

Avaliação económica dos sistemas Duais em função do modelo de gestão dos sistemas de abastecimento de água

João de Quinhones Levy⁽¹⁾, Francisco Regateiro⁽²⁾

- (1) Professor Associado, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, jlevy@ecoservicos.pt, 213 944 130
- (2) Professor Auxiliar, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, francisco.regateiro@tecnico.ulisboa.pt, 218 418 310

RESUMO

Na Agenda 21, plano de acção resultante da "Cimeira da Terra" (Conferência do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento), solicitava-se aos membros da ONU que implementassem novas fontes de abastecimento de água, incluindo a reutilização de águas residuais. Apesar dos benefícios óbvios em termos de sustentabilidade ambiental da reciclagem de água, o paradigma na concepção e construção dos sistemas de abastecimento de água não mudou. Considera-se que tal se deve a uma incorrecta avaliação dos custos de construção e exploração das infra-estruturas necessárias para a reutilização, decorrentes de não serem tidos em conta os custos crescentes de aquisição da água. Efectivamente, para que as águas residuais possam ser reutilizadas, haverá que melhorar o seu tratamento e construir uma segunda rede para distribuição de água, passando a existir duas redes de distribuição (Sistema dual) - uma para usos primários e outra para usos secundários, tais como regas, lavagem de ruas e autoclismos. No presente artigo avaliam-se os custos de reutilização tendo em conta os modelos de gestão existentes, um em que o município adquire a água a uma multimunicipal e outro, em que a captação é municipal, não havendo lugar à compra de água. Desenvolvem-se os cálculos para ambos os modelos de gestão e conclui-se que para determinado número de habitantes e valor de venda da água em alta, o sistema dual se torna mais económico a par das evidentes vantagens ambientais.

Palavras Chave: Reutilização de águas residuais; Sistemas Duais; Desenvolvimento sustentável

1. Introdução

Um certo pessimismo associa-se hoje às preocupações com as condições humanas de vida, educação e equidade. A nossa inércia para alterar o caminho actual para o desenvolvimento pode bem levar-nos a perder o caminho para a sustentabilidade (Poff et al, 2010; WAP, 2012; Haines et al, 2012). A actividade humana parece rumar a sociedades que são incompatíveis com o ecossistema que é indispensável para a existência humana e convivência - o paradoxo das sociedades humanas "não recicláveis".

Sabemos que a água do mar e a água doce são vitais para a saúde da Terra, tal como a água limpa e a água potável são vitais para a saúde do ser humano. Mas, para chegar ao desenvolvimento sustentável, além de preservar os recursos de água doce (Moroglu e Yazgan, 2008; Mylopoulos e Kolokytha, 2008), devem ser implementadas fontes alternativas de água seguras (Bakker, 2012; Gleick, 2003; UNESCO, 2010).

Com o fim de enfrentar os desafios de água no futuro, é necessário: (1) controlar e contabilizar os custos reais de captação de água doce e de descarga de águas residuais; (2) preservar e monitorizar a qualidade da água das fontes naturais (superficiais e subterrâneas) e a água fornecida aos utilizadores; (3) garantir o uso eficiente de diferentes qualidades de água de acordo com os diferentes fins, incluindo a reutilização das águas residuais (Anderson, 2003; Domènech et al, 2013; Grant et al, 2012; Hermanowicz, 2008; Hochstrat et al, 2008; Ives, 1970; Sala e Serra, 2004).

Relativamente à reutilização, existe já o conhecimento necessário relativo aos riscos para a saúde humana e poluição que suporta a sua utilização (Asano et al, 2007; Chen et al, 2012a; Kalavrouziotis e Apostolopoulos, 2007; Li et al, 2009; Miller, 2006; Schäfer et al, 2005; Toze, 2006). A água recuperada deve ser considerada como uma fonte alternativa de água, mesmo quando não existe qualquer escassez de água doce "barata".

Em 1958, o Conselho Económico e Social das Nações Unidas proclamou o uso de água de baixa qualidade para fins que possam tolerar um grau inferior em caso de escassez (Okun, 1996). A Agenda 21 (ONU, 1992), um dos resultados da "Cúpula da Terra", inclui muitas referências à reutilização das águas residuais. Hoje, a ONU reitera todos os compromissos passados e reconhece a necessidade de "promover a eficiência da água, tratamento de águas residuais e a utilização de águas residuais como um recurso, particularmente na expansão de áreas urbanas." (ONU, 2012).

Há já hoje em dia uma riqueza de conhecimento em várias nações e regiões relativamente à reutilização das águas. São bons exemplos, África (Lahnsteiner e Lempert, 2007), Brasil (Ghisi e Oliveira, 2007), China (Chang e Ma, 2012; Tang et al, 2006; Yi et al, 2011), Países europeus e mediterrânicos (Angelakis e Bontoux, 2001; Bixio et al, 2006; EEE, 2012), Alemanha (Nolde, 2005), Japão (Asano et al, 1996), Médio Oriente (Friedler et al, 2006; Mouradet et al, 2011), Portugal (APE, 2012; Coutinho, 2009; Levy, 2008; MAOTDR, 2007; Monte e Albuquerque, 2010; Paiva, 2008) e Reino Unido (Hillset et al, 2002; Memon et al, 2005).

Alguns países são especialmente activos na vanguarda da reutilização das águas residuais. O conceito de sistemas duais para separar a água de abastecimento de alta qualidade da de baixa qualidade é conhecido nos EUA há muito tempo. O primeiro sistema dual foi instalado em Grand Canyon Village, em 1926, e os padrões mais antigos para reutilização da água foram estabelecidos na Califórnia, em 1978 (Okun, 1996; Trussell et al., 2012). A Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos fornece documentação actualizada sobre a reutilização da água (EPA, 2012).

A Austrália é uma nação precursora que acumula uma vasta experiência, fortemente motivada pela escassez de água (Anderson, 2006; DHGWA, 2011; Lago e Bond, 2007; Mainali et al., 2013; Radcliffe, 2006; Simpson e Stratton, 2011; Willis et al., 2011; WSAA, 2004). Neste país, onde a aceitação da reutilização das águas residuais tratadas em descargas sanitárias e jardinagem pela comunidade é alta, a experiência mostra que o uso destas águas poderá alcançar uma economia de água de 30% a 50% do consumo total de água para habitação (Muthukumaran et al., 2011). Na verdade, a água recuperada para descargas sanitárias, rega de jardins e lavagem de carros é considerada como "business as usual". A reutilização destas águas noutros fins está a ser estudada, como por exemplo na lavagem de roupa de uso doméstico (Mainali et al., 2013). Em Israel, uma alta percentagem de participantes num estudo revelou preocupação com a "poupança de água", "minimização de importação de água do exterior", "redução de custos de infra-estruturas", e "melhoria ambiental", e opções de reutilização de contacto médio, tais como jardins e calçada (95%), descargas em WC doméstico (85%) e combate a incêndios (96%) (Friedler et al., 2006).

A boa vontade do público para usar a água recuperada depende da percepção pública (Haddad et al., 2009; Hartley, 2006). Percepção e aceitação são fundamentais para o sucesso de projectos de recuperação de água municipal (Chang e Ma, 2012; Hurlimann et al., 2008; Kandiah et al., 2013; P et al., 2003). Hurlimann et al. (2008) concluiu que os retalhistas de água recuperada, autoridades de água recuperada e os decisores políticos devem estar cientes de que a satisfação das comunidades com a reutilização das águas residuais depende da confiança crescente, percepção de justiça, e as percepções de qualidade e de diminuição de risco.

