et al.*, 2008). A aplicação recente de vários minerais de baixo custo como a bentonite, as cinzas e os zeólitos, em processos de tratamento de água e água residual demonstraram o seu bom desempenho (Santi *et al.*, 2007; Crini, 2006; Nomanbhay & Palanisamy, 2005; Vacca *et al.*, 2005; Ceylan *et al.*, 2005; Ahmad *et al.*, 2004; Al-Bastaki & Banat, 2004; Babel & Kurniawan, 2003). Ultimamente, nota-se um interesse crescente na utilização destes tipos de minerais, como a bentonite, a caulinite, a diatomite, entre outros, no tratamento de água residual, devido à sua capacidade de adsorver moléculas inorgânicas, mas também moléculas orgânicas (Crini, 2006).

A quantidade de catiões, que um mineral argiloso pode adsorver ou trocar, é uma propriedade importante que resulta do desequilíbrio das suas cargas eléctricas, devidas particularmente a substituições atómicas isomórficas e pode influenciar fortemente determinadas propriedades físico-químicas e tecnológicas (Gomes, 1988). O processo de troca de iões é um processo estequiométrico segundo o qual cada equivalente de um ião adsorvido pelo mineral argiloso, provoca a libertação de um equivalente catião anteriormente fixado. O conhecimento das leis que regem a dinâmica da permuta iónica permite prever e modificar o comportamento das argilas favorecendo e beneficiando determinadas propriedades e aplicações (Ozdemir *et al.*, 2004; Özcan *et al.*, 2004; Espantaleon *et al.*, 2003; Ghosh & Bhattacharyya, 2002; Pradas *et al.*, 1994; Cadena *et al.*, 1990). A quantidade de colóides orgânicos e microrganismos que uma argila pode adsorver depende da granulometria da argila, da natureza da matéria orgânica e das propriedades intrínsecas aos microrganismos (Gomes, 1988).

Os minerais argilosos possuem uma carga eléctrica globalmente negativa nas faces basais. No entanto, nos bordos das partículas, que resultam da ruptura das folhas estruturais, ficam expostos catiões (Fe^{2+} , Si^{4+} , Mg^{2+} , Fe^{3+}), ou aniões (O^{2-} , OH^-) que serão neutralizados pela adsorção de aniões no primeiro caso e de catiões no segundo caso. Comparativamente, a comparticipação da carga eléctrica dos bordos é muito menor do que a das faces (Gomes, 1988), o que resulta numa carga predominantemente

negativa. A capacidade de adsorção destes minerais resulta, portanto, da carga negativa da sua estrutura, mas também da sua elevada área superficial e da sua elevada porosidade (Crini, 2006).

Os minerais de montmorilonite possuem a mais elevada área superficial e a mais elevada capacidade de troca catiónica, sendo também em termos de preço os mais convidativos. Argilas ricas em montmorilonite, comportam-se como colóides hidrofílicos, ou seja colóides muito estáveis, que adsorvem o meio dispersante e desenvolvem viscosidades elevadas, sendo mais tixotrópicas do que as outras (Yapar & Yilmaz, 2004; Gomes 1988).

A bentonite é um mineral de argila, essencialmente constituído por montmorilonite, com um pH próximo de 8, 1,5 g C/kg e alta capacidade de troca catiónica (Santi *et al.*, 2007; Andreijkovicova *et al.*, 2007). A aplicação de bentonite para clarificação proteica de vinhos é amplamente utilizada e consiste basicamente num processo de adsorção. Estas características em conjunto com a sua abundância e o seu baixo custo fazem com que a bentonite seja um forte candidato a adsorvente de poluentes em água residual. Existem, no entanto, poucos estudos desenvolvidos com aplicação deste mineral (Alther, 2004).

A bentonite foi aplicada como agente adjuvante da coagulação com FeCl_3 numa mistura de água residual doméstica e industrial (Badawy & Ali, 2006), permitindo o aumento da eficiência de remoção de COD de 63% (só com FeCl_3) para 84,5% (FeCl_3 e bentonite). Este reagente tendo uma composição bastante complexa, forma uma estrutura coloidal com a água, produzindo grandes quantidades de lama (Badawy & Ali, 2006).

Pode referir-se também o estudo realizado por Santi *et al.* (2007), que aplicou a bentonite para remoção de poluentes orgânicos e CQO em águas ruças, obtendo resultados de 25% e 32,5% de remoção de CQO e polifenóis respectivamente, usando um agitador para mistura do efluente com a bentonite.

Existem já diversos trabalhos publicados acerca das potencialidades de utilização de zeólitos naturais no tratamento de águas cinzentas, com resultados bastante favoráveis (Widiastuti *et al.*, 2008).

A aplicação deste tipo de minerais em sistemas de tratamento de água residual reúne algumas vantagens como sendo a sua eficiência para remover um leque alargado de poluentes, a alta taxa e capacidade de adsorção, a capacidade de adaptação a diversas concentrações de poluentes, a tolerância a um elevado número de parâmetros próprios de uma água residual e ainda o seu baixo custo e elevada disponibilidade (Crini, 2006).

A problemática do tratamento *in situ* das águas cinzentas para posterior reutilização, prende-se com a viabilidade económica do mesmo. Isto porque os tratamentos convencionais mais eficientes, só se tornam viáveis a partir de uma certa dimensão, sendo necessário reflectir e estudar tratamentos inovadores de baixo custo e de fácil operacionalidade, para que os proprietários facilmente se adaptem a uma nova forma de gestão da água.

Capítulo III - Enquadramento legal

III.1. Legislação

A avaliação da qualidade da água até meados do Século XX era feita com base nas suas características organolépticas (aspecto visual, sabor e odor). No entanto, com o evoluir da ciência e do conhecimento, foi-se chegando à conclusão que esta avaliação era insuficiente em termos de satisfação dos requisitos mínimos para proteger a saúde pública. Tornou-se de extrema importância estabelecer valores normativos para determinados parâmetros passíveis de prejudicar a saúde pública. A Organização Mundial de Saúde (OMS) é pioneira na definição destes valores, com a publicação das normas de qualidade da água, cuja primeira versão surgiu na década de 50, sofrendo várias actualizações até aos dias de hoje. Estas normas serviram de base para criação em vários países das suas próprias leis.

O desenvolvimento de programas de utilização de águas residuais iniciou-se no século XX. O Estado da Califórnia foi pioneiro nestes programas e apareceram nos EUA, dois estatutos que tiveram e continuam a ter um impacto significativo na quantidade e qualidade da água residual descarregada bem como no seu potencial de reutilização. Estes dois diplomas legais designam-se por “Water Pollution Control Act” ou “Clean Water Act” e “Safe Drinking Water Act”.

O primeiro tem como principal objectivo reestruturar e manter a integridade física, química e microbiológica dos cursos de água, com a finalidade de reduzir para zero a descarga de poluentes em águas navegáveis, piscatórias ou de recreio, determinando ainda o grau e tipo de tratamento necessário para obtenção dos requisitos exigidos, tanto para descarga como para reutilização. Como resultado deste diploma, as ETAR's centralizadas tornaram-se comuns em zonas urbanas, constituindo fontes disponíveis para reutilização da água.

O segundo diploma foi publicado em 1974 e teve um impacto significativo na forma de encarar o tratamento e a distribuição da água. O propósito deste diploma foi assegurar que os sistemas de abastecimento de água cumprissem os requisitos mínimos para protecção da saúde pública. Este permitiu a uniformização da qualidade da água

nos EUA, identificando os principais contaminantes e seus limites máximos aceitáveis e afectou indirectamente a qualidade da água residual uma vez que os cursos de água para descarga constituem muitas vezes as fontes de água para abastecimento.

Em 1992, nos EUA, a Environmental Protection Agency (EPA), publicou as Directrizes para reutilização da água, estabelecendo o tipo e o grau de tratamento bem como os parâmetros de qualidade a impor a uma água para que esta possa ser reutilizada. Estas directrizes fornecem ainda algumas normas para monitorização de um sistema de reutilização.

Em 1989 a OMS lança um primeiro rascunho da “Wastewater use in agriculture: guidelines for the use of wastewater excreta and greywater”, tendo estas sido revistas em 2002 e publicadas em 2006. O referido documento, que só se refere aos critérios microbiológicos, deverá servir para o desenvolvimento de regulamentos internacionais e nacionais que auxiliarão a gestão de risco para a saúde pública associado à utilização de água residual em agricultura e aquacultura.

A União Europeia publicou duas Directivas sobre a avaliação da qualidade da água (Directiva 80/778/CE revogada pela Directiva 98/83/CE) e Portugal transpôs para o direito interno as referidas directivas, através do Decreto – Lei nº 243/01 de 5 de Setembro, que fixa as normas relativas à qualidade da água para consumo humano. O Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho regulamenta os critérios para recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático. O Decreto-Lei nº 236/98 regulamenta a qualidade da água destinada ao consumo humano e tem por objectivo proteger a saúde pública dos efeitos nocivos resultantes da contaminação desta água.

As actividades de reutilização da água residual em países pertencentes à União Europeia são normalizadas pelas respectivas directivas. A Directiva 91/271/CEE estabelece que a água residual tratada deve ser reutilizada sempre que for apropriado e que os locais de deposição devem minimizar os efeitos ambientais adversos.

De um modo geral, a prática antecede a criação de leis, *i.e.* só quando existem problemas associados à prática é que nos deparamos com a necessidade de um enquadramento legal. Assim, em Portugal, a legislação directamente incidente sobre o domínio da reutilização da água não se encontra ainda bem desenvolvida, não se dispondo ainda de ordenamento jurídico específico sobre o assunto.

O RGAAR aprovado pelo Decreto Regulamentar nº 23/95 de 23 de Agosto aborda a reutilização de águas residuais muito superficialmente, nomeadamente no seu Artº 11- Reutilização, dizendo que “ *As águas residuais tratadas, bem como as lamas, devem ser reutilizadas, sempre que seja possível ou adequado*”.

Marecos do Monte (1996), defende que a utilização de águas residuais tratadas para rega, em Portugal já se reveste de grande importância, da qual advém a necessidade da existência de uma Norma relativa a este assunto, já publicada em 2005, a Norma Portuguesa NP 4434: “Norma sobre reutilização de águas residuais tratadas para rega”. Esta norma representa um contributo importante para a prática sustentável da reutilização de águas residuais tratadas para rega, definindo os requisitos de qualidade das águas residuais urbanas tratadas a utilizar como água de rega, os critérios a seguir na escolha dos processos e equipamento de rega a usar, os procedimentos a adoptar na execução das regas com vista a assegurar a protecção da saúde pública e do ambiente e os procedimentos de monitorização ambiental da zona potencialmente afectada por essa rega. Aplica-se exclusivamente à reutilização de águas residuais urbanas, tratadas em ETAR’s, na rega de culturas agrícolas, florestais, ornamentais, viveiros, relvados e outros espaços verdes.

Apesar dos documentos normativos se aplicarem à reutilização de água residual urbana tratada, estes podem ser usados como base de orientação na reutilização de águas cinzentas tratadas.

III.2. Critérios de qualidade exigidos

Os diversos valores de parâmetros da água residual tratada a cumprir dependem do tipo de reutilização a que se propõe. A OMS, (2006) estabelece nas suas normas valores dos parâmetros microbiológicos exigíveis na irrigação com a água residual. A EPA publicou já algumas normas acerca da reutilização de água residual doméstica tratada em diversos fins, como sejam a reutilização agrícola (culturas comestíveis e não comestíveis), a reutilização urbana, a irrigação de áreas com acesso restrito, a reutilização para fins recreativos, a reutilização em construção, a reutilização ambiental, a reutilização industrial, a recarga de aquíferos e a reutilização potável indirecta.

A reutilização agrícola é aquela que é mais aplicada e acerca da qual se conhecem já diversos aspectos, derivados da história da sua aplicação; é também aquela que se encontra legalmente melhor enquadrada.

Sendo a EPA a instituição que a nível mundial apresenta trabalho reconhecido nesta temática, far-se-á a compilação dos valores limite por ela preconizados de acordo com a reutilização em causa. Nos casos em que existam outras referências legais, far-se-á a comparação com os valores propostos pela EPA. Será também facultado, o enquadramento legal a nível nacional para a reutilização agrícola, uma vez que é o único legislado até à data.

III.2.1. Reutilização agrícola

A EPA (2004) classifica a reutilização agrícola em dois sub-tipos: a reutilização em culturas comestíveis e não comestíveis.

No que diz respeito à reutilização em culturas comestíveis, ou seja à irrigação de culturas destinadas ao consumo directo do ser humano, estas culturas podem ser ou não processadas industrialmente. As águas residuais adequadas para rega de culturas não processadas industrialmente terão, obrigatoriamente de passar por um tratamento secundário, seguido de filtração e desinfecção. As águas residuais adequadas para rega de culturas processadas industrialmente terão de passar pelo tratamento secundário, seguido de desinfecção.

No que se refere à reutilização em culturas não comestíveis, ou seja, à irrigação de pastos, campos de cereais e outras culturas não destinadas ao consumo directo pelo ser humano, em termos de exigências de tratamento as águas residuais adequadas a este fim terão de passar por um tratamento secundário, seguido de filtração e desinfecção, tal como para as culturas comestíveis não processadas industrialmente.

Quanto aos critérios de qualidade exigidos, referem-se no Quadro 11

:

Quadro 11: Critérios de qualidade exigidos para reutilização agrícola (EPA, 2004).

Culturas não processadas industrialmente	Culturas processadas industrialmente Culturas não comestíveis
✓ pH: 6-9	✓ pH: 6-9
✓ CBO \leq 10 mg/l	✓ CBO \leq 30 mg/l
✓ NTU \leq 2	✓ SST \leq 30 mg/l
✓ Coliformes fecais não detectáveis /100 ml	✓ Coliformes fecais <200UFC/ 100 ml
✓ Cloro residual \geq 1 mg/l	✓ Cloro residual \geq 1 mg/l

A OMS divide os seus critérios em irrigação de zonas restritas, ou seja não acessíveis, e de zonas não restritas. Como seria de esperar os critérios para o primeiro caso são menos exigentes do que no segundo caso:

Quadro 12: Critérios da OMS (2006).

Parâmetros	Zonas não restritas	Zonas restritas
Ovos de Helmintes	< 1/l	<1/l
<i>E. coli</i>	< 10 ⁵ /100 ml	< 10 ³ /100 ml

Segundo a NP 4344, as concentrações nas águas residuais dos diferentes elementos que constituam um risco potencial em termos ambientais não devem ser superiores aos correspondentes valores máximos recomendados (VMR) referidos no Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto. Os parâmetros de natureza físico-química referidos no Decreto-Lei como limitantes da qualidade da água para rega (pH, Salinidade, razão de absorção do sódio, e SST) não devem igualmente ultrapassar os valores referenciados no Quadro 13.

Quadro 13: Valores máximos recomendáveis (VMR) e admissíveis (VMA) segundo o Decreto Lei n.º 236/98.

Parâmetros	Unidades	Qualidade das águas destinadas a rega	
		VMR	VMA
Alumínio (Al)	ppm	5,0	20,0
Arsénio (As)	ppm	0,10	10,0
Bário (Ba)	ppm	1,0	-----
Berílio (Be)	ppm	0,5	1,0
Boro (B)	ppm	0,30	0,75
Cádmio (Cd)	ppm	0,01	0,05
Chumbo (Pb)	ppm	5,0	20,0
Cloretos (Cl)	ppm	70,0	-----
Cobalto (Co)	ppm	0,05	10,0
Cobre (Cu)	ppm	0,20	5,0
Crómio (Cr)	ppm	0,10	20,0
Estanho (Sn)	ppm	2,0	-----
Ferro (Fe)	ppm	5,0	-----
Flúor (F)	ppm	1,0	15,0
Lítio (Li)	ppm	2,5	5,8
Manganés (Mn)	ppm	0,20	10,0
Molibdénio (Mo)	ppm	0,005	0,05
Níquel (Ni)	ppm	0,5	2,0
Nitratos (NO ₃ ⁻)	ppm	5,0	-----
Razão Absorção Sódio (RAS)	----	8,0	----
Salinidade (ECw)	dS/m	1,0	-----
SDT	mg/l	640	
Selénio (Se)	ppm	0,02	0,05
SST	mg/L	60	----
Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	ppm	575	-----
Vanádio (V)	ppm	0,10	1,0
Zinco (Zn)	ppm	2,0	10,0
pH		6,5-8,4	4,5-9,0
Coliformes fecais	UFC/100ml	100	-----
Ovos de parasitas intestinais	N/L	-----	1,0

III.2.2. Reutilização Urbana

Segundo a EPA, a reutilização urbana engloba todo o tipo de irrigação de espaços verdes, lavagem de veículos, utilização em autoclismos, combate a incêndios e lavagem de pavimentos. O tratamento exigido à água residual urbana para que possa ser usada neste fim é o tratamento secundário, seguido de filtração e posterior desinfecção. Quanto aos requisitos de qualidade, são os seguintes:

- ✓ pH: 6-9
- ✓ CBO \leq 10 mg/l
- ✓ NTU \leq 2
- ✓ Coliformes fecais não detectáveis /100 ml
- ✓ Cloro residual \geq 1 mg/l

III.2.3. Irrigação de áreas com acesso restrito

O grau de tratamento exigido pela EPA, para este tipo de reutilização é o secundário, seguido de desinfecção, garantindo assim os seguintes requisitos de qualidade:

- ✓ pH: 6-9
- ✓ CBO \leq 30 mg/l
- ✓ SST \leq 30 mg/l
- ✓ Coliformes fecais < 200UFC/100 ml
- ✓ Cloro residual \geq 1 mg/l

III.2.4. Reutilização para fins recreativos

A EPA engloba aqui a reutilização que implica o contacto accidental (pesca, canoagem) ou não (banho em lagos, rios) da água residual tratada com o ser humano.

Para este fim exige o tratamento secundário, seguido de filtração e desinfecção e os seguintes requisitos de qualidade:

- ✓ pH: 6-9
- ✓ CBO \leq 10 mg/l
- ✓ NTU \leq 2
- ✓ Coliformes fecais não detectáveis /100 ml
- ✓ Cloro residual \geq 1 mg/l

III.2.5. Reutilização para Construção

Englobam-se aqui os usos para compactação de solos, uso em aterros sanitários e no fabrico de cimentos. A EPA exige neste tipo de reutilização o tratamento secundário seguido de desinfecção e os seguintes requisitos de qualidade:

- ✓ CBO \leq 30 mg/l
- ✓ SST \leq 30 mg/l
- ✓ Coliformes fecais < 200UFC/100 ml
- ✓ Cloro residual \geq 1 mg/l

III.2.6. Reutilização Ambiental

Englobam-se aqui os usos para manutenção de zonas húmidas e habitats selvagens e ampliação de cursos de água. O grau de tratamento exigido pela EPA neste tipo de reutilização é variável, mas inclui o tratamento secundário seguido de desinfecção. Os requisitos de qualidade são também variáveis porém não devem ultrapassar:

- ✓ CBO \leq 30 mg/l
- ✓ SST \leq 30 mg/l
- ✓ Coliformes fecais < 200 UFC/100 ml

III.2.7. Reutilização industrial

A reutilização industrial refere-se basicamente ao uso em torres de refrigeração e ar condicionado. O grau de tratamento exigido pela EPA, para este tipo de reutilização é o secundário, seguido de desinfecção, garantindo assim os seguintes requisitos de qualidade:

- ✓ pH: 6-9
- ✓ CBO \leq 30 mg/l
- ✓ SST \leq 30 mg/l
- ✓ Coliformes fecais < 200UFC/100 ml
- ✓ Cloro residual \geq 1 mg/l

III.2.8. Recarga de aquíferos

O grau de tratamento exigido pela EPA assim como os requisitos de qualidade, dependem do local da recarga, mas geralmente é indicado, no mínimo o tratamento primário para espalhamento à superfície ou o secundário quando a recarga é feita por injeção.

III.2.9. Reutilização potável indirecta

Englobam-se aqui a recarga de aquíferos ou de cursos de água com fins potáveis. O grau de tratamento exigido pela EPA neste tipo de reutilização inclui o tratamento secundário seguido de filtração, de desinfecção e de tratamentos avançados. Os requisitos de qualidade são os seguintes:

- ✓ pH: 6,5-8,5
- ✓ NTU < 2
- ✓ Coliformes fecais não detectáveis /100 ml
- ✓ Cloro residual \geq 1 mg/L
- ✓ Cumprir os requisitos estabelecidos para água potável.

Capítulo IV- Caracterização qualitativa e quantitativa das águas cinzentas estudadas

A caracterização qualitativa e quantitativa do efluente é um dos aspectos fundamentais quando se pretende reutilizar água.

Apesar de, como se descreveu no Capítulo II, existirem diversos estudos de caracterização dos vários tipos de água residual, noutros países, desconhece-se a existência de investigação nacional a este nível.

O objectivo deste capítulo é fazer uma caracterização qualitativa e quantitativa das águas cinzentas geradas em habitações unifamiliares, com vista à definição do seu tratamento e à avaliação da possibilidade da sua reutilização *in situ*. Presumiu-se que as águas provenientes das sanitas contêm elevadas concentrações de contaminantes e poluentes pelo que, se eliminou, à partida a hipótese da sua reutilização. Com efeito o objectivo é reutilizar a água viabilizando economicamente o processo, o que implicaria a utilização do efluente sem tratamento, caso seja possível, ou, com um tratamento muito simples/económico. Sendo assim foram analisadas a água cinzenta total, que engloba a água proveniente de todos os aparelhos sanitários à excepção da sanita, a água cinzenta clara que exclui das anteriores a água proveniente das máquinas de lavar louça, roupa e da pia da louça e a água cinzenta por aparelho sanitário, de forma a aferir qual o tipo de água que tem melhores características e desta forma adequar o seu tratamento e a sua reutilização. Com esta caracterização, poder-se-á estabelecer a melhor estratégia de reutilização utilizando, somente, as águas cinzentas de melhor qualidade, ou seja, excluindo as águas provenientes dos aparelhos sanitários mais poluidores/contaminantes. Por outro lado, fica-se com a noção do grau de tratamento a que terão de se sujeitar estes efluentes para que possam ser utilizados.

Sabe-se, à partida, que o significado estatístico desta caracterização é limitado, uma vez que a variabilidade associada a estes dados é muito grande (Friedler & Butler, 1996b). No entanto, com esta avaliação poder-se-á aferir se as características das águas cinzentas geradas se enquadram, ou não, nas apontadas por outras investigações, uma vez que os factores de variabilidade, nomeadamente os hábitos das populações, são bastante distintos, podendo variar consideravelmente de país para país.

Para poder reutilizar há que conhecer a qualidade mas também a quantidade. De facto, para se conseguir encarar a possibilidade de reutilização, há que conhecer a quantidade de água cinzenta produzida em cada aparelho sanitário pois a utilização da água cinzenta com melhor qualidade proveniente de um determinado aparelho, pode não ser suficiente para garantir a quantidade necessária para reutilização.

IV.1. Caracterização qualitativa das águas cinzentas produzidas

Para se proceder à caracterização qualitativa da água cinzenta, foram efectuadas várias campanhas de amostragem, descritas no decorrer deste subcapítulo, de acordo com o seu tipo (água cinzenta total, água cinzenta clara e água cinzenta por aparelho sanitário).

IV.1.1. Água cinzenta total

IV.1.1.1. Metodologia

Com o objectivo de caracterizar a água cinzenta total (ACT) produzida em habitações, fez-se a sua recolha numa habitação unifamiliar localizada na Quinta da Casa Nova, em Sabrosa, Distrito de Vila Real, na Região de Trás-os-Montes e Alto Douro no Norte de Portugal. Para tal, alterou-se o seu sistema de drenagem, de forma a recolher as águas cinzentas que provinham de uma casa de banho, constituída por banheira, lavatório e bidé, da cozinha, sendo a água gerada pela pia da louça e máquina de lavar louça e da lavandaria drenando a água gerada pela máquina de lavar roupa. Estas águas foram encaminhadas para um tanque em aço inox AISI 316L, de 318 L de capacidade, fechado com um respiro superior, fabricado e financiado pela empresa Martifer II INOX, S.A.. A capacidade do tanque foi prevista de modo a recolher a totalidade das águas residuais cinzentas geradas durante um dia, garantindo-se desta forma a homogeneização da água proveniente dos diversos aparelhos sanitários.

A ocupação diária desta habitação durante o período em que se realizou o ensaio foi de 4 a 6 pessoas.

Foram efectuadas três campanhas de amostragem para a caracterização das ACT (Quadro 14). A escolha dos parâmetros a analisar baseou-se na Lei existente, em termos

de valores a cumprir na utilização de água para rega (Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto em que se baseia a Norma Portuguesa NP 4434). É de referir que a 2ª campanha consistiu na análise de dois parâmetros microbiológicos que não foi efectuada no decorrer da primeira campanha. Dado os avultados custos das análises, a terceira campanha foi menos abrangente, repetindo só os parâmetros considerados mais relevantes e em que a análise deve ser feita com maior frequência de acordo com a referida Lei.

Em cada uma das campanhas, recolheram-se 5,5 L de amostra sendo esta devidamente preservada e enviada para um laboratório externo acreditado (Agroleico) para a análise dos referidos parâmetros.

No Quadro 14 apresentam-se os parâmetros analisados nas três campanhas, bem como os métodos de análise adoptados, de acordo com as normas em vigor.

Quadro 14: Parâmetros analisados e métodos de análise às águas cinzentas totais adoptados.

Parâmetros analisados	Métodos de análise	1°C	2°C	3°C
Alumínio	Absorção atómica (ME-342)	X		X
Arsénio	Absorção atómica (ME-609)	X		
Bário	Absorção atómica (ME-503)	X		X
Boro	Absorção atómica (ME-340)	X		
Cádmio	Absorção atómica (ME-307)	X		
Cálcio	Absorção atómica (ME-335)	X		X
Chumbo	Absorção atómica (ME-80)	X		
Cloretos	Titulimetria - NP 423:1966 (ME-72)	X		X
Cobre	Absorção atómica (ME-73)	X		
Crómio	Absorção atómica (ME-305)	X		
Ferro	Absorção atómica (ME-311)	X		X
Fósforo	Absorção molecular - SMEWW 4500-P B,C (ME-62)	X		
Magnésio	Absorção atómica (ME-336)	X		X
Manganês	Absorção atómica (ME-339)	X		X
Níquel	Absorção atómica (ME-314)	X		
Nitratos	ME-478	X		X
pH	Potenciometria - NP 411:1966 (ME-45)	X		X
Selénio	Absorção atómica (ME-481)	X		
Sódio	Absorção atómica (ME-337)	X		X
SST	Gravimetria – SMEWW 2540 D (ME-74)	X		X
Sulfatos	Gravimetria (ME-59)	X		
Zinco	Absorção atómica (ME-65)	X		
CQO	Método do refluxo aberto – SMEWW 5220 B (ME-370)	X		X
CBO ₅	Método das diluições - SMEWW 5210 B (ME-435) / Método manométrico (ME-66)	X		X
COT	TC(OXID-IV)-IC(ACID-IV)	X		X
Coliformes Totais	Método de filtração por membrana (ME-15)	X		X
Coliformes Fecais	Método de filtração por membrana (ME-15)	X		X
Pesquisa de <i>Salmonella</i>	ISO 6340:1995 (ME-241)		X	X
Pesquisa de Ovos de Parasitas Intestinais	ME-349		X	X

Além dos parâmetros atrás referidos foram medidos *in situ*, com a utilização de sensores, os seguintes parâmetros:

Quadro 15: Parâmetros medidos por sensores na água cinzenta total.

Parâmetros		
Primeira campanha	Segunda campanha	Terceira campanha
pH Temperatura O ₂ dissolvido	pH Temperatura O ₂ dissolvido Potencial Redox	pH Temperatura O ₂ dissolvido Potencial Redox

Através do conhecimento do teor do ião sódio (Na⁺), e dos teores de cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺), foi ainda possível calcular a razão de absorção de sódio (RAS):

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

que quantifica a sodicidade da água residual.

Apresentam-se também alguns valores de que se dispunham para a água potável, nesta habitação.

IV.1.1.2. Resultados

Os valores dos parâmetros analisados nas ACT apresentam-se no Quadro 16 e no Quadro 17. Nestes quadros figuram valores médios (n=2), nos casos em que se procedeu a duas análises, aos quais se associou o respectivo valor de desvio padrão.

É de referir que neste âmbito, 1ppm corresponde 1 mg/l e, portanto, apesar de no Decreto-lei 236/98, como vimos, os limites regulamentares aparecerem em ppm, os valores são comparáveis com os que aqui se apresentam.

Quadro 16: Valores obtidos para as águas cinzentas totais e para a água potável.

Parâmetros analisados	Unidades	Água Potável	Primeira Campanha	Segunda Campanha	Terceira Campanha	Valor Médio (n=2)	Desvio padrão
Alumínio	mg/l	0,06	5,8	-	5,1	5,6	0,5
Arsênio	mg/l	<0,01	0,01	-	-	-	-
Bário	mg/l	-	0,02	-	0,02	0,02	0,00
Boro	mg/l	-	0,20	-	-	-	-
Cádmio	mg/l	<0,001	0,07	-	-	-	-
Cálcio	mg/l	4,8	9,0	-	12,0	10,5	2,1
Chumbo	mg/l	<0,005	0,1	-	-	-	-
Cloretos	mg/l	17,8	72,0	-	83,0	77,5	7,8
Cobre	mg/l	0,07	0,16	-	-	-	-
Crômio	mg/l	<0,002	0,1	-	-	-	-
Ferro	mg/l	0,02	0,48	-	0,63	0,56	0,10
Fósforo	mg/l	-	8,0	-	-	-	-
Magnésio	mg/l	4,8	6,0	-	7,0	6,5	0,7
Manganês	mg/l	0,02	0,10	-	0,10	0,10	0,0
Níquel	mg/l	<0,006	0,10	-	-	-	-
Nitratos	mg/l	-	2,0	-	4,0	3,0	1,4
Selênio	mg/l	-	0,05	-	-	-	-
Sódio	mg/l	14,8	200,0	-	170,0	185,0	21,20
SST	mg/l	0,0	51,0	-	85,0	68,0	24,00
Sulfatos	mg/l	27,3	130,0	-	-	-	-
Zinco	mg/l	-	0,11	-	0,10	0,11	0,00
CQO	mg/l	-	720,0	-	770,0	745,0	35,40
CBO5	mg/l	-	170,0	-	310,0	240,0	99,00
COT	mg/l	-	160,0	-	260,0	210,0	70,70
C.totais	UFC/100ml	-	13,0 x 10 ⁷	-	48,0 x 10 ⁶	8,9 x 10 ⁷	5,8x10 ⁷
C. fecais	UFC/100ml	-	43,0 x 10 ⁴	-	3,7 x 10 ³	2,2 x 10 ⁵	3,0x10 ⁵
Helminthes	n.º/L	-	-	0,0	0,0	0,0	0,00
Salmonela	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,00
RAS	-	-	13,0	-	51,0	62,0	12,60

Quadro 17: Valores obtidos através dos sensores para as águas cinzentas totais e para a água potável.

Parâmetros analisados	Unidades	Água Potável	Primeira Campanha	Segunda Campanha	Terceira Campanha	Valor Médio (n=2)	Desvio Padrão
pH		6,8	8,9	9,4	7,1	8,4	1,2
O ₂ dissolvido	mg/l	-	7,8	10,7	1,3	6,6	4,8
Temperatura	°C	-	20,0	12,0	11,0	14,3	4,9
POR	mV	-	-	178,1	204,6	191,4	18,7

IV.1.1.3. Análise e discussão dos resultados

Os valores médios de alguns parâmetros analisados apresentaram elevados valores de desvio-padrão o que revela a elevada variabilidade associada às características de qualidade destas águas, nomeadamente a CBO₅, o COT e os coliformes. Porém para alguns metais, este desvio-padrão é reduzido. Poder-se-á fazer uma apreciação geral relativa à qualidade destas águas de acordo com a legislação, bem como efectuar uma comparação com valores encontrados noutros estudos similares realizados, em outros países.

Para reutilização *in situ*, foram considerados os valores legais/normativos relativos aos critérios de qualidade da água para rega propostos pela legislação nacional e ainda os valores relativos aos critérios de qualidade da água para reutilização urbana (lavagem de veículos, utilização em autoclismos e lavagem de pavimentos) propostos pela EPA (2004). Assim, no Quadro 18 e no Quadro 19, além dos valores ou valores médios encontrados neste trabalho, apresentam-se os valores máximos recomendáveis (VMR) e admissíveis (VMA) para a água de rega segundo o Decreto-lei nº 236/98, bem como os valores propostos pela EPA, para os parâmetros analisados. Além disso, apresenta-se também um intervalo de valores, ou os valores médios, dependendo dos casos, retirados do conjunto da bibliografia da especialidade e que já foram abordados no Capítulo II. Alguns dos valores bibliográficos apresentados dizem respeito a águas cinzentas de diversas proveniências (p.e. cozinha ou casas de banho) e não obrigatoriamente à mistura de todas as águas cinzentas.

Quadro 18: Valor ou valor médio (n=2) encontrado, VMR, VMA segundo o Decreto-lei 236/98, valores propostos pela EPA e valor bibliográfico para os parâmetros analisados.

Parâmetros	Unidades	Valor Médio (n=2)	D.L.236/98		EPA (2004)	Valor bibliográfico
			VMR	VMA		
Alumínio	mg/l	5,5	5	20	-	-
Arsénio	mg/l	0,01*	0,1	10	-	-
Bário	mg/l	0,02	1	-	-	-
Boro	mg/l	0,2*	0,3	3,75	-	0-3,8
Cádmio	mg/l	0,07*	0,01	0,05	-	-
Cálcio	mg/l	10,5	-	-	-	-
Chumbo	mg/l	0,1*	5	20	-	-
Cloretos	mg/l	77,5	70	-	-	10 ⁽¹⁾ -760 ⁽¹⁾
Cobre	mg/l	0,16*	0,2	-	-	-
Crómio	mg/l	0,1*	0,1	20	-	-
Ferro	mg/l	0,56	5	-	-	-
Fósforo	mg/l	8,0*	-	-	-	0,1-170 ⁽³⁾
Magnésio	mg/l	6,5	-	-	-	-
Manganês	mg/l	0,1	0,2	10	-	-
Níquel	mg/l	0,1*	0,5	2	-	-
Nitratos	mg/l	3,0	50	-	-	0,05-74 ⁽²⁾
Selénio	mg/l	0,05*	0,02	0,05	-	-
Sódio	mg/l	185,0	-	-	-	7,4-641
SST	mg/l	68,0	60	-	-	40-720
Sulfatos	mg/l	130,0*	575	-	-	-
Zinco	mg/l	0,11	2	10	-	0,09-6,3
CQO	mg/l	745,0	-	-	-	8000
CBO5	mg/l	240,0	-	-	≤10	90-360
COT	mg/l	210,0	-	-	-	30-880
C.totais	UFC/100ml	8,9 x 10 ⁷	-	-	-	70-4x10 ⁷
C. fecais	UFC/100ml	2,2 x 10 ⁵	100	-	N.D./100ml	1-9x10 ⁴
<i>Salmonella</i>		0,0	-	-	-	-
Helminthes	N.º/l	0,0	1	-	-	-
RAS		62,0	8	-	-	-

* Valor único(1) Cloro total ; (2) Azoto total ; (3) Fosfatos ; N.D.-Não detectável

Quadro 19: Valor ou valor médio (n=2) encontrado, VMR, VMA segundo o Decreto-lei 236/98, valores propostos pela EPA e valor bibliográfico para os parâmetros analisados através de sensores.

