

Millenium, 2(ed espec nº2), 107-117.

AVALIAÇÃO DO EFEITO DA RECIRCULAÇÃO DE LIXIVIADOS NUM ATERRO SANITÁRIO
EVALUATION OF LEACHATE RECIRCULATION EFFECT IN LANDFILL
EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS EN VERTEDERO

Isabel Brás¹
Bruna Sofia Ferreira¹
Maria Elisabete Silva¹

¹Instituto Politécnico de Viseu, Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu, Departamento de Ambiente/ Centro de Estudos em Educação, Tecnologias e Saúde (CI&DETS), Viseu, Portugal

Isabel Brás - ipbras@estv.ipv.pt | Bruna Sofia Ferreira - bruna10146@hotmail.com | Maria Elisabete Silva - beta@estv.ipv.pt

Autor Correspondente

Maria Elisabete Ferreira Silva
Campus Politécnico de Repeses
3504-510 Viseu, Portugal
beta@estv.ipv.pt

RECEBIDO: 05 de janeiro de 2016

ACEITE: 30 de maio de 2017

RESUMO

Introdução: O aterro sanitário é uma técnica que aplica princípios de engenharia para confinar os resíduos numa menor área possível, reduzindo o seu volume. Deste tratamento resultam nomeadamente a produção de lixiviados, pelo que se impõe o estudo da sua recirculação.

Objetivos: Fornecer uma perspetiva da prática do efeito da recirculação de lixiviados e de questões técnicas que o diferenciam dos aterros convencionais, tendo por base o aterro sanitário de Bigorne.

Métodos: Efetuou-se o levantamento de diversos parâmetros físicos e químicos durante um período de 10 anos exploração do aterro, seguindo-se o respectivo tratamento estatístico.

Resultados: A análise dos dados mostrou que a produção de lixiviados diminui com o início da recirculação de lixiviados, assim como a condutividade, após um aumento gradual, a carência bioquímica de O₂ (CBO₅) e carência química de O₂ (CQO). Por sua vez, a concentração de azoto amoniacal tende a permanecer elevada e o pH aumenta para valores com carácter básico. As concentrações dos elementos minerais apresentaram um perfil variável. O chumbo e manganês tendem a diminuir, enquanto as concentrações dos elementos crómio, sódio e potássio tendem a aumentar. Quanto aos restantes elementos minerais (zinco, cobre, ferro, níquel, magnésio e cálcio), verifica-se que as suas concentrações tendem a se manter constantes. A maioria das correlações efetuadas entre a idade do aterro, o caudal recirculado e os elementos minerais não evidenciou correlações significativas. Salienta-se apenas a correlação significativa positiva entre o caudal recirculado com o crómio e potássio, evidenciando o efeito do caudal no aumento da concentração destes elementos minerais no interior do aterro.

Conclusões: Estudar os mecanismos que controlam o comportamento de aterros com recirculação de lixiviados, permite o desenvolvimento de ferramentas de gestão adequadas às especificidades dos aterros.

Palavras-chave: aterro sanitário, correlações, elementos minerais, lixiviado, recirculação

ABSTRACT

Introduction: Landfill is a technique that applies engineering principles to confine the waste to a smallest area, reducing its volume. From this treatment results the production of leachates, for which reason a study of their recirculation is required.

Objetives: Provide a practical approach about the technical profile of the leachate recirculation which it is different from conventional landfilling operation system, based on the Bigorne landfill.

Methods: Compilation of the physicochemical parameters for ten years of exploration, followed by the statistical analyse.

Results: The results showed that the leachate production decreased with the beginning of leachate recirculation, the electric conductivity decreased after one gradual increase period, as for biochemical oxygen demand (BOD₅) and chemical oxygen demand (COD). The ammonia-nitrogen was high and the pH increased to values higher than the neutral range. The mineral elements registered a variable trend. The lead and manganese content decreased, however the chromium, sodium and potassium increased. Other mineral elements studied (zinc, copper, iron, nickel, magnesium and calcium) showed the same profile with a constant concentration. The correlations between the landfill age, the recirculated leachate flow and the mineral elements did not exhibited significant correlations. Only a significant positive correlation between the leachate recirculated flow with the chromium and potassium content was evidenced, showing the effect of the recirculation in the increase of these mineral elements in the landfill.

Conclusion: To study the mechanisms that control the behavior of landfills with leachate recirculation, allows the development of management tools adapted to the specificities of landfills.

Keywords: Landfill; correlations; mineral elements; leachate; recirculation

RESUMEN

Introducción: El relleno sanitario es una técnica que aplica principios de ingeniería para confinar los residuos en una menor área posible, reduciendo su volumen. De este tratamiento resultan, en particular, la producción de lixiviados, por lo que se impone el estudio de su recirculación.

Objetivos: Proporcionar una perspectiva de la práctica del efecto de la recirculación de lixiviados y de cuestiones técnicas que lo diferencian de los vertederos convencionales, teniendo como base el relleno sanitario de Bigorne.

Métodos: Compilación de los parámetros físico-químicos para diez años de exploración, tras su tratamiento estadístico.