Avaliações económicas disponíveis confirmam o potencial da reutilização de água (Heinzel et al., 2011; Hernández et al., 2006; Listowski et al., 2013). O mesmo ocorre com avaliações ambientais relacionadas com estações de tratamento de águas residuais (ETAR) e os planos de abastecimento de água (Chenet et al., 2012b; Corominas et al., 2013; Lundie et al., 2004; Meneses et al., 2010; Muñoz et al., 2010). Especificamente, a análise do ciclo de vida (LCA) para ETAR com tratamento terciário (para fornecer água de re-uso) mostra que a adição de tratamento terciário na ETAR aumenta menos o impacto ambiental que outros métodos de produção de água (Chenet et al., 2012b; Meneses et al., 2010). Outros estudos concluem que a reciclagem da água tem o alto potencial de compensar a emissão de carbono e reconhece essa alternativa como a mais amiga do ambiente (Mo e Zhang, 2012).

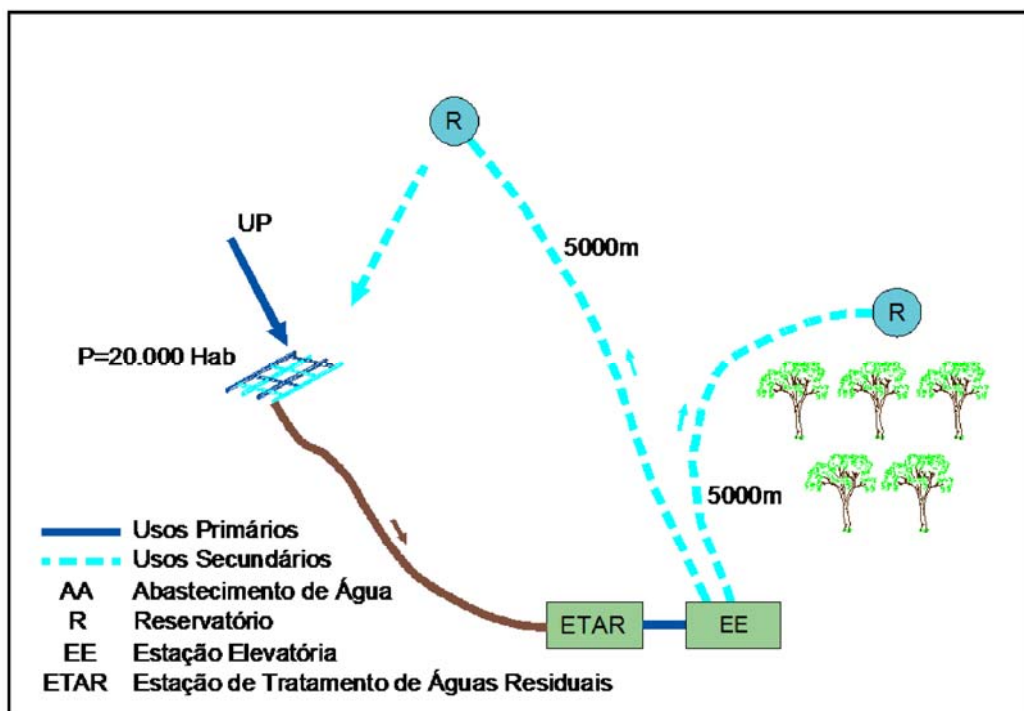
A OCDE corrobora os argumentos para a reutilização das águas residuais: "De uma perspectiva ambiental, a reutilização da água pode reduzir a procura por recursos de água doce, diversificar as fontes de água e melhorar a confiabilidade do acesso aos recursos; ela pode reduzir o volume de água residual descarregada para o meio ambiente. Sistemas descentralizados podem reduzir a energia necessária para o transporte de água a partir do ponto de produção até ao ponto de utilização; e reduzir as emissões de gases com efeito de estufa (devido à economia de energia)" (Leflaive, 2009). Hoje em dia, os sistemas de

descentralização de água já estão a ser considerados por uma série de autoridades nacionais e locais (Libralato et al, 2012; Trussell et al, 2012).

De acordo com os parágrafos anteriores, o conceito tradicional de sistema de água deve ser alterado, tal como as ETAR devem começar a ser vistas como "fábricas de água" que fornecem água para os tipos de uso que não necessitam de água potável (Al-Jayyousi, 2003; Kalavrouziotis e Apostolopoulos, 2007; Levy, 2008; Rygaard et al, 2011). Devemos prever um futuro em que a reutilização das águas residuais será uma prática generalizada.

Sistemas duais de abastecimento de água proporcionam maior e menor qualidade da água em separado (Grigg et al, 2013; Tang et al, 2007; Trussell et al, 2012; WSAA, 2004), sendo já muitos os sistemas duais em funcionamento (Okun, 2000, 1996). Dado que a maior parte da água fornecida às residências é usada para outros fins que a ingestão humana ou o contacto directo, os sistemas duais devem ser cada vez mais adoptados em meios urbanos (Grayman Et al, 2012; Rygaard et ai, 2011). No âmbito deste artigo, um sistema dual é um sistema de distribuição de água que fornece água potável e água recuperada para fins urbanos (Figura 1). Compreende a construção de duas redes de distribuição - uma para usos primários e outra, para utilizações secundárias. A água recuperada corresponde a águas residuais tratadas; o que implica que a ETAR esteja equipada com os processos de tratamento terciários adequados às utilizações secundárias previstas.

Figura 1. Reutilização de águas residuais para usos secundários



De acordo com Almeida et al. (2006), 64% da água distribuída em Portugal é consumida em usos domésticos. A análise de como os consumos domésticos são distribuídos mostra que 28% da água doméstica é usada nos autoclismos e 10% na rega exterior. Por outras palavras, 38% das utilizações domésticas de água não requerem água potável. Para além desta percentagem, outros usos, como limpeza de ruas e rega de jardins públicos, também

não necessitam de água potável. Como valor seguro, pode-se afirmar que pelo menos um terço da procura de água urbana corresponde a usos secundários, que podem ser satisfeitos por água de menor qualidade.

Em Portugal, existem dois modelos de gestão prevalentes. O primeiro corresponde à existência de uma entidade de gestão única (o município), que é responsável por todo o sistema - desde a captação de água até à descarga do efluente – modelo verticalizado. No segundo modelo, a entidade que distribui a água aos clientes (os consumidores finais), adquire a água a um fornecedor (a multimunicipal), a quem paga uma tarifa T_p (tarifa da Alta). O valor médio da T_p em Portugal é de 0,55 €/m³ (ERSAR, 2012).

Financiamento e gestão são questões críticas no desenvolvimento de projectos de reutilização de águas residuais (Schäfer et al., 2005). Leflaive (2009) considera que sistemas alternativos podem ser rentáveis, mesmo nos casos em que as infra-estruturas centrais (redes colectivas) já estão construídas, e afirma que os custos de investimento e funcionamento constituem uma questão importante na selecção de sistemas alternativos. Leflaive alega, ainda, que uma combinação de fornecimento centralizado com sistemas locais pode ser a abordagem mais prática para ajustar todas as diferentes funções dos serviços urbanos de água; e pede um maior desenvolvimento nos aspectos técnicos, regulatórios, económicos e financeiros para a incorporação de sistemas alternativos de água.

Um argumento frequente contra os sistemas duais diz respeito ao custo das infra-estruturas necessárias (Hochstrat et al., 2008), que se traduzem por uma segunda rede de distribuição de água, a extensão dos processos de tratamento de águas residuais, bombagem, armazenamento e tubagens (Levy, 2008; Paiva, 2008). No entanto, a ideia de que a reutilização das águas residuais e, por conseguinte, um sistema dual é mais oneroso do que um sistema convencional, precisa de ser analisada porque a redução no custo de aquisição da água, pode compensar o custo da segunda rede.