Parâmetros	Unidades	Valor Médio (n=2)	D.L. 236/98		EPA (2004)	Valor bibliográfico
			VMR	VMA		
pH		8,4	6,3-8,4	4,5-9,0	6,0-9,0	6,4-10
O ₂ dissolvido	mg/l	6,6	-	-	-	2,2-5,8
Temperatura	°C	14,3	-	-	-	-
Potencial redox	mV	191,4	-	-	-	-

Como já foi referido, a característica mais evidente destas águas é a grande variabilidade qualitativa que apresentam, que se mantém mesmo com um elevado número de repetições das análises estando patente noutros estudos já realizados (Friedler & Butler, 1996). Assim, no presente estudo e em concordância com outros precedentes, para a generalidade dos parâmetros encontraram-se valores bastante elevados de desvio-padrão, principalmente no que se refere às concentrações médias de oxigénio dissolvido, coliformes totais e coliformes fecais.

Dada a elevada abrangência de valores apontados na bibliografia, a concentração da grande maioria dos parâmetros analisados enquadra-se no intervalo de valores encontrados por outros investigadores. Excepção seja feita à concentração em cloretos, CBO₅ e coliformes fecais. O valor encontrado para o cloro no decorrer deste trabalho, sob a forma de cloretos, é inferior aos apontados na bibliografia, o que é justificável pelo facto de os valores citados na bibliografia dizerem respeito ao cloro total. O valor de CBO₅ encontrado é substancialmente inferior ao apontado na bibliografia da especialidade, o que é indicativo de uma menor concentração de matéria orgânica nesta amostra, relativamente ao seu conteúdo no outro estudo. Refira-se, no entanto, que contrariamente ao que aconteceu com os outros parâmetros, neste caso só se encontrou um valor referenciado não sendo, portanto, possível apresentar um intervalo de valores, onde se poderia enquadrar o valor encontrado neste trabalho. Relativamente aos coliformes fecais, o valor encontrado é superior aos valores referenciados na bibliografia consultada indicando uma maior contaminação fecal.

Na terceira campanha, o valor de oxigénio dissolvido, foi substancialmente inferior ao valor nas outras duas campanhas, o que é coerente com os resultados obtidos para a CQO e CBO₅, que apresentam valores superiores nesta campanha. De facto, o oxigénio dissolvido diminui ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, uma vez que a maioria dos microorganismos responsáveis pela sua degradação são aeróbios.

Estas águas apresentam valores de potencial redox (POR) que não se afastam muito do valor do POR da água potável neste caso (272,2 mV).

Analisando os resultados sob o ponto de vista legal de reutilização da água em rega, poder-se-á afirmar que a concentração da maioria dos parâmetros não representa

um obstáculo à utilização deste efluente, como é o caso da concentração em Arsénio, Bário, Boro, Chumbo, Cobre, Ferro, Fósforo, Manganês, Niquel, Nitratos, pH, Sulfatos, Zinco e Ovos de Helminthes. Contrariamente ao que acontece com a concentração em alumínio, sólidos suspensos totais e cloretos que se encontra acima do VMR e a concentração em cádmio que se encontra acima do VMA, limitando a utilização directa deste efluente para este fim. Convém salientar que o valor de cloretos da água potável também já era considerável.

No que diz respeito aos parâmetros microbiológicos, coliformes totais e fecais, estas águas são bastante contaminadas, não sendo permitida a sua aplicação directa em rega. Aliás, como se pode verificar, a concentração média em coliformes fecais está muito acima do VMR.

A reutilização urbana desta água fica inviabilizada pelos elevados valores de CBO₅ e de coliformes fecais, que não cumprem os valores exigidos pela EPA.

Estas águas não podem, portanto, ser reutilizadas, sem tratamento, em nenhum dos fins preconizados. Antes de se utilizarem terão de ser submetidas ao devido tratamento, com vista à diminuição da concentração dos parâmetros limitativos em cada caso.

IV.1.2. Água cinzenta clara

A mistura da totalidade das águas cinzentas geradas numa habitação, origina um efluente que contém concentrações elevadas de alguns parâmetros (alumínio, sólidos suspensos totais, cloretos, cádmio, CBO₅ e coliformes fecais), sendo necessário efectuar-se um tratamento, com vista à obtenção dos critérios de qualidade exigidos, antes de se proceder à reutilização desta água. Pensou-se que, eliminando a água cinzenta proveniente das cozinhas e lavandaria, formando uma água cinzenta clara, se encontrariam valores mais baixos destes parâmetros, o que dispensaria ou, no mínimo, facilitaria o tratamento. Com base no exposto, procedeu-se à caracterização qualitativa das águas cinzentas claras geradas na mesma habitação.

IV.1.2.1. Metodologia

Com o objectivo de caracterizar a água cinzenta clara gerada na habitação onde se efectuaram as amostragens às ACT, desligou-se do sistema anteriormente montado a drenagem das águas provenientes da cozinha e da lavandaria. Assim, foram drenadas para o tanque descrito em IV.1.1 somente as águas provenientes da banheira, do lavatório e do bidé. Depois do tanque cheio, foi recolhida uma amostra de 5,5 l e enviada para um laboratório externo para ser analisada.

Os parâmetros a analisar e os métodos de análise aqui utilizados coincidem com os da primeira campanha (ACT), pelo que, encontram-se descritos no Quadro 14. Além destes parâmetros foram medidos *in situ*, através de sensores, o pH, a temperatura, o O₂ dissolvido, o potencial redox e a condutividade.

É possível converter a leitura da condutividade eléctrica (*Ce*) em sólidos dissolvidos totais (SDT) através da seguinte expressão:

$$Ce(dS/m) \times 640 = SDT(mg/l)$$

O conhecimento da condutividade eléctrica (*Ce*) e dos SDT, permite a avaliação da salinidade da água, que constitui uma característica importante para reutilização de água em rega. Foi também calculada a RAS, cujo processo de cálculo já se referiu.

Tomam-se para valores da água potável os já apresentados na secção anterior e adicionalmente o valor de condutividade.

IV.1.2.2. Resultados

No Quadro 20 e no Quadro 21 apresenta-se o valor da concentração dos diversos parâmetros analisados para as águas cinzentas claras.

Quadro 20: Valores obtidos (n=1) para as águas cinzentas claras, numa habitação unifamiliar.

Parâmetros analisados	Unidades	Água potável	Valor
Alumínio	mg/l	0,06	1,1
Arsénio	mg/l	<0,01	0,01
Bário	mg/l	-	0,02
Boro	mg/l	-	0,2
Cádmio	mg/l	<0,001	0,02
Cálcio	mg/l	4,8	8,0
Chumbo	mg/l	<0,005	0,1
Cloretos	mg/l	17,8	51,0
Cobre	mg/l	0,07	0,4
Crómio	mg/l	<0,002	0,1
Ferro	mg/l	0,02	0,93
Fósforo	mg/l	-	2,0
Magnésio	mg/l	4,8	5,0
Manganês	mg/l	0,02	0,1
Níquel	mg/l	<0,006	0,1
Nitratos	mg/l	-	2,0
Selénio	mg/l	-	0,05
Sódio	mg/l	14,8	48,0
SST	mg/l	0,0	15,0
Sulfatos	mg/l	27,3	14,0
Zinco	mg/l	-	0,22
CQO	mg/l	-	270,0
CBO5	mg/l	-	140,0
COT	mg/l	-	1100,0
Coliformes totais	UFC/100ml	-	4,9x10 ⁶
Coliformes fecais	UFC/100ml	-	8,2x10 ⁴
Helminthes	N.º/L	-	0,0
Salmonela		-	0,0
RAS		-	18,8

Quadro 21: Valores obtidos (n=1) por sensores para as águas cinzentas claras.

Parâmetros analisados	Unidades	Água potável	Valor
pH		6,8	6,9
O ₂ dissolvido	mg/l		1,9
Temperatura	°C		16,5
POR	mV		164,6
Condutividade	µS/cm	168	294,0
SDT	mg/l		188,2

IV.1.2.3. Análise e discussão dos resultados

A análise e a discussão dos resultados devem ser feitas, sob a reserva de que o valor apresentado se refere apenas a uma única amostra não obstante ser representativa do conjunto das águas cinzentas claras geradas, uma vez que contém água proveniente da banheira, bidé e lavatório produzida durante um dia. Não é, no entanto, permissível, à semelhança do que já se disse anteriormente, tirar conclusões significativas acerca da

caracterização qualitativa destas águas. É possível analisar os resultados sob o ponto de vista legal e compará-los com valores encontrados em outros estudos similares (Quadro 22 e Quadro 23). Assim, de acordo com o que foi feito para as águas cinzentas totais, aqui também se apresentam, além do valor encontrado neste trabalho, os valores máximos recomendáveis (VMR) e admissíveis (VMA) para a água de rega segundo o Decreto-lei nº 236/98, bem como os valores propostos pela EPA, para os parâmetros analisados. Alguns dos valores bibliográficos apresentados dizem respeito a águas cinzentas de diversas proveniências (*p.e.* banheira ou lavatório) e não obrigatoriamente à totalidade das águas cinzentas claras.

Quadro 22: Valor encontrado (n=1), VMR, VMA segundo o Decreto-lei 236/98, valores propostos pela EPA e valor bibliográfico para os parâmetros analisados.

Parâmetros analisados	Unidades	Valor	D.L.236/98		EPA (2004)	Valor bibliográfico
			VMR	VMA		
Alumínio	mg/l	1,1	5	20	-	-
Arsénio	mg/l	0,01	0,1	10	-	-
Bário	mg/l	0,02	1	-	-	-
Boro	mg/l	0,2	0,3	3,75	-	0,35-0,44
Cádmio	mg/l	0,02	0,01	0,05	-	-
Cálcio	mg/l	8,0	-	-	-	-
Chumbo	mg/l	0,1	5	20	-	-
Cloretos	mg/l	51,0	70	-	-	166-237 ⁽¹⁾
Cobre	mg/l	0,4	0,2	-	-	-
Crómio	mg/l	0,1	0,1	20	-	-
Ferro	mg/l	0,93	5	-	-	-
Fósforo	mg/l	2,0	-	-	-	0,1-49
Magnésio	mg/l	5,0	-	-	-	-
Manganês	mg/l	0,1	0,2	10	-	-
Níquel	mg/l	0,1	0,5	2	-	-
Nitratos	mg/l	2,0	50	-	-	0,05-74 ⁽²⁾
Selénio	mg/l	0,05	0,02	0,05	-	-
Sódio	mg/l	48,0	-	-	-	7,4-151
SST	mg/l	15,0	60	-	-	48-120
Sulfatos	mg/l	14,0	575	-	-	-
Zinco	mg/l	0,2	2	10	-	0,2-6,3
CQO	mg/l	270,0	-	-	-	100-633
CBO5	mg/l	140,0	-	-	≤10	76-200
COT	mg/l	1100,0	-	-	-	-
C. totais	UFC/100ml	4,9x10 ⁶	-	-	-	2,4x10 ⁷ -70x10 ⁷
C. fecais	UFC/100ml	8,2x10 ⁴	100,0	-	N.D./100ml	3x10 ³
Helmintes	n.º/L	0,0	1	-	-	-
Salmonela		0,0	-	-	-	-
RAS		18,8	8,0	-	-	-

(1) Cloro total ; (2) Azoto total

Quadro 23: Valor encontrado (n=1), VMR, VMA, EPA e valor bibliográfico para os parâmetros analisados através de sensores.

Parâmetros analisados	Unidades	Valor	D.L. 236/98		EPA, (2004)	Valor bibliográfico
			VMR	VMA		
pH		6,9	6,5-8,4	4,5-9,0	6,0-9,0	6,4-8,7
O ₂ dissolvido	mg/l	1,9	-	-	-	-
Temperatura	°C	16,5	-	-	-	-
POR	mV	164,6	-	-	-	-
Condutividade	µS/cm	294,0	1000	-	-	82,0-1565,0
SDT	mg/l	188,2	640	-	-	-

Os valores obtidos nesta campanha, para os diversos parâmetros encontram-se enquadrados nos referenciados na bibliografia da especialidade com excepção do valor obtido para os coliformes fecais que é superior nesta campanha e da condutividade que é inferior. O valor de condutividade eléctrica encontrado (294 µS/cm) é inferior, por exemplo, ao apresentado por Eriksson *et al*, (2008) (maior do que 700 µS/cm). No entanto, este grupo de investigadores justifica este elevado valor, pela elevada condutividade presente na água potável de Copenhaga. Os mesmos autores defendem que o aumento da condutividade eléctrica é acompanhado pelo aumento da CQO, acrescentando que este facto pode indicar a presença de catiões (p.e. Na⁺) usados nos sabões ou de aniões (p.e. Cl⁻) usados noutro tipo de produtos, como desinfectantes. Também no presente trabalho a condutividade da água potável apresenta um valor considerável.

Como se pode constatar pelos resultados apresentados, as ACC contêm grandes quantidades de matéria orgânica e são fortemente contaminadas em termos microbiológicos.

Nestas águas, a maioria dos parâmetros apresenta valores de concentração que não limitam a sua aplicação em rega. Existem, no entanto, alguns cujas concentrações são impeditivas para esta aplicação como é o caso dos coliformes fecais, do cádmio e do cobre cujos valores se apresentam acima do VMR e do selénio com valor igual ao VMA. A RAS, neste caso, apresenta valores superiores ao VMR da água para rega, sendo indicativa de uma elevada salinidade. Relativamente aos parâmetros medidos através de sensores, não se apresentam como impeditivos na aplicação desta água para rega.

Em termos de reutilização urbana, os parâmetros mais preocupantes são a CBO_5 e os coliformes fecais que apresentam valores muito elevados, o que inviabiliza a sua aplicação directa.

Para se proceder à reutilização desta água nos fins preconizados, torna-se necessário, à semelhança do que aconteceu para as ACT, proceder ao devido tratamento com vista à remoção dos parâmetros referenciados como limitativos neste caso.

Embora os resultados obtidos não sejam estatisticamente significativos, dado o reduzido número de amostras analisadas, é possível efectuar-se uma comparação entre as ACT e as ACC.

IV.1.3. Comparação entre a água cinzenta total e a água cinzenta clara

Com base nos resultados obtidos anteriormente em IV.1.1 e IV.1.2 foi possível fazer uma comparação entre as águas cinzentas totais (ACT) e as águas cinzentas claras (ACC) em termos de qualidade (Gráfico 3).

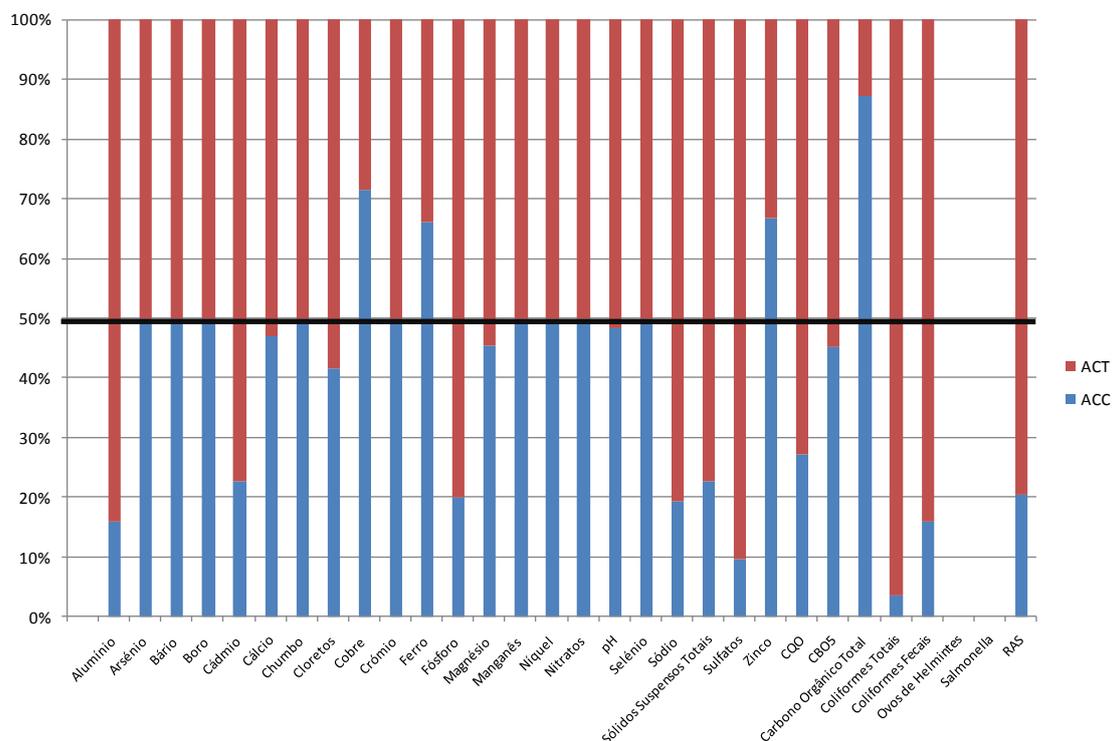


Gráfico 3: Concentrações relativas (%) dos diversos parâmetros nas ACT e ACC.

De um modo geral e como seria expectável, a concentração dos parâmetros analisados é superior nas ACT ao das ACC. Salientam-se, no entanto, algumas excepções como é o caso do cobre (Cu), do ferro (Fe), do zinco (Zn) e do carbono orgânico total (COT), em que a concentração nas ACC é superior.

Relativamente aos parâmetros microbiológicos, ao alumínio, ao cádmio, ao fósforo, ao sódio, aos SST, aos sulfatos, à CQO e à RAS a diferença de concentração entre as ACC e as ACT é mais notória, sendo bastante superior nas ACT.

O significado estatístico destes resultados é relativo, uma vez que o valor das concentrações dos parâmetros é altamente variável dependendo de vários factores, desde o tipo de uso, até ao tipo de detergente utilizado, no entanto, fica perceptível a maior carga poluente e contaminante das ACT face às ACC, em especial a nível microbiológico, sendo, à partida, mais fácil tratar as ACC para a obtenção de um efluente para reutilização. Esta constatação vai de encontro ao referenciado noutros trabalhos (Butler, 1991; Butler *et al*, 1995; Almeida *et al*, 1999).

Ir-se-á, seguidamente, caracterizar os diferentes efluentes, de acordo com a sua origem, com vista à avaliação das águas cinzentas de maior qualidade, podendo posteriormente aferir se será de aconselhar a sua separação na drenagem.

IV.1.4. Água cinzenta por aparelho sanitário

IV.1.4.1. Metodologia

Para proceder à caracterização qualitativa da água cinzenta por aparelho sanitário, foram recolhidas e analisadas amostras independentes de diferentes habitações num mesmo dia. Todas as habitações se localizavam na região de Trás-os-Montes e Alto Douro no Norte de Portugal. Eram todas habitações unifamiliares, variando o número de habitantes de cada uma, entre 2 e 6.

A água cinzenta foi separada de acordo com a origem tendo sido recolhidas amostras nos compartimentos onde estas águas são geradas: cozinha e casa de banho. Em cada compartimento recolheram-se as amostras por origem, contemplando: (i) na

cozinha: a pia da louça (LL) e as máquinas de lavar louça (MLL) e roupa (MLR), e (ii) na casa de banho: o lavatório (L), o bidé (B) e a banheira (BA). Houve o cuidado de se recolherem amostras representativas do conjunto, ou seja amostras compostas. Isto porque, por exemplo, nas máquinas de lavar roupa e louça, a qualidade descarregada varia muito de acordo com a fase do ciclo de lavagem em que se encontram, como foi demonstrado em estudos anteriores (Friedler, 2004).

Foram feitas duas campanhas de amostragem. A primeira campanha consistiu numa recolha de água proveniente do lavatório, do bidé, da banheira, da máquina de lavar roupa e do lava-loiça de três habitações distintas. Relativamente à máquina de lavar louça só uma das habitações é que utilizava este aparelho pelo que se recolheu somente água dessa habitação, por duas vezes. Esta primeira campanha teve como principal finalidade detectar as dificuldades inerentes à recolha e ter uma primeira noção das grandezas dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos a determinar.

A segunda campanha consistiu numa recolha de água cinzenta proveniente dos mesmos aparelhos sanitários em cinco habitações distintas, três das quais coincidentes com as da primeira campanha. Para além disso, nesta campanha, analisou-se a qualidade da mistura das águas cinzentas por aparelho sanitário de todas as habitações formando uma amostra composta por aparelho sanitário, bem como a qualidade da água potável em cada habitação.

Os parâmetros físico-químicos analisados em todas as amostras, através de sensores multiparamétricos, foram o pH, o potencial redox, a condutividade eléctrica e a temperatura. Com o valor da condutividade foi possível calcular o conteúdo em SDT, através do método já atrás referenciado (IV.1.2.1). Para além destes parâmetros, na segunda campanha, analisou-se a carência química em oxigénio (CQO) à mistura da água cinzenta, por aparelho sanitário, de todas as habitações. No que diz respeito aos parâmetros microbiológicos foram determinados os Coliformes totais e os Coliformes fecais. As análises da CQO, dos coliformes totais e dos coliformes fecais foram efectuadas de acordo com o *Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater* (1992), e após a correcção para os cloretos.

IV.1.4.2. Resultados

No Quadro 24 apresentam-se os valores obtidos para os diversos parâmetros físico-químicos analisados, bem como o valor calculado de SDT (mg/l). Os valores representados são a média de todas as amostras efectuadas na primeira e segunda campanha, apresentando-se também o valor do desvio-padrão. No referido quadro apresenta-se igualmente o valor do parâmetro correspondente na água potável.

Quadro 24: Valor médio dos diversos parâmetros físico-químicos analisados por aparelho sanitário.

<i>Aparelhos sanitários</i>		<i>pH</i>	<i>POR (mV)</i>	<i>Condutividade (µs/cm)</i>	<i>SDT (mg/l)</i>
LL	Média (n=8)	7,3	179,5	150,1	96,1
	Desvio Padrão	0,5	17,5	105,8	
MLR	Média (n=8)	10,1	146,3	3677,1	2353,4
	Desvio Padrão	0,3	34,2	2826,4	
MLL	Média (n=5)	8,5	155,6	1560,8	998,9
	Desvio Padrão	1,7	120,3	833,8	
L	Média (n=8)	7,1	210,6	100,9	64,6
	Desvio Padrão	0,5	46,1	21,1	
B	Média (n=8)	7,3	155,0	67,5	43,2
	Desvio Padrão	0,3	37,1	17,1	
BA	Média (n=8)	6,7	290,4	94,6	60,6
	Desvio Padrão	1,1	95,3	42,3	
AP	Média (n=8)	6,7	517,7	71,9	46,0
	Desvio Padrão	0,8	213,1	73,5	

Legenda: L-Lavatório; B-Bidé; BA-Banheira; MLR-Máquina de Lavar Roupa; MLL-Máquina de Lavar Louça; LL-Lava Louça; AP-Água Potável

Nos gráficos que a seguir se apresentam representa-se o valor médio de pH, potencial redox e condutividade, bem como o respectivo desvio padrão associado a cada aparelho sanitário. Apresentam-se também os valores de SDT calculados.

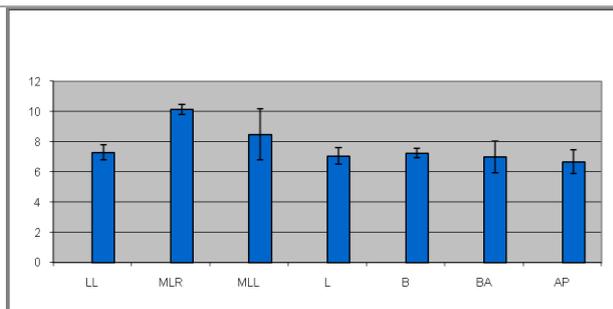


Gráfico 4: Valores médios e desvio padrão de pH.

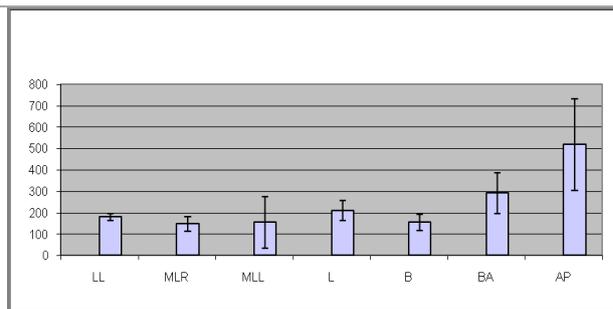


Gráfico 5: Valores médios e desvio padrão de potencial redox.

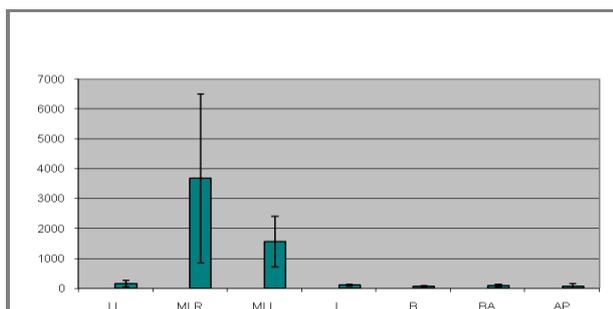


Gráfico 6: Valores médios e desvio padrão de condutividade eléctrica.

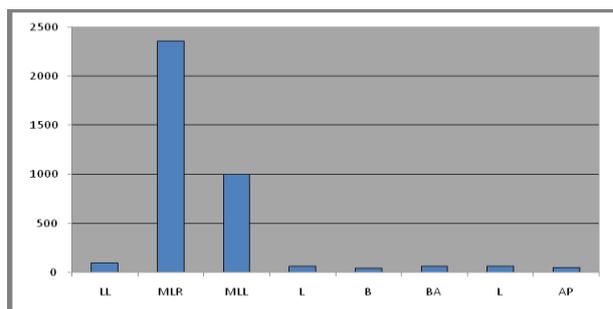


Gráfico 7: Valores médios calculados de SDT.

No Quadro 25 apresentam-se os resultados obtidos para os parâmetros microbiológicos analisados.

Quadro 25: Resultados (média ± desvio-padrão) dos parâmetros microbiológicos, coliformes totais e fecais, nos diversos aparelhos sanitários.

Origem	Coliformes Totais (UFC/100ml)		Coliformes Fecais (UFC/100ml)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
L(n=8)	$5,43 \times 10^4$	$3,53 \times 10^4$	$3,33 \times 10^2$	$5,16 \times 10^2$
B (n=8)	$1,73 \times 10^5$	$6,05 \times 10^4$	$2,17 \times 10^2$	$3,87 \times 10^2$
BA (n=8)	$2,22 \times 10^5$	$1,10 \times 10^5$	$4,45 \times 10^4$	$6,04 \times 10^4$
LL (n=8)	$6,74 \times 10^6$	$3,31 \times 10^5$	$7,00 \times 10^3$	$8,85 \times 10^3$
MLR (n=8)	$5,72 \times 10^4$	$4,00 \times 10^4$	ND	-
MLL (n=5)	$2,82 \times 10^6$	$2,62 \times 10^5$	$1,50 \times 10^5$	$1,67 \times 10^5$

ND- Não detectável

O Gráfico 8 permite visualizar as concentrações relativas de cada parâmetro nos diversos aparelhos sanitários.

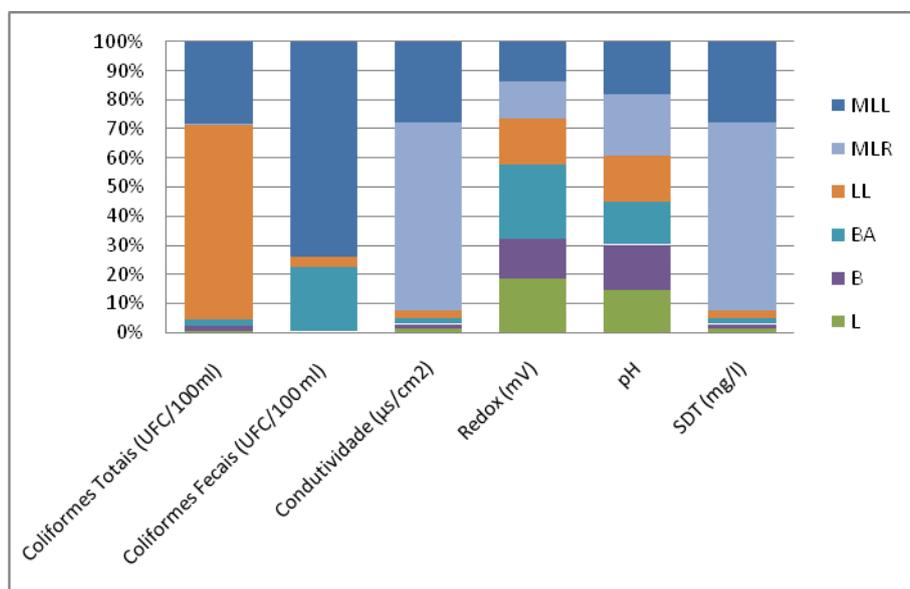


Gráfico 8: Concentrações relativas dos diversos parâmetros em cada aparelho sanitário.

No Quadro 26 apresentam-se os valores obtidos para a mistura das águas cinzentas por aparelho sanitário, provenientes das várias habitações que fizeram parte da segunda campanha.

Quadro 26: Valores dos parâmetros físico-químicos analisados na mistura das águas cinzentas provenientes das diversas habitações, por aparelho sanitário.

Aparelhos sanitários	pH	Potencial Redox (mV)	Condutividade (µS/cm)	SDT (mg/l)	CQO (mgO ₂ /l)
LL	6,7	165,0	107,8	69,0	1781,5
MLR	9,9	139,0	2130,0	1363,2	821,1
MLL	9,7	92,0	1243,0	795,5	1234,5
L	6,7	228,0	85,7	54,8	196,8
B	6,7	168,0	71,1	45,5	7,9
BA	6,3	349,0	59,9	38,3	540,2

IV.1.4.3. Análise e Discussão dos Resultados

Comparando os valores médios de pH registados para a água potável das diferentes habitações com os da água cinzenta das diferentes origens, constata-se que, com excepção das águas cinzentas provenientes da banheira e lavatório, este valor é superior nas águas cinzentas. Os maiores valores de pH registam-se para as águas provenientes das máquinas de lavar a roupa e louça, sendo superior, em média, para a máquina de lavar roupa devido, possivelmente à quantidade e qualidade dos detergentes usados durante as lavagens. O desvio-padrão não assume, neste caso, valores muito relevantes.

Relativamente ao potencial redox, o seu valor médio é inferior ao da água potável para todas as origens, muito provavelmente devido à variação do teor em oxigénio durante a utilização. O desvio padrão assume no caso da MLL e da BA um valor considerável, o que é representativo da variabilidade associada a este parâmetro.

No que diz respeito à condutividade, mais uma vez são as máquinas de lavar roupa e louça que registam os valores mais elevados. De facto, a água cinzenta proveniente das máquinas de lavar louça apresenta valores 20 vezes superior aos da água potável e a proveniente da máquina de lavar roupa, 50 vezes superior. Os restantes valores são próximos dos registados para a água potável. Os resultados encontrados para este parâmetro conduzem a valores de SDT bastante elevados principalmente nos dois aparelhos sanitários referidos. É de salientar o elevado valor de desvio padrão associado a estes dados.

Qualquer que seja o aparelho sanitário analisado a contaminação microbiológica em coliformes totais é sempre muito significativa, à semelhança do que acontece para os coliformes fecais, com excepção da MLR que, em todas as amostras estudadas, não foram detectados Coliformes Fecais, qualquer que seja a diluição usada.

Analisando o Gráfico 8 pode-se constatar que são os aparelhos sanitários da cozinha e da lavandaria, os maiores responsáveis pela concentração poluente associada a estas águas, embora a banheira também apresente quantidades apreciáveis de coliformes fecais. De facto, a água cinzenta da cozinha pode conter inúmeros

microrganismos provenientes da lavagem dos alimentos e é normalmente a origem com maior carga contaminante, à semelhança do que aconteceu neste trabalho.

Relativamente aos valores dos parâmetros analisados na mistura das águas cinzentas por aparelho sanitário, assinala-se na generalidade dos parâmetros, uma redução dos seus valores devido, possivelmente, a efeitos de diluição.

Os valores de CQO são elevados, com excepção da água proveniente do bidé, chegando a atingir um máximo de 1781,5 mg/l para o lava-louça. A maior parte da CQO deriva dos produtos químicos utilizados, sendo por isso superior na lavandaria e na cozinha, variado muito de casa para casa e de fonte para fonte.

No Quadro 27 apresentam-se valores para alguns dos parâmetros analisados referenciados na bibliografia da especialidade.

Quadro 27: Valores referenciados na bibliografia (Friedler, 2004).

Aparelho Sanitário	CQOt (mgO₂/l)	Condutividade (µS/cm)	pH
L	95-386	1200	7-8,1
BA	210-645	1200-1565	6,7-7,4
B	-	-	-
LL	644-1340	1040	6,5
MLL	1296	2721	8,2
MLR	1339-1815	1400-2457	7,5-10

Os valores de condutividade na mistura (Quadro 26) obtidos neste trabalho são, com excepção dos obtidos para a MLR, inferiores aos referenciados na bibliografia. Os valores de CQO obtidos na mistura para o lavatório, banheira e MLL são semelhantes aos que aparecem na bibliografia. O valor de CQO da MLR obtido é inferior ao obtido por Friedler (2004), contrariamente ao que acontece com o CQO do lava-loiça que é superior neste trabalho. Estas diferenças devem-se possivelmente às diversidades de hábitos de utilização da água e detergentes utilizados. Os valores de pH na mistura

encontrados no decorrer deste trabalho inserem-se no intervalo de valores proposto na bibliografia.

Analisando os resultados obtidos numa perspectiva de reutilização da água para rega e usos urbanos, poder-se-á dizer que:

- Se se pensar em utilizar esta água para rega, convém separar as proveniências, separando as que contém um pH demasiado elevado (MLL e MLR), formando uma água cinzenta clara com pH da ordem dos 6,5-8,4, aceitável para água de rega, segundo a legislação. No que diz respeito a reutilizações urbanas a EPA (2004) recomenda que o valor de pH se situe entre 6 e 9, aconselhando-se a mesma prática;
- Os valores de condutividade e SDT presentes na MLL e MLR inviabilizam a reutilização directa desta água, para rega, segundo o Decreto-lei 236/98 (Norma Portuguesa 4434), que refere como valor máximo recomendado 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$;
- As normas regulamentares existentes referentes à reutilização em fins urbanos, não apresentam um valor máximo para a CQO, no entanto, se considerarmos que este é um parâmetro indicador da presença de matéria orgânica, será de supor que o valor da CBO₅ nestas águas seja igualmente elevado de tal forma que impedirá a reutilização sem um tratamento prévio, segundo as normas da EPA (2004);
- No que diz respeito aos parâmetros microbiológicos, estes inviabilizam de todo a reutilização directa deste efluente em rega ou em usos urbanos.