Resultados: Los resultados mostraron que la producción de lixiviados disminuyó con el inicio de la recirculación de lixiviados, la conductividad eléctrica disminuyó después de un período de incremento gradual, como para DBO₅ y DQO. El nitrógeno amoniacal quedó alto y el pH aumentaba a valores superiores al intervalo neutro. Los elementos minerales registraron una tendencia variable. El plomo y el contenido de manganeso disminuyeron, sin embargo el como, el sodio y el potasio aumentaron. Otros elementos minerales estudiados (zinc, cobre, hierro, níquel, magnesio y calcio) mostraron el mismo perfil

con una concentración constante. Las correlaciones entre la edad del vertedero, el flujo de lixiviado recirculado y los elementos minerales no mostraron correlaciones significativas. Sólo se evidenció una correlación positiva significativa entre el flujo recirculado de lixiviado con el contenido de cromo y potasio, mostrando el efecto de la recirculación en el incremento de estos elementos minerales en el vertedero.

Conclusión: Estudiar los mecanismos que controlan el comportamiento de los vertederos con recirculación de lixiviados, permite el desarrollo de herramientas de gestión adecuadas a las especificidades de los vertederos.

Palabras Clave: Correlaciones; elementos minerales; vertedero; lixiviado; recirculación

1. ENQUADRAMENTO TEÓRICO

O aterro sanitário é o método mais utilizado para a deposição final e controlada de resíduos (Oakley et al., 2012), minimizando os riscos para a segurança e saúde pública relativamente a outros métodos não controlados (Tchobanoglous et al., 1993). Esta técnica aplica princípios de engenharia para confinar os resíduos numa menor área possível, reduzindo o seu volume. Mesmo sendo considerado um método seguro de tratamento de resíduos, deste resultam a produção de biogás e de lixiviados. Estes efluentes necessitam de ser drenados, coletados e tratados adequadamente, para evitar que sejam lançados no meio ambiente provocando impactes ambientais significativos.

Nas últimas décadas, ocorreram mudanças consideráveis no projeto e operação dos aterros sanitários, surgindo novas alternativas no tratamento dos lixiviados, tais como a recirculação de lixiviados. O conceito de operação de um aterro como um biorreator, conceito associado à recirculação de lixiviados surgiu pela primeira vez na década de 1970, mas só nos últimos anos é que tem recebido uma atenção crescente (Manzur et al., 2016). Esta técnica consiste, essencialmente, na introdução de lixiviados no aterro sanitário após um pré-tratamento. Dentro destes tratamentos salienta-se a osmose inversa (Coday et al., 2014), que consiste na separação, por ação de elevadas pressões, da água de uma mistura que passa por uma membrana, retendo de um lado o concentrado e do outro o permeado tratado.

A recirculação de lixiviados num aterro sanitário possibilita otimizar o processo de biodegradação de forma a estabilizar os resíduos e aumentar a produção de biogás (Manzur et al., 2016). Deste modo, um aterro biorreator transforma e degrada rapidamente os resíduos orgânicos, sendo a estabilização conseguida pela injeção de líquido e/ou ar para melhorar os processos microbianos, tais como as águas pluviais, águas residuais e lamas de ETAR para complementar os lixiviados e incrementar a biodegradação dos resíduos (EPA, 2006; Manzur et al., 2016). Este princípio faz com que estes aterros se afastem do conceito de um aterro convencional onde se pretende, minimizar a humidade no aterro. No entanto, a recirculação do lixiviado num aterro poderá aumentar a concentração de matéria orgânica refractária, bem como metais pesados, orgânicos clorados e sais inorgânicos podendo inibir a actividade microbiológica, tal como a metagénese (He et al., 2015). Hao et al. (2008) afirmam que a recirculação do lixiviado poderá promover o aumento da resistência à transferência de massa e acumulação do biogás tendo por consequência a diminuição da degradação dos resíduos depositados.

Neste estudo, pretendeu-se avaliar as principais características do lixiviado do aterro sanitário de Bigorne, visto aplicar a recirculação como processo de tratamento deste, de forma a analisar os efeitos da recirculação do lixiviado no aterro durante os primeiros 10 anos de exploração.

2. MÉTODOS E DADOS DE BASE

O aterro sanitário de Bigorne (M-21797; P-148692) destina-se à deposição de resíduos urbanos não perigosos. Este entrou em exploração em dezembro de 2001, possuindo uma área afeta à deposição de resíduos de 40000 m² e com uma capacidade de encaixe de 548000 m³. Está localizado no concelho de Lamego, mais propriamente na freguesia de Bigorne. O aterro admite para deposição, os resíduos que constam na sua licença de exploração, sendo os resíduos urbanos na aceção da alínea v) do Artigo 4º do Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de agosto, e o refugo proveniente de operação de triagem das embalagens recolhidas seletivamente, caso não exista uma alternativa de valorização. A RESINORTE S.A. -Unidade de Produção de Lamego, de acordo com a licença ambiental encontra-se obrigada a efetuar, durante a fase de exploração, a monitorização diária dos parâmetros meteorológicos, tendo a estação meteorológica entrado em funcionamento no ano 2003.

Os lixiviados produzidos no aterro sanitário são encaminhadas para a estação de tratamento de águas lixiviantes (ETAL) e tratados por osmose inversa. O permeado corresponde ao produto final, preparado para ser lançado na linha de água, a ribeira de Poldras pertencente à Bacia Hidrográfica do Douro. O concentrado é devolvido à massa de resíduos do aterro, constituindo o recirculado. A monitorização do lixiviado realiza-se por intermédio de análises periódicas e a recolha das amostras efetua-se à entrada da lagoa de regularização existente na zona da ETAL. Os parâmetros físicos e químicos analisados mensalmente, trimestralmente e

semestralmente aos lixiviados, estão descritos na Licença de Exploração concedida à entidade gestora, em concordância com o Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de Agosto.