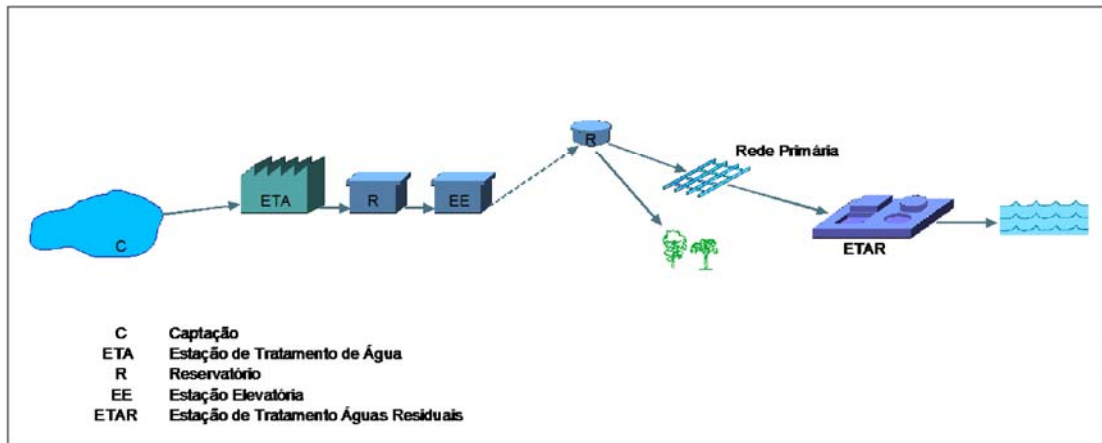
Seguidamente, estudam-se os custos de construção e de operação dos sistemas duais e convencionais para ambos os modelos de gestão. No que diz respeito à organização do texto, o capítulo 2 faz a caracterização dos sistemas de abastecimento de água convencional e dual. No capítulo 3, formula-se o quadro de avaliação de custos de ambos os modelos de gestão. No capítulo 4, usa-se este quadro para avaliar os custos dos sistemas convencionais e duais para um cenário de implementação realista; e comparam-se os custos. O capítulo 5 inclui as conclusões e considerações finais.

2. Sistemas de Abastecimento de Água

As Figuras 2 e 3 mostram, respectivamente, a configuração de um sistema convencional de água e de um sistema dual de água. Estão incluídas em ambas as captações de água. Este órgão não é obrigatório porque a água pode ser comprada.

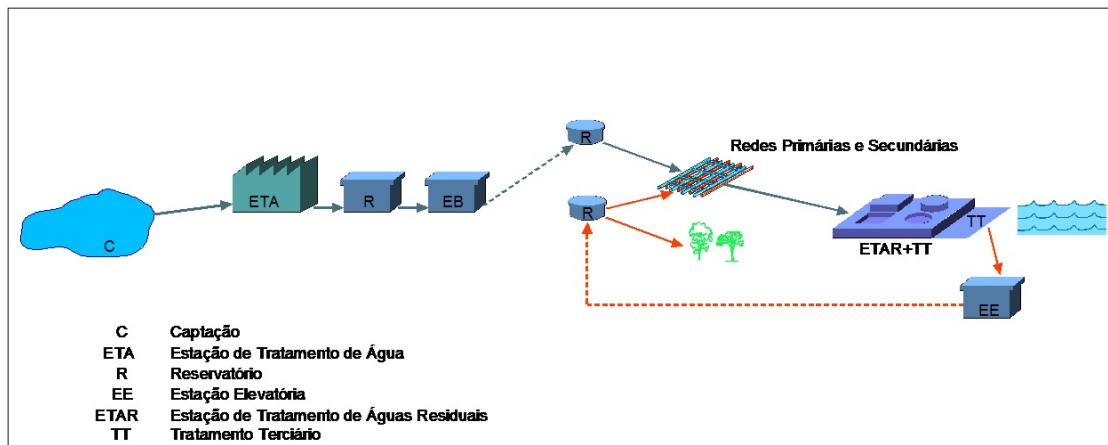
Um sistema convencional é tipicamente composto por (Figura 2): captação (C), estação de tratamento de água (ETA), reservatórios (R), tubagens, estação elevatória (EE) e rede de distribuição.

Figura 2. Sistema convencional de abastecimento de água



Um sistema dual inclui todos os órgãos que estão presentes num sistema convencional e, ainda, os que fornecem a procura de água secundária (Figura 3): reservatório, tubagens de água secundária, estação elevatória, rede de distribuição secundária e tratamento terciário na estação de tratamento de águas residuais (ETAR).

Figura 3. Sistema dual de abastecimento de água



No Quadro 1, discriminam-se as equações utilizadas para estimar os custos associados a cada órgão do sistema. Cada linha deste Quadro 1 corresponde a um dos órgãos. O tipo de elemento da última linha - tratamento terciário (TT) - é o único que está presente exclusivamente nos sistemas duais. Individualizou-se o custo do TT porque o custo da ETAR sem TT é equivalente em ambos os tipos de sistema.

Cada órgão tem um custo de construção per capita (ou investimento inicial), I_0 , que depende do tamanho da população (ou número de habitantes), P , (Lencastre, 1995; Levy, 2008; Paiva, 2008). O I_0 de alguns órgãos depende, ainda, de um parâmetro quantitativo particular, tal como o comprimento L da tubagem, ou uma altura de bombagem (ou profundidade), h . As expressões de cálculo do custo de construção, I_0 , estão presentes na segunda coluna do Quadro 1. Pode ver-se, a partir das expressões, que o valor de I_0 diminui quando a população P aumenta, o que reflecte o efeito de escala destas infra-estruturas.

A terceira coluna contém o custo anual da operação de cada tipo de elemento, que é apresentada sob a forma de uma percentagem de I_0 . A quarta coluna contém o número de anos do período de amortização A_P de cada tipo de elemento.

Quadro 1. Custo por tipo de órgão

Tipo de órgão	Custo de construção, I_0 (€ hab ⁻¹)	Custo anual de operação, C_{op} (%)	Período de amortização, A_P (anos)
Tratamento de água (ETA)	392,927 $P^{-0,155}$	10	20
Captação	235,986 $P^{-0,388} h^{0,257}$	9	20
Armazenamento	31,624 $P^{-0,006}$	4	20
Tubagens	0,838 $P^{-0,483} l$	4	40
Estação elevatória	117,993 $P^{-0,388} h^{0,257}$	9	10
Rede de distribuição	1010,385 $P^{-0,239}$	5	40
Tratamento terciário	949,476 $P^{-0,370}$	10	20

No caso de um sistema dual, há que confirmar que a água recuperada disponível é suficiente para satisfazer as necessidades de água secundária. Para responder a isso, é necessário comparar o efluente final da ETAR, E , com a procura para consumo secundário, S , de modo a que $E \geq S$. Sendo E calculado de acordo com (1), tendo em conta o coeficiente de afluência à rede de esgotos, c , e o consumo de água da própria ETAR, p . S é calculado de acordo com (2)

$$E = PQ_I c(1 - p) \quad (1)$$

$$S = S_s PQ_I \quad (2)$$

onde:

E - Efluente final da ETAR, l dia⁻¹;

P - Número de habitantes

Q_I - Capitação de água, l hab⁻¹ dia⁻¹;

c - Coeficiente de afluência à rede ($c \in [0, 1]$);

p - Percentagem de uso de efluente na ETAR ($p \in [0, 1]$);

S_s - Percentagem de consumo secundário ($S_s \in [0, 1]$).