Pelo exposto, poder-se-á dizer que, para reutilização seria melhor separar as águas cinzentas provenientes das cozinhas e lavandaria das restantes origens com vista à formação de uma água cinzenta clara que teria por si só uma melhor qualidade, podendo, de qualquer modo, não dispensar um tratamento, mesmo que simplificado. Resta saber se a quantidade desta água é ou não suficiente para os fins de reutilização a preconizar, questão que será central no subcapítulo que se segue.

IV.2. Caracterização quantitativa das águas cinzentas produzidas por aparelho sanitário

A caracterização quantitativa das águas cinzentas produzidas por aparelho sanitário tem como objectivo avaliar a quantidade média total de água cinzenta produzida num dia de utilização por aparelho sanitário, por habitante (Capitação).

A metodologia utilizada para dar cumprimento ao objectivo proposto descrever-se-á em seguida.

IV.2.1. Metodologia

Para determinar a capitação média realizaram-se 2 campanhas de amostragem, uma que durou 7 dias, que funcionou como fase experimental e outra que durou 21 dias para ampliar o universo de dados, em 3 habitações distintas H1, H2 e H3. Nas habitações H1 e H3 residia apenas uma pessoa e em H2 residiam duas pessoas. Todas as habitações se situam em Vila Real, na região de Trás-os-Montes e Alto Douro, no Norte de Portugal.

Durante as campanhas foram efectuadas observações no contador antes e depois de cada utilização de água sendo contabilizado ao longo do dia o volume gasto por aparelho sanitário, em cada uma das habitações. Posteriormente foi calculada a média e o desvio padrão do registo efectuado.

IV.2.2. Resultados

No Quadro 28 apresentam-se os resultados da primeira e da segunda campanha de amostragem, ou seja os consumos por habitante e por dia ao longo de cada um dos 7 e dos 21 dias de campanha, por aparelho sanitário. Nestes quadros apresentam-se ainda as médias e os desvios padrões dos consumos por habitante e por dia.

Quadro 28: Consumos por habitante e por dia ao longo de cada um dos 7 e dos 21 dias de campanha, por aparelho sanitário.

Habitações	Lavatório		Banheira		Lava-Louça		Autoclismo		MLR		MLL	
	1ª C	2ª C	1ª C	2ª C	1ª C	2ª C	1ª C	2ª C	1ª C	2ª C	1ª C	2ª C
H1 (l/hab.dia)	9,0	7,0	42,0	44,0	23,0	0,0	19,0	14,0	-	-	-	-
	9,0	9,0	41,0	50,0	18,0	22,0	13,0	14,0				
	8,5	8,0	46,0	46,0	18,0	24,0	19,0	17,5				
	12,5	10,0	42,0	41,0	19,0	0,0	16,0	14,0				
	8,0	10,0	49,0	41,0	24,0	21,0	19,0	17,5				
	9,0	8,0	51,0	46,0	18,0	27,0	13,0	24,5				
	8,5	11,0	41,0	42,0	22,0	19,0	19,0	10,5				
	-	11,0	-	42,0	-	0,0	-	13,0				
	-	12,0	-	38,0	-	22,0	-	13,0				
	-	8,0	-	48,0	-	22,0	-	17,5				
	-	12,0	-	40,0	-	0,0	-	15,0				
	-	10,0	-	41,0	-	21,0	-	13,0				
	-	8,0	-	46,0	-	27,0	-	20,5				
	-	11,0	-	44,0	-	17,0	-	10,5				
	-	9,0	-	45,0	-	0,0	-	14,0				
	-	9,0	-	50,0	-	25,0	-	14,0				
	-	10,0	-	43,0	-	24,0	-	17,5				
	-	12,0	-	41,0	-	23,0	-	17,5				
	-	10,0	-	42,0	-	21,0	-	17,5				
	-	8,0	-	38,0	-	27,0	-	24,5				
	-	15,0	-	42,0	-	19,0	-	10,5				
Média	9,2	9,9	44,6	43,3	20,3	17,2	16,9	15,7				
Desvio Padrão	1,5	1,9	4,1	3,4	2,6	10,2	2,9	4,0				
H2 (l/hab.dia)	14,5	13,0	33,5	16,5	37,0	56,5	15,0	24,0	-	28,0	8,0	7,5
	14,5	15,0	26,5	25,0	24,0	41,0	18,0	21,0				
	14,0	14,0	33,0	16,0	27,0	27,0	15,0	18,0				
	13,5	14,5	28,0	21,5	28,0	34,0	15,0	15,0				
	15,5	12,5	31,0	20,5	31,0	25,0	12,0	16,5				
	14,5	14,5	46,5	26,0	35,0	33,5	12,0	19,5				
	13,0	13,5	28,0	30,0	38,0	30,5	15,0	22,5				
	-	11,5	-	21,5	-	35,5	-	16,5				
	-	14,0	-	25,5	-	28,0	-	25,5				
	-	12,0	-	31,5	-	25,0	-	24,0				
	-	12,0	-	16,5	-	56,5	-	24,0				
	-	12,5	-	25,5	-	40,5	-	24,0				
	-	16,0	-	18,0	-	27,0	-	21,0				
	-	13,5	-	22,0	-	30,0	-	19,5				
	-	12,5	-	21,5	-	25,0	-	21,0				

Continua

Continuação

Habitações	Lavatório		Banheira		Lava-Louça		Autoclismo		MLR		MLL	
	1ª C	2ª C	1ª C	2ª C	1ª C	2ª C						
		14,5		30,0		23,0		24,0		38,5		0,0
		12,5		22,5		37,0		22,5		0,0		10,5
		13,0		36,5		25,0		24,0		0,0		0,0
		14,0		22,0		30,0		19,5		0,0		10,5
		13,5		29,5		21,5		25,5		0,0		0,0
		13,5		24,5		22,5		25,5		35,5		9,5
Média	14,2	13,4	32,4	23,9	31,4	32,1	14,6	21,6		7,5	9,3	5,0
Desvio Padrão	0,8	1,1	6,8	5,4	5,4	9,9	2,1	3,2		14,0	1,6	5,0
H3 (l/hab.dia)		10,0	10,0	34,0	34,0	43,0	43,0	16,5	26,5			
		7,0	7,0	42,0	42,0	63,0	63,0	26,5	16,5			
		8,0	8,0	48,0	48,0	68,0	68,0	10,0	26,5			
		6,0	6,0	51,0	51,0	53,0	53,0	26,5	26,5			
		8,0	8,0	49,0	49,0	42,0	42,0	21,5	21,5			
		10,0	10,0	43,0	43,0	51,0	51,0	26,5	26,5			
		13,0	6,0	42,0	38,0	50,0	70,0	26,5	16,5			
			7,0		54,0		62,0		26,5			
			9,0		47,0		47,0		26,5			
			7,0		52,0		42,0		21,5			
			8,0		46,0		48,0		26,5			
			6,0		41,0		53,0		26,5			
			5,0		39,0		64,0		6,5			
			8,0		45,0		52,0		16,5			
		-	6,0	-	46,0	-	45,0	-	26,5			
			5,0		53,0		48,0		16,5			
			9,0		55,0		53,0		6,5			
			9,0		42,0		47,0		26,5			
			7,0		41,0		45,0		16,5			
			9,0		38,0		48,0		6,5			
		8,0		42,0		49,0		16,5				
Média	8,9	7,5	44,1	45,0	52,9	52,0	22,0	20,3				
Desvio Padrão	2,3	1,5	5,8	5,8	9,7	8,5	6,5	7,2				
Média	10,8	10,3	40,4	37,4	34,9	33,8	17,8	19,2		7,5	9,3	5,0
Desvio Padrão	3,0	2,9	7,9	10,8	15,2	17,2	5,2	5,6		14,0	1,6	5,0

No Quadro 29 e no Gráfico 9 representa-se a captação média por aparelho sanitário, das duas campanhas expressa em litros por habitante e por dia.

Quadro 29: Valor médio e desvio-padrão da captação (l/hab.dia) por aparelho sanitário.

	Lavatório	Banheira	Lava-Louça	Autoclismo	MLR	MLL
Média	10,4	38,2	34,0	18,9	7,1	6,1
Desvio Padrão	2,9	10,2	16,6	5,5	12,1	4,7

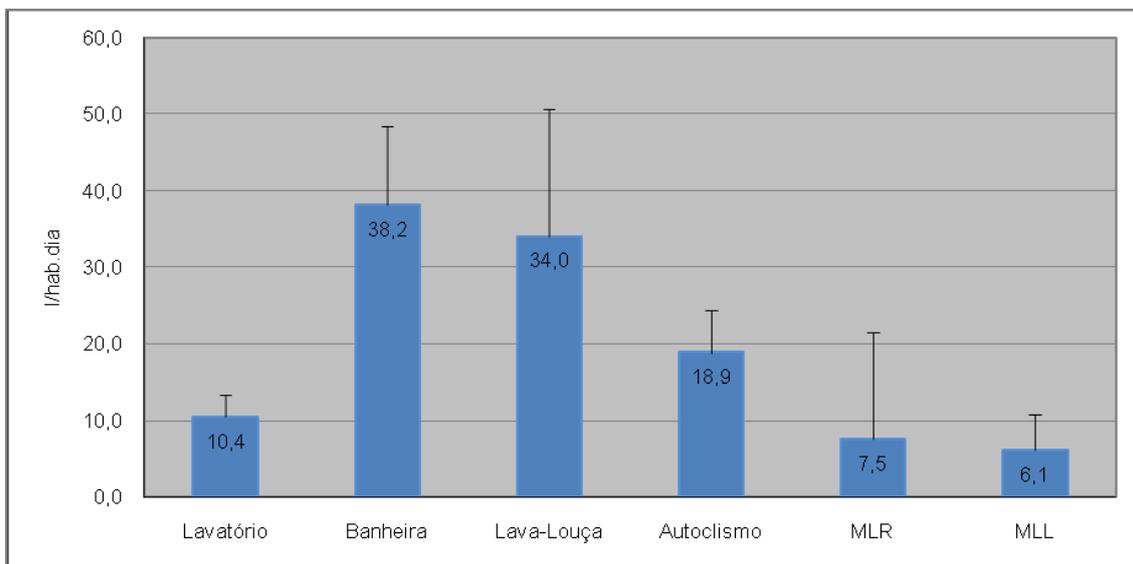


Gráfico 9: Valor médio e desvio-padrão da captação (l/hab.dia) por aparelho sanitário.

No Gráfico 10 apresenta-se a distribuição percentual destas captações, por aparelho sanitário.

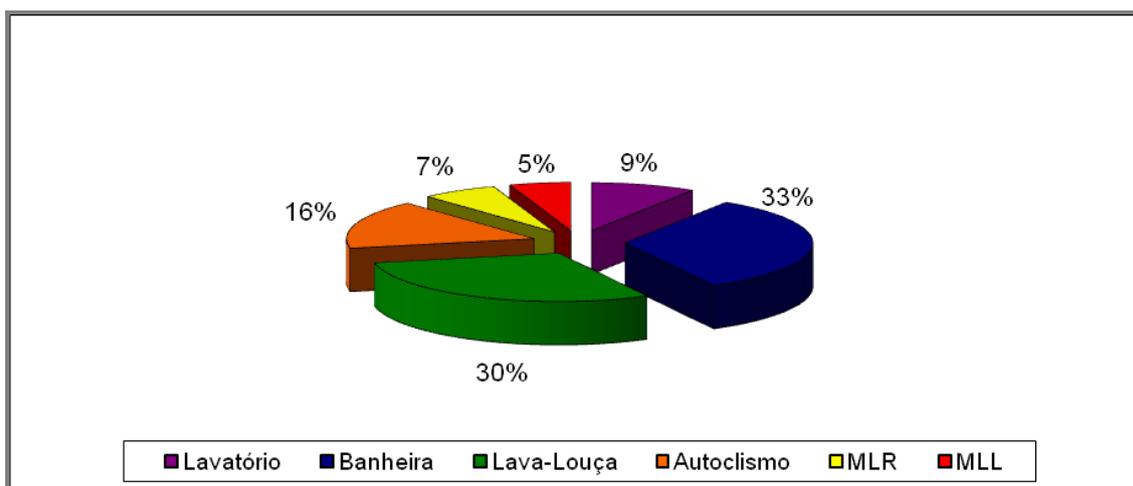


Gráfico 10: Distribuição percentual das captações por aparelho sanitário.

A capitação para a totalidade dos aparelhos sanitários foi de 114,7 l/hab.dia, correspondendo 95,7 l/hab.dia a águas cinzentas totais e 48,6 l/hab.dia a água cinzentas claras.

IV.2.3. Análise e discussão dos resultados

Os resultados apresentados evidenciam a enorme variabilidade associada à utilização de alguns dos aparelhos sanitários estudados, nomeadamente a MLR, a MLL, a banheira e a Pia da Louça.

Os elevados desvios da média relativos às leituras da MLL e MLR estão relacionados por um lado com o facto de as máquinas não serem ligadas todos os dias havendo, portanto, muitos dias de consumo nulo. Por outro lado, relaciona-se ainda com o tipo de programa utilizado. Há que salientar que a amostra relativa às máquinas de lavar é muito pouco representativa, uma vez que só uma habitação estava equipada com estes aparelhos.

No que diz respeito à Banheira, o elevado desvio padrão resulta das diferenças nos hábitos dos consumidores, nomeadamente a duração do banho e o modo de utilização da água durante o mesmo, ou seja, se fecham ou não a torneira durante o ensaboamento.

A pia da louça apresenta um elevado valor de desvio padrão, devido, possivelmente ao modo de vida dos consumidores. O facto de almoçarem e jantarem fora de casa pode induzir a desvios consideráveis em relação à média.

Conforme foi demonstrado (Gráfico 10) é ao banho que está associado o maior valor de capitação, seguindo-se a pia da louça e o autoclismo. O lavatório e as máquinas ocupam uma fatia inferior de consumos. Estes resultados diferem um pouco dos apontados no PNUEA, uma vez que neste último se associa 41% dos consumos totais ao autoclismo, seguindo-se 39% aos banhos e duches. No entanto, a percentagem em banhos e duches apresentados pelo PNUEA entra em linha de conta com os consumos em torneiras no geral, não especificando qual a sua proveniência, podendo incluir o lavatório e o bidé. Neste estudo as máquinas de lavar ocupam igualmente os últimos lugares do *ranking* de consumos.

No Quadro 30 apresenta-se o intervalo de valores (máximo e mínimo) referenciado por Friedler, (2004), referente a diversa bibliografia por ele compilada. Referem-se também os valores propostos pela NSW, (2006), que podem servir de comparação. Com base neste quadro podemos constatar que as realidades variam muito, no entanto, existem aparelhos em que a capitação não difere em grande escala, como é o caso do lavatório e da MLL. O valor da capitação de águas cinzentas totais, encontrado neste trabalho enquadra-se no intervalo de valores que aparece na bibliografia.

Quadro 30: Comparação das capitações obtidas no presente trabalho com as de outros estudos.

Aparelho sanitário	Unidades	Dados obtidos	Friedler (2004)	NSW (2006)
Banheira	l/hab.dia	27,8-48,2	12-20	193
Lavatório		7,1-12,9	8-15	28
Lava- louça		17,4-50,6	13-25	44
MLL		1,3-10,7	2-6	
MLR		-5,1-19,1	13-60	135
Total		48,5-141,5	48-126	400

Depois de efectuada uma breve análise à oferta de água cinzenta, terá interesse analisar se esta é suficiente para suprir a procura para os fins de reutilização *in situ* preconizados. Além disso, convém saber se, face às necessidades, se poderá excluir a água cinzenta de menor qualidade, aproveitando só a que provém dos aparelhos sanitários menos poluentes.

IV.2.4. Confronto entre a quantidade gerada e a procura para alguns fins não potáveis

As descargas de autoclismos, a lavagem de veículos e pavimentos e a rega de jardins e similares, são usos em que a quantidade de água exigida é elevada e onde a qualidade pode ser inferior à da água potável, constituindo fins potenciais de reutilização numa habitação unifamiliar.

Dependendo do tipo de reutilização que se preconiza, os vários estudos são unânimes em afirmar que a oferta de água cinzenta gerada dentro de uma habitação é

suficiente para suprir a procura para fins onde pode ser reutilizada a água. Friedler, (2004) defende que a reutilização da água cinzenta dentro da habitação consumiria apenas 50-65% da água cinzenta gerada.

Se entrarmos em linha de conta com os valores encontrados neste trabalho, o consumo médio associado ao autoclismo numa habitação, considerando a dimensão média do agregado em Portugal de 3,1 habitantes por fogo (INE, 1999), é de 58,59 l/fogo.dia, apresentando um máximo de 75,64 l/fogo.dia e um mínimo de 41,54 l/fogo.dia. Estes valores são manifestamente inferiores ao referenciados no PNUEA que aponta para os 124 l/fogo.dia. De qualquer forma, representam uma percentagem considerável da facturação da água. Se se quiser quantificar o consumo médio anual associado à utilização deste aparelho, chega-se ao valor de 21 385 l/fogo. Pelo exposto, se conclui que se se reutilizar água cinzenta nas descargas do autoclismo, estes iriam consumir apenas 20% da água cinzenta total gerada dentro das habitações, ou, se a opção fosse utilizar somente a água cinzenta clara, este aparelho iria representar 39% desse recurso.

Para se conseguir estimar a quantidade de água gasta em lavagem de veículos e em rega foi realizado um inquérito porta a porta (Anexo II), em 12 habitações unifamiliares com jardim, numa área residencial em Vila Real, onde se registou o número de vezes por mês ou por dia em que existia lavagem de veículos e rega, respectivamente, bem como a duração de cada uma dessas actividades. Os dados referentes aos consumos foram calculados através da média ponderada dos consumos de água de cada residente.

No que diz respeito à lavagem de veículos, ir-se-á tratar a lavagem doméstica da(s) viatura(s) do agregado familiar. O consumidor português de zonas urbanas lava a viatura preferencialmente em estações automáticas, no entanto, onde o tipo de habitação o permite, a lavagem é feita com recurso à mangueira (PNUEA, 2001), sendo este consumo que importa estudar. No presente trabalho, chegou-se à conclusão de que seriam necessários 147 l/fogo.mês para lavagem de veículos, ou seja, aproximadamente 5l/fogo.dia. Na realidade, a frequência de lavagem obtida neste estudo é de 1,45 lavagens/mês com uma duração média de 5,45 minutos por lavagem. Esta parcela de consumo, apesar de pequena é perfeitamente substituível por água cinzenta. Segundo o

PNUEA, (2001), admitindo que uma lavagem com mangueira dura em média 10 minutos, com um caudal de 15 L/min e que a frequência de lavagem é de 2 lavagens por mês, obtém-se um consumo de 10 l/fogo.dia, ou seja o dobro do obtido neste trabalho, por inquérito.

A manutenção de zonas ajardinadas e relvados exige um volume significativo de água, dependendo, no entanto, da sua localização geográfica e da estação do ano (PNUEA, 2001). No Verão, por exemplo, este volume pode representar 60% do consumo total de uma habitação. Analisando em pormenor a componente doméstica, pode considerar-se que a rega é efectuada somente nos 6 meses de menor precipitação (Abril a Setembro). Neste estudo concluiu-se que as necessidades em rega naquela urbanização, naqueles meses, representariam 6794 l/fogo.mês, o que implicaria 226,5 l/fogo.dia, um volume, mais uma vez, facilmente substituível por água cinzenta, embora com necessidades de armazenamento nos meses de menor procura. Os inquéritos revelaram uma frequência média de utilização naqueles meses de 30 regas/mês, com uma duração média de 11,5 minutos. De acordo com o PNUEA nos 5 meses de menor precipitação as necessidades médias de água num jardim localizado em Portugal são de 0,2 m³/m²/mês. De acordo com os dados do INE, (1999), 64% das habitações portuguesas são vivendas, das quais 30% possuem espaço exterior ajardinado e/ou relvado com uma área média de 40 m²/habitação. Assim, o consumo médio por jardim será de 40 m³/ano. De acordo com o referido plano nestes meses a rega consome 266,7 l/fogo.dia, um valor ligeiramente superior ao encontrado no decorrer deste trabalho.

Em Israel, Friedler, (2004) refere que na reutilização de água cinzenta para jardins seria necessário 8-10 L/hab.dia, ou seja, tomando para dimensão média do aglomerado, o mesmo valor do referido para Portugal, o volume por fogo, por dia seria de 24,8-30 litros. Aqui se comprova a variabilidade resultante da localização geográfica e da disponibilidade em recursos hídricos.

No Quadro 31 estão representadas as quantidades de água cinzenta gerada por tipologia (oferta), bem como a procura para os fins não potáveis considerados.

Quadro 31: Quantidades de água cinzenta gerada e necessidades em água para alguns fins não potáveis.

Oferta (l/fogo.dia)	ACT	296,7
	ACC	150,7
	Banheira	118,4
	Lavatório	32,2
Procura (l/fogo.dia)	Autoclismo	58,6
	Lavagem de Veículos	5,0
	Rega	226,5*

* Nos 6 meses de menor precipitação

Conforme se pode verificar, a oferta de águas cinzentas, dependendo da tipologia, é suficiente para suprir a procura nestas mesmas águas, se se pensar em reutilizar a água. Existem vários esquemas de reutilização, que podem ser considerados, de forma a tirar o máximo partido deste bem essencial que é a água. A reutilização de água cinzenta, pode não ser necessária na sua totalidade, ou seja, tendo em consideração que a oferta é superior à procura e que a qualidade da água cinzenta gerada pode ser melhorada tendo em conta a separação de fontes, pode pensar-se em reutilizar somente parte da água gerada, ou seja, aquela em que o tratamento for menos dispendioso, face à sua qualidade.

Capítulo V – Distribuição das efluências ao longo do dia

O conhecimento do diagrama de efluências diário, em termos de volume e de carga poluente, permite a definição dos picos de caudal e de cargas poluentes/contaminantes. As efluências ao tratamento e a sua variação constituem elementos fundamentais para a sua definição e dimensionamento.

O principal objectivo deste capítulo é definir a distribuição das efluências ao longo de um dia, por aparelho sanitário. Conhecendo as características qualitativas e quantitativas da água cinzenta gerada e sua distribuição ao longo do dia podem definir-se os gráficos de volume e poluentogramas respectivos.

V.1. Metodologia

Para atingir o objectivo proposto houve a necessidade de se conhecer a distribuição das descargas por aparelho sanitário ao longo do dia e simultaneamente o respectivo volume médio por descarga.

Para se conhecer a distribuição das descargas ao longo de um dia por aparelho sanitário elaborou-se um inquérito (Anexo I), que foi efectuado em 12 habitações da cidade de Vila Real com diferentes ocupações (Quadro 32), durante sete dias consecutivos, de onde foi possível retirar as seguintes informações, acerca de cada um dos aparelhos sanitários monitorizados:

- N° de utilizadores dos aparelhos sanitários por dia;
- Hora de cada descarga;
- N° de descargas por hora;

Quadro 32: Número de habitantes em cada habitação estudada.

Designação	Nº de habitantes	Nº de ocupantes extra *
H4	5	
H5	4	
H6	4	
H7	2	
H8	2	
H9	4	1 duas manhãs por semana
H10	2	1 todas as manhãs e 1 duas tardes por semana
H11	4	
H12	1	1
H13	2	1
H14	1	1 uma manhã por semana
H15	4	1 durante a semana

* Englobam-se no nº de ocupantes extra as empregadas domésticas e as visitas por 24 horas ou mais.

Os aparelhos monitorizados foram: o lavatório, a banheira, a pia da louça, a máquina da roupa e da louça e o autoclismo. Partindo deste inquérito foi possível calcular um número médio de descargas e respectivo desvio padrão, por hora e por aparelho e elaborar gráficos diários de utilizações por aparelho sanitário sabendo, a frequência e a distribuição da sua utilização ao longo de um dia.

Para conhecer o volume associado a cada descarga, foram efectuados registos de volume em cada utilização de cada aparelho sanitário, em três habitações distintas (H16, H17, H18), durante 28 dias. Não se registou, no entanto, o tipo de utilização associado, por exemplo, não se registou se o uso foi para a lavagem de mãos ou dos dentes. Nas habitações H16 e H17 residia apenas uma pessoa e em H18 residiam duas pessoas. Também aqui, todas as habitações se situam em Vila Real, na região de Trás-os-Montes e Alto Douro, no Norte de Portugal.

Efectuaram-se 563 registos de volume por utilização dos aparelhos sanitários (Quadro 33).

Quadro 33: N° de registos de volume por aparelho sanitário.

Aparelho Monitorizado	N° de registos de volume
Lavatório	259
Banheira	84
Lava-Louça	87
Autoclismo	103
Máquina da Roupa	14
Máquina da Louça	16
Total	563

Com base nos resultados obtidos neste levantamento, foi possível obter a distribuição do volume descarregado por habitante ao longo do dia (Diagrama de volumes).

Conhecendo o volume descarregado por habitante, por aparelho sanitário ao longo do dia e os valores médios de CQO, de SDT, de concentração das cargas contaminantes em coliformes totais e fecais por aparelho sanitário (Capítulo IV: Quadro 24, Quadro 25 e Quadro 26), obteve-se a distribuição das cargas poluentes/contaminantes ou Poluentogramas, bem como a contribuição *per capita*, por aparelho sanitário para as referidas cargas. A carga será obtida pelo produto do valor da concentração média para o poluente em causa pelo volume médio descarregado por habitante.

A título de exemplo:

Entre as 8h e as 9h:

Se o número de utilizações médias por habitante no lavatório for de 0,65 descargas;
Se o volume médio descarregado por utilização do lavatório for de 2,49 l/descarga;
Então foram descarregados **1,6 l/hab.** no lavatório.

Se a concentração média em CQO para o lavatório for de 196,8 mg O₂/l;
Então, a carga de CQO descarregada foi de **314,88 mg O₂/l**

V.2. Resultados

Os resultados obtidos através dos inquéritos relativos à distribuição média do número de utilizações por habitante ao longo do dia, por aparelho sanitário estão representados no Gráfico 11, bem como o número total de utilizações por habitante ao longo do dia.

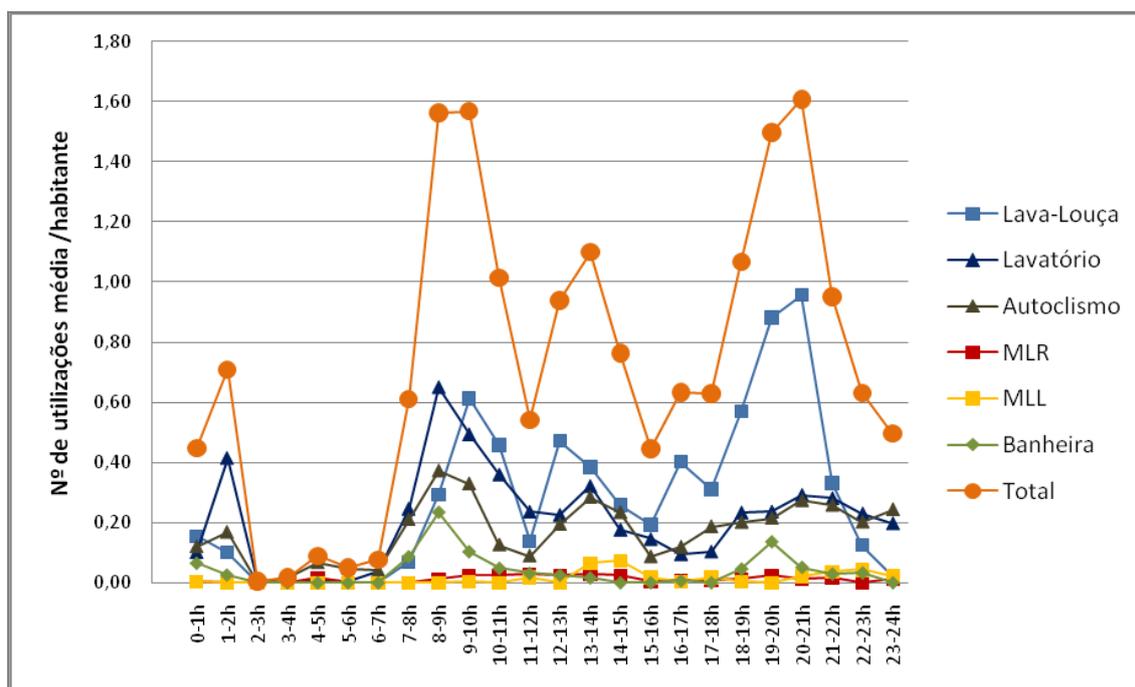


Gráfico 11: Distribuição do número médio de utilizações por habitante ao longo do dia.

No Gráfico 12 pode visualizar-se a contribuição percentual do número de utilizações de cada aparelho sanitário, por habitante ao longo de um dia, em cada período horário.

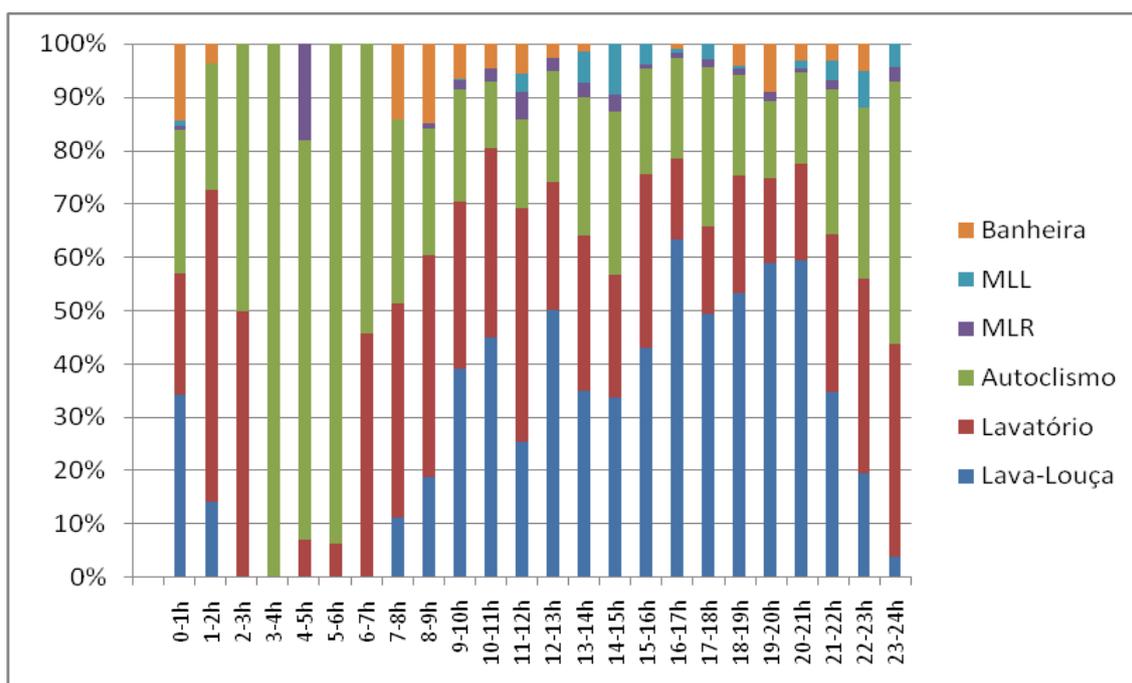


Gráfico 12: Contribuição percentual do número de utilizações por aparelho.

No Quadro 34 e no Gráfico 13 apresentam-se os resultados obtidos para o volume médio de água residual descarregada, em cada utilização de cada aparelho sanitário, bem como o desvio padrão associado à média, pela aplicação da metodologia descrita.

Quadro 34: Volume médio(l) e desvio-padrão por descarga e por aparelho sanitário.

	Lavatório	Banheira	Lava - louça	Autoclismo	MLR	MLL
Média	2,5	38,2	6,8	8,8	25,2	9,5
Desvio Padrão	1,1	10,2	17,8	4,1	11,9	1,4

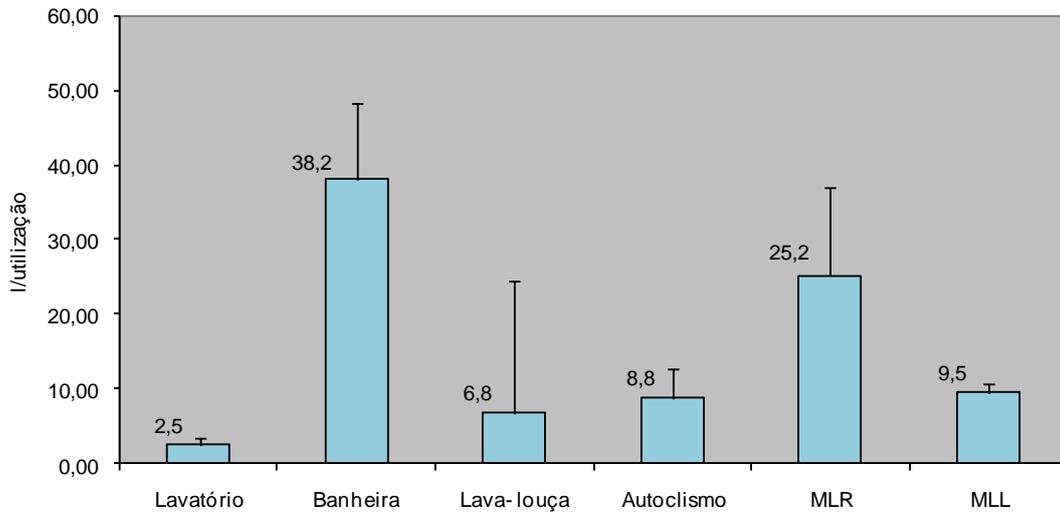


Gráfico 13: Volume por descarga e por aparelho.

Através do tratamento dos dados obtidos anteriormente foi possível obter diagramas de volume médio horário por aparelho sanitário por dia (Gráfico 14 a Gráfico 19).

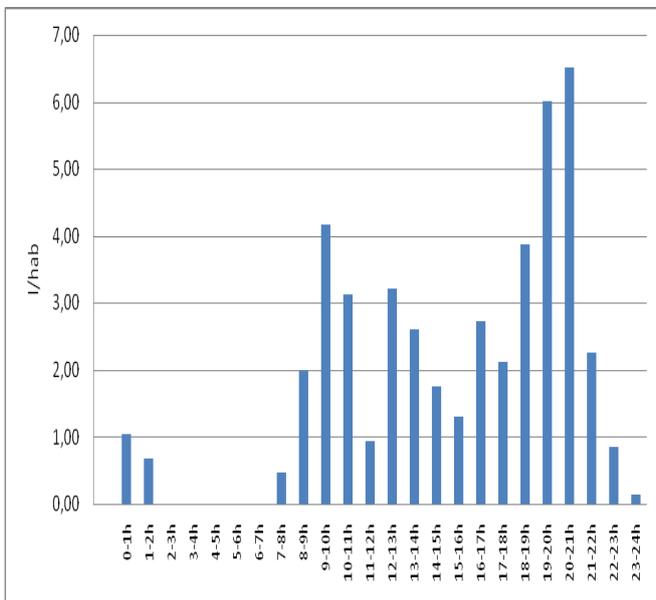


Gráfico 14: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, na pia da louça

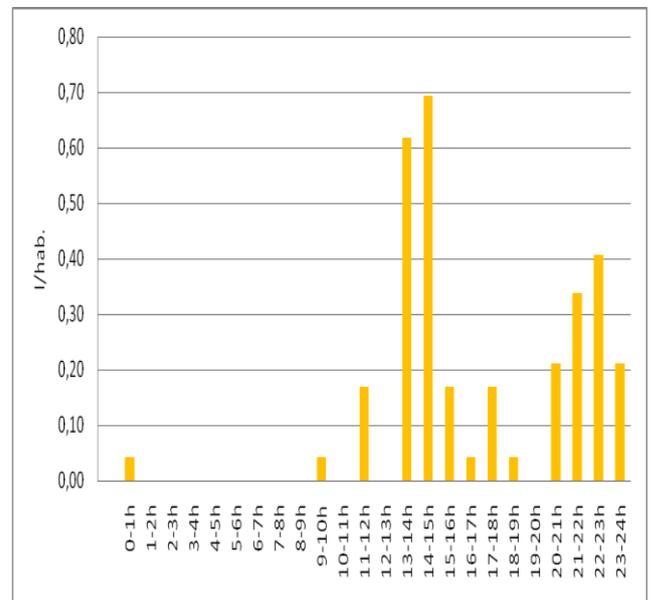


Gráfico 15: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, na MLL.