No presente estudo, a informação de base relativa às análises dos lixiviados foi obtida dos Relatórios Ambientais Anuais (RAA) que a RESINORTE S. A. - Unidade de Produção de Lamego elabora no sentido de enviar à Agência Portuguesa do Ambiente. O período de análise abrangeu os primeiros 10 anos de funcionamento (T0 a T10). A análise foi efetuada considerando que a taxa de recirculação varia entre os 30% e os 40% do caudal de lixiviado. No entanto, verificou-se que em determinados anos essa taxa era superior devido a avarias no sistema de tratamento das águas lixivantes, o que obrigavam a um aumento de recirculação do caudal de lixiviado produzido.

Os dados do lixiviado foram tratados e analisados estatisticamente com recurso ao *software* estatístico SPSS 20.0 (*Statistical Package for Social Sciences*), para testar a significância estatística do coeficiente de correlação linear de Pearson. Este coeficiente quantifica (através de uma medida que varia de -1 a +1) a intensidade da associação linear existente entre variáveis.

3. RESULTADOS

3.1 Monitorização das Águas Lixivantes

A RESINORTE S.A.- Unidade de Produção de Lamego deve garantir as condições de descarga do efluente final, em concordância com os valores limites de emissão (VLE) dispostos no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, e respeitar a licença de utilização dos recursos hídricos para descarga de águas residuais, bem como a licença ambiental (LA n.º 335/2009).

Os resultados analíticos das amostragens efetuadas ao permeado, desde o arranque (T0) até 10 anos após a exploração (T10), estão patentes na Tabela 1. Os parâmetros que ultrapassaram os VLE estão apresentados a negrito.

Tendo em consideração os VLE que foram estabelecidos na licença de utilização dos recursos hídricos para descarga de águas residuais, conclui-se que, em geral, a ETAL permitiu cumprir os requisitos impostos. Constatou-se que a maioria dos parâmetros apresentou valores inferiores aos respetivos VLE. Nos primeiros 2 anos de exploração (T0 e T1), o registo do CBO₅ revelou-se ligeiramente superior ao VLE, mas na mesma ordem de magnitude, não representando um valor significativamente preocupante. Dum modo geral, no período em análise, a concentração de azoto total, de azoto amoniacal, bem como a concentração de sulfuretos foi superior ao VLE. Esta situação deve-se ao fato de o aterro ser muito jovem, onde estes parâmetros são naturalmente mais elevados, condicionando o tratamento pelas membranas de osmose inversa. Contudo, os parâmetros relativos ao azoto não são afastados do VLE, o que já não se pode observar para o sulfureto, cujas concentrações variam bastante e acima do VLE. Esta situação resulta provavelmente do fato do sulfureto de hidrogénio ser um gás que poderá passar pelas membranas em certas condições, nomeadamente quando o efluente a tratar tem elevados teores de sólidos dissolvidos totais.

Tabela 1 - Resultados analíticos das análises efetuadas ao permeado durante o período de avaliação (fonte: Relatórios Ambientais Anuais).

Parâmetros	VLE	T0	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
pH (Escala de Sorensen)	6-9	6.0	5.4	5.0	6.1	6.4	6.5	6.2	5.9	6.1	5.5	5.7
CBO ₅ (mg/L O ₂)	40	45	44	33	7	16	5	6	9	10	8	14
CQO (mg/L O ₂)	150	95	91	127	67	88	53	51	66	72	65	82
SST (mg/L)	60	6.7	3.7	3.0	3.2	3.0	4.2	3.0	3.0	3.0	3.6	22.9
Azoto Amoniacal (mg/L NH ₄ ⁺)	10	9	7	NA	8	17	14	NA	15	9	9	20
Azoto Total (mg/L N)	15	13	11	3.0	15	18	18	9.0	10	8.9	9.5	16
Cloretos		305	NA	NA	NA	NA	NA	2.2	1.4	1.6	3.1	32
Cor	NVD	NA	NA	<5	<5	<5	<5	<5	11	NA	11	NA
Fósforo Total (mg/L P)	10	1.0	0.9	2.0	2.0	0.2	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	1.0
Nitratos (mg/L NO ₃)	50	0.5	0.9	NA	NA	NA	1.3	NA	1.0	1.0	3.0	7.9
Óleos e Gorduras (mg/L)	15	6.0	5.4	2.9	2.0	2.3	2.3	2.8	4.5	3.8	2.1	7.7
Óleos minerais (mg/L)	15	NA	NA	2.0	2.0	2.0	2.0	2.3	2.2	2.2	2.0	7.5
Arsénio Total (mg/L As)	1	2.5	0.008	0.005	0.003	0.004	0.003	0.003	0.005	0.010	0.010	0.010
Cianetos Totais (mg/L CN)	0.5	0.01	0.03	0.11	0.11	0.04	0.04	0.04	0.04	0.03	0.05	0.05
Crómio Total (mg/L Cr)	2	0.03	0.33	0.50	0.45	0.5	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.10
Fénois (mg/L)	0.5	0.92	0.7	0.06	0.10	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.07	0.01