Substituindo E com (1) e S com (2) em $E \geq S$, e eliminando PQ_I em ambos os lados da diferença resultante, resulta a restrição (3).

$$c(1 - p) \geq S_s \quad (3)$$

Sabe-se que o coeficiente de afluência c varia entre 0,6 e 0,8, e que o valor da água consumida na ETAR, p , não excede 20% do caudal afluente. Considerando o cenário mais desfavorável, onde $c = 0,6$ e $p = 0,2$, usa-se (3) para concluir que haverá oferta suficiente se $S_s \leq 0,48$. Assumindo que a quota de consumo secundário S_s corresponde a um terço da procura total, pode concluir-se que a água recuperada fornecida pela ETAR é suficiente para suprir a procura secundária.

3. Formulação dos Custos

São detalhados aqui os dois modelos de gestão: (1) modelo que inclui a captação de água (modelo verticalizado), em que a entidade gestora é responsável por todo o processo de abastecimento, e (2) o modelo onde a entidade gestora adquire a água a terceiros (à multimunicipal) e paga a tarifa correspondente. Comparando-se os dois, uma vez que o segundo modelo tem menos órgãos, ele terá um custo de construção inferior ao primeiro. Por outro lado, ele poderá ter um custo de operação superior, uma vez que tem que adquirir a água primária.

Os investimentos em infra-estruturas são financiados com recursos externos que são amortizados anualmente, durante o período de amortização. Sendo r a taxa de juro e A_p , o prazo de amortização, calcula-se o factor de amortização anual f usando (4).

$$f = \frac{r(1+r)^{A_p}}{(1+r)^{A_p} - 1} \quad (4)$$

A multiplicação do factor de amortização anual f pelo custo de construção I_0 dá o custo anual da amortização do investimento.

Quanto ao custo de operação anual, uma vez que se considerou no Quadro 1, o custo anual da operação C_{op} como uma percentagem do custo de construção I_0 , o valor anual é obtido através da multiplicação de C_{op} por I_0 .

a. Modelo verticalizado

No modelo verticalizado, a entidade gestora é responsável por todo o processo de fornecimento de água, desde a captação até à descarga de efluente no meio receptor. Portanto, o custo anual deste sistema corresponde à soma dos custos anuais de construção dos seus órgãos com os custos operacionais anuais dos seus órgãos, de acordo com (5).

$$C_A = \sum_{n=1}^N f_n I_{0n} + \sum_{n=1}^N C_{opn} I_{0n} \quad (5)$$

onde

C_A - Custo anual, € ano⁻¹;

f - Factor de amortização,

I_0 - Investimento inicial, €;

C_{op} - Custo anual de operação, %;

n - Número de órgãos.

Na verdade, calcula-se o custo anual utilizando (5) somente quando se considera um sistema convencional.

No caso de um sistema dual, formula-se o seu custo anual C_{ADS} de acordo com (6), onde se consideram duas parcelas que são, per si, calculadas usando (5). C_{AP} que corresponde ao custo dos órgãos para o fornecimento primário e C_{AS} que corresponde ao custo de órgãos para o fornecimento secundário. Esta separação permite usar diferentes populações de cálculo C_{AP} e C_{AS} , de acordo com as respectivas quotas de consumo.

$$C_{ADS} = C_{AP} + C_{AS} \quad (6)$$

b. Modelo de Compra de Água

O modelo que considera a compra de água reflete a situação em que a entidade gestora (a Baixa) compra a água a terceiros – a multimunicipal (a Alta). Este fornecedor de água é responsável pela captação, tratamento, e encaminhamento para os reservatórios municipais, a partir dos quais se fará a distribuição de água à população.

A entidade gestora em Baixa paga anualmente à Alta um montante igual ao produto da tarifa da Alta, T_p , pelo volume de água adquirido. A questão que se coloca neste modelo, é se é financeiramente vantajoso para a entidade gestora da Baixa ter um sistema dual, a fim de adquirir menos água à Alta. Será que a redução no custo de aquisição de água primária num sistema dual compensa o custo do sistema secundário? Estas questões serão analisadas nos capítulos seguintes.

Para calcular o custo anual de um sistema convencional dentro deste modelo, há apenas que introduzir em (5) uma nova parcela referente à tarifa T_p . Como mostrado em (7), que se multiplica T_p pelo número de dias de um ano e o consumo diário de água Q_p . Q_p é calculado, como se mostra em (8), usando a população P e o consumo diário por habitante Q_i . Note-se que Q_i terá que incluir as perdas na Baixa.

$$C'_A = \sum_{n=1}^N f_n I_{0n} + \sum_{n=1}^N C_{opn} I_{0n} + 365 T_p Q_p \quad (7)$$

$$Q_p = \frac{Q_i P}{1000} \quad (8)$$

onde

C_A - Custo anual, € ano⁻¹;

f - Factor de amortização,

I_0 - Investimento inicial, €;
 C_{op} - Custo anual de operação, %;
 T_p - Tarifa de aquisição de água primária, € m⁻³;
 Q_p - Consumo de água, m³dia⁻¹;
 Q_l - Capitação de água incluindo perdas, l hab⁻¹dia⁻¹;
 P - Número de habitantes;
 n - Número de órgãos.

No modelo de compra da água (não verticalizado) para um sistema dual, o cálculo do custo anual é dado pela expressão (9) semelhante à (6). A diferença entre elas está no número de habitantes que é servido por cada parcela. Assim, para a parcela C'_{AP} , recorre-se à expressão (7), considerando para I_0 e para o volume de água adquirido, a população servida com água primária. Para a parcela C_{AS} recorre-se à expressão (5) para estimar os custos relacionados com o fornecimento secundário.

$$C'_{ADS} = C'_{AP} + C_{AS} \quad (9)$$

4. Caso de estudo

Para cada um dos dois modelos de gestão apresentados, avaliou-se o custo de um sistema convencional e de um sistema dual para diferentes populações a servir. Para estes cálculos, admitiu-se a taxa de juro r de financiamento de 5%, e uma capitação de água incluindo perdas, Q_l , de 200 l hab⁻¹ d⁻¹.

Por forma a dimensionar os diversos órgãos dos sistemas, consideraram-se populações variando entre 5.000 e 300.000 habitantes e fixaram-se comprimentos de tubagens e alturas de bombagem.

a. Modelo verticalizado

Começando com a avaliação de um sistema convencional verticalizado (com captação de água primária), apresenta-se, no Quadro 2, os seus órgãos e os respectivos valores de dimensionamento. Definiram-se os seguintes valores: profundidade de captação, comprimento da tubagem e altura de bombagem para a estação elevatória. Os valores indicados servem unicamente para este caso de estudo, devendo ser alterados para qualquer outra situação a analisar.

Quadro 2. Órgãos dimensionados para um sistema convencional verticalizado

Órgão	Dimensionamento (m)
Estação de tratamento de água (ETA)	-
Captação	170
Armazenamento 1	-
Armazenamento 2	-
Tubagens	7 000
Estação de Elevatória	60
Rede de distribuição	-

Depois de aplicar a fórmula (5), o Quadro 3 mostra, na última coluna, os custos anuais de um sistema convencional com captação de água para uma população variando entre 5.000 e 300.000 habitantes.