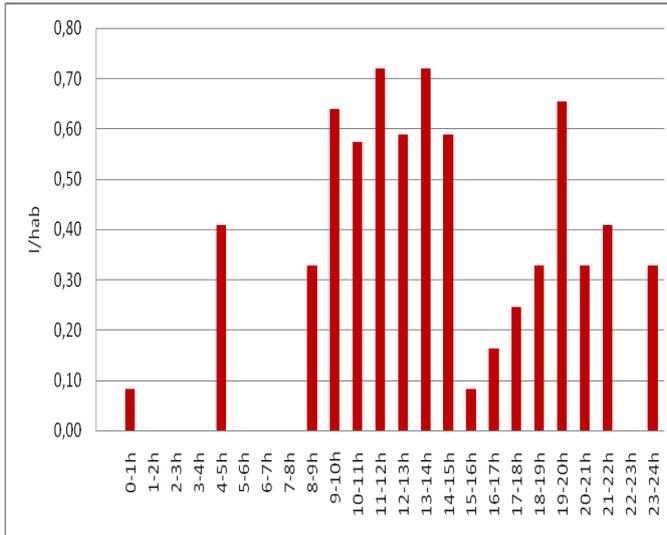


Gráfico 16: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, na MLR.

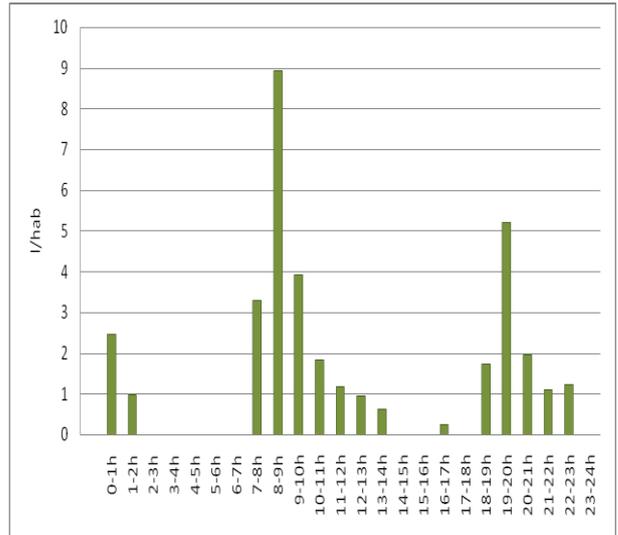


Gráfico 17: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, na banheira.

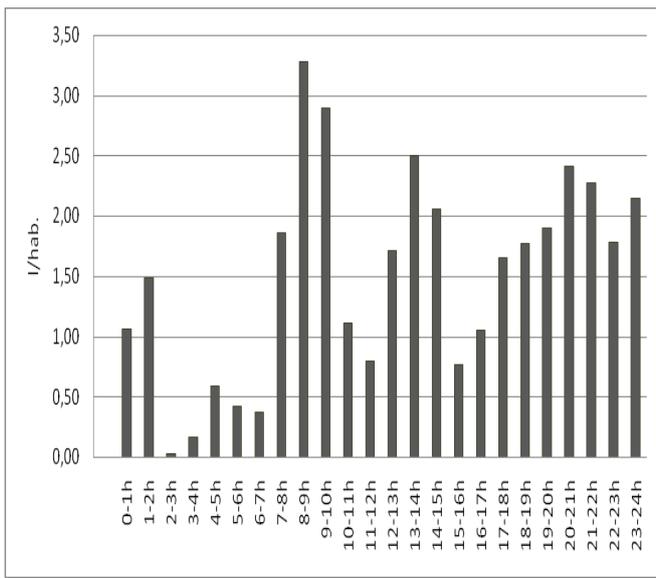


Gráfico 18: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, no autoclismo.

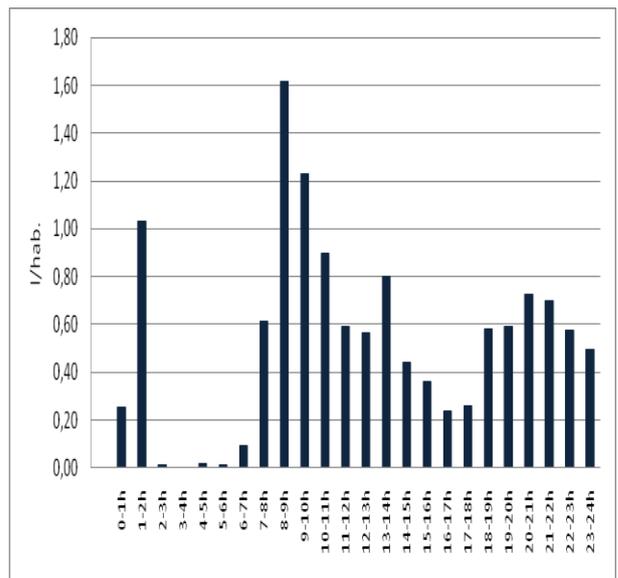


Gráfico 19: Volume médio horário descarregado por habitante ao longo de um dia, no lavatório.

No Gráfico 20 apresenta-se a contribuição percentual de cada aparelho sanitário, para o volume descarregado ao longo do dia.

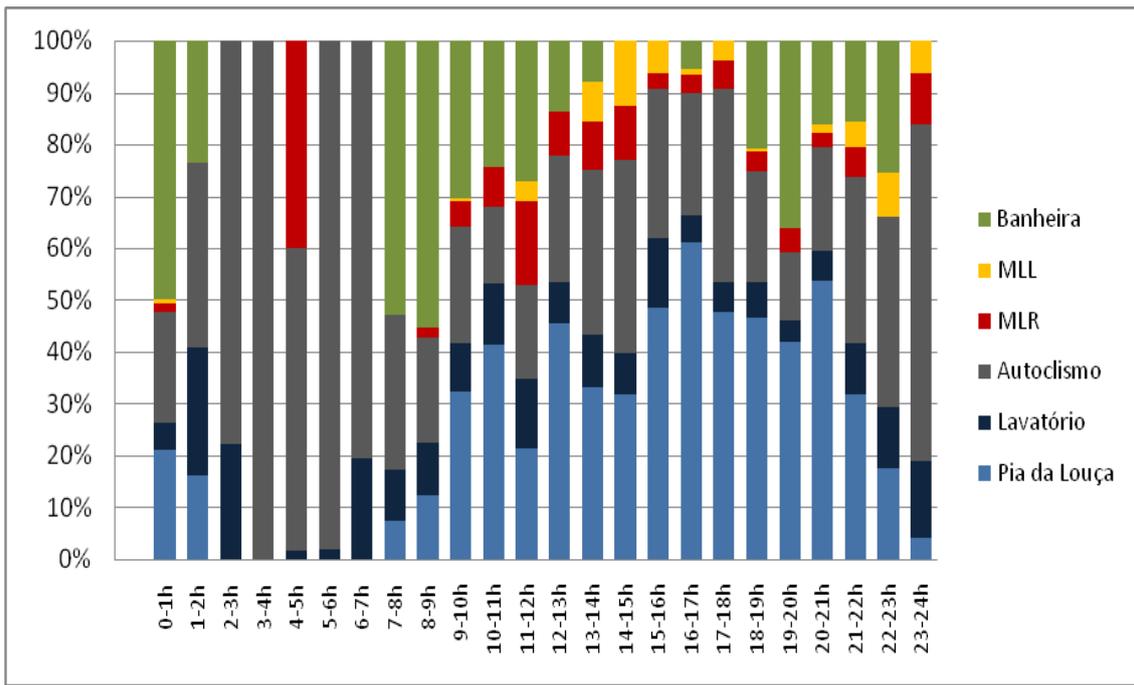


Gráfico 20: Contribuição percentual de cada aparelho sanitário para o volume descarregado por habitante ao longo do dia.

No Gráfico 21 apresenta-se uma perspectiva horária do volume total descarregado por habitante, e as contribuições de cada um dos aparelhos sanitários.

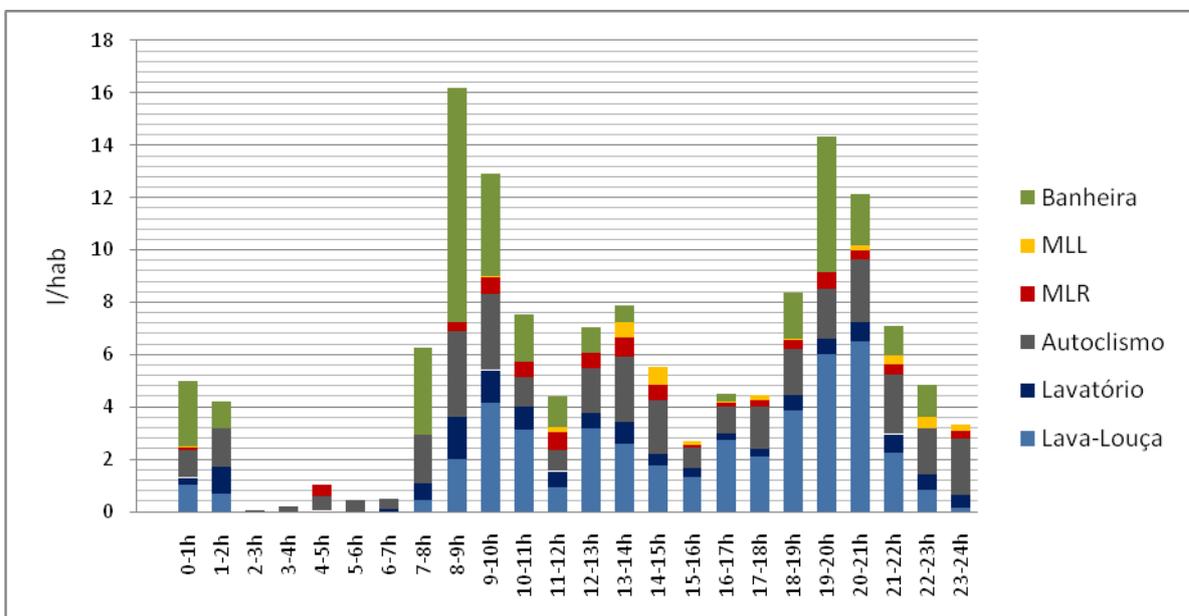


Gráfico 21: Distribuição relativa do volume descarregado por habitante ao longo de um dia.

O Gráfico 22 permite a observação do volume médio descarregado num dia por habitante por aparelho sanitário.

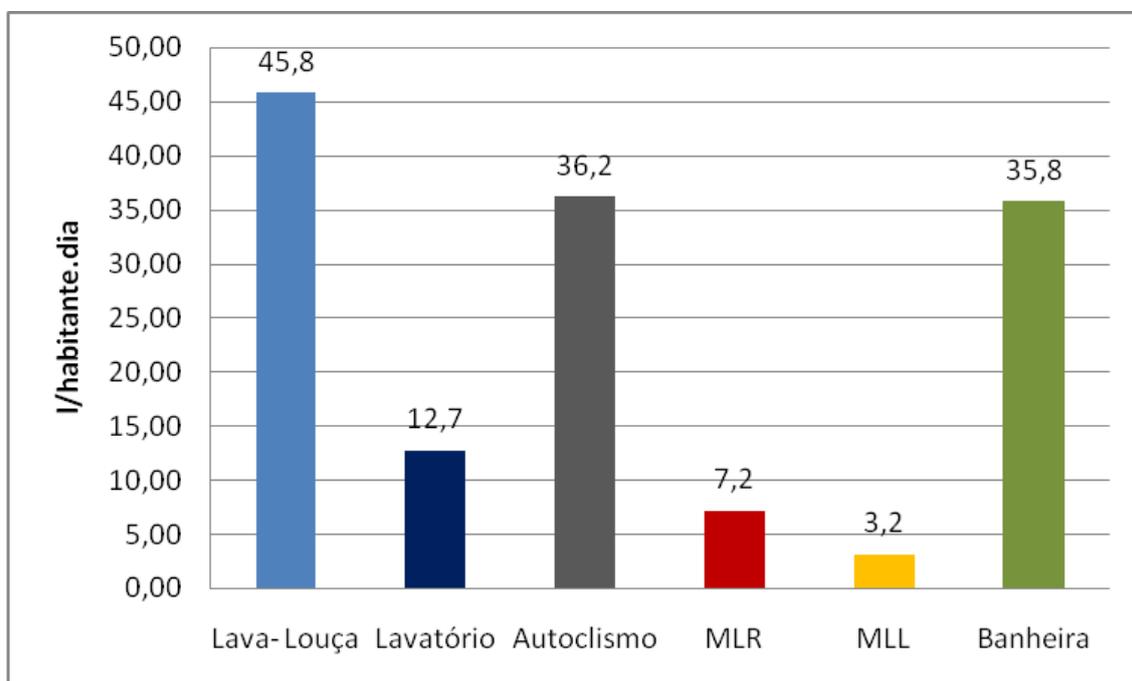


Gráfico 22: Volume médio descarregado num dia por habitante, por aparelho sanitário.

Através da metodologia atrás descrita foi possível representar as cargas poluentes/contaminantes geradas por habitante ao longo do dia, por aparelho sanitário, os designados poluentogramas, que se apresentam nos gráficos seguintes.

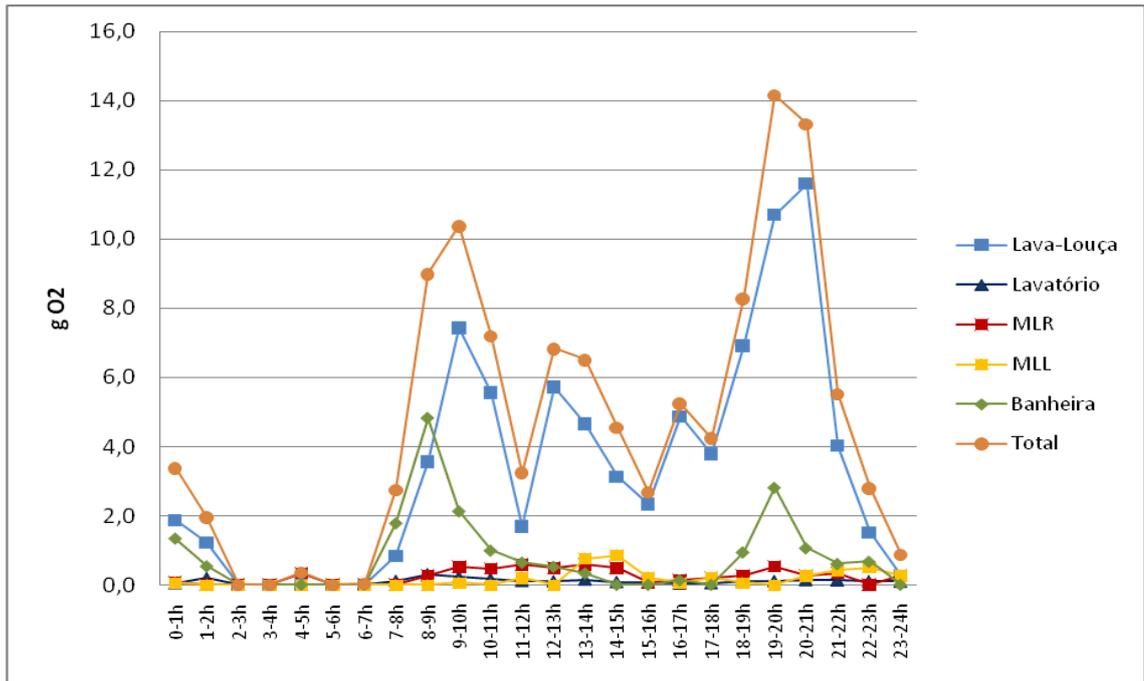


Gráfico 23: Distribuição da carga em CQO, por aparelho sanitário e no total (g O₂/hab).

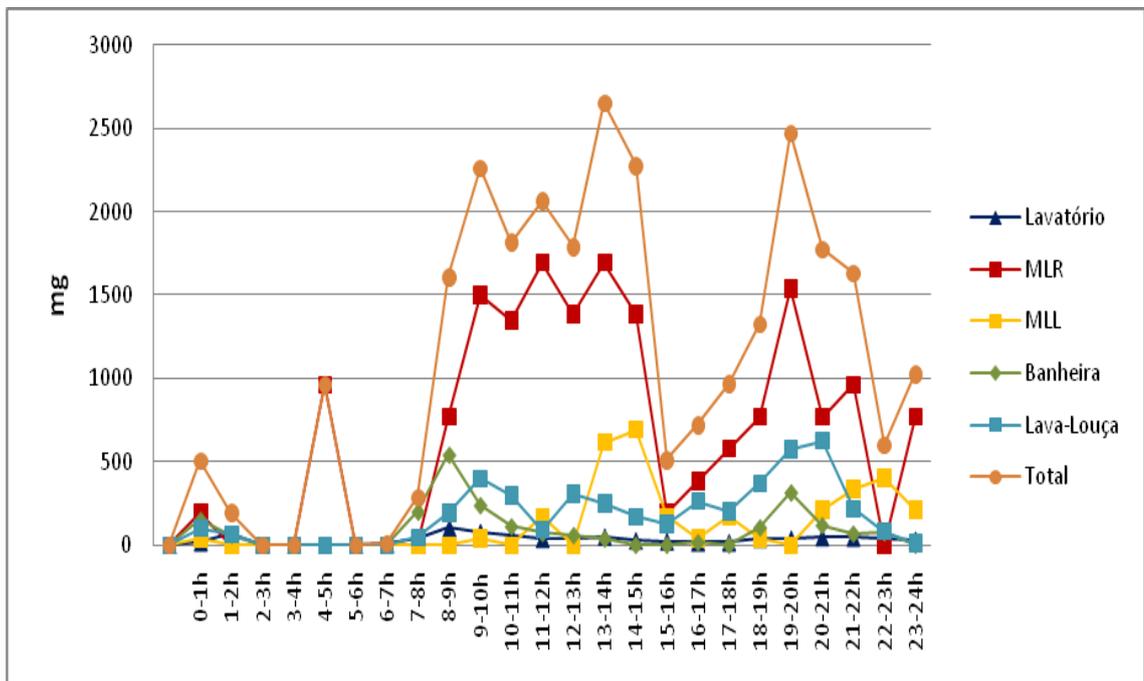


Gráfico 24: Distribuição da carga de SDT, por aparelho sanitário e no total (mg SDT/hab).

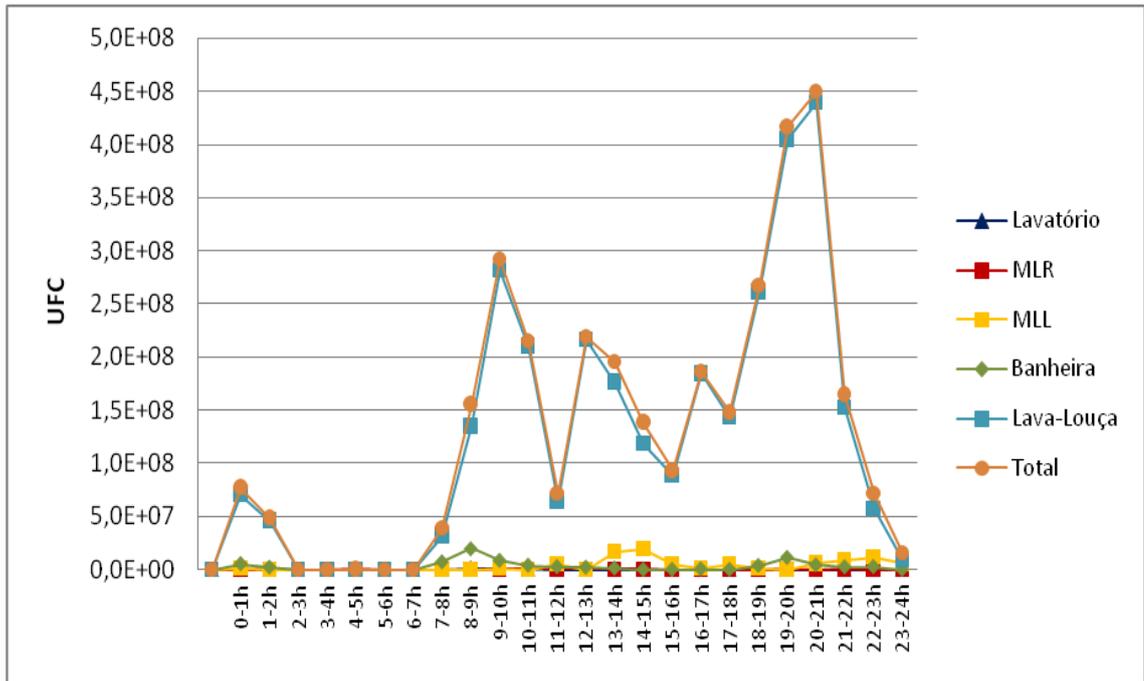


Gráfico 25: Distribuição da carga de coliformes totais, por aparelho sanitário e no total (UFC/hab.).

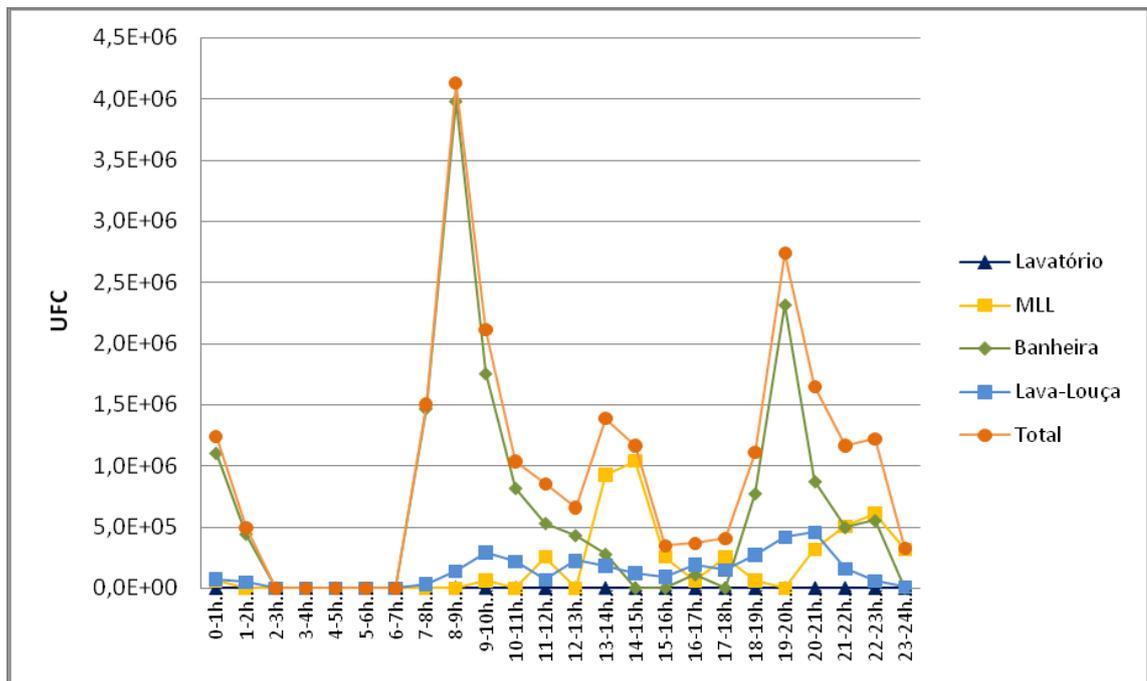


Gráfico 26: Distribuição da carga de coliformes fecais, por aparelho sanitário e no total (UFC/hab.).

Usando os valores médios de CQO, SDT, CT e CF, descritos no Capítulo IV, foi possível calcular a contribuição *per capita* para as cargas descarregadas em cada aparelho sanitário, por dia. Estes resultados representam-se nos gráficos que a seguir se apresentam.

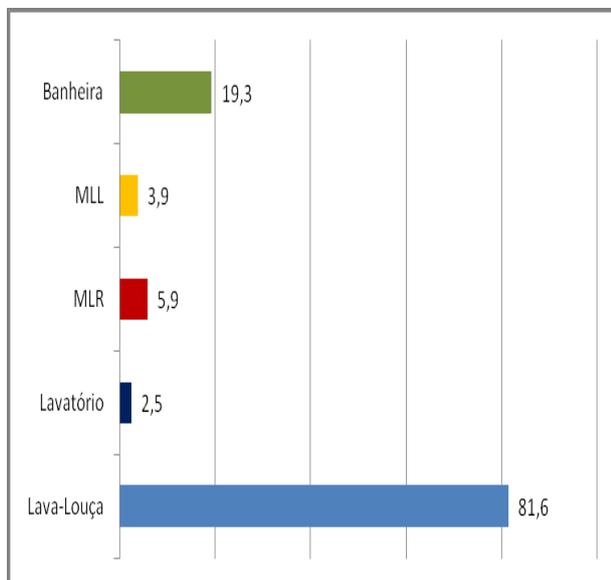


Gráfico 27: Carga de CQO por habitante por dia (gO₂/hab.dia).

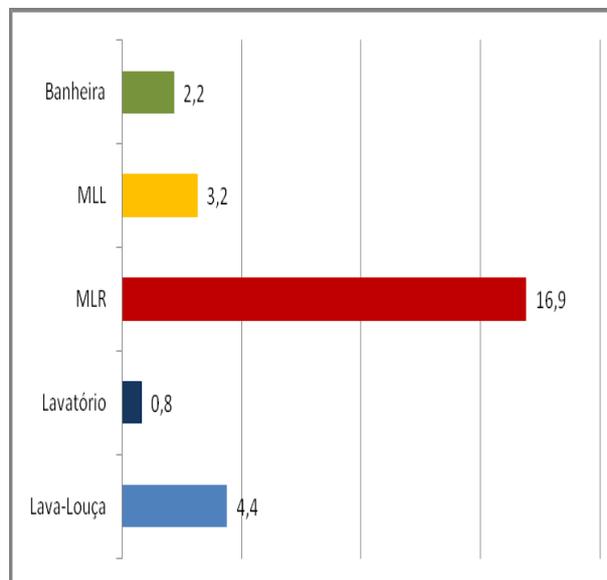


Gráfico 28: Cargas de SDT por habitante por dia (g SDT/hab.dia).

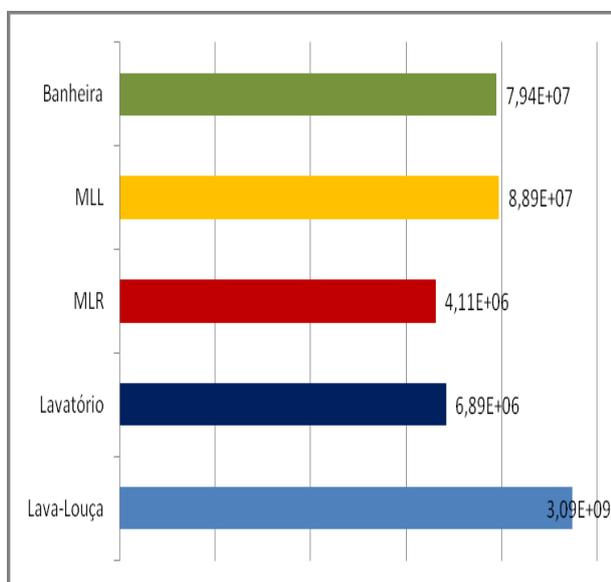


Gráfico 29: Cargas de coliformes totais por habitante por dia (UFC/hab.dia).

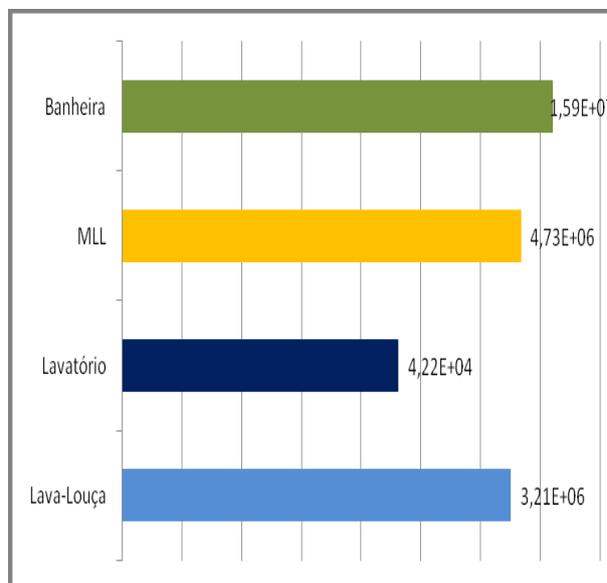


Gráfico 30: Carga de coliformes fecais por habitante por dia (UFC/hab.dia).

No Gráfico 31 apresenta-se a % relativa de cargas produzidas por habitante em cada aparelho sanitário.

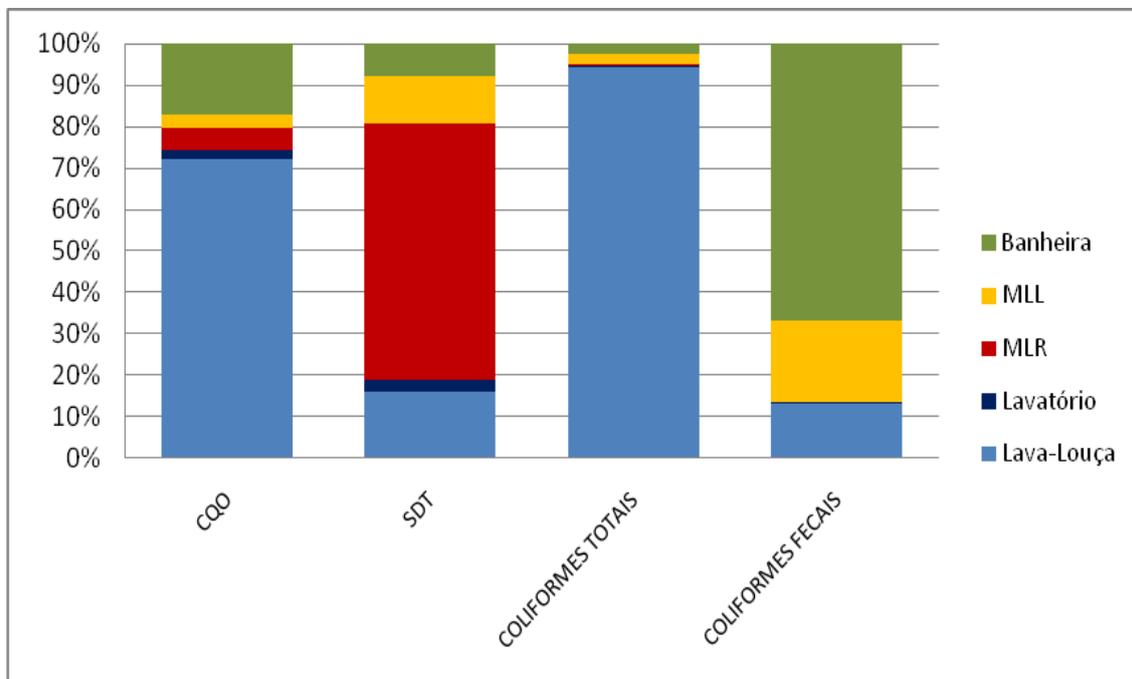


Gráfico 31: Cargas relativas por habitante, por aparelho sanitário.

V.3. Análise e Discussão dos Resultados

Da análise dos resultados obtidos através do inquérito salienta-se que, à semelhança do que aconteceu com os parâmetros qualitativos, também aqui existe uma enorme variabilidade nos dados que se traduz em elevados valores de desvio-padrão. Apesar de se representar um valor médio horário de descarga é de esperar que a distribuição das descargas entre os dias da semana e o fim-de-semana seja substancialmente diferente uma vez que há alteração nos hábitos das pessoas. No entanto, não foram registadas estas diferenças.

A pia da louça apresenta o seu maior pico de utilização entre a 19 e as 21 horas, período coincidente com a hora de jantar (Gráfico 11), sendo também de salientar os

picos de utilização coincidentes com a hora do pequeno-almoço e com a hora de almoço. O gráfico de distribuição das descargas do lavatório evidencia uma elevada utilização durante o período da manhã, nomeadamente entre as 8 e as 11 horas. O autoclismo é um aparelho sanitário que é utilizado ao longo de todo o dia não existindo uma distribuição das descargas com períodos de ponta tão evidentes. A banheira apresenta dois picos principais de descarga ao longo do dia, um entre as 7 e as 10 horas e outro entre as 18 e as 20 horas. Relativamente à máquina de lavar louça (MLL) pôde constatar-se que os picos de descarga coincidem com os horários das refeições (12-14 horas e das 20-22 horas), sendo que o maior pico diz respeito ao período do almoço. Relativamente à MLR os dados apresentam maior uniformidade não se evidenciando picos de descarga significativos.

Em algumas habitações a MLL não é utilizada todos os dias, daí os reduzidos valores de número de utilizações médias, o mesmo acontecendo com a MLR.

Considerando o número total de utilizações dos aparelhos sanitários pode constatar-se que os maiores picos de descarga (Gráfico 11) coincidem com o período da manhã, entre as 8 e as 11 horas e com a hora de jantar, entre as 19 e as 21 horas.

A observação do Gráfico 11, permite verificar que o autoclismo, a pia da louça e o lavatório são os aparelhos sanitários responsáveis pelo maior número de descargas horárias ao longo do dia. As máquinas de lavar roupa e louça e a banheira apresentam valores de número de descargas diárias mais discretos. Pode ainda constatar-se que durante o período nocturno praticamente só existe descarga do autoclismo.

No que diz respeito à análise dos resultados obtidos, para o volume descarregado por utilização, por aparelho sanitário, pode constatar-se que a banheira e a MLR constituem os dois aparelhos sanitários responsáveis pelo maior volume descarregado em cada utilização. O autoclismo, o lava-louça e a MLL apresentam menores valores de volume por descarga.

O desvio padrão associado a estes valores é considerável (Quadro 34), uma vez que, o volume gasto em cada descarga está dependente de um elevado número de factores, desde o tempo de utilização ao grau de abertura das torneiras, no caso do

lavatório, banheira e lava-loiça, até ao programa de lavagem e modelo do aparelho utilizado, no caso das máquinas de lavar roupa e louça.