Parâmetros	VLE	T0	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
COT		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.5	2.3
AOX		NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.18	0.20	NA	0.02	0.05
Fluoretos		0.1	NA	NA	NA	NA	NA	0.2	0.2	NA	0.2	0.1
Zinco		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.1	NA	0.1	0.1
Alumínio (mg/L Al)	10	NA	2.4	1.1	0.9	1.0	1.0	1.0	0.3	0.1	0.1	5.0
Cádmio Total (mg/L Cd)	0.2	0.02	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
Chumbo Total (mg/L Pb)	1	0.2	0.6	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	1.0
Cloro Residual Livre (mg/L)	0.5	0.01	0.07	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	NA	0.05	0.20
Cobre Total (mg/L Cu)	1	0.12	NA	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.30
Crómio Hexavalente (mg/L Cr)	0.1	NA	0.07	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.02
Ferro Total (mg/L Fe)	2	NA	0.34	0.20	0.23	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.24	0.26
Níquel Total (mg/L Ni)	2	0.12	0.33	0.20	0.20	0.20	0.38	0.20	0.20	0.20	0.20	0.50
Manganês Total (mg/L Mn)	2	0.30	0.33	0.20	0.38	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.50
Mercúrio Total (mg/L Hg)	0.05	NA	0.003	0.002	0.002	0.002	0.004	0.005	0.001	0.0002	0.0002	0.001
Sulfatos (mg/L SO₃)	2000	NA	4.3	2.3	1.0	1.8	1.5	2.8	1.8	7.8	3.7	48
Sulfuretos (mg/L S)	1	0.20	8.9	19	1.9	5.3	1.0	3.5	7.3	2.3	2.7	13

CBO₅ - Carência bioquímica de oxigénio; CQO – Carência química de oxigénio; COT – Carbono Orgânico Total; AOX – Orgânicos Halogenados Absorvíveis; NA- Parâmetro não analisado; VLE-Valor limite de emissão; NVD - Não visível na diluição.

3.2 Volume de Lixiviado

No aterro sanitário de Bigorne efetua-se regularmente o registo do volume de lixiviado produzido e do recirculado (Figura 1).

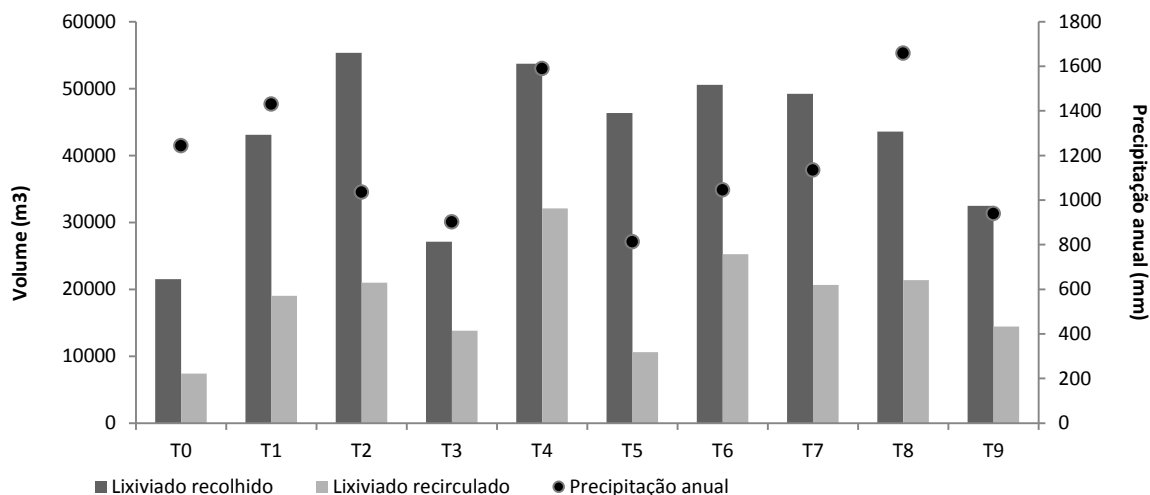


Figura 1- Volume de lixiviado recolhido e recirculado do aterro sanitário de Bigorne e a precipitação anual.

No período correspondente ao início de funcionamento, T0 até T4, não existe um perfil claro na produção de lixiviado, registando-se um aumento significativo de T3 para T4, que coincidente com o aumento da precipitação. Constata-se que após 4 anos (T4) do início da recirculação há uma tendência de diminuição no volume de lixiviados recolhidos, logo consequentemente menor volume de lixiviado gerado. Esta tendência é concordante com a observação de Benson et al. (2006), que verificaram que após o início da recirculação da fração concentrada nos aterros sanitários, a quantidade de lixiviado produzido diminuiu. Concomitantemente, Bilgili et al. (2006), no trabalho desenvolvido à escala laboratorial, demonstraram que a quantidade de lixiviados produzidos diminuiu em reatores com recirculação quando comparados com reatores sem recirculação. A maioria das investigações recentes associadas à prática da recirculação de lixiviados indicam que a redução do respetivo volume poderá ser devida à tendência dos resíduos para reter a humidade que será consumida no processo de decomposição (Shearer, 2001; Benson et al., 2006; Bilgili et al., 2006), bem como ao aumento da evaporação. O aumento dos efeitos evaporativos deve-se ao aumento da temperatura que pode ocorrer no interior do aterro devido ao incremento da actividade microbiana. O aumento da produção de biogás, consequente da recirculação, pode aumentar as estruturas porosas, intra e inter, dos resíduos, o que promove a retenção dos líquidos, contribuindo para diminuir a quantidade de lixiviado que é drenado para fora do aterro. O fluxo de líquido através de uma massa de resíduos que contém uma mistura de biogás e lixiviado, resulta na deslocação do gás

para fora desse espaço que fica a ser ocupado pelo líquido. Assim, quanto mais elevada é a taxa de recirculação, maior é a deslocação do gás dos poros (Powrie et al., 2000). No entanto, este efeito pode não ser sentido no caso dos aterros com taxa de recirculação fixa. No presente caso, taxa de recirculação estipulada é de 30 a 40%, contudo o volume de lixiviado recirculado em T4 foi superior aos restantes, devido ao fato de avarias no sistema de tratamento das águas lixivantes terem obrigado ao aumento da recirculação.