Quadro 3. Custo anual por habitante de um sistema convencional verticalizado

População	Caudal diário (m ³ d ⁻¹)	Custo anual de amortização (€)	Custo anual de operação (€)	Custo anual total (€)
5 000	1 000	153 652	136 834	290 486
10 000	2 000	260 962	232 378	493 340
20 000	4 000	448 301	398 126	846 428
30 000	6 000	618 395	547 654	1 166 049
40 000	8 000	778 675	687 864	1 466 538
50 000	10 000	932 261	821 680	1 753 941
100 000	20 000	1 641 898	1 434 636	3 076 534
150 000	30 000	2 296 873	1 994 521	4 291 393
200 000	40 000	2 920 377	2 523 599	5 443 976
250 000	50 000	3 522 258	3 031 398	6 553 656
300 000	60 000	4 107 897	3 523 152	7 631 049

Passando para a avaliação de um sistema dual, apresentam-se, no Quadro 4, os órgãos do sistema e os respectivos valores de dimensionamento. Definem-se agora os seguintes valores: profundidade de captação, comprimento da tubagem para os dois sistemas e altura da bombagem para as duas estações elevatórias.

Quadro 4. Dimensionamento de órgãos para um sistema dual verticalizado

Abastecimento primário		Abastecimento secundário	
Órgão	Dimensionamento (m)	Órgão	Dimensionamento (m)
Tratamento de água (ETA)	-	Armazenamento	-
Captação	170	Tubagens 2	5 000
Armazenamento 1	-	Estação elevatória 2	30
Armazenamento 2	-	Rede de distribuição 2	-
Tubagens 1	7 000	Tratamento terciário	-
Estação elevatória 1	60		
Rede de distribuição 1	-		

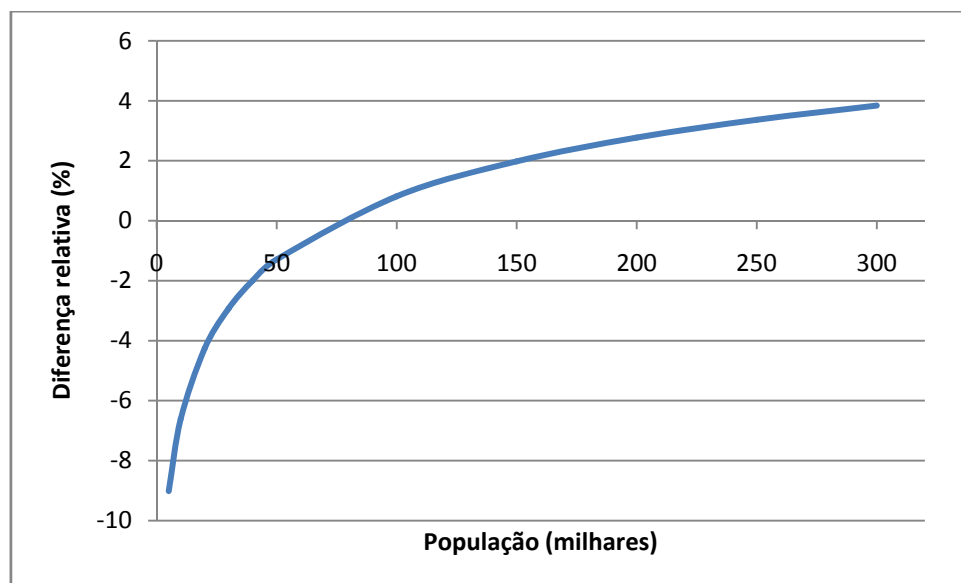
Depois de usar (6), considerando-se 70% de consumo para usos primários e 30% para utilizações secundárias, o Quadro 5 contém na última coluna o custo anual para o sistema dual considerado num cenário de captação de água.

Quadro 5. Custo anual por habitante de um sistema dual verticalizado

População	Caudal diário de água primária (m ³ d ⁻¹)	Caudal diário de água secundária (m ³ d ⁻¹)	Custo anual de amortização (€)	Custo anual de operação (€)	Custo anual total (€)
5 000	700	300	167 026	149 651	316 677
10 000	1 400	600	277 587	248 367	525 954
20 000	2 800	1 200	466 565	415 896	882 461
30 000	4 200	1 800	635 487	564 601	1 200 088
40 000	5 600	2 400	793 117	702 633	1 495 749
50 000	7 000	3 000	943 100	833 408	1 776 508
100 000	14 000	6 000	1 627 078	1 424 344	3 051 422
150 000	21 000	9 000	2 249 908	1 956 558	4 206 466
200 000	28 000	12 000	2 837 936	2 455 149	5 293 084
250 000	35 000	15 000	3 402 236	2 930 726	6 332 962
300 000	42 000	18 000	3 948 818	3 389 071	7 337 889

O gráfico da Figura 4 mostra em ordenadas a diferença relativa de custo anual total entre convencional e dual, dado por $(\text{custo conv} - \text{custo dual}) / \text{custo conv} \times 100$, de acordo com a população em abcissa. Esta diferença é positiva, acima de 76.000, isto é, o sistema dual torna-se financeiramente vantajoso acima de 76.000 habitantes.

Figura 4. Diferença percentual de custo entre os sistemas convencional e dual, com captação de água



b. Modelo de compra de água

Considere-se agora um sistema onde a água primária é comprada à Alta, com um T_P tarifário de 0,55 (€ m³).

No caso de um sistema convencional, este terá dois órgãos: reservatório e rede de distribuição. Calcula-se o custo anual deste sistema usando (7).

Quadro 6. Custo anual por habitante de um sistema convencional, com compra de água

População	Custo anual de amortização (€)	Custo anual de operação (€)	Valor de compra (€)	Custo anual total (€)
5 000	50 507	38 999	200 750	290 256
10 000	89 173	67 875	401 500	558 549
20 000	124 645	94 024	602 250	820 919
30 000	158 251	118 581	803 000	1 079 833
40 000	221 904	164 660	1 204 500	1 591 064
50 000	340 678	249 544	2 007 500	2 597 721
100 000	612 653	440 499	4 015 000	5 068 152
150 000	866 049	615 647	6 022 500	7 504 196
200 000	1 108 586	781 564	8 030 000	9 920 149
250 000	1 343 597	941 088	10 037 500	12 322 185
300 000	1 572 923	1 095 786	12 045 000	14 713 709

No caso de um sistema dual, o Quadro 7 contém os órgãos que o compõem e os respectivos valores de dimensionamento. Definem-se o comprimento da tubagem e a altura de bombagem.

Quadro 7. Dimensionamento dos órgãos para um sistema dual com compra de água

Abastecimento primário		Abastecimento secundário	
Órgão	Dimensionamento (m)	Órgão	Dimensionamento (m)
Armazenamento 1	-	Armazenamento 2	-
Rede de distribuição 1	-	Tubagens	5 000
		Estação elevatória	30
		Rede de distribuição 2	-
		Tratamento terciário	-

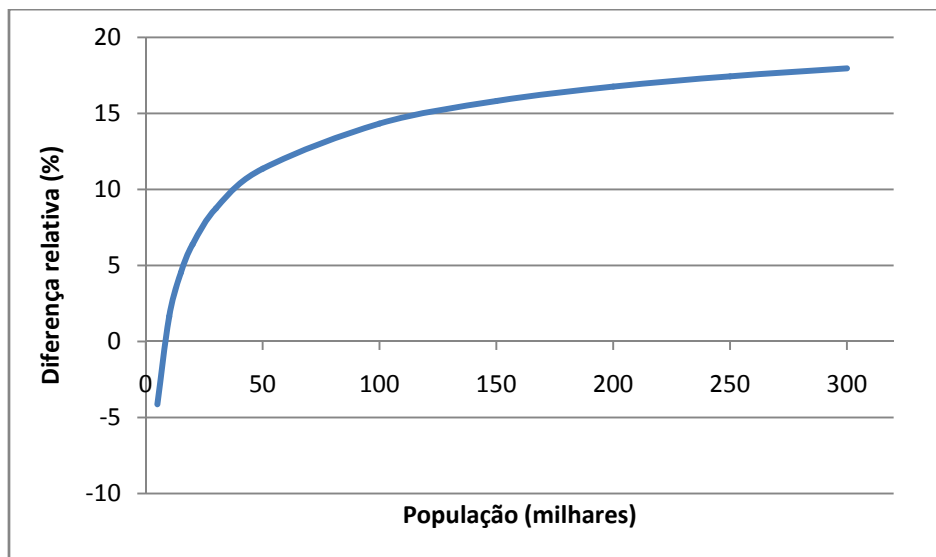
Finalmente, usa-se (9) para determinar o custo do sistema dual, considerando uma quota de 70% (30%) para consumo primário (secundário).