No que diz respeito aos autoclismos, o volume associado a cada descarga depende do tipo de autoclismo em questão, ou seja se se trata de um autoclismo tradicional (com descargas entre os 7 e os 15 l segundo o PNUEA, (2001)) ou de um autoclismo com descargas duais (com descargas que variam entre os 3 e os 6l segundo a mesma fonte).

Analisando os diagramas de volumes (Gráfico 14 ao Gráfico 19) obtidos, pode verificar-se que a banheira constitui o aparelho com maior pico de descarga. Este aparece entre as 8 e as 9 horas da manhã, representando um volume de 9 litros por habitante (Gráfico 17). Numa primeira aproximação, pode pensar-se que este volume é muito reduzido, no entanto, há que ter em conta que o desvio padrão, em relação à distribuição das descargas é muito grande. Se se considerar o valor máximo de descargas por habitante a esta hora, e o valor máximo de volume descarregado por utilização, a banheira apresenta um máximo de 21 litros por descarga por habitante entre as 8 e as 9h da manhã. Neste aparelho os valores das descargas variam muito com as horas do dia, sendo bem nítida a existência de dois picos de descarga.

As máquinas de lavar louça e roupa (Gráfico 15 e Gráfico 16) apresentam valores de volume descarregado por habitante muito reduzidos, uma vez que cada ciclo de lavagem, que representa uma descarga, corresponde a vários habitantes.

A pia da louça apresenta dois picos de utilização, sendo mais evidente o que ocorre entre as 19 e as 21h (Gráfico 14). Neste período descarregam-se cerca de 6,5 l/habitante.

O lavatório e o autoclismo (Gráfico 19 e Gráfico 18) apresentam um pico de descarga entre as 8 e as 9h sendo o volume descarregado cerca de 1,6 l/habitante e 3,25 l/habitante, respectivamente. Relativamente ao autoclismo a distribuição das descargas nas restantes horas é mais homogénea, sendo o aparelho que mais contribui para o volume total descarregado entre as 2 e as 7h (Gráfico 20). Entre as 10 e as 21h, a maior fatia de volume descarregado cabe à pia da louça, à semelhança do que aconteceu noutros estudos semelhantes (Friedler, 2004). A banheira apresenta contribuições

significativas em termos de volume mas somente em alguns horários, o mesmo acontecendo com o lavatório.

Se se comparar a distribuição média relativa das descargas horárias por habitante por aparelho sanitário (Gráfico 12) com a distribuição média relativa do volume descarregado por habitante ao longo de um dia (Gráfico 20), pode salientar-se que por vezes, um aparelho é utilizado mais vezes, no entanto, o seu volume por descarga é menos representativo, verificando-se também o oposto. Por exemplo, entre as 0 e a 1 horas, a banheira representa 15% das descargas, no entanto, em termos de volume descarregado, este aparelho representa 50% do total descarregado. Da mesma forma, entre a 1 e as 2 horas embora o lavatório represente 55% do número de descargas, em termos de volume descarregado este representa somente 22% do total.

No Gráfico 21 apresenta-se uma perspectiva horária do volume descarregado por habitante e as contribuições de cada um dos aparelhos sanitários. Em termos de volume total o maior pico de descarga é entre as 8 e as 9h com um valor de aproximadamente 16 l/habitante, correspondendo a maior parte à banheira. Existe um outro pico que se salienta entre as 19 e as 20h, com um valor de 14 l/habitante, sendo que, neste caso as contribuições mais significativas são as correspondentes à banheira e pia da louça.

Ao analisar-se o Gráfico 22, pode constatar-se que a pia da louça constitui o aparelho sanitário com maior volume descarregado por habitante e por dia (45,8 l/hab.dia), seguindo-se o autoclismo (36,2 l/hab.dia) a banheira (35,8 l/hab.dia). Comparando estes valores com os apresentados na secção IV.2 deste trabalho, é-se confrontado com algumas diferenças, devidas provavelmente à diferente metodologia utilizada mas sobretudo à elevada variabilidade associada a estes estudos (Quadro 35).

Quadro 35: Comparação com os vários valores encontrados na secção IV.2.

	l/ habitante.dia	
	Capítulo V	Secção IV.2
Lava- Louça	45,8	34,0
Lavatório	12,7	10,4
Autoclismo	36,2	18,9
MLR	7,2	7,1
MLL	3,2	6,1
Banheira	35,8	38,2
Total	140,8	114,7

Tanto num caso como no outro podemos constatar que o volume gerado pelo lavatório e pela banheira, é suficiente para cobrir as necessidades de volume por exemplo do autoclismo, um fim em que se pode utilizar água cinzenta após tratamento. No que se refere às cargas volumétricas afluentes a um futuro tratamento a preconizar, estas são bastante variáveis ao longo do dia, sendo de prever, dependendo do tipo de tratamento a adoptar, uma forma de equalizar o caudal efluente ao mesmo.

No que se refere aos poluentogramas, uma vez que se está a considerar a qualidade constante para cada aparelho sanitário ao longo do dia, os picos de carga poluente/contaminante descarregada vão coincidir, em termos de distribuição temporal, com os picos de volume descarregado. Será de salientar que, na realidade, como já foi referido, a qualidade da descarga varia de descarga para descarga, constituindo este procedimento uma mera aproximação. Eriksson E. *et al*, (2008) confirmaram esta variação das concentrações nas águas cinzentas, ao longo do dia. A título de exemplo, para a CQO, estes investigadores apontam valores médios de concentração de 142 mg/l, variando, no entanto, entre 25 e 650 mg/l ao longo do dia.

Convém analisarem-se as contribuições relativas em termos de volume e em termos de concentração de poluentes/contaminantes por cada aparelho sanitário ao mesmo tempo que se discutem os poluentogramas para justificar os valores das cargas apresentados (Quadro 36).

Quadro 36: Contribuições relativas (%) em termos de volume e em termos de concentração de poluentes/ contaminantes dos vários aparelhos sanitários.

Aparelho sanitário	%Volume descarregado (%/dia.hab)	CQO (%)	SDT (%)	Coliformes totais (%)	Coliformes fecais (%)
Banheira	34,0	11,8	2,0	2,0	22,0
Lavatório	12,0	4,3	2,0	1,0	0,2
Lava- louça	44,0	38,9	2,0	68,0	3,5
MLL	3,0	27,0	28,0	28,0	74,3
MLR	7,0	18,0	66,0	1,0	0,0

A pia da louça e a banheira (Gráfico 23) constituem os dois aparelhos sanitários responsáveis pelas maiores cargas afluentes de CQO. Salientam-se dois picos de

descarga tal como acontecia nos diagramas de volume, um entre as 8 e as 10 h (banheira descarrega quase 5gO₂/habitante e a pia da louça quase 7,5 gO₂/habitante) e outro entre as 19 e as 21h (em que a banheira descarrega quase 3 gO₂/habitante e a pia da louça aproximadamente 12 gO₂/habitante). No caso da banheira, o valor das cargas deve-se maioritariamente ao volume descarregado que ocupa 34% do volume total. No que diz respeito à pia da louça o valor da carga justifica-se pelo volume descarregado mas também pela concentração de CQO exibido durante a amostragem (39% do total). Segue-se a máquina de lavar louça com uma contribuição máxima de 860 mg O₂ por habitante e a máquina de lavar roupa com 370 mgO₂/habitante. Por fim o lavatório com um valor de 320 mgO₂/habitante. Se se analisarem as contribuições relativas de cada um destes aparelhos (Quadro 36) percebe-se que apesar da banheira constituir o aparelho com maior carga contribuinte, a MLL e a MLR apresentam valores de concentração muito superiores, 27 e 18% da concentração total de CQO, respectivamente. No entanto, a sua contribuição em termos de volume é muito diminuta, daí estes resultados em termos de carga. A distribuição da carga em CQO descarregada pela totalidade dos aparelhos sanitários, ao longo do dia apresenta dois picos principais, um de manhã e outro à hora de jantar, correspondendo aos mesmos picos evidenciados pela pia-da-louça e banheira. O primeiro pico chega a atingir os 10 g O₂/hab. E o segundo mais de 14 g O₂/hab..

No que se refere à contribuição *per capita* (Gráfico 27) para a carga em CQO, Eriksson *et al.*, (2008) referiram valores de carga de CQO por habitante nas águas cinzentas na ordem dos 6,1g/hab.dia, o que comparado com a carga total encontrada neste trabalho, foi substancialmente inferior.

Repare-se que, no que respeita ao SDT (Gráfico 24), a carga poluente gerada durante o dia pela MLR são as mais elevadas, apesar deste aparelho, em termos de volume, só contribuir com 7% do volume total descarregado (Quadro 36). A pia da louça também apresenta valores de carga em SDT significativos, chegando a atingir quase 600 mg SDT/habitante entre as 19 e as 21h. Neste caso o valor da carga deve-se principalmente ao volume descarregado e não ao valor de concentração de SDT nestas águas. A distribuição da carga total em SDT segue uma distribuição semelhante ao da MLR, uma vez que é este aparelho, como se viu, o maior produtor de sólidos. No seu

valor máximo, a carga total chega a atingir mais de 2600 mg de SDT por habitante à hora de almoço.

A pia da louça (Gráfico 25) representa o aparelho sanitário que mais contribuiu para a carga em coliformes totais, chegando a atingir picos de quase $4,5 \times 10^8$ UFC entre as 19 e as 21h. A carga descarregada na pia da louça deve-se à concentração de coliformes totais na água e ao volume proveniente do referido aparelho sanitário (Quadro 36). A carga de coliformes totais por habitante (Gráfico 30), por dia, é muito significativa, qualquer que seja o aparelho sanitário, salientando-se mais uma vez, a carga *per capita* da pia da louça. A distribuição da carga total ao longo do dia segue a mesma tendência deste aparelho, chegando a atingir-se os 3×10^8 UFC de manhã e os $4,5 \times 10^8$ UFC à hora de jantar.

O mesmo acontece com a carga total de coliformes fecais (Gráfico 26), em que o aparelho sanitário responsável pela maior contaminação fecal é a banheira. Neste caso, a carga total chega a mais do que 4×10^6 UFC de manhã e a mais de $2,5 \times 10^6$ UFC à hora de jantar. A MLL contribui com 74,3% da concentração total em coliformes fecais, no entanto, o seu volume é tão diminuto que nesta análise não sobressai.

Um estudo efectuado por Ottoson & Stenstrom, (2003), estimou que a carga fecal em águas cinzentas ronda as 0,04 g/hab.dia, o que representa, segundo o mesmo estudo um valor significativo em termos de risco associado, que classificou como inaceitável.

À semelhança do que aconteceu com as cargas volumétricas, também as cargas poluentes/contaminantes são bastante variáveis ao longo do dia.

Pela observação do Gráfico 31, pode constatar-se que a pia da louça é o aparelho sanitário que mais contribui para as cargas poluentes em CQO e coliformes totais. A MLR também tem uma contribuição significativa para esta carga em SDT, apesar do volume diminuto que geram. Do mesmo modo, a MLL contribui significativamente para a carga em coliformes fecais e SDT. Face ao exposto, a reutilização da água proveniente da pia da louça, das MLL e MLR, exigiria um maior grau de tratamento, pelo que só deverá ser aproveitada em caso de necessidade.

A água proveniente da banheira é a que mais contribui para a carga em coliformes fecais. No entanto, as águas cinzentas provenientes do lavatório e da

banheira, são na generalidade dos parâmetros, de melhor qualidade e só por si geram 46% do volume, o que seria suficiente para alguns fins urbanos não potáveis, como por exemplo a descarga de autoclismos e a rega de jardins.

Qualquer que seja a proveniência da água cinzenta, embora se possa aproveitar somente a menos poluída/contaminada, esta necessitará de um tratamento, mesmo que simplificado face às exigências regulamentares.

Capítulo VI – Sistema Experimental de Tratamento

Tendo em conta que o objectivo principal deste trabalho é o estudo da utilização das águas cinzentas em fins urbanos/domésticos não potáveis, *in situ*, e tendo-se constatado que a sua qualidade não permite a sua aplicação directa, torna-se necessário encontrar um sistema de tratamento que seja viável, simples e económico de forma a possibilitar a sua aplicabilidade. De facto, independentemente dos critérios regulamentares que se considerem, a qualidade das águas cinzentas para reutilização não dispensa tratamento, nomeadamente no que diz respeito ao conteúdo em alumínio, cádmio, SST, Cloretos, CBO₅ e em coliformes fecais, no caso de se pretender reutilizar as ACT, conforme IV.1.1. No que diz respeito às ACC, como se viu em IV.1.2, é necessário reduzir os conteúdos em Cádmio, Cobre, Selénio, CBO₅, coliformes fecais, bem como a salinidade. Não obstante das ACC apresentarem um maior número de parâmetros fora dos limites regulamentares, a concentração de elementos não regulamentares presentes nas ACT é superior.

Os tratamentos de água residual ditos convencionais que garantem, à partida, o grau de qualidade necessário são, no entanto, economicamente desadequados para se aplicarem a pequenas escalas, sendo necessário pensar em sistemas de tratamento inovadores alternativos, mais simples, de fácil operacionalidade e mais económicos. Além disso, a maioria dos sistemas de tratamento propostos na bibliografia são biológicos, sensíveis a grandes variações de caudal e de carga poluente (Pidou *et al.*, 2008), características inerentes aos efluentes em estudo, conforme se viu no Capítulo V.

A aplicabilidade dos tratamentos biológicos está, no entanto, dependente da biodegradabilidade da água cinzenta em questão. Li *et al.* (2009) referem que a água cinzenta apresenta boa biodegradabilidade, em termos da razão CQO/CBO₅, embora se se comparar a razão CQO:N:P (100:20:1) da água residual convencional com a encontrada nas águas cinzentas claras, estas apresentam uma deficiência nos nutrientes N e P, devido à ausência de urina e fezes (Metcalf & Eddy, 2006), o que não lhe confere no conjunto uma boa biodegradabilidade.

Se se pretender tratar a água cinzenta através de tratamentos biológicos será de sugerir a mistura de todas as águas cinzentas, incluindo as da cozinha, mais ricas em nutrientes, aumentando assim a sua biodegradabilidade. No entanto, no decorrer deste trabalho, encontrou-se para as ACT uma razão de CBO₅/CQO na ordem de 1:3, o que permite classificar este efluente de pouco biodegradável.

Face ao exposto, resolveu testar-se à escala real a aplicação de tecnologias de tratamento recorrentes a minerais de baixo custo. As vantagens na utilização destes minerais foram discutidas anteriormente no Capítulo II.

Experimentou-se a aplicação de bentonite. No conjunto dos minerais de argila é aquele que apresenta a mais elevada superfície específica e a mais alta capacidade de troca catiónica (Gomes, 1988), o que conjugado com o seu baixo custo e a sua abundância, fazem com que seja convidativa a sua aplicação. Dada a estrutura tridimensional que caracteriza a bentonite e a sua elevada porosidade, é previsto que esta adsorva moléculas orgânicas e diversos catiões e absorva os microorganismos nos seus poros, de forma a eliminá-los da água residual. Pode também existir alguma adsorção de bactérias nos bordos das partículas de bentonite. Além disso, existem estudos que atestam a elevada capacidade de regeneração deste mineral, sendo portanto possível a sua reutilização, sem prejuízo da sua eficiência para o tratamento (Santi *et al.*, 2007).

O interesse no desenvolvimento deste sistema foi compartilhado pela empresa MARTIFER II INOX S.A., que aceitou financiar e construir o equipamento, bem como financiar as análises que permitiram fazer a avaliação da eficiência do tratamento aplicado.

Neste Capítulo é testada a eficiência deste sistema no tratamento das águas cinzentas totais e das águas cinzentas claras, sendo propostas medidas para o seu melhoramento. Além disso, avalia-se a influência do tempo de retenção na qualidade das águas cinzentas claras e na evolução da qualidade do tratamento com bentonite.

VI.1. Descrição geral da instalação e do sistema

A instalação do sistema tratamento foi efectuada numa habitação unifamiliar com uma ocupação média diária de 4 a 6 pessoas. Esta habitação localiza-se na Quinta da Casa Nova, concelho de Sabrosa, distrito de Vila Real e é constituída por dois edifícios separados fisicamente. Um dos edifícios constitui a habitação propriamente dita, tipologia T7, com três casas de banho, uma cozinha e duas salas, distribuídas em dois andares e o outro edifício constitui a Adega com uma cozinha que é utilizada no funcionamento normal da habitação (Foto 1).



Foto 1: Vista geral da instalação do sistema de tratamento.

Na altura do ensaio, as águas da cozinha (pia da louça e máquina da louça) provinham do segundo edifício e as águas da casa de banho e lavandaria provinham de uma das casas de banho do primeiro edifício. Isto porque, no âmbito específico deste trabalho, foram efectuadas alterações na drenagem e na utilização das divisões sanitárias e da cozinha, com o objectivo de se recolherem todas as águas cinzentas produzidas. Assim, e apesar da habitação possuir mais do que uma casa de banho, para efeitos de produção de água cinzenta dos banhos, lavatórios e bidés os ocupantes só podiam utilizar a casa de banho onde se efectuaram as alterações referidas, bem como a cozinha.

O sistema é constituído por um tanque em aço Inox AISI 316L bipartido compreendendo duas zonas de tratamento distintas, de acordo com a Figura 2.

Na primeira zona (reactor) processa-se a acumulação das águas cinzentas até um nível máximo que não permite o seu enchimento total para que se possa fazer a sua mistura com a bentonite, através de ecofur (Figura 3).

O ecofur é um aparelho usualmente utilizado em sistemas de tratamento para promover o arejamento de água residual ou eventualmente a mistura de água residual com outro produto. É constituído por duas entradas: uma delas frontal (A) que recebe um fluido, por injeção, e o conduz através de uma conduta rectilínea; e a outra lateral (B) que recebe a bentonite, por sucção, aspirando-a, no caso deste sistema dando acesso a uma conduta helicoidal. Os dois percursos unem-se no difusor (D) que se prolonga até à saída (C), comum às duas entradas (Figura 3 e Foto 2). O ecofur trabalhou nesta instalação a 2 bar de pressão.

Existiu um período de recirculação da mistura dentro do próprio reactor, para que seja garantido o tempo de retenção necessário à reacção de homogeneização da bentonite com as águas cinzentas.

A segunda zona (decantador) é reservada à decantação das lamas e à saída do efluente decantado. Possui na sua extremidade inferior uma saída de lamas e lateralmente a saída do efluente tratado (Figura 2).

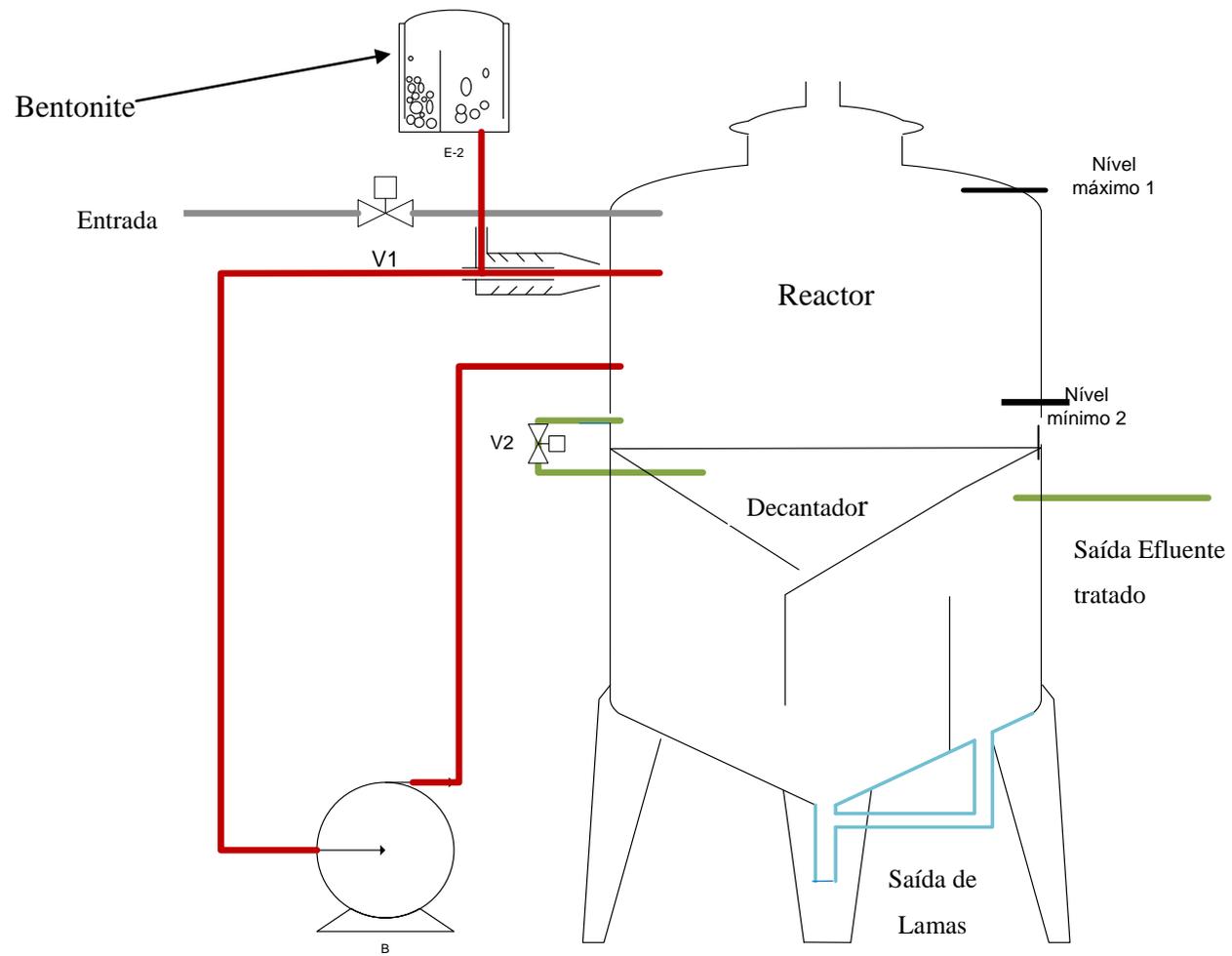


Figura 2: Esquema representativo do protótipo.

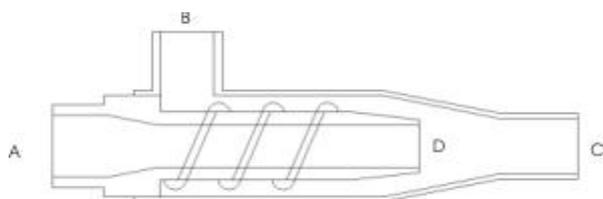


Figura 3 : Esquema representativo do funcionamento do ecofur (Fonte: www.ecofur.pt).



Foto 2: Imagem da colocação do ecofur.

VI.2. Dimensionamento do Sistema

Como se trata de um sistema experimental para avaliação da remoção de poluentes/contaminantes a partir da utilização de bentonite adoptou-se um processo de dimensionamento simplificado.

O dimensionamento do sistema consistiu no dimensionamento de cada um dos seus órgãos, reactor e decantador, com base no caudal médio diário de águas cinzentas a tratar. Para o cálculo do caudal a tratar tomou-se como referência o Decreto Regulamentar 23/95 de 23 de Agosto relativo a sistemas públicos de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais e prediais de distribuição de água. O tratamento foi dimensionado para o caudal médio diário, considerando uma capitação de 80 l/hab.dia e um factor de afluência de 0,8. Fazendo um cálculo para as ocupações extremas (4 ou 6 habitantes), o caudal variaria entre 256 l/dia e 384 l/dia.

O reactor foi dimensionado para, um dia de retenção, que corresponde ao tempo necessário para este encher. O seu volume é de 318 l, possuindo um metro de diâmetro e aproximadamente 0,4 metros de altura. O decantador foi dimensionado para 2,5 vezes o caudal médio diário para que seja garantida a eficiente decantação antes da saída do

efluente tratado. Possui três divisões, obrigando o efluente a atravessar esses obstáculos, decantando em cada divisão, antes de sair por gravidade.

Para garantir uma boa homogeneização do efluente com a bentonite, é necessário recircular o caudal fazendo-o passar pelo ecofur. O dimensionamento da bomba recirculadora foi feito tendo em atenção o caudal de recirculação e a pressão de injeção necessária no ecofur. A pressão necessária no ecofur é de 20 m.c.a. (2 bar), a altura a vencer é de 1,8 metros aproximadamente e as perdas de carga consideradas de 1 m.c.a.. Assim, a altura manométrica da bomba é de 23 m.c.a. O caudal de recirculação no ecofur, para esta pressão é de 7,39 m³/h (Quadro 37) daí que a potência necessária para a bomba será de 1,5 KW.

Quadro 37: Dados técnicos do ecofur (Fonte: www.ecofur.pt).

Pressão injeção (bar)	Pressão vácuo * (-bar)	Caudal líquido ** (m ³ /hora)	Caudal gás *** (m ³ /hora)	Transf. massa O ₂ (kg/hora)
0,2	-0,10	2,62	1,18	0,355
0,4	-0,16	3,15	2,36	0,710
0,6	-0,22	3,68	3,54	1,065
0,8	-0,28	4,21	4,72	1,420
1,0	-0,34	4,74	5,90	1,775
1,2	-0,40	5,27	7,08	2,130
1,4	-0,46	5,80	8,26	2,485
1,6	-0,52	6,33	9,44	2,840
1,8	-0,58	6,86	10,62	3,195
2,0	-0,64	7,39	11,80	3,550

* Pressão máxima para caudal de ar igual a zero; ** Fluido líquido (injeção): Água; *** Fluido gasoso (sucção): Ar

VI.3. Funcionamento do sistema

A drenagem de águas cinzentas tem saída directa da habitação para o sistema de tratamento e tem um *by pass* para uma fossa séptica, quando se revelar necessário. Cada ciclo de tratamento, que se define como uma passagem completa pelo sistema de tratamento, divide-se em duas fases.

Na primeira fase, no reactor, a válvula motorizada 1 (V1) abre e inicia-se o enchimento do tanque até o nível máximo 1 lhe dar ordem de fecho. Quando V1 fecha a electrobomba B liga e inicia-se a recirculação da água cinzenta e simultaneamente a sucção da bentonite previamente colocada no reservatório de armazenamento previsto para o efeito e a sua homogeneização com as águas cinzentas. É suposto que esta mistura melhore a eficiência do tratamento uma vez que permite que a área superficial de adsorção e absorção da bentonite em contacto com o efluente seja maior. A electrobomba encontra-se temporizada para oito minutos (três recirculações do caudal médio diário) que podem ser reguláveis. Quando o tempo de recirculação chega ao fim, a electrobomba B desliga-se e a válvula motorizada 2 (V2), abre e descarrega para o decantador, até se atingir o nível mínimo 2 indicando o fecho de V2 e uma nova abertura de V1 (Figura 2).

Na segunda fase, no decantador, a mistura fica retida um período de tempo que é função do caudal de entrada, ou seja do nível que a água atingiu no decantador. O efluente já decantado sairá por gravidade, quando se atinge o nível de descarga.

O arranque de um novo ciclo é completamente automático e só depende da quantidade de afluente que entra no reactor, sendo esta quantidade que comanda o funcionamento do sistema.

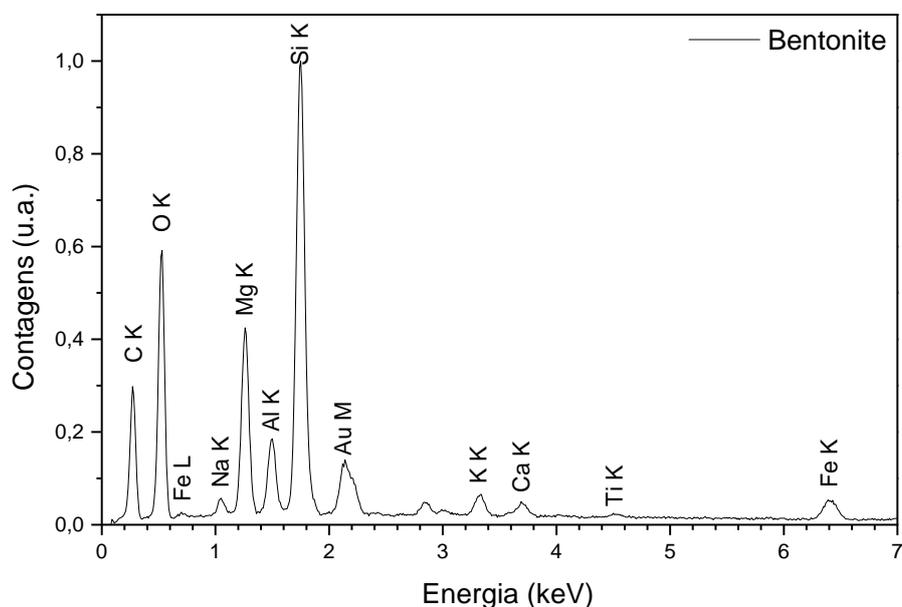
VI.4. Caracterização da Bentonite

Com vista à obtenção da caracterização dos elementos e dos óxidos que compõem a bentonite, utilizada neste trabalho, procedeu-se a uma análise química por EDS (Energy Dispersive Spectroscopy). No Quadro 38 e Gráfico 32, encontram-se os resultados obtidos por esta análise. Foi também utilizado o microscópio electrónico de varrimento (MEV) da UTAD em modo ambiental, o que permitiu recolher algumas a imagem apresentada na Foto 3

Esta caracterização em conjunto com uma caracterização similar das lamas resultantes do tratamento, apresentada no final deste capítulo, constitui um elemento auxiliar para a discussão dos resultados obtidos.

Quadro 38: Análise dos elementos e dos óxidos que compõem a bentonite utilizada.

Elementos	Bentonite		Óxidos	Bentonite	
	% Peso	% Átomos		% Peso	% Mol
O	43,33	57,04	Na ₂ O	2,31	2,17
Na	1,8	1,65	MgO	21,14	30,45
Mg	13,41	11,62	Al ₂ O ₃	9,98	5,68
Al	5,69	4,44	SiO ₂	60	57,98
Si	30,56	22,91	K ₂ O	1,52	0,94
K	1,39	0,75	CaO	1,12	1,16
Ca	0,88	0,46	TiO ₂	0,53	0,39
Ti	0,35	0,15	Fe ₂ O ₃	3,4	1,24
Fe	2,59	0,98	Total	100	100
Total	100	100			

**Gráfico 32: Espectro da análise EDS da bentonite utilizada.**

A bentonite é uma argila e, portanto, rica em oxigênio, sílica e alumínio (Gráfico 32) possuindo também uma percentagem considerável de magnésio e de ferro. Conforme se pode ver na Foto 3, a bentonite é constituída por partículas de várias dimensões, possuindo elevada porosidade.

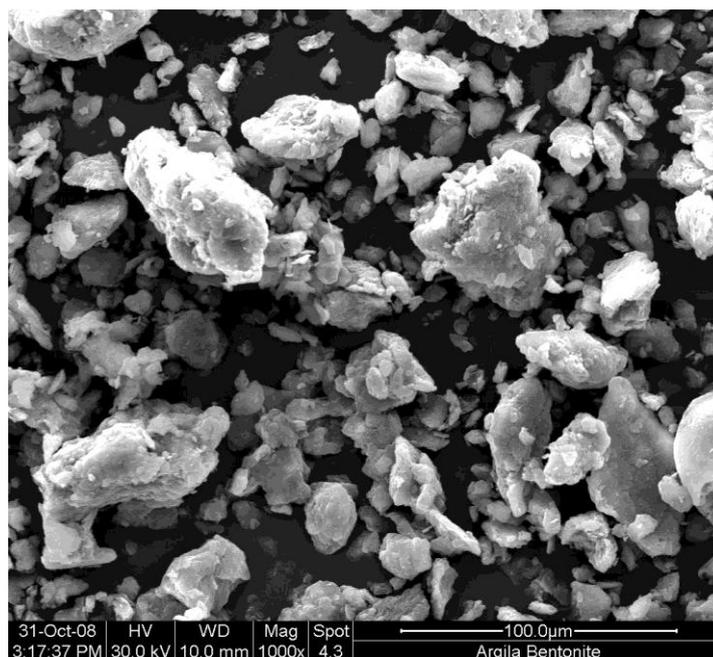


Foto 3: Microfotografia ao microscópio electrónico de varrimento (MEV) da bentonite utilizada (1000x).

VI.5. Metodologia para avaliação do funcionamento do sistema

Depois de devidamente ligado no local de instalação, iniciaram-se os testes ao funcionamento e eficiência do sistema. Para medição desta eficiência foram realizadas campanhas de amostragem e análise a diversos parâmetros, sendo planeadas à medida que eram conhecidos os resultados das anteriores. Seguidamente descrevem-se as várias campanhas.

Na primeira, segunda e terceira campanhas foi testada a eficiência de tratamento das águas cinzentas totais e portanto, a água cinzenta usada na realização destas campanhas foi a água gerada pela banheira, lavatório e bidé provenientes da casa de banho, pela máquina de lavar roupa proveniente da lavandaria e pela pia da louça e máquina de lavar louça proveniente da cozinha.

Os escassos estudos publicados acerca da utilização da bentonite no tratamento de águas residuais, utilizaram concentrações muito diferentes de bentonite (400 mg/l-100g/l), até porque os sistemas concebidos nesses trabalhos também eram bastante distintos (Santi *et al.*, 2007; Al-Bastaki *et al.*, 2004). Assim, para o presente sistema

utilizaram-se várias concentrações de bentonite, tendo-se iniciado o trabalho, para a primeira e segunda campanhas, com uma concentração de 5g/l o que corresponde a 1,59 Kg de bentonite, aspirada em cada ciclo.

A diferença entre a primeira e a segunda campanha, reside nos parâmetros analisados, ou seja, a segunda contemplou somente dois parâmetros microbiológicos (ovos de helmintes e salmonelas), que não foram analisados no decorrer da primeira campanha. A diferença entre as duas primeiras campanhas e a terceira campanha reside nos seguintes factores:

1. Tempo de decantação que é de 1 dia para as primeiras duas campanhas e de 2 dias para a última.
2. Quantidade de bentonite utilizada no tratamento que foi de 1,59 kg nas duas primeiras campanhas e de 4,5 kg na terceira campanha.

Dada a fraca decantação que ocorreu nas duas primeiras campanhas, aumentou-se o tempo de retenção no decantador na terceira campanha, para avaliar se a decantação era mais efectiva. Face aos resultados obtidos na primeira e segunda campanhas, resolveu experimentar-se a aplicação do triplo da quantidade de bentonite (4,5 Kg) na terceira campanha, para avaliar se este procedimento aumentaria a eficiência de remoção.

Avaliada a eficiência do tratamento das águas cinzentas totais no sistema a partir das 3 campanhas anteriores, decidiu, posteriormente, analisar-se a sua eficiência para as águas cinzentas claras. Assim, para a execução da quarta campanha de amostragem drenaram-se para o sistema somente as águas cinzentas provenientes da banheira, lavatório e bidé. Nesta campanha usou-se uma concentração de 5 g/l de bentonite e a mistura decantou durante 1 dia.