3.3. Características físicas e químicas do lixiviado

A avaliação do efeito de recirculação do lixiviado em aterro compreendeu um período de 10 anos de funcionamento. Como referido anteriormente, existem parâmetros medidos mensalmente, outros trimestralmente e ainda outros com quantificação semestral. O resultado corresponde ao valor médio anual de cada parâmetro, com as barras de erro identificando a respetiva dispersão de valores anual nas diferentes amostras. De modo geral, a variabilidade dos resultados pode dever-se a diversos factores, que estão relacionados com o facto da amostragem e respetivas análises terem sido realizadas por diferentes laboratórios externos; e como é um aterro de resíduos urbanos e equiparados, podem ser depositados resíduos de origem diferente da urbana com características físicas, químicas e biológicas específicas diferentes das comuns dos resíduos urbanos.

3.3.1. pH e Condutividade Eléctrica

A Figura 2 ilustra a evolução do pH e condutividade eléctrica do lixiviado no aterro sanitário de Bigorne. Consta-se que durante o período em análise verificou-se um aumento do pH. No início da recirculação, o valor de pH variou entre 6.5 e 7.0, sendo que em T1 este aumentou para valores entre 7.5 e 8.5. Diversos autores confirmam estas tendências, verificando que o pH aumenta para valores próximos do neutro ou superiores (Benson et al., 2006; Morris et al., 2003; Woldeyohans et al., 2014). Estes valores de pH sugerem que se ultrapassa a possível inibição da biodegradação pela acumulação de ácidos orgânicos resultantes da acção das bactérias hidrolíticas que ocorre no início do processo, beneficiando a estabilização dos resíduos (He et al., 2015).

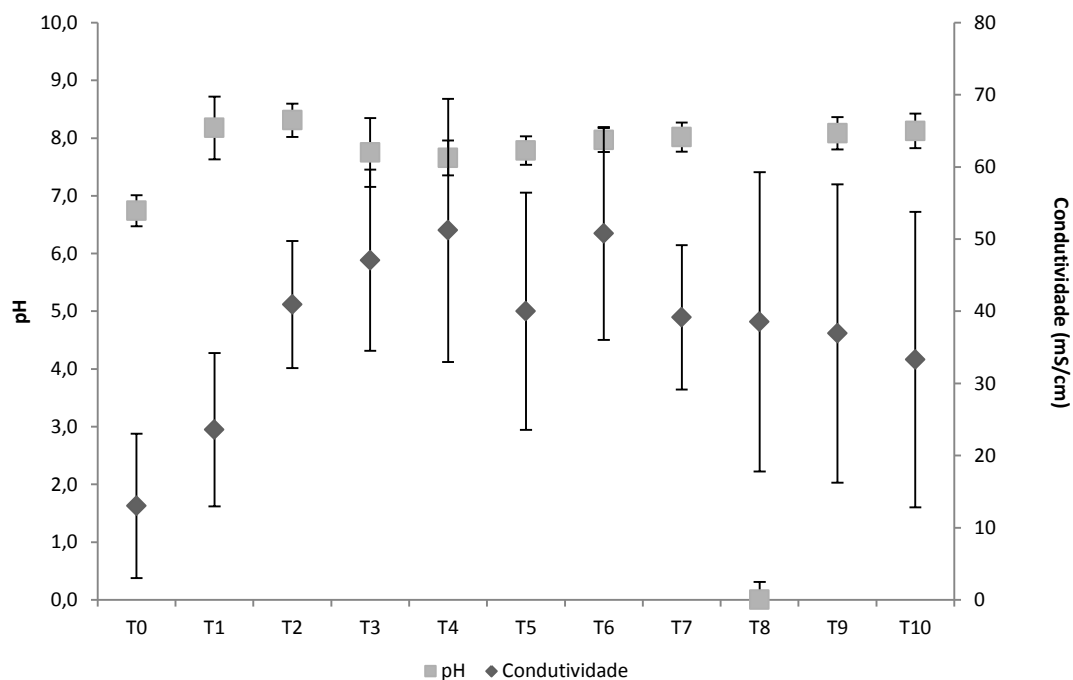


Figura 2- Variação de pH e condutividade do lixiviado do aterro sanitário de Bigorne durante o período em análise.

Algumas investigações à escala laboratorial confirmam igualmente que a tendência do pH é de aumentar com a recirculação, descrevendo valores semelhantes aos obtidos neste estudo (Bilgili et al., 2006; Jun et al., 2007; He et al., 2015). Shearer (2001) verificou que o pH aumenta ao longo do tempo para aterros com e sem recirculação de lixiviados. No entanto, nos aterros com recirculação, o pH foi sempre superior ao dos aterros sem recirculação de lixiviados, devendo-se ao aumento da degradação dos ácidos orgânicos. Estas observações sugerem que se promovem as condições propícias para o desenvolvimento do metabolismo microbiano e uma aceleração da biodegradação e consequentemente da estabilização dos resíduos.