Quadro 8. Custo anual por habitante de um sistema dual com a compra de água

População	Custo anual de amortização (€)	Custo anual de operação (€)	Valor de compra (€)	Custo anual total (€)
5 000	87 268	74 450	140 525	302 243
10 000	145 686	122 632	281 050	549 368
20 000	197 433	164 722	421 575	783 730
30 000	245 416	203 378	562 100	1 010 894
40 000	334 391	274 313	843 150	1 451 854
50 000	496 049	401 334	1 405 250	2 302 633
100 000	854 212	677 037	2 810 500	4 341 749
150 000	1 179 267	922 660	4 215 750	6 317 677
200 000	1 485 482	1 151 192	5 621 000	8 257 675
250 000	1 778 861	1 368 097	7 026 250	10 173 208
300 000	2 062 665	1 576 335	8 431 500	12 070 501

O gráfico da Figura 5 mostra a diferença relativa entre o custo anual total de um sistema convencional e de um sistema dual quando a água é comprada. Este valor é positivo, acima de 8.000 habitantes, isto é, o sistema dual torna-se financeiramente vantajoso a partir daquele limite.

Figura 5. Diferença percentual de custo entre os sistemas convencional e dual, com compra de água

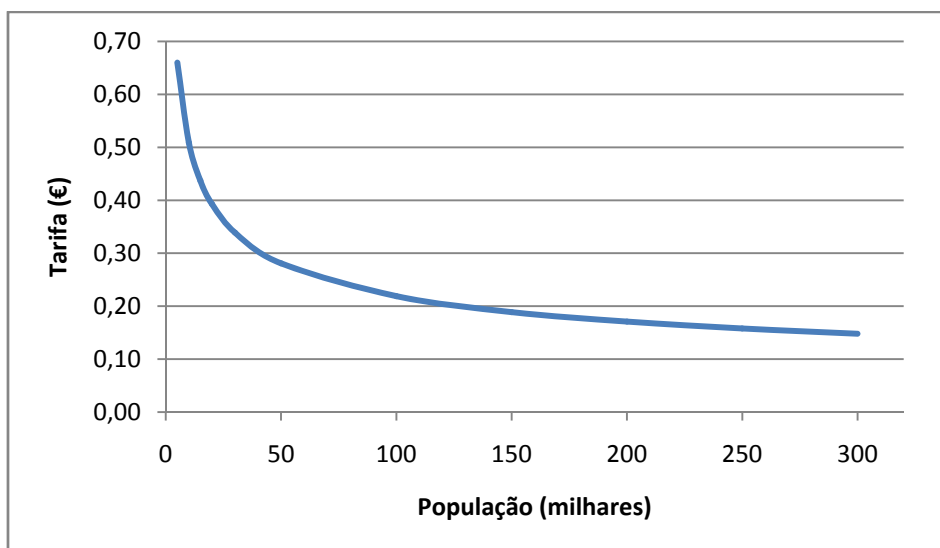


c. Discussão

Considerando-se os gráficos das Figuras 4 e 5, conclui-se que para os cenários considerados, um sistema dual torna-se mais económico do que um sistema convencional, quando a população ultrapassa um determinado limite. Estes limites variarão com a tarifa em Alta e as dimensões dos órgãos, nomeadamente, comprimentos das tubagens e alturas de elevação.

O gráfico da Figura 6 evidencia que num cenário de compra de água, o sistema dual pode ser compensador para populações reduzidas, se o valor da tarifa em Alta for elevado.

Figura 6. Valor limite da tarifa de compra de água que favorece o sistema dual



Além da redução de custo, um sistema dual é eco-amigável. Veja-se que, por exemplo, para uma população de 100.000 habitantes, 30% de economia de água representam 6.000 m³ de água doce não removida do ambiente natural. Esta economia é de extrema importância quando há escassez de água ou captações de fraca qualidade.

5. Conclusões

Há benefícios óbvios relacionados com a preservação (em quantidade e qualidade) dos recursos de água doce resultantes da reutilização das águas residuais. A reutilização é uma opção adequada para pôr em prática a recomendação da ONU para implementar novas fontes de abastecimento de água. Considerou-se aqui um sistema dual como um sistema de abastecimento de água que fornece duas redes de distribuição, um para água potável e outro para água reciclada. A implementação generalizada de sistemas duais, no contexto urbano, terá um impacto muito positivo sobre o meio ambiente, pois o consumo de água de fontes tradicionais será reduzido em cerca de um terço.

A construção de duas redes de distribuição e a extensão da ETAR com tratamento terciário implicam custos de construção e de operação adicionais. Com o objectivo de avaliar a viabilidade financeira dos sistemas duais, formulou-se um Quadro de avaliação de custos. Usando essa estrutura, é possível confirmar o potencial financeiro dos sistemas duais em relação aos sistemas convencionais. Foram tomados dois modelos de gestão em consideração: aquele em que a entidade gestora é responsável por todo o sistema (modelo verticalizado) e outro, onde o município adquire a água a um fornecedor (à Alta).

Concluiu-se que, quando a água é comprada na tarifa considerada, a redução de custos devido à implementação de um sistema dual começa a partir de uma população acima de aproximadamente 8.000 habitantes. Tendo captações próprias, este limite de população é de aproximadamente 80.000 habitantes.

Como nota final, deve-se salientar que, para implementar um sistema dual, será necessário, não só ter em conta a construção de uma segunda rede de distribuição municipal, como também levar as empresas que promovem imobiliário, turismo e empreendimentos industriais a construir redes secundárias dentro dos edifícios. Sem eles, o consumo secundário municipal será abaixo dos 30% esperados. Para conseguir isso, a tarifa da água secundária tem de ser fixada a um preço sedutor (Molinos-Senante Et al., 2013), bem abaixo da tarifa da água primária.