Em simultâneo com esta campanha retiraram-se e guardaram-se 25 l de água do reactor antes da adição de bentonite e 25 l de água tratada do decantador. Este procedimento teve em vista a avaliação da evolução da qualidade da água cinzenta clara sem bentonite com o aumento do tempo de retenção e a avaliação da evolução da eficiência de tratamento com o mesmo aumento. Esta avaliação irá ser analisada mais à frente neste capítulo. Com vista à avaliação da eficiência recolheram-se sempre dois volumes iguais (5,5 l), um do reactor antes da adição de bentonite e outro após

decantação. No Quadro 39 constam os parâmetros analisados bem como as técnicas de análise utilizadas.

Quadro 39: Parâmetros analisados e respectivos métodos de análise.

Parâmetros analisados	Métodos de análise	1°C	2°C	3°C	4°C
Alumínio	Abs. at.(ME-342)	X		X	X
Arsénio	Abs. at.(ME-609)	X			X
Bário	Abs. at.(ME-503)	X		X	X
Boro	Abs.at.(ME-340)	X			X
Cádmio	Abs.at. (ME-307)	X			X
Cálcio	Abs.at.(ME-335)	X		X	X
Chumbo	Abs.at.(ME-80)	X			X
Cloretos	Titulimetria NP 423:1966 (ME-72)	X		X	X
Cobre	Abs.at.(ME-73)	X			X
Crómio	Abs.at.(ME-305)	X			X
Ferro	Abs.at.(ME-311)	X		X	X
Fósforo	SMEWW 4500-P B,C (ME-62)	X			X
Magnésio	Abs.at.(ME-336)	X		X	X
Manganês	Abs.at.(ME-339)	X		X	X
Níquel	Abs.at. (ME-314)	X			X
Nitratos	ME-478	X		X	X
pH	Potenciometria NP 411:1966 (ME-45)	X		X	X
Selénio	Abs.at.(ME-481)	X			X
Sódio	Abs.at.(ME-337)	X		X	X
SST	Gravimetria SMEWW 2540 D (ME-74)	X		X	X
Sulfatos	Gravimetria (ME-59)	X			X
Zinco	Abs.at. (ME-65)	X			X
CQO	SMEWW 5220 B (ME-370)	X		X	X
CBO ₅	SMEWW 5210 B (ME-435) / Método manométrico (ME-66)	X		X	X
COT	TC(OXID-IV)-IC(ACID-IV)	X		X	X
Coliformes Totais	Filtração por membrana (ME-15)	X		X	X
Coliformes Fecais	Filtração por membrana (ME-15)	X		X	X
<i>Salmonella</i>	ISO 6340:1995(ME-241)		X	X	X
Ovos de PI	ME-349		X	X	X

Além destes parâmetros foram medidos *in situ* através de sensores os parâmetros que constam do Quadro 40.

Quadro 40: Parâmetros medidos *in situ* através de sensores nas diversas campanhas.

1°C	2°C	3°C	4°C
pH Temperatura O ₂ dissolvido	pH Temperatura O ₂ dissolvido Potencial Redox	pH Temperatura O ₂ dissolvido Potencial Redox	pH Temperatura O ₂ dissolvido Potencial Redox Condutividade

Com base nos resultados obtidos foi ainda possível conhecer a RAS para todas as campanhas e o conteúdo em SDT para a 4ª campanha.

VI.6. Resultados

Os valores dos parâmetros analisados para as águas cinzentas totais apresentam-se no Quadro 41 e no Quadro 42.

Quadro 41: Resultados dos parâmetros analisados nas campanhas 1, 2 e 3.

Parâmetros analisados	Unidades	1ª Campanha		2ª Campanha		3ª Campanha	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Alumínio	mg/l	5,8	17,0			5,1	10,0
Arsénio	mg/l	0,01	0,01				
Bário	mg/l	0,02	0,03			0,02	0,02
Boro	mg/l	0,2	0,2				
Cádmio	mg/l	0,07	0,02				
Cálcio	mg/l	9,0	13,0			12,0	12,0
Chumbo	mg/l	0,1	0,10				
Cloretos	mg/l	72,0	69,0			83,0	78,0
Cobre	mg/l	0,16	0,16				
Crómio	mg/l	0,1	0,10				
Ferro	mg/l	0,48	7,90			0,63	2,10
Fósforo	mg/l	8,0	8,0				
Magnésio	mg/l	6,0	54,0			7,0	39,0
Manganês	mg/l	0,10	0,13			0,10	0,10
Níquel	mg/l	0,1	0,1				
Nitratos	mg/l	2,0	5,0			4,0	2,0
pH		7,4	8,4			6,8	7,3
Selénio	mg/l	0,05	0,05				
Sódio	mg/l	200,0	210,0			170,0	200,0
Sólidos Suspensos Totais	mg/l	51,0	460,0			85,0	290,0
Sulfatos	mg/l	130,0	110,0				
Zinco	mg/l	0,10	0,14			0,10	0,10
CQO	mg/l	720,0	560,0			770,0	660,0
CBO5	mg/l	170,0	290,0			310,0	400,0
Carbono Orgânico Total	mg/l	160,0	100,0			260,0	170,0
Coliformes Totais	UFC/100 ml	$1,3 \times 10^8$	$8,6 \times 10^7$			$4,8 \times 10^7$	$2,9 \times 10^7$
Coliformes Fecais	UFC/100 ml	$4,3 \times 10^5$	$2,9 \times 10^5$			$3,7 \times 10^3$	$2,8 \times 10^3$
Ovos de Helminthes	N/100ml	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Salmonella	N/100ml	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
RAS		73,0	55,0			51,0	39,0

Quadro 42: Resultados dos parâmetros medidos por sensores nas campanhas 1,2 e 3.

	Unidades	1ª Campanha		2ª Campanha		3ª Campanha	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
pH		8,9	9,1	9,4	9,4	7,1	8,3
O2 dissolvido	mg/l	7,8	7,7	10,7	9,2	1,3	1,5
Temperatura	°C	20,0	18,0	12,0	14,5	11,0	10,5
Potencial redox	mv			178,1	204,6	204,6	190,6

Os resultados da quarta campanha apresentam-se no Quadro 43 e no Quadro 44 referindo-se ao tratamento das águas cinzentas claras.

Quadro 43: Resultados dos parâmetros analisados na campanha 4.

Parâmetros analisados	Unidades	4ª Campanha	
		Entrada	Saída
Alumínio	mg/l	1,1	2,9
Arsénio	mg/l	0,01	0,01
Bário	mg/l	0,02	0,02
Boro	mg/l	0,2	0,2
Cádmio	mg/l	0,02	0,02
Cálcio	mg/l	8,0	6,0
Chumbo	mg/l	0,1	0,1
Cloretos	mg/l	51,0	54,0
Cobre	mg/l	0,4	0,2
Crómio	mg/l	0,1	0,1
Ferro	mg/l	0,93	0,95
Fósforo	mg/l	2,0	1,0
Magnésio	mg/l	5,0	10,0
Manganês	mg/l	0,1	0,1
Níquel	mg/l	0,1	0,1
Nitratos	mg/l	2,0	2,0
pH		6,9	7,4
Selénio	mg/l	0,05	0,05
Sódio	mg/l	48,0	70,0
Sólidos Suspensos Totais	mg/l	15,0	55,0
Sulfatos	mg/l	14,0	18,0
Zinco	mg/l	0,2	0,1
CQO	mg/l	270,0	130,0
CBO ₅	mg/l	140,0	75,0
Carbono Orgânico Total	mg/l	1100,0	64,0
Coliformes Totais	UFC/100 ml	1,5 x 10 ⁶	4,9 x 10 ⁶
Coliformes Fecais	UFC/100 ml	2,9 x 10 ⁴	8,2 x 10 ⁴
Ovos de Helminthes	Nº/100ml	0,0	0,0
<i>Salmonella</i>	Nº/100ml	0,0	0,0
RAS		18,8	24,8

Quadro 44: Resultados dos parâmetros medidos por sensores na campanha 4.

	Unidades	4ª Campanha	
		Entrada	Saída
pH		6,9	8,1
O2 dissolvido	mg/l	1,9	6,7
Temperatura	°C	16,5	16,0
Potencial de Oxidação- Redução	mv	164,6	161,5
Condutividade	µS/cm	294,0	374,0
SDT	mg/l	188,2	239,4

VI.7. Análise e Discussão dos Resultados

O cálculo das percentagens de remoção ou de aumento dos parâmetros correspondentes às ACT, na primeira, segunda e terceira campanhas apresentam-se no Quadro 45. No Gráfico 33 representa-se, igualmente, a percentagem de variação de alguns parâmetros na primeira e na terceira campanhas.

Quadro 45: Percentagem de remoção ou de aumento na primeira, segunda e terceira campanhas.

Parâmetros analisados	1ª Campanha		2ª Campanha		3ª Campanha	
	Remoção (%)	Aumento (%)	Remoção (%)	Aumento (%)	Remoção (%)	Aumento (%)
Alumínio	-	65,9			-	49,0
Arsénio	-	23,1				
Bário	-	35,5			0,0	0,0
Boro	0,0	0,0				
Cádmio	71,0	-				
Cálcio	-	30,8			0,0	0,0
Chumbo	0,0	0,0				
Cloretos	4,0	-			6,0	-
Cobre	0,0	0,0				
Crómio	0,0	0,0				
Ferro	-	93,9			-	70,0
Fósforo	0,0	0,0				
Magnésio	-	88,9			-	82,1
Manganês	-	23,1			0,0	0
Níquel	0,0	0,0				
Nitratos	-	60,0			50,0	-

Continua

Continuação

Parâmetros analisados	1ª Campanha		2ª Campanha		3ª Campanha	
	Remoção (%)	Aumento (%)	Remoção (%)	Aumento (%)	Remoção (%)	Aumento (%)
pH	-	11,9			-	6,8
Selênio	0,0	0,0				
Sódio	-	4,8			-	15,0
Sólidos Suspensos Totais	-	88,9			-	70,7
Sulfatos	15,0	-				
Zinco	-	21,4			0,0	0,0
CQO	22,0				14,0	-
CBO5	-	41,4			-	22,5
Carbono Orgânico Total	38,0	-			35,0	-
Coliformes Totais	34,0	-			40,0	-
Coliformes Fecais	33,0	-			24,0	-
Ovos de Helmintes			0,0	0,0	0,0	0,0
Salmonella			0,0	0,0	0,0	0,0

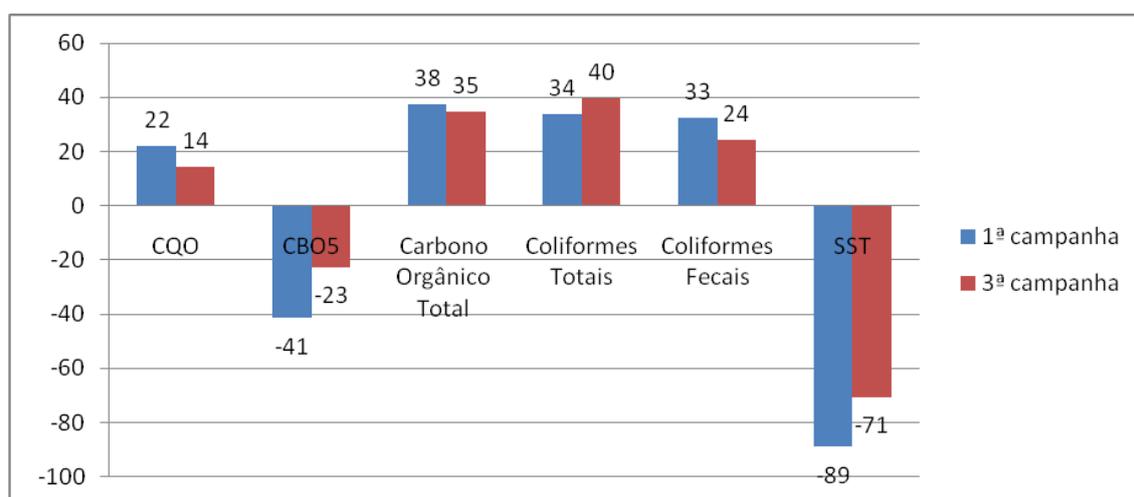


Gráfico 33: Percentagem de remoção ou de aumento, em CQO, CBO₅, COT, coliformes totais, coliformes fecais e SST, na 1ª e 3ª campanhas.

No Quadro 46 apresentam-se os valores de saída nas 4 campanhas analisada, bem como os valores máximos recomendáveis (VMR) e admissíveis (VMA) para a água de rega, segundo o Decreto-lei nº 236/98 e ainda os valores relativos aos critérios de qualidade da água para reutilização urbana (rega, lavagem de veículos, utilização em autoclismos e lavagem de pavimentos) propostos pela EPA (2004). Estes valores servirão de base para a discussão dos resultados obtidos.

Quadro 46: Valores de saída do tratamento para as diversas campanhas, VMR, VMA, EPA para os parâmetros analisados.

Parâmetros	Unidades	Valores de saída do tratamento				D.L.236/98		EPA (2004)
		1ª Campanha	2ª Campanha	3ª Campanha	4ª Campanha	VMR	VMA	
Alumínio	mg/l	17,0	-	10,0	2,9	5	20	-
Arsénio	mg/l	0,01	-		0,01	0,1	10	-
Bário	mg/l	0,03	-	0,02	0,02	1	-	-
Boro	mg/l	0,20	-		0,20	0,3	3,75	-
Cádmio	mg/l	0,02	-		0,02	0,01	0,05	-
Cálcio	mg/l	13,0	-	12,0	6,0		-	-
Chumbo	mg/l	0,1	-		0,1	5	20	-
Cloretos	mg/l	69,0	-	78,0	54,0	70	-	-
Cobre	mg/l	0,16	-		0,16	0,2	-	-
Crómio	mg/l	0,10	-		0,10	0,1	20	-
Ferro	mg/l	7,9	-	2,1	0,95	5	-	-
Fósforo	mg/l	8,0	-		1,0		-	-
Magnésio	mg/l	54,0	-	39,0	10,0		-	-
Manganês	mg/l	0,13	-	0,10	0,10	0,2	10	-
Níquel	mg/l	0,1	-		0,1	0,5	2	-
Nitratos	mg/l	5,0	-	2,0	2,0	50	-	-
pH	-	8,4	-	7,3	7,4	6,5-8,4	4,5-9,0	6-9
Selénio	mg/l	0,05	-		0,05	0,02	0,05	-
Sódio	mg/l	210,0	-	200,0	70,0		-	-
SST	mg/l	460,0	-	290,0	55,0	60	-	-
Sulfatos	mg/l	110,0	-		18,0	575	-	-
Zinco	mg/l	0,14	-	0,10	0,10	2	10	-
CQO	mg/l	560,0	-	660,0	130,0		-	-
CBO ₅	mg/l	290,0	-	400,0	75,0		-	≤10
COT	mg/l	100,0	-	170,0	64,0		-	-
C.totais	UFC/100ml	8,6 x 10 ⁷	-	2,9 x 10 ⁷	4,9 x 10 ⁶		-	-
C. fecais	UFC/100ml	2,9 x 10 ⁵	-	2,8 x 10 ³	8,2 x 10 ⁴	100	-	N.D./100ml
Helminthes	N.º/l	0,0	0,0	0,0	0,0	1	-	-
Salmonela		0,0	0,0	0,0	0,0		-	-
RAS		55,0	-	39,0	24,8	8	-	-
Condutividade	µS/cm	-	-	-	374	1000	-	-
SDT	mg/l	-	-	-	239,36	640	-	-

No que diz respeito aos metais e metalóides analisados nas ACT, verifica-se que ao adicionar-se a bentonite ou não houve alteração ou houve um acréscimo da sua concentração, à excepção do cádmio. Este aumento de concentração deve-se ao facto de estes serem constituintes da bentonite e possivelmente à sua capacidade de troca catiónica, característica já discutida no Capítulo II. O alumínio já se tinha revelado como restritivo para aplicação desta água em rega aquando da caracterização, sendo que a sua concentração ainda aumentou mais com a adição de bentonite, subindo para valores próximos do VMA. O Fe foi o metal que mais aumentou a sua concentração

pela adição de bentonite para valores próximos do VMR o que se deve ao facto da bentonite ser uma argila rica neste elemento como foi referido na secção VI.4 neste capítulo, passando para a fase aquosa do efluente aquando da mistura. A concentração em cádmio reduziu-se, sendo que à entrada o seu valor se apresentava acima do VMA da água para rega, tornando restritiva, como vimos, a sua aplicação. À saída apresenta-se abaixo do VMA, embora acima do VMR.

No caso do cálcio, do magnésio e do sódio, embora apresentem concentrações aumentadas após a adição de bentonite, este aumento não se reflecte na razão de absorção do sódio (RAS). Na verdade esta razão diminui, embora para valores ainda muito acima do VMR.

Relativamente aos não metais a concentração em cloretos desceu ligeiramente, apresentando-se com valores próximos do VMR da água para rega na primeira campanha e valores acima do VMR na terceira. Quanto aos nitratos, com a adição da bentonite, a sua concentração aumentou na 1ª campanha e reduziu-se na segunda, não se apresentando como um problema visto ter valores muito abaixo do VMR.

O pH apesar de aumentado, apresenta valores aceitáveis numa perspectiva de reutilização da água para rega e para fins urbanos não potáveis.

Os sólidos suspensos totais, constituem o parâmetro em que se verificou um maior aumento de concentração (Gráfico 33). Conforme já se tinha verificado estes já constituíam um problema antes da adição da bentonite, havendo um agravamento da situação após a mistura. Os valores apresentados encontram-se acima do VMR.

Pensa-se que este problema só se resolverá com a introdução de uma unidade de filtração, uma vez que a bentonite é de difícil decantação só pela acção da força da gravidade. De facto, segundo Gomes (1988), quando uma argila é dispersada em água, tem lugar a ionização dos catiões adsorvidos na superfície das suas partículas (catiões de troca) consoante a sua natureza. Quanto mais intensa for a ionização da argila, maior será a carga negativa das suas partículas em suspensão, pelo que maior será a repulsão entre elas. Esta repulsão evita a aproximação das partículas e conseqüentemente a sua aglomeração em flóculos ou coágulos. As partículas vão caindo lentamente para o fundo do recipiente que contém a suspensão por efeito exclusivo da gravidade, embora muitas não cheguem a decantar.

Analisando a evolução da concentração em matéria orgânica na primeira campanha através dos indicadores considerados, verifica-se que a CQO e o COT apresentam reduções de 22 e 38% respectivamente, contrariamente ao que acontece com a CBO₅ que aumenta 41% (Gráfico 33). Na terceira campanha a tendência é a mesma, existindo uma remoção de 14% e 35% de CQO e COT respectivamente e um aumento de 22,5% da CBO₅. Estes resultados são surpreendentes, porque normalmente a evolução destes três parâmetros é semelhante não se encontrando uma justificação plausível para o facto. Os valores de concentração obtidos para a CBO₅ são excessivos se considerarmos os critérios de qualidade exigidos pela EPA (2004).

A carga microbiológica de coliformes totais e fecais reduziu-se ao adicionar-se a bentonite (34% e 33% na primeira campanha, e 40% e 24% na segunda campanha respectivamente). No entanto, a concentração de coliformes fecais, ainda é muito superior ao exigido, qualquer que seja o fim a que se destina a água e qualquer que seja o critério de qualidade considerado.

Pela redução da matéria orgânica, o presente sistema pode preparar as ACT para um tratamento de desinfecção mais convencional, que doutra forma não funcionaria como ficou provado por Al-Jayyousi (2003) e por Winward *et al.*, (2008a). Há no entanto a necessidade de se reduzir o conteúdo em SST, para que a desinfecção convencional seja eficiente. Como é sabido, um elevado conteúdo em sólidos e matéria orgânica evita a aproximação entre o agente desinfectante e os microrganismos comprometendo a desinfecção.

Relativamente aos parâmetros medidos por sensores não se evidenciam grandes diferenças entre a entrada e a saída do tratamento.

Os resultados obtidos na primeira e terceira campanhas são coerentes, não existindo grandes diferenças a salientar, além das já referidas. Não é, portanto, vantajoso a adição de uma maior quantidade de bentonite, uma vez que a eficiência do tratamento não aumenta, havendo, pelo contrário, uma maior produção de lamas. Além disso, o facto de se ter aumentado ao tempo de retenção, não trouxe vantagens relevantes em termos de decantação.

Este tratamento experimentado nas ACT não se revela como satisfatório para melhorar a sua qualidade ao ponto de se poderem reutilizar, pelo contrário, na grande

maioria dos parâmetros existe uma deterioração da qualidade. Pensa-se, no entanto, que uma eficiente remoção dos SST conduziria à redução da concentração da maioria dos parâmetros, uma vez que estes se encontram adsorvidos e absorvidos pela bentonite em suspensão. Há, portanto, necessidade de se complementar o tratamento experimentado com vista à redução da concentração de alumínio, crómio, ferro, SST, CQO, coliformes fecais e RAS.

O cálculo das percentagens de remoção ou de aumento dos diversos parâmetros analisados para as ACC apresentam-se no Quadro 47. No Gráfico 34, representa-se a variação de alguns dos parâmetros analisados.

Quadro 47: Percentagem de aumento ou de remoção dos parâmetros analisados na 4ª campanha.

Parâmetros analisados	4ª Campanha	
	Aumento (%)	% de Remoção
Alumínio	62,1	-
Arsénio	0,0	0,0
Bário	0,0	0,0
Boro	0,0	0,0
Cádmio	0,0	0,0
Cálcio	-	25,0
Chumbo	-	0,0
Cloretos	5,6	-
Cobre	-	60,0
Crómio	0,0	0,0
Ferro	2,1	-
Fósforo	-	50,0
Magnésio	50,0	-
Manganês	0,0	0,0
Níquel	0,0	0,0
Nitratos	0,0	0,0
pH	6,8	-
Selénio	0,0	0,0
Sódio	31,4	-
Sólidos Suspensos Totais	72,7	-
Sulfatos	22,2	-
Zinco	-	54,6
CQO	-	51,9
CBO ₅	-	46,4
COT	-	94,2
Coliformes Totais	69,4	-
Coliformes Fecais	64,6	-
Ovos de Helmintes	0,0	0,0
Salmonella	0,0	0,0
RAS	23,9	-

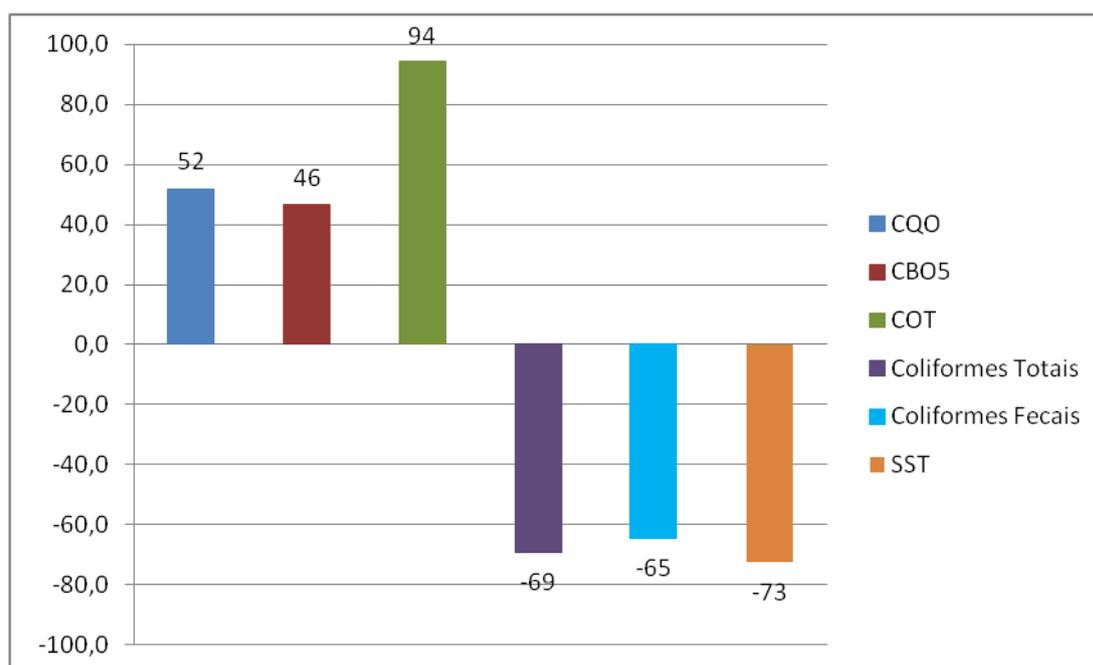


Gráfico 34: Percentagem de aumento ou de remoção em CQO, CBO₅, COT, coliformes totais, coliformes fecais e SST na 4ª campanha.

No que respeita aos metais analisados nas ACC, começando pelo alumínio e pelo ferro, é de salientar que, da mesma forma que aconteceu nas ACT, as suas concentrações aumentaram com a adição de bentonite. No entanto, tais concentrações permanecem abaixo do valor máximo recomendável (VMR) na água de rega, não constituindo um problema. A concentração em bário, cádmio, chumbo, crómio, manganês e níquel e a concentração dos metalóides, arsénio e boro, manteve-se constante, apresentando um valor residual. Também a concentração em selénio se manteve constante, no entanto com um valor superior ao VMR e igual ao VMA da água para rega. A concentração em cobre e em zinco reduziu-se para valores abaixo do VMR da água para rega.

A variação dos iões sódio, cálcio e magnésio traduz-se num aumento da RAS, uma vez que o cálcio reduz a sua concentração e o magnésio e o sódio apresentam concentrações aumentadas após a adição de bentonite. A RAS é excessiva segundo os critérios da FAO, uma vez que este valor se associa a um valor de condutividade de 374 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que limita a aplicação deste efluente em rega, possuindo um grau de restrição

de uso severo. De facto, a condutividade e consequentemente o valor de SDT aumenta com a adição de bentonite o que parece indicar a passagem de sais da bentonite para a água e posterior dissolução.

Mais uma vez as variações na concentração de alguns elementos aqui evidenciadas devem-se à capacidade de troca da bentonite.

Os não metais analisados, entre eles os cloretos ficaram mais concentrados enquanto que o fósforo viu reduzida a sua quantidade, aquando da adição de bentonite.

Os sulfatos e os nitratos apresentam concentrações muito inferiores aos valores regulamentares da água de rega e não variam significativamente com o tratamento.

O pH apesar de aumentado, apresenta valores aceitáveis numa perspectiva de reutilização da água para rega e para fins urbanos não potáveis.

À semelhança do que aconteceu nas ACT, neste caso, os SST também têm uma concentração superior na água de saída. Este parâmetro torna restritiva a aplicação desta água em rega (Gráfico 34).

Analisando a evolução da concentração em matéria orgânica na quarta campanha através dos indicadores considerados, constata-se que a CQO, a CBO₅ e o COT apresentam reduções de 52, 46 e 94% respectivamente (Gráfico 34). Relativamente à CBO₅, o valor de concentração obtido é superior ao valor indicado ($\leq 10\text{mg/l}$) nos critérios de qualidade exigidos pela EPA, (2004).

A carga microbiológica de coliformes totais e fecais aumentou ao adicionar-se a bentonite (69% e 65% respectivamente). Esta constatação pode ser explicada, pelas condições de crescimento que a água cinzenta clara poderá oferecer, devido, nomeadamente a uma toxicidade mais baixa do que a das ACT, à existência de nutrientes, de oxigénio e de uma temperatura favorável à proliferação destes microrganismos fora do hospedeiro. A concentração em coliformes fecais é muito superior ao exigido, qualquer que seja o fim a que se destina a água e qualquer que seja o critério de qualidade considerado.

Relativamente ao oxigénio dissolvido, nota-se uma maior concentração na água de saída o que é, possivelmente, devido à sucção de oxigénio juntamente com a bentonite através do ecofur.

Este tratamento experimentado nas ACC não se revela como satisfatório para melhorar a sua qualidade ao ponto de se poderem reutilizar directamente, havendo necessidade de se complementar o tratamento experimentado com vista à redução de selénio, de CBO₅, dos coliformes fecais e da RAS, sendo, portanto, um número de parâmetros inferior aos das ACT.

VI.8. Influência do tempo de retenção na qualidade das ACC e no tratamento com bentonite

Conforme já foi referido anteriormente, em simultâneo com a 4ª campanha retiraram-se e guardaram-se 25 l de efluente do reactor antes da adição de bentonite e 25 l de efluente após o tratamento no decantador, para a avaliação da influência do tempo de retenção na qualidade da água cinzenta clara e no tratamento com bentonite. Assim, na 4ª campanha e passados oito e quinze dias analisaram-se alguns parâmetros (Quadro 48), na água recolhida, formando a, 5ª e 6ª campanhas, respectivamente.

Quadro 48: Parâmetros analisados para a análise da influência do tempo de retenção.

Parâmetros analisados	Métodos de análise
Fósforo	SMEWW 4500-P B,C (ME-62)
Nitratos	ME-478
SST	Gravimetria SMEWW 2540 D (ME-74)
CQO	SMEWW 5220 B (ME-370)
CBO ₅	SMEWW 5210 B (ME-435) / Método manométrico (ME-66)
COT	TC(OXID-IV)-IC(ACID-IV)
Coliformes Totais	Filtração por membrana (ME-15)
Coliformes Fecais	Filtração por membrana (ME-15)
<i>Salmonella</i>	ISO 6340:1995 (ME-241)
Ovos de PI	ME-349
pH	Sensores
O ₂ dissolvido	
Temperatura	
Potencial de Oxidação- Redução	
Condutividade	
SDT	

Os resultados obtidos resumem-se no Quadro 49.

Quadro 49: Resultados obtidos na 4ª campanha e passados oito e quinze dias desta.

Parâmetros analisados	Unidades	4ª Campanha 1 dia de retenção		5ª Campanha 8 dias de retenção		6ª Campanha 15 dias de retenção	
		ACC	ACB	ACC	ACB	ACC	ACB
Fósforo	mg/l	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Nitratos	mg/l	2,0	2,0	2,0	10,0	2,0	2,0
Sólidos Suspensos Totais	mg/l	15,0	55,0	100,0	100,0	48,0	80,0
CQO	mg/l	270,0	130,0	190,0	75,0	120,0	53,0
CBO5	mg/l	140,0	75,0	120,0	24,0	43,0	16,0
Carbono Orgânico Total	mg/l	1100,0	64,0	40,0	14,0	19,0	9,1
Coliformes Totais	UFC/100 ml	$1,5 \times 10^6$	$4,9 \times 10^6$	$1,7 \times 10^6$	$4,7 \times 10^5$	$2,2 \times 10^5$	$9,8 \times 10^5$
Coliformes Fecais	UFC/100 ml	$2,9 \times 10^4$	$8,2 \times 10^4$	$9,5 \times 10^3$	$8,5 \times 10^3$	$2,6 \times 10^2$	$4,4 \times 10^3$
Ovos de Helmintes	N/100ml	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Salmonella	N/100ml	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
pH		6,9	8,1	6,9	7,3	8,3	8,7
O2 dissolvido	mg/l	1,9	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Temperatura	°C	16,5	16,0	10,5	11,0	12,0	12,0
Potencial de Oxidação- Redução	mv	164,6	161,5	153,4	171,1	269,0	138,0
Condutividade	µS/cm	294,0	374,0	260,0	295,0	378,0	322,0
SDT	mg/l	188,2	239,4	166,4	188,8	241,9	206,1

ACC- Água cinzenta clara; ACB- Água cinzenta com bentonite.

Com base nestes resultados efectuaram-se três tipos de análise: a análise da evolução da qualidade da água cinzenta clara, comparando os resultados obtidos nas três campanhas para a água de entrada, a análise da evolução da qualidade da água tratada com bentonite, comparando os resultados obtidos nas três campanhas para a água de saída e finalmente a influência do tempo de retenção no tratamento com bentonite, comparando a água de entrada na quarta campanha com a água de saída na 4ª, 5ª e 6ª campanhas.

VI.8.1. Análise da evolução da qualidade da água cinzenta clara

Da análise da qualidade da ACC (entrada), pode verificar-se que da 4ª para a 5ª campanha houve um aumento dos SST e uma diminuição dos SDT (Gráfico 35). De facto aos 8 dias de retenção, conseguem visualizar-se algumas partículas em suspensão (Foto 4). Pelo contrário, aos 15 dias de retenção, o aspecto já era diferente, não se

visualizando tais partículas (Foto 5), o que está em consonância com os resultados obtidos para a 6ª campanha. Da 5ª para a 6ª campanha houve um aumento dos SDT e uma redução acentuada dos SST.

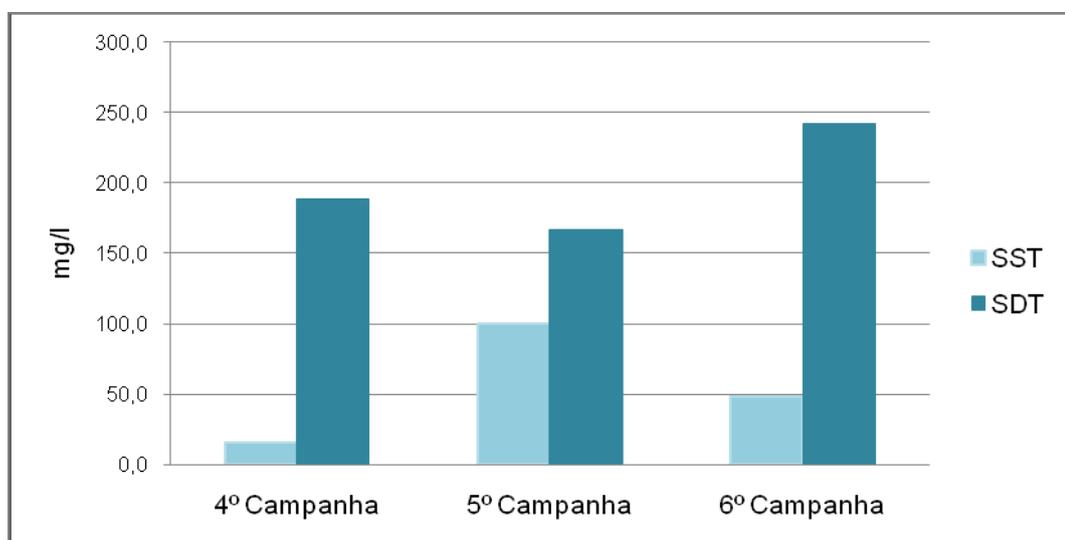


Gráfico 35: Evolução dos SST e SDT na água de entrada desde a 4ª até à 6ª campanha.



Foto 4: Aspecto da água de entrada na quinta campanha.



Foto 5: Aspecto da água de entrada na sexta campanha.

Relativamente às concentrações de nutrientes, pode constatar-se que a concentração em fósforo se reduziu em 50% da 4ª para a 5ª campanha tendo depois estabilizado (Gráfico 36). Esta diminuição deve-se provavelmente à actividade microbiana que utiliza este nutriente para o seu crescimento, uma vez que o número de coliformes totais aumentou da 4ª para a 5ª campanha. A concentração em nitratos não registou alteração ao longo do período de observação, o que evidenciou a inexistência de desnitrificação, processo pelo qual os nitratos são transformados em azoto atmosférico ou uma taxa constante de nitrificação, isto é, formação de nitratos a partir da amónia.