No início do funcionamento da recirculação (Figura 2), a condutividade apresentou valores próximos dos 15 mS/cm, aumentando durante os primeiros 4 anos de exploração para valores próximos de 55 mS/cm, coincidente com o aumento da taxa de recirculação. Este aumento poderá indicar a acumulação de sais inorgânicos e metais pesados resultante da recirculação do lixiviado (He et al., 2015). Após 7 anos de funcionamento (T7) verificou-se uma tendência decrescente rondando o valor de 30 mS/cm em T10. Morris et al. (2003) e Jun et al. (2007) num estudo similar também verificam uma diminuição da condutividade após um aumento gradual. A justificação para este comportamento, prende-se principalmente com a lixiviação de alguns iões como os metais e sulfatos, entre outros fatores como a conversão de sulfatos e a respectiva precipitação a valores mais elevados de pH. Este facto é favorecido em aterros com recirculação devido á tendência de aumento dos valores de pH neste tipo de aterro. Os valores de condutividade característicos dos aterros com a recirculação de lixiviados são superiores aos valores encontrados para aterros convencionais, os quais variam ao longo do tempo entre 2.5 e 35 mS/cm (Kjeldsen et al., 2002). Esta situação decorre provavelmente do efeito de concentração dos iões em aterro.

3.3.2. CBO₅, CQO e Azoto amoniacal

Durante a estabilização dos resíduos em aterro, a matéria orgânica é convertida em CH₄, CO₂ e substâncias húmicas por intermédio de microrganismos aeróbios e anaeróbios (He et al., 2015). Podendo este processo ser seguido indirectamente pela evolução do CBO₅ e CQO (He et al., 2015; Woldeyohans et al., 2014). Esta biodegradação pode ser dividida em 4 fases: aeróbia, acidogénica, metanogénica intermédia e metanogénica estável (Tchobanoglous et al., 1993; Kjeldsen et al., 2002).

A variação do CBO₅ e CQO ao longo do tempo encontra-se representada na Figura 3. Contudo, é de referir que no período de análise T6 a T9, o parâmetro CBO₅ não foi quantificado. Pode-se observar que no início da recirculação as concentrações de CQO e CBO₅ são elevadas. Os valores encontrados são típicos de um aterro jovem (He et al., 2015), coincidente com o início da fase aeróbia. Apesar da recirculação aumentar a humidade no interior do aterro, este facto poderá não acelerar a degradação dos resíduos numa fase inicial, devido ao rápido crescimento das bactérias acidogénicas e posteriormente à acumulação de ácidos orgânicos. Esta acumulação poderá promover o desequilíbrio no balanço ecológico dos microrganismos no interior do aterro (He et al., 2015), levando a valores elevados de CQO e CBO₅. Dum modo geral, o nível de CQO mantém-se constante ou diminui, nas fases seguintes à biodegradação aeróbia, tal como se pode observar na Figura 3.

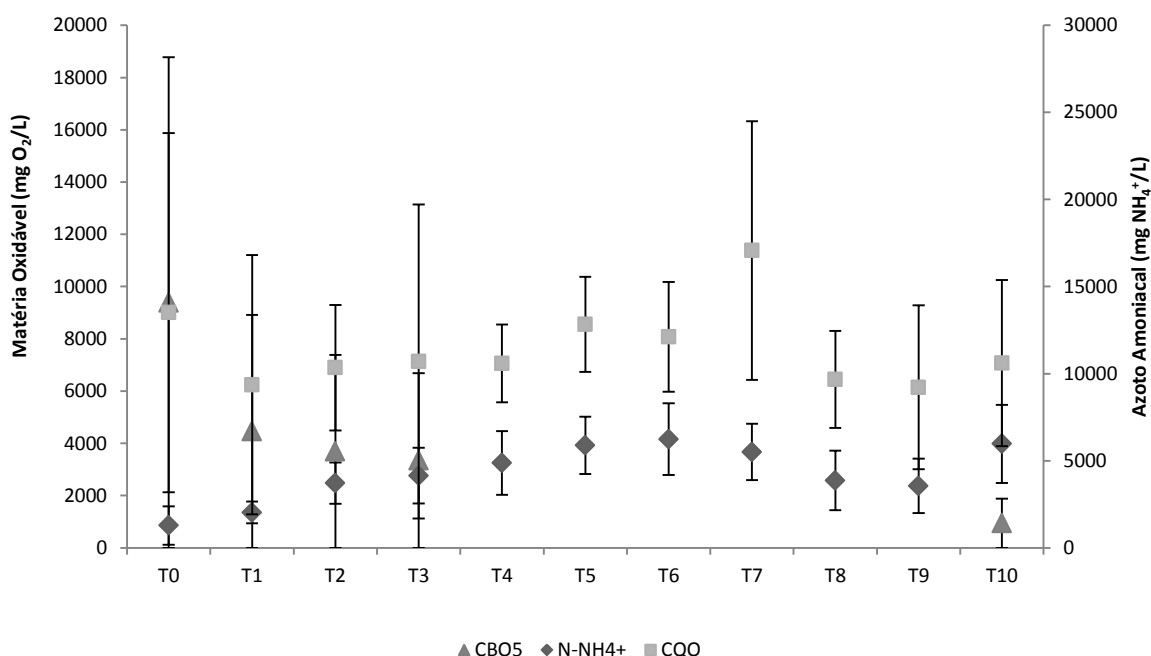


Figura 3-Variação da concentração de CBO₅, CQO e N-NH₄⁺ no aterro sanitário de Bigorne durante o período em análise.