Referências

- Al-Jayyousi, O. R. (2003). Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156(1–3), 181–192. doi:10.1016/S0011-9164(03)00340-0
- Almeida, M. do C., Vieira, P., Ribeiro, R. (2006). *Uso eficiente da água no sector urbano*. Lisboa, Portugal: Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), Instituto da Água (INAG), Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC).
- Anderson, J. (2003). The environmental benefits of water recycling and reuse. *Water Supply*, 3(4), 1–10.
- Anderson, J. (2006). Integrating recycled water into urban water supply solutions. *Desalination*, 187(1–3), 1–9. doi:10.1016/j.desal.2005.04.062

- Angelakis, A. N., Bontoux, L. (2001). Wastewater reclamation and reuse in Eureau countries. *Water Policy*, 3(1), 47–59. doi:10.1016/S1366-7017(00)00028-3
- APE. (2012). *PNUEA: Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água. Implementação 2012-2020*. Portugal: Agência Portuguesa do Ambiente, Ministério do Ambiente, do ordenamento Território e do Desenvolvimento Regional.
- Asano, T., Burton, F., Leverenz, H., Tsuchihashi, R., Tchobanoglous, G. (2007). *Water reuse: issues, technologies, and applications*. Metcalf & Eddy, McGraw-Hill, USA.
- Asano, T., Maeda, M., Takaki, M. (1996). Wastewater reclamation and reuse in Japan: Overview and implementation examples. *Water Science and Technology*, 34(11), 219–226. doi:10.1016/S0273-1223(96)00841-4
- Bakker, K. (2012). Water Security: Research Challenges and Opportunities. *Science*, 337(6097), 914–915. doi:10.1126/science.1226337
- Bixio, D., Thoeye, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin, T. (2006). Wastewater reuse in Europe. *Desalination*, 187(1–3), 89–101. doi:10.1016/j.desal.2005.04.070
- Chang, D., Ma, Z. (2012). Wastewater reclamation and reuse in Beijing: Influence factors and policy implications. *Desalination*, 297(0), 72–78. doi:10.1016/j.desal.2012.04.019
- Chen, Z., Ngo, H. H., Guo, W. (2012a). A Critical Review on the End Uses of Recycled Water. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(14), 1446–1516. doi:10.1080/10643389.2011.647788
- Chen, Z., Ngo, H. H., Guo, W. (2012b). A critical review on sustainability assessment of recycled water schemes. *Science of The Total Environment*, 426(0), 13–31. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.03.055
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., Shaw, A. (2013). Life Cycle Assessment Applied to Wastewater Treatment: state of the art. *Water Research*, (In Press). doi:10.1016/j.watres.2013.06.049
- Coutinho, A. C. (2009). *Reutilização de Água: Utilização de águas cinzentas in situ*. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal.
- DHGWA.(2011). *Guidelines for the Non-potable Uses of Recycled Water in Western Australia*. Department of Health, Government of Western Australia.
- Domènech, L., March, H., Saurí, D. (2013). Degrowth initiatives in the urban water sector? A social multi-criteria evaluation of non-conventional water alternatives in Metropolitan Barcelona. *Degrowth: From Theory to Practice*, 38(0), 44–55. doi:10.1016/j.jclepro.2011.09.020
- EEA. (2012). *Towards efficient use of water resources in Europe* (No. 1/2012). European Environment Agency.
- EPA. (2012). *Guidelines for Water Reuse* (No. EPA/600/R-12/618). U.S. Environmental Protection Agency.
- ERSAR. (2012). *RASARP 2012: Relatório anual dos serviços de águas e resíduos em Portugal*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.

- Friedler, E., Lahav, O., Jizhaki, H., Lahav, T. (2006). Study of urban population attitudes towards various wastewater reuse options: Israel as a case study. *Journal of Environmental Management*, 81(4), 360–370. doi:10.1016/j.jenvman.2005.11.013
- Ghisi, E., Oliveira, S. M. de. (2007). Potential for potable water savings by combining the use of rainwater and greywater in houses in southern Brazil. *Building and Environment*, 42(4), 1731–1742. doi:10.1016/j.buildenv.2006.02.001
- Gleick, P. H. (2003). Global Freshwater Resources: Soft-Path Solutions for the 21st Century. *Science*, 302(5650), 1524–1528. doi:10.1126/science.1089967
- Grant, S. B., Saphores, J.-D., Feldman, D. L., Hamilton, A. J., Fletcher, T. D., Cook, P. L. M., Marusic, I. (2012). Taking the “Waste” Out of “Wastewater” for Human Water Security and Ecosystem Sustainability. *Science*, 337(6095), 681–686. doi:10.1126/science.1216852
- Grayman, W., LeChevallier, M., Walski, T. (2012). Water Distribution Systems in 2050. In *Toward a Sustainable Water Future* (Vols. 1-0, pp. 243–252). American Society of Civil Engineers. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1061/9780784412077.ch26>
- Grigg, N., Rogers, P., Edmiston, S. (2013). *Dual Water Systems: Characterization and Performance for Distribution of Reclaimed Water*. Water Research Foundation.
- Haddad, B., Rozin, P., Nemeroff, C., Slovic, P. (2009). *The Psychology of Water Reclamation and Reuse: Survey Findings and Research Road Map*. Alexandria, USA: Water Reuse Foundation.
- Haines, A., Alleyne, G., Kickbusch, I., Dora, C. (2012). From the Earth Summit to Rio+20: integration of health and sustainable development. *The Lancet*, 379(9832), 2189–2197. doi:10.1016/S0140-6736(12)60779-X
- Hartley, T. W. (2006). Public perception and participation in water reuse. *Desalination*, 187(1–3), 115–126. doi:10.1016/j.desal.2005.04.072
- Heinz, I., Salgot, M., Mateo-Sagasta Dávila, J. (2011). Evaluating the costs and benefits of water reuse and exchange projects involving cities and farmers. *Water International*, 36(4), 455–466. doi:10.1080/02508060.2011.594984
- Hermanowicz, S. (2008). Sustainability in water resources management: changes in meaning and perception. *Sustainability Science*, 3(2), 181–188. doi:10.1007/s11625-008-0055-z
- Hernández, F., Urkiaga, A., De las Fuentes, L., Bis, B., Chiru, E., Balazs, B., Wintgens, T. (2006). Feasibility studies for water reuse projects: an economical approach. *Desalination*, 187(1–3), 253–261. doi:10.1016/j.desal.2005.04.084
- Hills, S., Birks, R., McKenzie, B. (2002). The Millennium Dome “Watercycle” experiment: to evaluate water efficiency and customer perception at a recycling scheme for 6 million visitors. *Water Science & Technology*, 46(6), 233–240.
- Hochstrat, R., Wintgens, T., Melin, T. (2008). Development of integrated water reuse strategies. *Desalination*, 218(1–3), 208–217. doi:10.1016/j.desal.2006.08.029
- Hurlimann, A., Hemphill, E., McKay, J., Geursen, G. (2008). Establishing components of community satisfaction with recycled water use through a structural equation model. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 1221–1232. doi:10.1016/j.jenvman.2007.06.002

- Ives, K. J. (1970). Man's control of water quality. *Pure and Applied Chemistry*, 21(3), 389–402.
- Kalavrouziotis, I. K., Apostolopoulos, C. A. (2007). An integrated environmental plan for the reuse of treated wastewater effluents from WWTP in urban areas. *Building and Environment*, 42(4), 1862–1868. doi:10.1016/j.buildenv.2006.07.016
- Kandiah, V., Zechman, E., Binder, A. (2013). An Agent-based Modeling Approach to Simulate the Influence of Consumer Behavior on Infrastructure Performance for Urban Water Reclamation Management. In *World Environmental and Water Resources Congress 2013* (pp. 2299–2306). Retrieved from <http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/9780784412947.226>
- Lahnsteiner, J., Lempert, G. (2007). Water management in Windhoek, Namibia. *Water Science & Technology*, 55(1), 441–445.
- Lake, P. S., Bond, N. R. (2007). Australian futures: Freshwater ecosystems and human water usage. *Re-imagining Australia's Futures*, 39(2–3), 288–305. doi:10.1016/j.futures.2006.01.010
- Leflaive, X. (2009). *Alternative Ways of Providing Water Emerging Options and Their Policy Implications*. Paris, France: OECD.
- Lencastre, A. C. de. (1995). *Custos de construção e exploração*. Lisboa, Portugal: Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC).
- Levy, J. de Q. (2008). *Novas fontes de abastecimento de água - reutilização e dessalinização*. Lisboa, Portugal: Ecoserviços.
- Li, F., Wichmann, K., Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of The Total Environment*, 407(11), 3439–3449. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.02.004
- Libralato, G., VolpiGhirardini, A., Avezzi, F. (2012). To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*, 94(1), 61–68. doi:10.1016/j.jenvman.2011.07.010
- Listowski, A., Ngo, H. H., Guo, W. S. (2013). Establishment of an economic evaluation model for urban recycled water. *Resources, Conservation and Recycling*, 72(0), 67–75. doi:10.1016/j.resconrec.2012.12.011
- Lundie, S., Peters, G. M., Beavis, P. C. (2004). Life Cycle Assessment for Sustainable Metropolitan Water Systems Planning. *Environmental Science & Technology*, 38(13), 3465–3473. doi:10.1021/es034206m
- Mainali, B., Pham, T. T. N., Ngo, H. H., Guo, W., Miechel, C., O'Halloran, K., Listowski, A. (2013). Vision and perception of community on the use of recycled water for household laundry: A case study in Australia. *Science of The Total Environment*, 463–464(0), 657–666. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.06.008
- MAOTDR. (2007). *PEAASAR II: Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais 2007-2013*. Portugal: Ministério do Ambiente, do Ordenamento Território e do Desenvolvimento Regional.