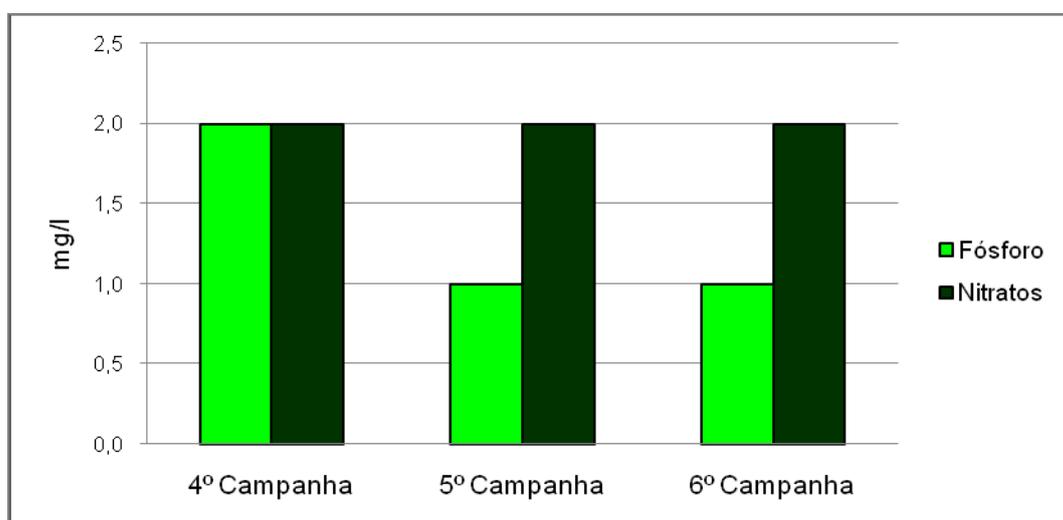


Gráfico 36: Evolução da concentração de nutrientes na água de entrada, desde a 4ª até à 6ª campanhas.

No que diz respeito CQO, esta decresceu 30% com 8 dias de retenção e mais 37% com mais 8 dias de retenção. Se se analisar a sua evolução directa na água de entrada, desde o dia 1 até ao dia 15, regista-se um decréscimo de 55%. Relativamente à CBO_5 , foi-se reduzindo ao longo do período de observação, registando-se 14% de redução entre o dia 1 e o dia 8 e 64% entre o dia 8 e o dia 15. Analisando a redução directa do dia 1 para o dia 15 esta foi de 69%. O COT teve uma redução de 96% entre o dia 1 e o dia 8 e de 53% entre o dia 8 e o dia 15. Entre o dia 1 e o dia 15 a redução do seu conteúdo na água cinzenta clara foi de 98%.

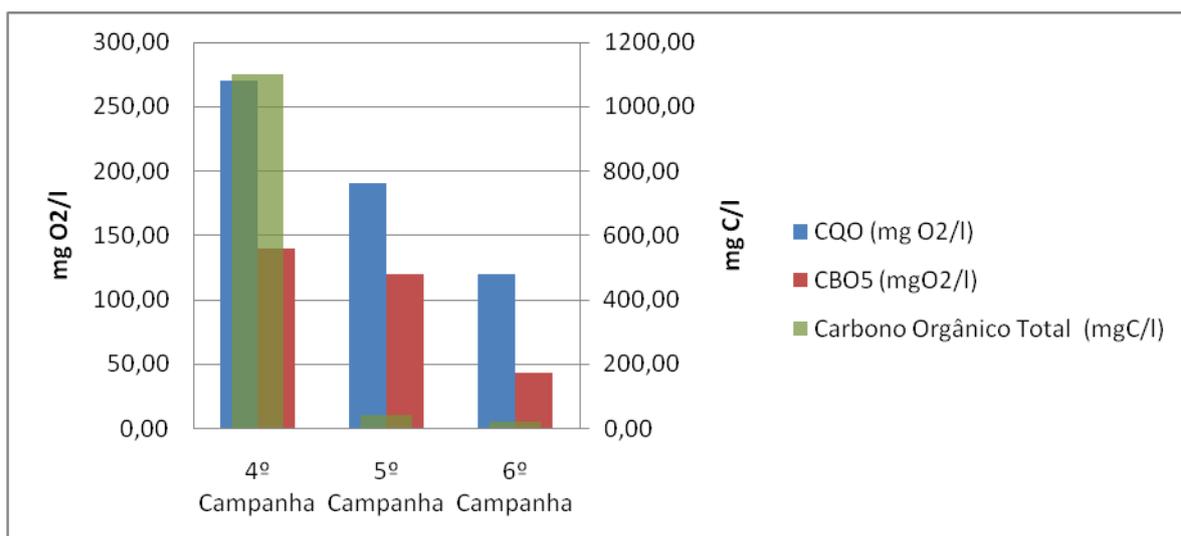


Gráfico 37: Evolução da CQO, CBO5 e COT na água de entrada desde a 4ª até à 6ª campanhas.

Entre o dia 1 e o dia 8 o conteúdo em coliformes totais nas águas cinzentas claras aumentou 12%, o que traduz a existência de condições propícias à sua proliferação, reduzindo-se em 87% do dia 8 para o dia 15. Entre o dia 1 e o dia 15 a redução foi de 85%.

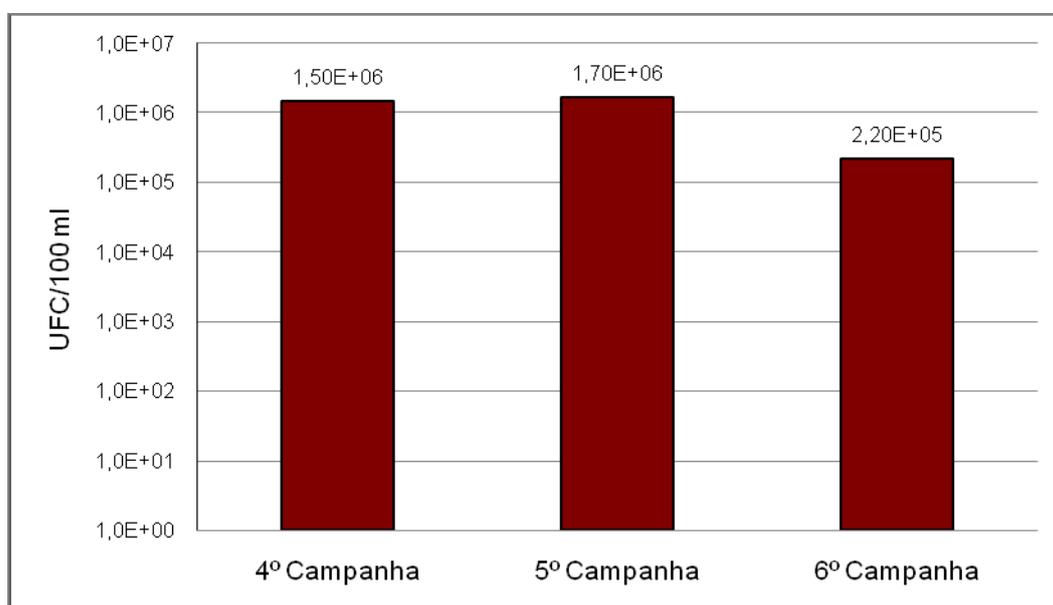


Gráfico 38: Evolução da concentração em coliformes totais na água de entrada desde a 4ª até à 6ª campanhas (UFC/100 ml).

O conteúdo em coliformes fecais foi-se reduzindo progressivamente ao longo das campanhas, mais concretamente, da 4^a para a 5^a campanha, ou seja do dia 1 para o dia 8, reduziu-se em 67%, e da 5^a para a 6^a campanha, ou seja do dia 8 para o dia 15 reduziu-se em 97%. Entre o dia 1 e o dia 15 a redução foi de 99%.

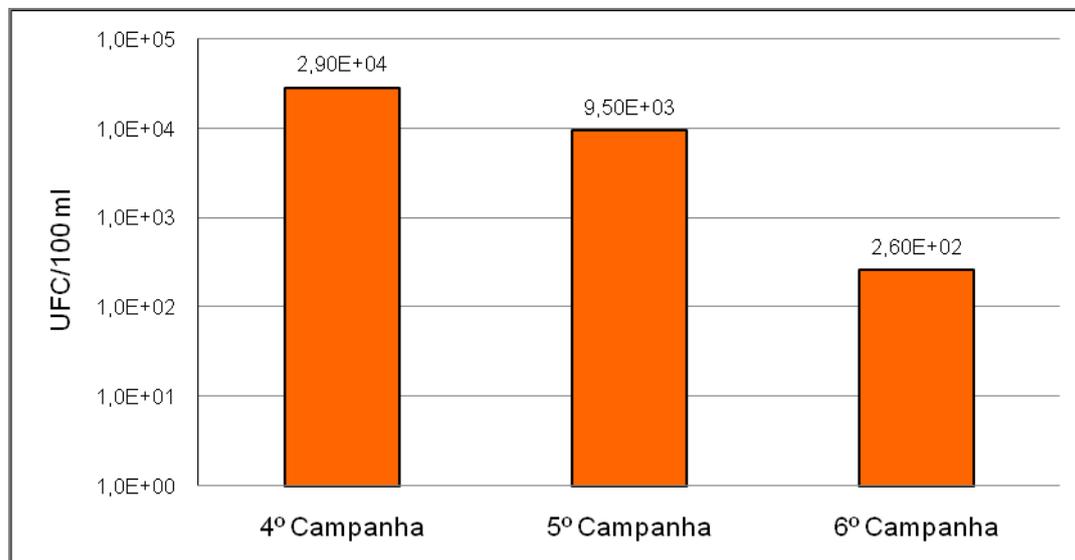


Gráfico 39: Evolução da concentração em coliformes fecais na água de entrada desde a 4ª até à 6ª campanhas (UFC/100 ml).

Na generalidade dos parâmetros registou-se uma redução na concentração, com o aumento do tempo de retenção, sendo de supor que o armazenamento das ACC é favorável ao aumento da sua qualidade.

VI.8.2. Análise da evolução da qualidade da água tratada com bentonite

Da 4^a para a 5^a campanha houve um aumento dos SST e uma diminuição dos SDT, o que pode ser explicado pelo possível aumento das forças repulsivas entre as partículas, devido às trocas catiónicas que vão ocorrendo entre as partículas de bentonite e do efluente, o que promove a suspensão das mesmas (Foto 6), por aumento da energia livre do sistema. Pelo contrário, aos 15 dias de retenção, o aspecto já era diferente, não se visualizando tais partículas, o que está em consonância com os resultados obtidos para os SST e SDT na 6^a campanha (Gráfico 40). Neste caso, possivelmente ocorreu a dissolução de alguns sólidos e alguma decantação das partículas, por diminuição do

valor das forças repulsivas entre elas, promovendo a diminuição da energia livre do sistema (Gomes, 1988). De facto aos 15 dias de retenção notou-se uma ligeira diminuição da turbidez e aumento do depósito.



Foto 6: Aspecto da água de saída na quinta campanha.



Foto 7: Aspecto da água de saída na sexta campanha.

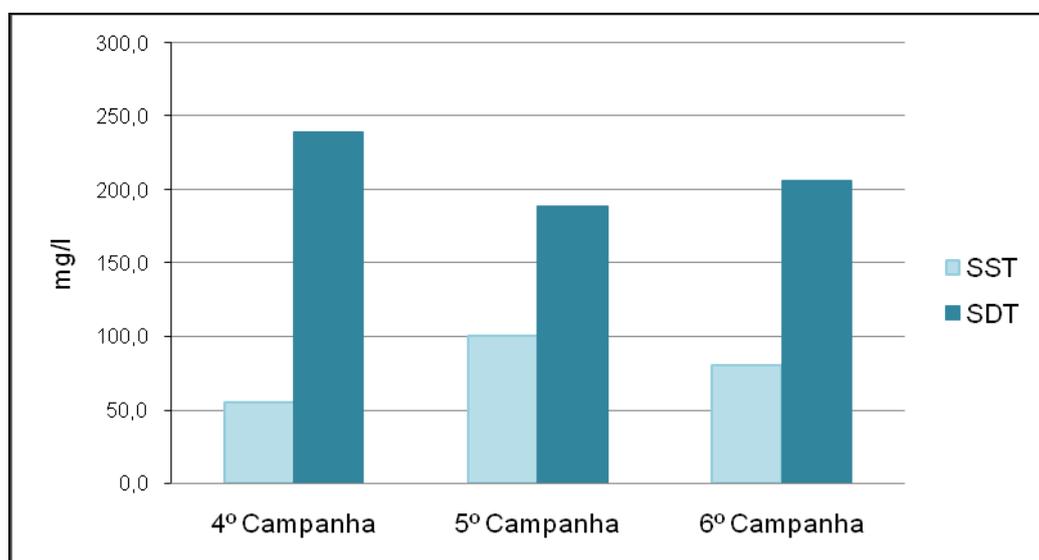


Gráfico 40: Evolução dos SST e SDT na água de saída desde a 4ª até à 6ª campanhas.

A concentração em fósforo não registou qualquer alteração com o aumento do tempo de retenção na água de saída (Gráfico 41). A concentração em nitratos aumentou 80% aos 8 dias de retenção (5ª campanha), o que pode ser indicativo da ocorrência de nitrificação. Da 5ª para a 6ª campanha, este conteúdo reduziu-se em 80%, o que poderá resultar de reacções de desnitrificação na mistura. Analisando a evolução directa da 4ª para a 6ª campanha, na água de saída a concentração em nitratos não se altera.

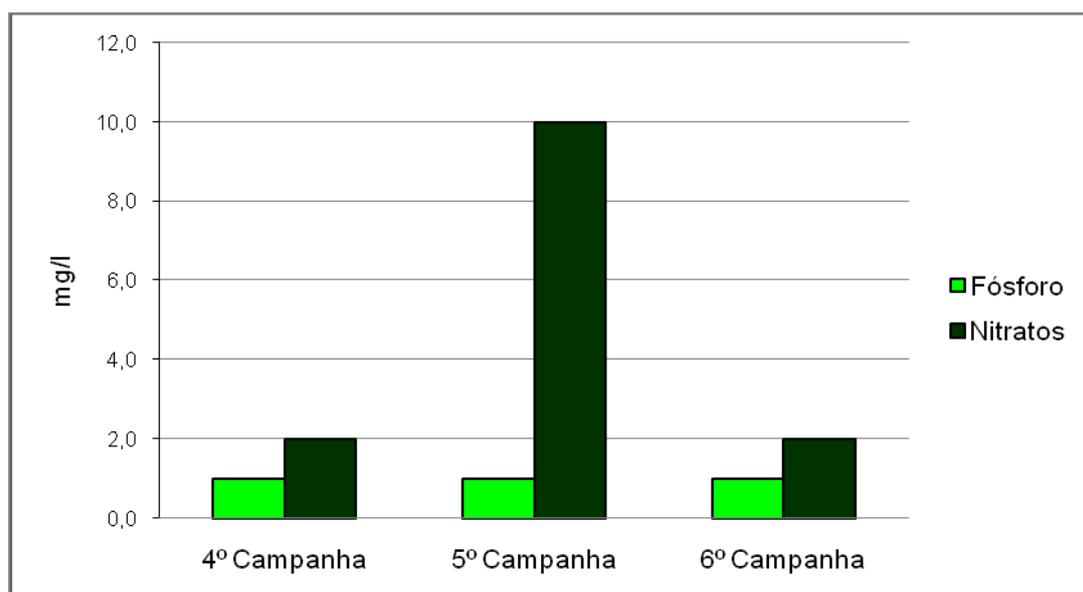


Gráfico 41: Evolução da concentração dos nutrientes, azoto e fósforo, na água de saída, desde a 4ª até à 6ª campanhas.

No que diz respeito à CQO, esta decresceu 42% da 4ª para a 5ª campanha e 29% da 5ª para a 6ª campanha (Gráfico 42). Se se analisar a sua evolução directa na água de saída, desde a 4ª até à 6ª campanha, regista-se um decréscimo de 59%. Relativamente CBO₅, esta foi-se reduzindo ao longo do período de observação, registando-se 68% de redução da 4ª para 5ª campanha e 33% da 5ª para a 6ª campanha. Analisando a redução directa da 4ª para a 6ª campanha esta foi de 79%. O carbono orgânico total (COT) teve uma redução de 78% da 4ª para a 5ª campanha e de 35% da 5ª para a 6ª campanha. Da 4ª para a 6ª campanha a redução do seu conteúdo na água de saída foi de 86%.

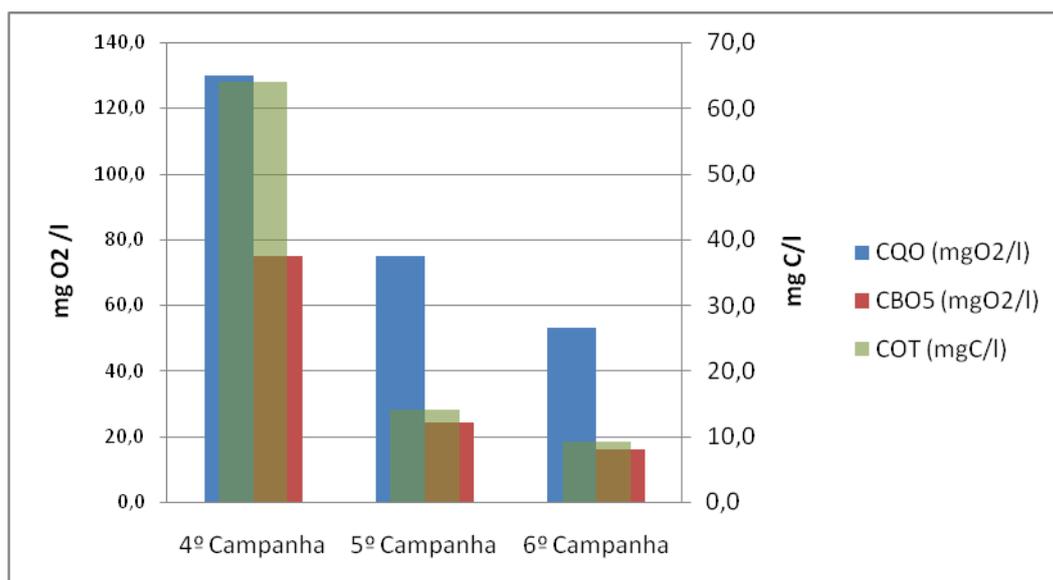


Gráfico 42: Evolução da CQO, CBO5 e COT na água de saída desde a 4ª até à 6ª campanhas.

Da 4ª para a 5ª campanha o conteúdo em coliformes totais reduziu-se em 90%, aumentando 52% da 5ª para a 6ª campanha, devido provavelmente à desadsorção destes microrganismos das partículas de bentonite. Da 4ª para a 6ª campanha a redução deste parâmetro na água de saída foi de 80%.

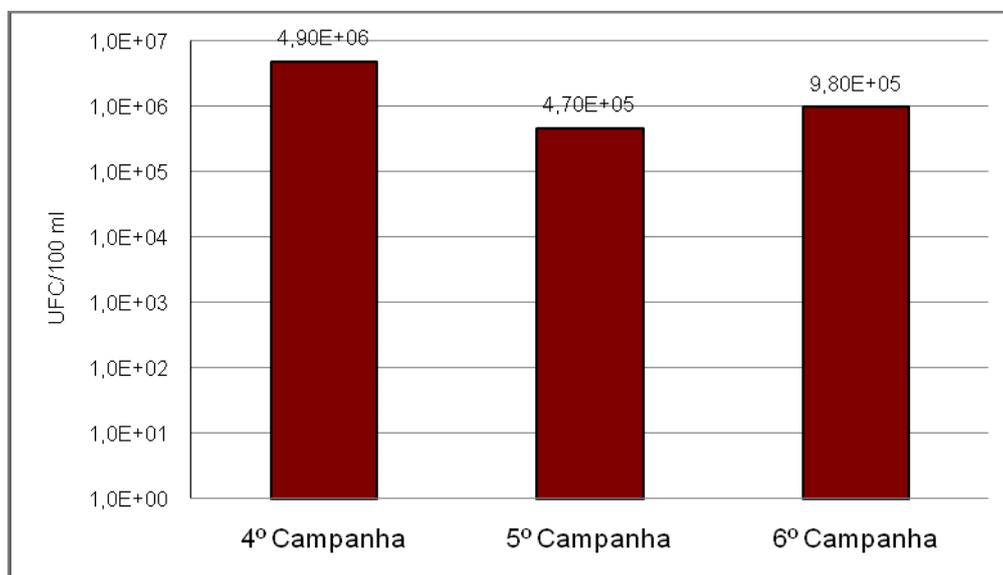


Gráfico 43: Evolução da concentração em coliformes totais na água de saída desde a 4ª até à 6ª campanhas (UFC/100 ml).

O conteúdo em coliformes fecais foi-se reduzindo progressivamente ao longo das campanhas, mais concretamente, da 4^a para a 5^a campanha reduziu-se em 89%, e da 5^a para a 6^a campanha reduziu-se em 48%. Da 4^o para a 6^a campanha a redução foi de 94%.

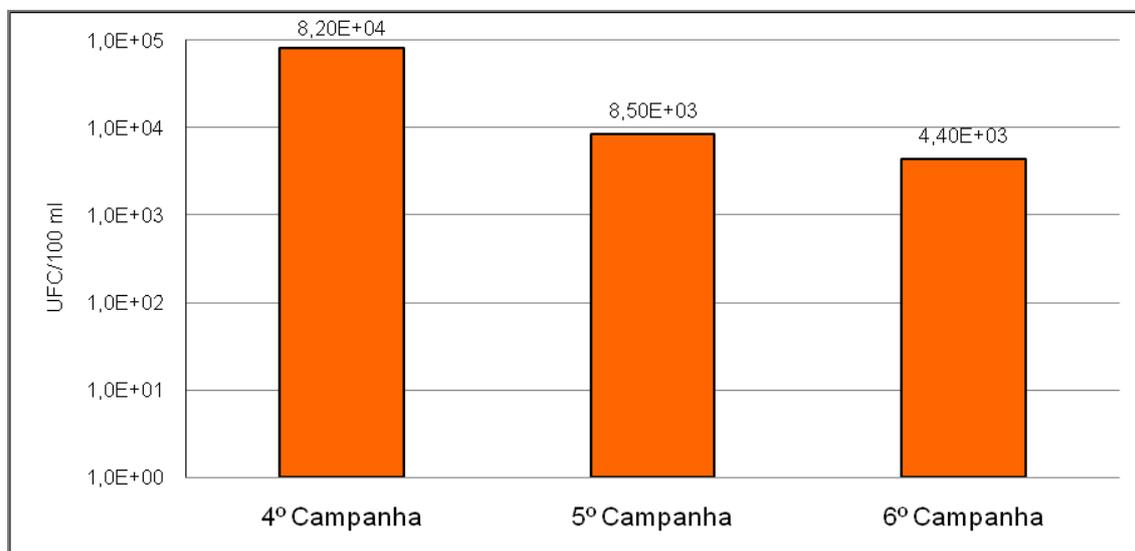


Gráfico 44: Evolução da concentração em coliformes fecais na água de saída desde a 4^a até à 6^a campanhas (UFC/100 ml).

Comparando os valores da concentração de alguns parâmetros na água de entrada e de saída, para o mesmo tempo de retenção, nota-se que a bentonite permitiu uma melhoria da qualidade da água, apesar de, e em geral, em qualquer uma das duas situações (com e sem bentonite) a evolução dos parâmetros com o tempo de retenção ser semelhante e favorável ao tratamento (Quadro 49). Será de referir que aos 15 dias de retenção a água de entrada libertava odores desagradáveis, contrariamente ao que acontecia com a água de saída. O tratamento com bentonite permitiu atingir valores de CQO e CBO₅ muito favoráveis.

VI.8.3. Evolução da eficiência de tratamento com o tempo de retenção

Comparando a evolução da eficiência de tratamento com o tempo de retenção, ou seja calculando as remoções com base na água de entrada na 4^a campanha e na água

de saída na 4ª (1 dia de retenção), 5ª (8 dias de retenção) e 6ª campanhas (15 dias de retenção) obtemos os valores presentes no Quadro 50.

Quadro 50: Percentagem de remoção ou de aumento nas três campanhas.

Parâmetros analisados	4ª Campanha 1 dia de retenção		5ª Campanha 8 dias de retenção		6ª Campanha 15 dias de retenção	
	Aumento (%)	Remoção (%)	Aumento (%)	Remoção (%)	Aumento (%)	Remoção (%)
Fósforo	-	50,0	-	50,0	-	50,0
Nitratos	0	0	80,0	-	0	0
Sólidos Suspensos Totais	73,0	-	85,0	-	81,3	-
CQO	-	51,9	-	72,2	-	80,4
CBO5	-	46,4	-	82,9	-	88,6
Carbono Orgânico Total	-	94,2	-	98,7	-	99,2
Coliformes Totais	69,4	-	-	68,7	-	34,7
Coliformes Fecais	64,6	-	-	70,7	-	84,8
Ovos de Helmintes	0	0	0	0	0	0
Salmonella	0	0	0	0	0	0
pH	14,4	-	1,0	-	4,7	-
O2 dissolvido	71,6	-	-	100,0	-	100,0
Condutividade	21,4	-	0,3	-	8,7	-
SDT	21,4	-	0,3	-	8,7	-

A percentagem de remoção de fósforo não se altera entre a 4ª e a 6ª campanhas, o que significa que o tempo de retenção não tem grande influência neste nutriente. Devido à existência de nitrificação os nitratos aumentam da 4ª para a 5ª campanha, embora depois, possivelmente devido à desnitrificação estes voltem a ter concentrações semelhantes às verificadas na 4ª campanha.

Os SST não se reduzem com o aumento do tempo de retenção, o que mais uma vez indica a dificuldade de decantação da bentonite, reforçando a necessidade de se complementar este tratamento com uma unidade de remoção de sólidos suspensos. Os SDT sofrem um ligeiro aumento na 4ª campanha, mantendo-se a mesma tendência na 5ª e 6ª campanhas, se bem que numa forma mais modesta.

A eficiência do tratamento aumenta com o tempo de retenção, no que diz respeito aos parâmetros indicadores da presença de matéria orgânica (CQO, CBO5,

COT), ou seja o conteúdo em matéria orgânica reduz-se com o aumento do tempo de retenção (Gráfico 45).

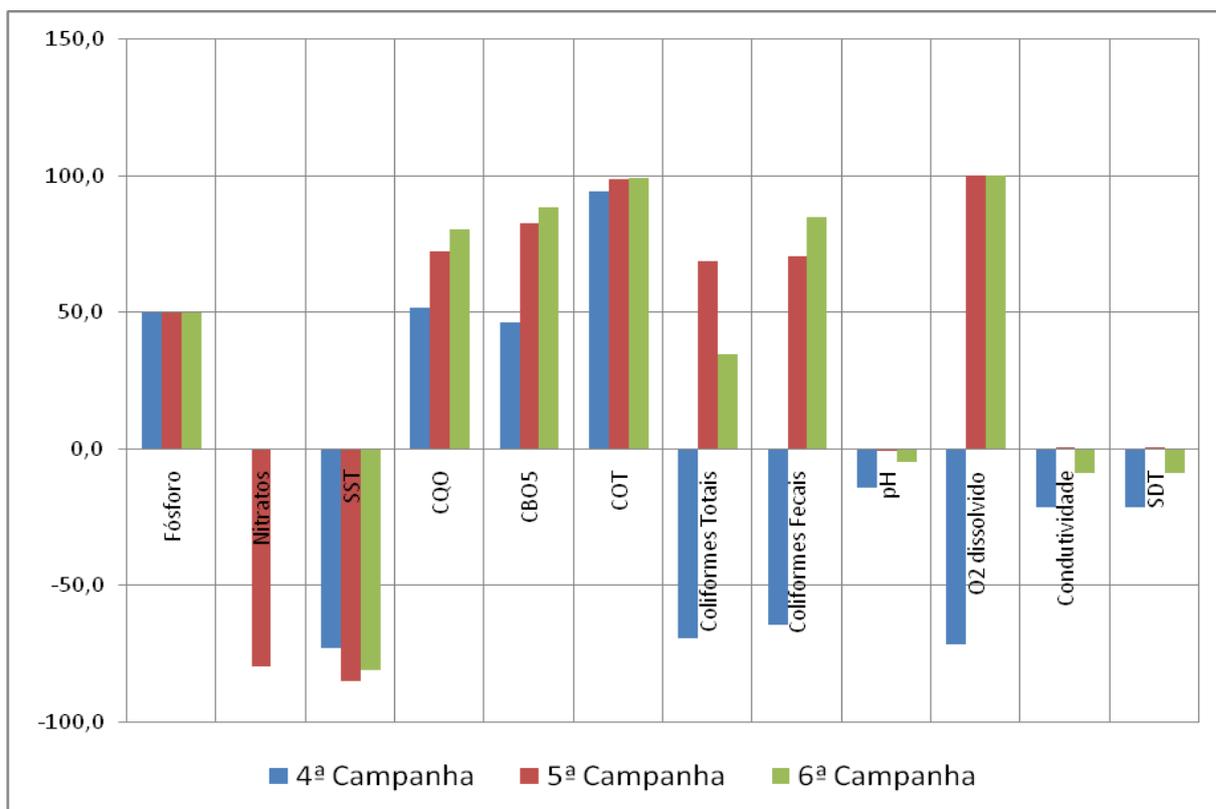


Gráfico 45: Percentagem de remoção ou de aumento na 4ª, 5ª e 6ª campanhas.

A carga microbiológica de coliformes totais e fecais aumentou na 4ª campanha, devido à prevalência de condições propícias à sua proliferação. Na 5ª e 6ª campanhas esta carga reduziu-se. Analisando as percentagens de remoção de campanha para campanha, repara-se que aos 8 dias de retenção é quando se atinge a maior percentagem de remoção para os coliformes totais. No que diz respeito aos coliformes fecais a maior percentagem de remoção corresponde aos 15 dias de retenção (Quadro 50 e Gráfico 45).

A concentração em coliformes fecais ainda é muito superior ao exigido, qualquer que seja o fim a que se destina a água e qualquer que seja o critério de qualidade considerado, o que implica a necessidade de complementar o tratamento com um processo de desinfecção.

VI.9. Subprodutos gerados

VI.9.1. Metodologia

Na última campanha foram recolhidas lamas provenientes da base do decantador para serem caracterizadas numa tentativa de verificar a existência de permutas entre a bentonite e o efluente, e de modo a avaliar a eventual possibilidade de reutilização da bentonite. Assim, foi recolhido 1 kg de lamas para se analisarem alguns parâmetros, cujos métodos de análise se encontram descritos no Quadro 51:

Quadro 51: Parâmetros analisados e respectivos métodos de análise das lamas.

Parâmetros analisados	Métodos de análise
Humidade	ME-333
Crómio	EN 13346 (ME-674)
Mercúrio	DMA (ME-474)
Zinco	EN 13346 (ME-674)
Chumbo	EN 13346 (ME-674)
Níquel	EN 13346 (ME-674)
Cobre	EN 13346 (ME-674)
Cádmio	EN 13346 (ME-674)
Crómio (Base seca)	Por cálculo
Mercúrio (Base seca)	Por cálculo
Zinco (Base seca)	Por cálculo
Chumbo (Base seca)	Por cálculo
Níquel (Base seca)	Por cálculo
Cobre (Base seca)	Por cálculo
Cádmio (Base seca)	Por cálculo

A escolha destes parâmetros teve como base as recomendações da legislação respeitante à aplicação de lamas de ETAR na agricultura (Decreto-lei n° 446/91 de 22 de Novembro; Portarias n° 176/96 e 177/96 de 3 de Outubro), apesar de se saber à partida, que existem grandes diferenças entre estas lamas e as resultantes do tratamento de águas residuais domésticas.

Além das análises mencionadas foi recolhido mais 1 kg de lamas para observação das suas propriedades no microscópio electrónico de varrimento e para análise química por EDS. No microscópio, foram recolhidas algumas imagens.

VI.9.2. Resultados

No Quadro 52 apresentam-se os resultados dos parâmetros analisados em laboratório.

Quadro 52: Resultados dos parâmetros analisados em laboratório.

Parâmetros	Valor
Humidade (%)	9300%
Crómio (mg/Kg)	<10
Mercúrio(mg/Kg)	0,95
Zinco(mg/Kg)	<10
Chumbo(mg/Kg)	<10
Níquel(mg/Kg)	<10
Cobre(mg/Kg)	<10
Cádmio(mg/Kg)	<1
Crómio (Base seca)(mg/Kg)	15
Mercúrio (Base seca)(mg/Kg)	14
Zinco (Base seca)(mg/Kg)	100
Chumbo (Base seca)(mg/Kg)	10
Níquel (Base seca)(mg/Kg)	<10
Cobre (Base seca)(mg/Kg)	93
Cádmio (Base seca)(mg/Kg)	2

No Quadro 53 e Gráfico 46 apresentam-se os resultados obtidos, à análise elementar e aos óxidos da lama de bentonite no microscópio electrónico.

Quadro 53: Análise elementar e dos óxidos na lama, através de microscópio electrónico.

Elementos	Lama		Óxidos	Lama	
	% Peso	% Átomos		% Peso	% Mol
O	45,15	58,94	Na2O	0,58	0,54
Na	0,44	0,4	MgO	21,78	31,25
Mg	13,58	11,66	Al2O3	9,56	5,42
Al	5,32	4,12	SiO2	61,09	58,81
Si	30,21	22,47	K2O	1,64	1
P	0,05	0,04	CaO	1,09	1,12
Si	0,1	0,06	TiO2	0,45	0,32
Cl	0,06	0,04	Fe2O3	3,33	1,2
K	1,45	0,78	P2O5	0,11	0,05
Ca	0,83	0,43	SO3	0,22	0,16
Ti	0,28	0,12	Cl2O	0,07	0,05
Mn	0,07	0,03	MnO	0,09	0,07
Fe	2,46	0,92			
Total	100	100	Total	100,01	99,99

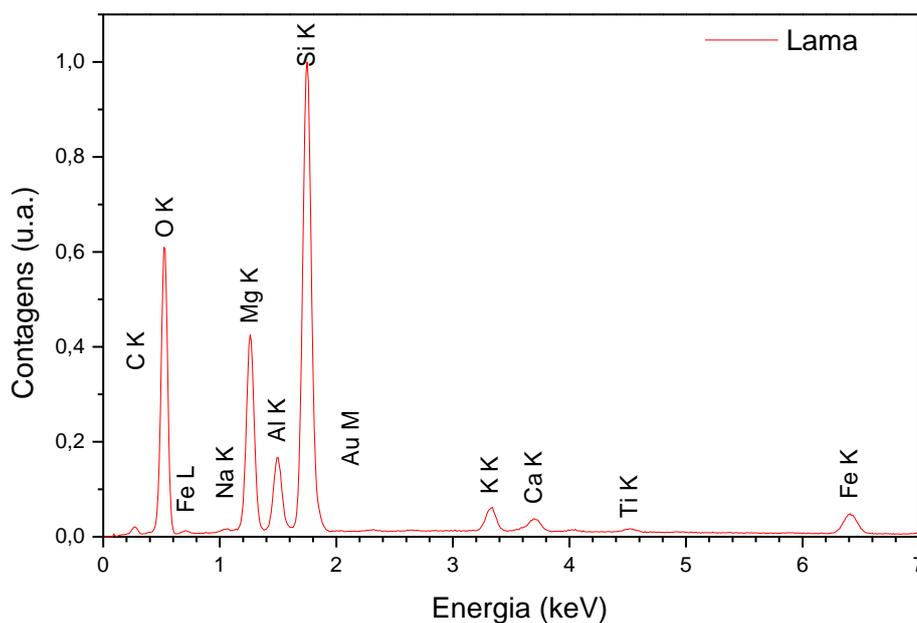


Gráfico 46: Espectro da análise EDS da lama.