Em aterros convencionais, o CQO do lixiviado apresenta valores entre os 22000 mg/L e 3000 mg/L, para a fase acidogénica e fase metanogénica, respetivamente (Kjeldsen et al., 2002). O CBO₅ na fase acidogénica apresenta valores na ordem dos 13000 mg/L e na fase metanogénica valores que rondam os 180 mg/L (Kjeldsen et al., 2002). No aterro em estudo, o CBO₅ apresentou tendência semelhante (9388 mg/L em T0 para 943 mg/L em T10), o que não sucedeu com o CQO (13505 mg/L em T0 a 10608

mg/L em T10). Esta situação pode decorrer da acumulação da matéria orgânica refratária no interior do aterro com recirculação, tais como os ácidos húmicos (He et al., 2015), confirmando a aumento da resistência à transferência de massa defendida por Hao et al. (2008).

A relação CBO₅/CQO é indicativa da fração dos produtos orgânicos que são degradáveis, esta varia entre 0.58 para a fase acidogénica e 0.06 para a fase metanogénica nos aterros convencionais (Kjeldsen et al., 2002). No início da recirculação, a relação CBO₅/CQO registava um valor próximo dos 0.6, concordante com o valor dum aterro jovem, que é cerca de 0.7 (Morris et al., 2003). Nos anos seguintes ocorreu uma diminuição gradual. No final do período em análise (T10), a relação CBO₅/CQO atingiu um valor aproximado de 0.1, sendo característico de um lixiviado bem decomposto e indicativo da fase metanogénica. Os valores obtidos para esta são concordantes com os valores descritos na literatura (Benson et al., 2006; Morris et al., 2003).

O azoto presente na maioria dos aterros sanitários encontra-se sob a forma de amónia, que é produzida pela degradação das proteínas e aminoácidos. O processo biológico convencional de remoção do azoto envolve a nitrificação e a desnitrificação (He et al., 2015). Este composto é considerado por vários investigadores como o componente mais significativo, a longo prazo, dos lixiviados (Bilgili et al., 2006). A recirculação dos lixiviados pode contribuir ligeiramente para o aumento da concentração do azoto amoniacal, como é observado na Figura 3. De acordo com Woldeyohans et al. (2014), no bioreactor os níveis de azoto amoniacal são superiores aos encontrados no aterro convencional. A evolução deste parâmetro demonstra um crescimento contínuo durante os primeiros 6 anos de exploração, tendo-se atingido o valor máximo de 4160 mg/L. Posteriormente, em T8 e T9 verificou-se um decréscimo, seguindo-se novamente um aumento, atingindo-se 4000 mg/L. O aumento da concentração do azoto amoniacal pode dever-se à estimulação da atividade biológica que se constata com o início da recirculação (Bilgili et al., 2006; Benson et al., 2006; Jun et al., 2007). Por outro lado, a elevada concentração de azoto amoniacal poderá sugerir que o processo de nitrificação foi inibido (He et al., 2015), consequência do reduzido valor de CBO₅ e elevado conteúdo em azoto amoniacal (Woldeyohans et al., 2014).

3.3.3. Elementos minerais

Os metais pesados normalmente encontrados no lixiviado são o ferro, cádmio, crómio, cobre, zinco, níquel e chumbo (Mudhoo & Kumar, 2013). O ferro é referenciado como podendo estimular a actividade microbiana, enquanto o cobre, zinco, cádmio e chumbo são altamente tóxicos para as reacções bioquímicas microbiológicas. Portanto, a recirculação do lixiviado deverá obedecer a um controlo rigoroso de modo a minimizar um possível efeito adverso na comunidade microbiana (Frank et al., 2016), bem como no meio ambiente envolvente.

No lixiviado em estudo foram analisados onze elementos minerais (chumbo, crómio, potássio, zinco, cobre, ferro, manganês, níquel, cálcio, magnésio e sódio) conforme se pode visualizar na Tabela 2 e cujos valores limite de emissão se encontram na Tabela 1. As concentrações de potássio, sódio, cálcio e magnésio foram as mais elevadas dos onze elementos minerais, apresentando valores máximos de 5467 mg/L, 8440 mg/L, 507 mg/L, 363 mg/L, respetivamente.

Tabela 2: Evolução dos elementos minerais (em mg/L) durante o período em análise

Período em análise	Chumbo	Crómio	Zinco	Cobre	Manganês	Níquel	Cálcio	Magnésio	Sódio	Ferro	Potássio
T0	4.70	0.50	2.15		7.76						
T1	0.60	1.10	0.46		1.55	0.40	191	201	1936	28.37	2492
T2	0.60	2.90	2.35	0.30	2.95	0.60	244	363	5255	30.03	4265
T3	0.55	0.60	0.75	0.60	2.65	0.75	326	216	4145	21.50	4783
T4	0.56	7.38	3.30	0.45	3.55	1.10	344	319	8440	24.25	5418
T5		1.47	1.50	0.25	4.40	1.00	507	314	6850	16.20	960
T6	0.50	10.45	1.10	0.30	1.85	1.00	201	167	5370	16.15	4823
T7	0.40	10.53	0.95		1.20	0.65	151	88	2925	12.85	3883
T8	0.53	5.88	1.50	0.25	1.70	0.50	215	116	2355	19.80	2750
T9	0.45	3.78	1.09	0.49	1.10	0.80	160	96	2150	10.50	2025
T10	0.87	5.05	2.85	0.3	1.75	1.25	275	225	3900		5467