- Memon, F. A., Butler, D., Han, W., Liu, S., Makropoulos, C., Avery, L. M., Pidou, M. (2005). Economic assessment tool for greywater recycling systems. *Proceedings of the ICE-Engineering Sustainability*, 158(3), 155–161.
- Meneses, M., Pasqualino, J. C., Castells, F. (2010). Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. *Chemosphere*, 81(2), 266–272. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.05.053
- Miller, G. W. (2006). Integrated concepts in water reuse: managing global water needs. *Desalination*, 187(1–3), 65–75. doi:10.1016/j.desal.2005.04.068
- Mo, W., Zhang, Q. (2012). Can municipal wastewater treatment systems be carbon neutral? *Journal of Environmental Management*, 112(0), 360–367. doi:10.1016/j.jenvman.2012.08.014
- Molinos-Senante, M., Hernandez-Sancho, F., Sala-Garrido, R. (2013). Tariffs and Cost Recovery in Water Reuse. *Water Resources Management*, 27(6), 1797–1808. doi:10.1007/s11269-012-0111-4
- Monte, H., Albuquerque, A. (2010). *Reutilização de Águas Residuais*. Portugal: Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.
- Moroglu, M., Yazgan, M. S. (2008). Implementation of EU Water Framework Directive in Turkey. *Desalination*, 226(1–3), 271–278. doi:10.1016/j.desal.2007.01.245
- Mourad, K. A., Berndtsson, J. C., Berndtsson, R. (2011). Potential fresh water saving using greywater in toilet flushing in Syria. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2447–2453. doi:10.1016/j.jenvman.2011.05.004
- Muñoz, I., Milà-i-Canals, L., Fernández-Alba, A. R. (2010). Life Cycle Assessment of Water Supply Plans in Mediterranean Spain. *Journal of Industrial Ecology*, 14(6), 902–918. doi:10.1111/j.1530-9290.2010.00271.x
- Muthukumar, S., Baskaran, K., Sexton, N. (2011). Quantification of potable water savings by residential water conservation and reuse – A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 945–952. doi:10.1016/j.resconrec.2011.04.013
- Mylopoulos, Y. A., Kolokytha, E. G. (2008). Integrated water management in shared water resources: The EU Water Framework Directive implementation in Greece. *Physics and Chemistry of the Earth*, 33(5), 347–353. doi:10.1016/j.pce.2008.02.031
- Nolde, E. (2005). Greywater recycling systems in Germany results, experiences and guidelines. *Water Science & Technology*, 51(10), 203–210.
- Okun, D. A. (1996). Water reclamation and nonpotable reuse: an option for meeting urban water supply needs. *Desalination*, 106(1–3), 205–212. doi:10.1016/S0011-9164(96)00110-5
- Okun, D. A. (2000). Water Reclamation and Unrestricted Nonpotable Reuse: A New Tool in Urban Water Management. *Annual Review of Public Health*, 21(1), 223–245.
- Paiva, J. N. S. de. (2008). *Avaliação Técnica e Económica de Sistemas Duais de Abastecimento de Água*. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal.

- Po, M., Kaercher, J. D., Nancarrow, B. E. (2003). *Literature Review of Factors Influencing Public Perceptions of Water Reuse* (No. 54/03). Perth: CSIRO Land and Water. Retrieved from <http://www.clw.csiro.au/publications/technical2003/tr54-03.pdf>
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*, 55(1), 147–170. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x
- Radcliffe, J. C. (2006). Future directions for water recycling in Australia. *Desalination*, 187(1–3), 77–87. doi:10.1016/j.desal.2005.04.069
- Rygaard, M., Binning, P. J., Albrechtsen, H.-J. (2011). Increasing urban water self-sufficiency: New era, new challenges. *Journal of Environmental Management*, 92(1), 185–194. doi:10.1016/j.jenvman.2010.09.009
- Sala, L., Serra, M. (2004). Towards sustainability in water recycling. *Water Science & Technology*, 50(2), 1–7.
- Schäfer, A. I., Ravazzini, A., Aharoni, A., Savic, D., Thoeye, C. (2005). Municipal wastewater reclamation: Where do we stand? An overview of treatment technology and management practice. *Water Science and Technology: Water Supply*, 5(1), 77–85.
- Simpson, J., Stratton, H. (2011). *Talking about water: words and images that enhance understanding*. Canberra, Australia: National Water Commission.
- Tang, S. L., Yue, D. P., Ku, D. C. (2007). *Engineering and costs of dual water supply systems*. IWA Publishing.
- Tang, S. L., Yue, D. P. T., Li, X. Z. (2006). Comparison of engineering costs of raw freshwater, reclaimed water and seawater for toilet flushing in Hong Kong. *Water and Environment Journal*, 20(4), 240–247. doi:10.1111/j.1747-6593.2006.00036.x
- Toze, S. (2006). Water reuse and health risks — real vs. perceived. *Desalination*, 187(1–3), 41–51. doi:10.1016/j.desal.2005.04.066
- Trussell, R. R., Anderson, H. A., Archuleta, E. G., Crook, J., Drewes, J. E., Fort, D. D., Jiang, S. (2012). *Water reuse: potential for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater*. The National Academies Press, Washington, DC.
- UN. (1992). Outcome document of “Earth Summit” - UN Conference on Environment & Development: Agenda 21. United Nations.
- UN. (2012). The zero draft of the outcome document of “RIO+20” - UN Conference on Sustainable Development: The Future We Want. United Nations.
- UNESCO. (2010). *Engineering: Issues Challenges and Opportunities for Development*. Paris: UNESCO.
- Willis, R. M., Stewart, R. A., Williams, P. R., Hacker, C. H., Emmonds, S. C., Capati, G. (2011). Residential potable and recycled water end uses in a dual reticulated supply system. *Desalination*, 272(1–3), 201–211. doi:10.1016/j.desal.2011.01.022
- WSAA.(2004). *Dual Water Supply System Supplement to the Water Supply Code of Australia WSA 03-2002* (No.First Edition Version 1.1 A).Water Services Association of Australia Inc.

WWAP. (2012). *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk*. Paris: UNESCO.

Yi, L., Jiao, W., Chen, X., Chen, W. (2011). An overview of reclaimed water reuse in China. *Journal of Environmental Sciences*, 23(10), 1585–1593. doi:10.1016/S1001-0742(10)60627-4