Nas fotos 8 e 9 apresentam-se imagens da lama com ampliações MEV de 1000 x e 60 000 x, respectivamente.

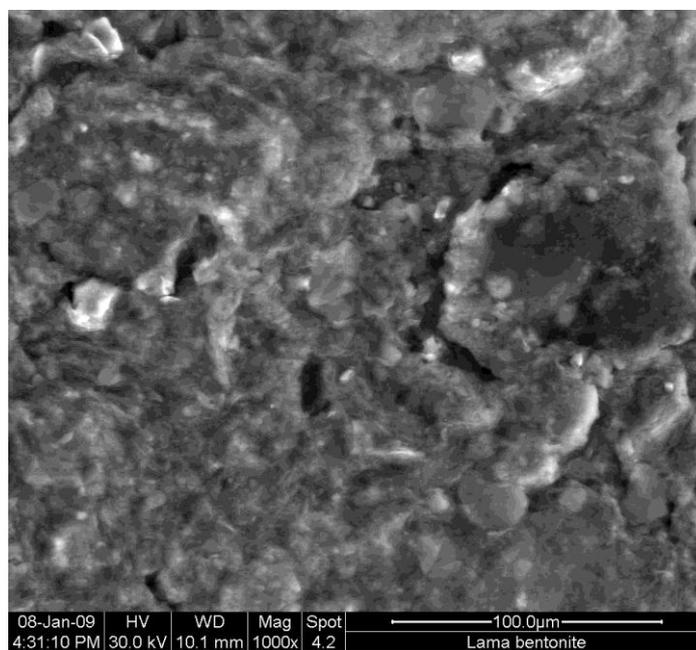


Foto 8: Fotografia ao microscópio electrónico de varrimento da lama, em modo ambiental (1000x).

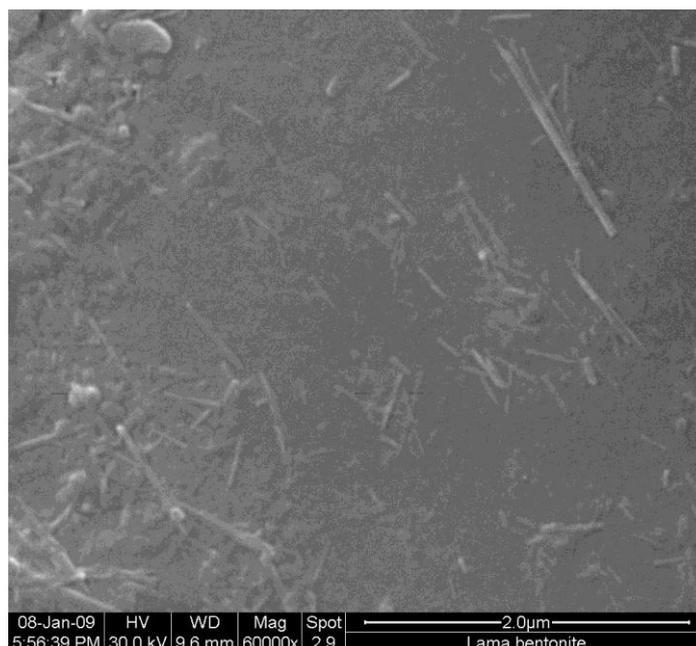


Foto 9: Fotografia ao microscópio electrónico de varrimento da lama em modo ambiental (60 000x).

VI.9.3. Análise e discussão dos resultados

No Quadro 54 apresentam-se os valores máximos recomendados pela legislação para o caso de aplicação das lamas de ETAR na agricultura.

Quadro 54: Valores máximos recomendados pela portaria 176/96.

Parâmetros	VMR
Crómio (Base seca)(mg/Kg)	1000
Mercúrio (Base seca)(mg/Kg)	16
Zinco (Base seca)(mg/Kg)	2500
Chumbo (Base seca)(mg/Kg)	750
Níquel (Base seca)(mg/Kg)	300
Cobre (Base seca)(mg/Kg)	1000
Cádmio (Base seca)(mg/Kg)	20

Como se pode verificar, os valores das concentrações em metais pesados apresentados não constituem uma restrição para a aplicação destas lamas em solos.

Numa primeira aproximação, poder-se-á pensar que o interesse da aplicação destas lamas argilosas em solos é limitado, no entanto, estas podem influenciar em grande medida, as propriedades do solo, podendo inclusivé trazer grandes vantagens. Segundo Varennes, (2003) os minerais argilosos têm um efeito tampão no pH e um grande poder de retenção de água o que pode ser benéfico para solos arenosos. Como são na sua maioria colóides com um balanço de cargas negativo, conseguem adsorver catiões por atracção electrostática, o que vai influenciar grandemente a capacidade do solo para armazenar nutrientes. Por outro lado, os minerais argilosos ligam-se à matéria orgânica do solo, formando complexos argilo-húmicos que estabilizam a estrutura do solo e protegem as substâncias orgânicas tornando-as mais resistentes à decomposição (Varennes, 2003).

Como seria de esperar, a lama analisada apresenta grandes quantidades de oxigénio, sílica e alumínio, elementos constituintes originais da bentonite.

Na Foto 8 apresenta-se a imagem da bentonite hidratada, não sobressaindo qualquer particularidade. Pode, no entanto, comparar-se esta imagem com a da bentonite (Foto 3), sendo facilmente detectável a variação do volume das suas partículas. As diferenças são visíveis, uma vez que na Foto 3 se nota a elevada porosidade presente neste elemento e na Foto 8, verifica-se que estes poros se encontram já hidratados.

As estruturas visíveis na Foto 9 em forma de bastão serão provavelmente bactérias provenientes do efluente.

Poder-se-á ainda comparar a composição elementar da bentonite e da lama (Gráfico 47). Os picos que aparecem a preto não coincidentes com os que aparecem a vermelho dizem respeito a elementos que advém do método de análise, não correspondendo a elementos constituintes da bentonite. No que diz respeito aos elementos que fazem parte da argila, pode reparar-se que o alumínio e o sódio se encontravam em maior quantidade na bentonite do que na lama, o que é consistente com o que acontece em termos de análises ao efluente. Com efeito, encontra-se uma maior concentração destes elementos na água após o tratamento, o que parece indicar a existência de permuta iónica entre a bentonite e a água cinzenta.

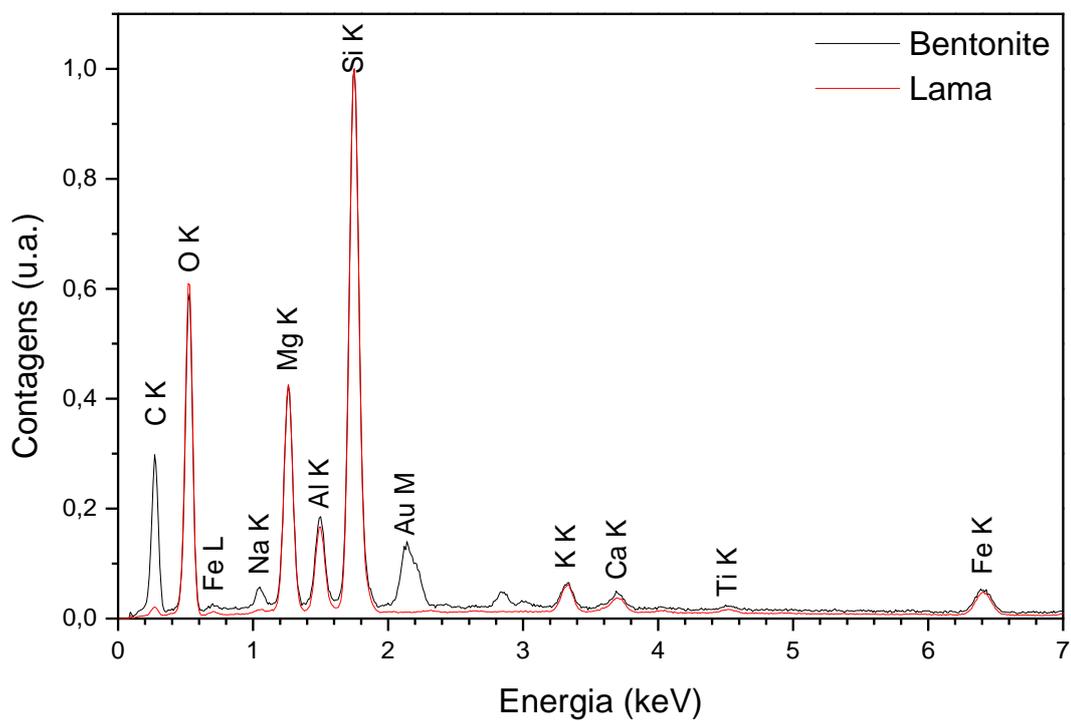


Gráfico 47: Espectros da análise EDS da bentonite e da lama.

Capítulo VII - Conclusões finais e perspectivas de trabalho futuro

VII.1. Conclusões finais

No presente trabalho caracterizaram-se as águas cinzentas produzidas numa habitação unifamiliar e estudou-se um tratamento simplificado com vista à reutilização de água *in situ*.

O retirar de conclusões finais acerca de um trabalho deste tipo deve ser avaliado sob a reserva que é própria de situações em que a variabilidade associada aos dados recolhidos é um factor marcante. O número de campanhas de caracterização realizadas pode ser considerado reduzido se se pretenderem retirar conclusões estatisticamente significativas. No entanto, sabia-se à partida, pela revisão bibliográfica inicialmente efectuada, que mesmo realizando um número muito elevado de amostras, a variabilidade associada aos valores médios se iria manter. Convém salientar que a generalidade dos resultados que aqui são apresentados em termos de caracterização qualitativa e quantitativa possuem valores de dispersão face à média consideráveis, devendo ser interpretados com o devido cuidado.

Quanto à **caracterização qualitativa** pode concluir-se que:

- As ACT são águas poluídas/contaminadas, apresentando valores elevados de cloretos, de alumínio, de cádmio, de SST, de matéria orgânica (CQO, CBO₅, COT) e de coliformes totais e fecais;
- Face aos dados apresentados as ACC apresentam melhor qualidade, quando comparadas com as ACT, embora ainda apresentem concentrações consideráveis em cádmio, cobre, selénio, CBO₅ e coliformes fecais; a RAS é igualmente elevada;
- Da análise da qualidade da água cinzenta gerada por aparelho sanitário, poder-se-á dizer que a água proveniente dos dispositivos da cozinha,

nomeadamente da MLL e pia da louça é a mais poluída e contaminada, o que é concordante com os resultados obtidos anteriormente, quando se compararam as ACT com as ACC;

- A banheira representa o aparelho sanitário que mais contribui para a carga em coliformes fecais;
- Na generalidade dos parâmetros, os valores encontrados enquadram-se nos referenciados em outros trabalhos realizados;
- Estas águas não dispensam um tratamento com vista à obtenção das concentrações exigidas por lei para os diversos fins preconizados.

Existe legislação comunitária e portuguesa referente somente à reutilização de água para rega. Na UE é patente uma lacuna legislativa para a reutilização de água em fins urbanos não potáveis. Neste trabalho, como termo de referência, neste domínio, foi usada a legislação americana proposta pela *Environmental Protection Agency* (EPA).

A legislação portuguesa obriga à análise de um número muito elevado de parâmetros, bem como a uma elevada frequência de análise, na água para rega. Atendendo ao elevado custo das análises, estes factores, no seu conjunto, inviabilizam economicamente a reutilização de água para este fim, pelo menos, no que diz respeito a pequenas escalas. É-se de opinião que o número de parâmetros a monitorizar deveria ser mais reduzido, propondo-se por exemplo a compilação de cinco parâmetros indicadores, de acordo com o proposto pela EPA, para os diferentes fins de reutilização.

Relativamente à legislação americana, para fins urbanos não potáveis, a opinião é de que, embora a saúde pública seja prioritária, estes fins não justificam limites tão restritivos, como os propostos pela EPA. Concretizando, pode dar-se o exemplo dos limites impostos para a qualidade da água na descarga de autoclismos ou na lavagem de pavimentos. O limite imposto para os parâmetros microbiológicos é manifestamente exagerado, uma vez que os fins preconizados contêm concentrações elevadíssimas desses parâmetros. Há, no entanto, que garantir que o modo de aplicação desta água não permita a formação de aerossóis, possibilitando o contágio dos utilizadores dos referidos aparelhos.

Relativamente à **caracterização quantitativa**, poder-se-á dizer que:

- A banheira constitui o aparelho sanitário que apresenta um maior valor de capitação, seguindo-se o lava-loiça, o autoclismo o lavatório e finalmente as máquinas de lavar;
- Os valores de capitação encontrados neste trabalho são em parte distintos dos referenciados no PNUEA (2001);
- A oferta de águas cinzentas, dependendo da tipologia, é suficiente para suprir a procura para reutilização;
- A reutilização de água cinzenta, pode não ser necessária na sua totalidade, ou seja, tendo em consideração que a oferta é superior à procura e que a qualidade da água cinzenta gerada pode ser melhorada tendo em conta a sua origem, pode pensar-se em reutilizar somente a água de melhor qualidade.

Com este estudo obtiveram-se as **distribuições das descargas ao longo do dia**, por aparelho sanitário e foi também possível conhecer os diagramas de volumes gerados por cada aparelho bem como os poluentogramas associados. Verificou-se que:

- Existem picos de descarga bem evidentes, consoante o aparelho sanitário que se está a analisar;
- No que se refere às cargas volumétricas e poluentes afluentes a um futuro tratamento, estas são bastante variáveis ao longo do dia, sendo de prever uma forma de equalizar o caudal efluente ao tratamento;
- O conhecimento da distribuição das descargas poluentes ao longo de um dia, sendo que estas não são simultâneas, é muito importante para o dimensionamento dos sistemas de tratamento;
- Os resultados obtidos, nomeadamente os volumes médios descarregados em cada utilização de aparelho sanitário, poderão servir para outro tipo de aplicações, como por exemplo, o dimensionamento das redes prediais de reutilização.

Quanto ao **sistema experimental de tratamento** adoptado pôde concluir-se que:

- Não prepara as AC para a sua reutilização, face aos limites legais exigidos;
- O conteúdo em SST, nas águas cinzentas, provocado pela adição de bentonite é evidente, e o sistema de tratamento, conforme foi concebido, não possibilita a sua remoção;
- No que diz respeito às ACC o tratamento com 15 dias de retenção, permite reduções significativas na quantidade de matéria orgânica, adequando-as nos parâmetros CQO e CBO₅ para uma possível descarga em meio hídrico, não sendo, no entanto o objectivo deste trabalho;
- O aumento do tempo de retenção possibilitou a melhoria da qualidade da água cinzenta.

É-se de opinião que, face à quantidade e à qualidade das águas cinzentas claras geradas em habitações unifamiliares, estas não podem ser tratadas como um resíduo, devendo ser utilizadas em fins urbanos, não potáveis, garantindo, no entanto, a salvaguarda da saúde pública. De facto a utilização destas águas *in situ*, por exemplo em autoclismos e lavagem de pavimentos, deve ser rapidamente encarada com seriedade, não havendo necessidade de se utilizar água de elevada qualidade, cada vez mais escassa.

VII.2. Perspectivas de trabalho futuro

Face ao exposto, não parece haver dúvidas quanto à necessidade de mais investigação nesta área, para a qual se deixam alguns tópicos, recomendações e ideias.

- Considera-se importante monitorizar a qualidade das descargas em contínuo, uma vez que estas apresentam grande variabilidade, mediante o uso anterior da água.

- Relativamente ao sistema de tratamento, pensa-se que poderia ser melhorado, acrescentando dois módulos ao tratamento: um de remoção dos SST e outro de desinfecção para eliminação de microrganismos.
- Uma vez que o sistema se encontra ainda disponível, para prosseguimento dos trabalhos de investigação poder-se-iam testar outros tipos de materiais como reagentes, entre eles os zeólitos, que tal como a bentonite têm como vantagem o aspecto económico e a sua disponibilidade na natureza.
- Uma vez assumida a posição de vantagem de reutilizar *in situ*, será importante estudar quais as alterações em termos de redes prediais de distribuição destas águas.
- Considera-se fulcral o estudo dos impactes que a reutilização *in situ* terá nas redes de drenagem e ETAR's existentes, uma vez que o caudal efluente e as suas características são substancialmente diferentes. O caudal será possivelmente inferior ao actual e o efluente será mais concentrado.
- Seria importante, também, abordar os aspectos económicos associados a esta perspectiva descentralizada de reutilização, tendo em conta os custos ambientais em questão.
- Um outro elemento chave a analisar será a aceitação, por parte do público, que nem sempre é tida em conta. Na verdade, a aceitação de um projecto de reutilização de água pelo público é um passo de importância também crucial e decisivo no sucesso da implementação de um projecto.

Bibliografia

- Ahmad, A. L. Sumanthi S. Hameed B. H. (2004). Chitosan: a natural biopolymer for the adsorption of residue oil from oily wastewater. *Adsorption science and technology*, 22(1), 75-88.
- Al-Bastaky, & Banat (2004). Combining ultrafiltration and adsorption on bentonite in a one-step process for the treatment of colored waters. *Resources Conservation & Recycling*, 41, 103-113.
- Albrechtsen, H. J. (1998). *Water consumption in residences. Microbiological investigations of rain water and greywater reuse systems*. Dinamarca.
- Al-Jayyousi, O. R. (2003). Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156, 181-192.
- Almeida, M.C., Butler, D., Friedler, E. (1999). At-source domestic wastewater quality. *Urban Water*, 1, 49-55.
- Alther, G. R. (2004). Some practical observations on the use of bentonite. *Environmental and Engineering Geoscience*, 10(4), 347-359.
- Andrejkovicova, S. Janotka I. Komadel P. (2007). Evaluation of geotechnical properties of bentonite from Lieskovec deposit, Slovakia. *Applied Clay Science*.
- APHA, American Public Health Organization - (1992). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. (18th ed.). Washington DC: American Public Health Organization.
- Babel S., Kurniawan, T.A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metal uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials*, B97, 219-243.
- Badawy, M.I., Ali, M.E.M. (2006). Fenton's peroxidation and coagulation processes for the treatment of combined industrial and domestic wastewater. *J. Hazardous Material B*, 136, 961-966.
- Birks, & et al. (2003). Assessment of water savings from single house domestic greywater recycling systems XI Congresso Mundial da Água.

-
- Burrows, W. D. Schmidt M. O. Carnevale R. M., & Shaub, S. A. (1991). Nonpotable reuse: development of health criteria and technologies for shower water recycle. *Water Science Technology*, 24(9), 81-88.
- Butler D, Friedler E. Gatt K. (1995). Characterising the quantity and quality of domestic wastewater. *Water Science and Technology*., 31(7), 13-24.
- Butler, D. (1991). A small-scale study of wastewater discharges from domestic appliances. *J. IWEM*, 5, 178-185.
- Cadena, F., Rizvi, R & Peters, R.W.. (1990). *Feasibility studies for the removal of heavy metals from solution using tailored bentonite*. Paper presented at the Twenty-Second Mid-Atlantic Industrial Waste Conference: Hazardous and Industrial Wastes, Drexel University.
- Ceylan, H. Sahan T. Gurkan R. Kubilay R. (2005). Removal of some heavy metal cations from aqueous solution by adsorption onto natural kaolin. *Adsorption science and technology*, 23(7), 519-534.
- Chang, Y., Wagner, M., Cornel, P. (2007). *Treatment of grey water for urban reuse*. Paper presented at the Advanced sanitation Conference, Aachen- Germany.
- Christova- Boal, D. Eden R. E., & McFarlane, S. (1996). An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*, 106, 391-397.
- Courela, C. (2002). Caracterização sócio-demográfica dos utentes da nova ETAR de Frielas: influência nas atitudes em relação ao ambiente e à reutilização das águas residuais 6º Congresso da Água: A água é d'Ouro. Porto.
- Crini, G. (2006). Non conventional low cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresource technology*, 97, 1061-1085.
- Crites&Tchobanoglous (1998). *Small and decentralized wastewater management systems*. USA: MacGraw Hill.
- Dallas, S. Scheffe B. Ho G. (2004). Reedbeds for greywater treatment- case study in Santa Elena- Monteverde, Costa Rica, Cental America. *Ecological Engineering*, 23, 55-61.
- Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de Junho (1997).

-
- Decreto-Lei n.º 243/2001 de 5 de Setembro (2001).
- Decreto-Lei n.º 446/91 de 22 de Novembro (1998).
- Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto (1998).
- Decreto-Regulamentar 23/95 de 23 de Agosto. Regulamento Geral dos Sistemas Públicos e Prediais de Distribuição de Águas e de Drenagem de Águas (1995).
- Directiva Comunitária 80/778/CE de (1980).
- Directiva Comunitária 91/271/CEE de 21 de Maio de (1991).
- Directiva Comunitária 98/83/CE de (1998).
- Dixon, A. Butler D. Fewkes A., & Robinson, M. (1999b). Measurement and modelling of quality changes in stored untreated grey water. *Urban Water, 1*, 293-306.
- Dixon, A. M. Butler D., & Fewkes, A. (1999a). Guidelines for greywater reuse: health issues. *J.CIWEM, 13*, 322-326.
- Ecofur (2008), from <http://www.ecofur.pt>
- EPA, (2004) Guidelines for Water Reuse.
- Eriksson E, Andersen, H.R., Madsen, T.S., Ledin A. (2008). Greywater pollution variability and loadings. *Ecological Engineering*(1404).
- Eriksson E, Auffarth K. Henze M. Ledin A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *UrbanWater, 4*, 85-104.
- Ernst, M., Sperlich, A., Zheng, X., Gan, Y., Hu, J., Zhao, X., Wang, J., Jekel, M. (2006). An integrated wastewater treatment and reuse concept for the olympic park 2008, Beijing. *Desalination, 202*(1-3), 293-301.
- Espantaleon, A.G., Nieto, J.A., Fernandez, M., Marsal, A.. (2003). Use of activated clays in the removal of dyes and surfactants from tannery waste waters. *Applied Clay Science, 24*, 105-110.
- FAO, (1994). Water for life.
- Feachem, R. G. Bradley D. J. Garelick H., & Mara, D. D. (1980). *Health aspects of excreta and sullage management: a state of the art review*: The world bank: transportation, water and telecommunications department.
-

-
- Federal Water Pollution Control Act- PL 92-500 (1972).
- Friedler E, Brown D. M., & Butler, D. (1996a). A study of WC derived sewer solids. *Water Science and Technology*, 33(9), 17-24.
- Friedler E, Katz I. Dosoretz C. G. (2008). Chlorination and coagulation as pretreatments for greywater desalination. *Desalination*, 222, 38-49.
- Friedler E, Kovalio R., & Ben-Zvi, A. (2006b). Comparative study of the microbial quality of greywater treated by three on-site treatment systems. *Environmental Technology*, 27(6), 653-663.
- Friedler E, Kovalio R., & Gail, N. I. (2005). On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings. *Water science and technology*, 51(10), 187-194.
- Friedler, E & Butler, D. (1996b). Quantifying the inherent uncertainty in the quantity and quality of domestic wastewater. *Water Science and Technology*, 33(2), 65-78.
- Friedler, E. (2004). Quality of individual domestic greywater streams and its implication on on-site treatment and reuse possibilities. *Environmental technology*, 25(9), 997-1008.
- Friedler, E. Hadari M. (2006a). Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. *Desalination*, 190, 221-234.
- Ghosh, D., Bhattacharyya, K.G.. (2002). Adsorption of methylene blue on kaolinite. *Applied Clay Science*, 20, 295-300.
- Gomes, C. (1988). *Argilas: O que são e para que servem?* Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian
- Grisham, A., and W.M. Fleming (1989). Long-term Options for Municipal Water Conservation. *Journal of the American Water Works Association*, 34.
- Günther, F. (2000). Wastewater treatment by greywater separation: Outline for a biologically based greywater purification plant in Sweden. *Ecological Engineering*, 15, 139-146.
- Hansen, A. M. Kjellerup M. (1994). *Vandbesparende foranstaltninger*. Copenhagen.
- Hargelius, K., Holmstrand, O. and L. Karlsson (1995). Hushållsspillvatten
-

-
- Framtagande av nya schablonvärden för BDT-vatten. In Environmental Protection Agency EPA (Ed.), *Vad innehåller avlopp från hushåll? Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- & duschvatten* Stockholm: Swedish EPA (Naturvårdsverket).
- Henze, & *et al.*, (2001a). Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewater. In P. Lens, Zeeman, G., Letinga, G. (Ed.), *Decentralized sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. (pp. 57-71). New York: IWA.
- Henze, M., Harremofees, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. (2001b). *Wastewater treatment biological and chemical processes* (3rd ed.). Berlin: Springer.
- Hespanhol, I. (1997). Reuso integrado a gestão de recursos hídricos: bases para planejamento *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos* (Vol. 12). Vitoria.
- INAG, from www.inag.pt
- INE (1991). *Censos 91*. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística.
- IRCWD (1985). *Health aspects of wastewater and excreta use in agriculture and aquaculture: the engelbert report: IRCWD News* (2).
- Itayama, M., Kiji, M., Suetsugu, A., Tanaka, N., Saito, T., Iwami, N., Mizouchi, M., Inamori, J. Onsite experiments of the slanted soil treatment for domestic grey water. *Water Science and Technology*, 53(9), 193-201.
- Jayyousi, O. (2003). Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156, 181-192.
- Karpiscak, M. M. Foster K. E., & Schmidt, N. (1990). Residential water conservation: Casa del água. *Water research*, 26(6), 939-948.
- Laak (1974). Relative pollution strengths of undiluted waste materials discharged in households and the dilution waters used for each *Manual of grey water treatment practice* (pp. 68-78). Michigan, USA: Ann Arbor.
- Lazarova, V. , Hills, S. and Birks,R. (2003). Using recycled water for non-potable, urban uses: a review with particular reference to toilet flushing. *Water Supply*, 3(4), 69-77.
-

-
- Li, F., Wichmann, K., Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407, 3439-3449.
- March, JG, Gual, M., Orozco, F. (2004). Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). *Desalination*, 164(3), 241-247.
- Marecos do Monte, M. H. (1996). *Contributo para a Utilização de Águas Residuais tratadas para Irrigação em Portugal*. LNEC, Lisboa.
- Melo-Batista, J. (2002). A melhoria da eficiência do uso eficiente da água como contributo para a sustentabilidade dos recursos naturais *10 Encontro Nacional de Saneamento Básico: Uso sustentável da água: situação portuguesa e perspectivas de futuro*.
- Mendonça, P. (2004). *Reuso de água em edifícios públicos- o caso da escola politécnica*. Universidade Federal da Bahia- Escola Politécnica, Salvador.
- Metcalf&Eddy (2003). *Wastewater Engineering: treatment and reuse* (4th ed.). USA: McGraw-Hill.
- Metcalf&Eddy (2006). *Water Reuse- Issues, Technologies, and Applications* (1st ed.). USA: Metcalf & Eddy.
- Montaigne, F. (2002). Água, Um desafio. *National Geographic*, Setembro de 2002.
- Nhapi, I. (2004). A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29, 1265-1273.
- Nolde (1999). Greywater reuse system for toilet flushing in multi-storey buildings- over ten years experience in Berlin. *Urban water*, 1, 275-284.
- Nomanbhay, S. M. Palanisamy K. (2005). Removal of heavy metals from industrial wastewater using chitosan coated oil palm shell charcoal. *Electronic Journal of Biotechnology*, 8(1), 43-53.
- Norma Portuguesa 4434- Reutilização de águas residuais urbanas tratadas para rega (2005).
- NSW, (2006). Guideline for sewerred Residential Premises (Single households) Greywater Reuse.

-
- OMS (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Geneva: OMS.
- Ottoson, J., Stenstrom, T.A. (2003). Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, 37, 645-655.
- Ozcan, A.S., Erdem, B., Ozcan, A.. (2004). Adsorption of acid blue 193 from aqueous solutions onto Na-Bentonite and DTMA-Bentonite. *J. Colloid Int. Science*, 280, 44-54.
- Ozdemir, O., Armagan, B., Turan, M., Celic, M.S.. (2004). Comparison on the adsorption characteristics of azo-reactive dyes on mesoporous minerals. *Dyes pigments*, 62, 49-60.
- Palmquist, H., Hanaeus, J. (2005). Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. *Science of the Total Environment*, 348, 151-163.
- Paxéus, N. Robinson P., & Balmer, P. (1992). Study of organic pollutants in municipal wastewater in Goteborg, Sweden. *Water Science Technology*, 25(11), 249-256.
- Pidou, M., Avery, L., Stephenson, T., Jeffrey, P., Parsons, S.A., Liu, S., Memon, F., Jefferson, B. (2008). Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere*, 71, 147-155.
- PNUEA (2001). *Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água*. MAOT-IA Lisboa.
- Portaria nº. 176/96 e 177/96 de 3 de Outubro de 1996 (1996).
- Pradas, E.G., Sanchez, M.V., Cruz, F.C., Viciano, M.S. and Perez M.F. (1994). Adsorption of cadmium and zinc from aqueous solution on natural and activated bentonite. *J. Chem. Tch. Biotechnol.*, 59, 289-295.
- Puchta, R. Krings P., & Sandkuhler, P. (1993). A new generation of softeners. *Tenside surface detergents.*, 30(3), 186-191.
- Rodrigues, & et al. (1983). *Utilização de lagoas de estabilização em aquacultura*. Paper presented at the Simpósio de Aquacultura.,
- Rose, J. B. Sun G. Gerba C. P., & Sinclair, N. A. (1991). Microbial quality and persistence of enteric pathogens in graywater from various households sources.

-
- Water Research*, 25(1), 37-42.
- Safe Drinking Water Act- PL 93-523. (1974).
- Santala E, Uotila J. Zaitsev G. Alasiurua R. Tikka R., & Tengvall, J. (1998). Microbiological greywater treatment and recycling in an apartment building *AWT98: Advanced wastewater treatment, recycling and reuse*.
- Santi, C. A. Cortes S. D'Acqui L. P. Sparvoli E. Pushparaj B. (2007). Reduction of organic pollutants in Olive mill wastewater by using different mineral substrates as adsorbents. *Bioresource Technology*.
- Santos Oliveira, J. (1995). *A lagunagem em Portugal: Conceitos básicos e aplicações práticas*. Lisboa: Edições Universitárias Lusófonas.
- Shin, H. S. Lee S. M. Seo I. S. Kim G. O. Lim K. H., & Song, J. S. (1998). Pilot scale SBR and MF operation for the removal of organic and nitrogen compounds from greywater. *Water Science Technology*, 38(6), 79-88.
- Siegrist, H. Witt M., & Boyle, W. C. (1976). Characteristics of rural household wastewater. *Journal of the Environmental Engineering division.*, 102(EE3), 533-548.
- Sostar-Turk, S., Petrinic, I., Simonic, M. (2005). Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. *Resource Conservation and Recycling*, 44(2), 185-196.
- Surendran, S., & Wheatley, A. D. (1998). Grey-water reclamation for non potable reuse. *J.CIWEM*, 12, 406-413.
- Tchonobanoglous G, Angelakis A. N. (1996). Technologies for wastewater treatment appropriate for reuse: potencial for applications in Greece. *Water science and technology*, 33(10-11), 15-24.
- Vacca G, Wand H. Nikolausz M. Kusch P. Kastner M. (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research.*, 39, 1361-1373.
- Varenes, A. (2003). *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Lisboa: Escolar Editora
- Vieira, et al., (2002). *Inquérito aos hábitos de utilização e consumos de água na*
-

-
- habitação*. Paper presented at the 10º Encontro Nacional de Saneamento Básico (SILUBESA)- Uso Sustentável da água.
- Widiastuti, N., Wu, H., Ang, M., Zhang, D. (2008). The potential application of natural zeolite for greywater treatment. *Desalination*, 218, 271-280.
- Winward G.P, Avery L. M. Stephenson T. Jefferson B. (2008a). Chlorine disinfection of grey water for reuse: effect of organics and particles. *Water Research*.
- Winward, G.P., Avery L. M. Stephenson T. Jefferson B. (2008b). Essential oils for the disinfection of grey water. *Water Research*, 42, 2260-2268.
- Winward, G.P., Avery L. M., Frazer-Williams, R., Pidou, M., Jeffrey, P., Stephenson T. Jefferson B. (2008c). A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering* 32, 187-197.
- Woodwell, J.C., Dyer, J., Pinkham, R., Chaplin, S. (1995). Water efficiency for your home: Products and advice which save water, energy and money, from <http://www.rmi.org/images/other/W-WaterEff4Home.pdf>
- WRI-IIED, World Resources Institute-International Institute for Environment and Development (1985). *World resources*. New York, NY, USA: WRI-IIED.
- Yapar, S. Yilmaz M. (2004). Removal of phenol by using montmorillonite, clinoptinolite and hydrotalcite. *Adsorption*, 10, 287-298.
- Zhang, K., Farahbakhsh, K. (2007). Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: implications to water reuse. *Water Research*, 41, 2816-2824.

Anexo I

INQUÉRITO

ENQUADRAMENTO: TRABALHO DE DOUTORAMENTO PELA UTAD

OBJECTIVO: AFERIR O NUMERO DE DESCARGAS POR HORA EM CADA APARELHO SANITÁRIO

Neste inquérito irão ser distribuídas várias folhas, para cada dia da semana, para cada aparelho sanitário, com as 24 horas do dia, com o objectivo de que a cada descarga o colaborador marque um traço (/), à frente da respectiva hora a que essa descarga aconteceu (descarga = utilização). Cada aparelho sanitário terá associado, portanto uma folha por dia.

Nota: Solicito a todos os colaboradores o cuidado de não esquecer nenhuma utilização. É importante que todos os habitantes colaborem, para que os resultados contenham o menor erro possível.

Nº de utilizadores:1 ___ 2 ___ 3 ___ 4 ___ Outro ___

Aparelho Sanitário: Pia da louça ___

Máquina de Lavar Louça ___

Máquina de Lavar Roupa ___

Banheira ___

Lavatório ___

Autoclismo ___

Descargas ao longo do dia (1 traço (/) por cada descarga)

0-1h	
1-2h	
2-3h	
3-4h	
4-5h	
5-6h	
6-7h	
7-8h	
8-9h	
9-10h	
10-11h	
11-12h	
12-13h	
13-14h	
14-15h	
15-16h	
16-17h	
17-18h	
18-19h	
19-20h	
20-21h	
21-22h	
22-23h	
23-24h	

Anexo II

Inquérito aos hábitos de Consumo

1. LAVAGENS DE CARROS POR MÊS:

- Nº DE VEZES:

0 1 2
3 4 OUTROS _____

- DURAÇÃO DE CADA LAVAGEM:

_____ 10 _____ MINUTOS

2. REGAS DE JARDIM POR DIA:

- Nº DE VEZES:

0 1 2
3 4 OUTROS _____

- DURAÇÃO DE CADA REGA:

_____ 3 _____ MINUTOS