No aterro sanitário de Bigorne, as concentrações dos elementos minerais do lixiviado apresentam algumas variações ao longo do período em estudo. Salienta-se que para alguns elementos minerais no período T4, ocorreu um aumento coincidente com o aumento da taxa de recirculação. As concentrações dos elementos chumbo e manganês tendem a diminuir, enquanto as concentrações dos elementos crómio, sódio e potássio apresentam uma tendência contrária. Este comportamento é

normalmente associado aos processos de precipitação, adsorção e complexação que controlam a distribuição dos elementos minerais no ambiente (Long et al., 2009 a e b). Relativamente aos restantes elementos minerais (zinco, cobre, ferro, níquel, magnésio e cálcio), verifica-se que as suas concentrações tendem a se manter constantes. Long et al. (2009 a e b) no trabalho desenvolvido para avaliar a libertação de zinco e cobre nos aterros com recirculação, observaram uma tendência semelhante aos obtidos neste estudo para os respectivos metais.

O aumento do pH influencia a remoção de alguns elementos minerais através de processos como a precipitação sob a forma de carbonatos e hidróxidos. Os precipitados de hidróxidos, na sua maioria, forma-se a pH próximo ou superior ao neutro, o que pode ser estimulado pela recirculação dos lixiviados (Jun et al., 2007). Neste sentido, os aterros que efetuam recirculação de lixiviados apresentam benefícios, visto que atingem mais rapidamente valores elevados de pH que os aterros convencionais (Woldeyohans et al., 2014).

3.4. Correlações entre os parâmetros operacionais e químicos do aterro

Com o objetivo de avaliar a relação entre a idade do aterro, o caudal recirculado e a composição química dos lixiviados aplicou-se as correlações de Pearson (Tabela 3). Como já referido, as correlações quantificam a intensidade da associação linear existente entre variáveis, através de uma medida que varia de -1 a +1. Valores mais próximos da unidade, em valor absoluto, indicam uma relação forte entre os parâmetros em análise, onde o sinal, negativo ou positivo, indicam se essa relação é direta ou indiretamente proporcional, respetivamente.

Pela análise dos resultados (Tabela 3), os parâmetros operacionais, idade do aterro e caudal de recirculação, não demonstraram qualquer correlação significativa com os parâmetros químicos, o que poderá ser devido à recirculação do lixiviado que favorece uma estabilização nas características. Esta situação é corroborada por alguns autores que observaram uma tendência de estabilização do CQO e do CBO₅ (Pessin et al., 1997; Bilgili et al., 2006; Segato & Silva, 2000) em aterros com recirculação.

Os parâmetros que se relacionam são cloretos, a condutividade, azoto amoniacal, CBO₅, CQO, COT e pH. A correlação positiva da condutividade com o azoto amoniacal e cloretos, prende-se provavelmente com o maior teor de iões dissolvidos, nomeadamente Cl⁻ e NH₄⁺.

Relativamente à matéria orgânica, a correlação entre os parâmetros de CQO, CBO₅ e COT é positiva, e concordante com o esperado, tendo em consideração que todos eles medem diferentes frações de matéria orgânica. Por último, o pH apresenta uma correlação negativa com o COT, uma vez que o COT mede toda a matéria orgânica presente sob a forma de carbono, nomeadamente ácidos orgânicos que vão sendo degradados, implicando o aumento do pH.

Tabela 1- Coeficientes de correlação de Pearson entre a idade do aterro, o caudal recirculado e a composição físico-química dos lixiviados.

	IA	Qr	N-NH ₄ ⁺	Cloretos	CE	CQO	pH	CBO ₅	COT
IA	1	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Qr		1	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
N-NH ₄ ⁺			1	0.645 [*]	0.834 ^{**}	NS	NS	NS	NS
Cloretos				1	0.754 [*]	NS	NS	NS	NS
CE					1	NS	NS	NS	NS
CQO						1	NS	0.960 [*]	0.701 [*]
pH							1	NS	-0.822 ^{**}
CBO ₅								1	0.980 [*]
COT									1

**Correlação significativa a 90% (p< 0.10); * Correlação significativa a 95% (p< 0.05); IA – Idade do aterro; Qr – caudal de recirculado; NS- Não significativo; CE – Condutividade Elétrica, N-NH₄⁺ - Azoto Amoniacal

Na Tabela 4 são correlacionados através dos coeficientes de Pearson a idade do aterro, o caudal recirculado e os elementos minerais. Pela observação das correlações, constata-se que a idade do aterro correlaciona-se negativamente com o magnésio, o que pode ser uma consequência do aumento do pH com a idade do aterro. As restantes correlações significativas são positivas, salientando-se a correlação do caudal recirculado com o crómio e potássio, evidenciando o efeito do caudal no aumento da concentração dos elementos minerais no interior do aterro. As restantes correlações positivas encontradas referem-se às correlações entre si dos diferentes elementos minerais.

Tabela 2- Coeficientes de correlação de Pearson da idade do aterro, caudal recirculado e os elementos minerais.

	IA	Qr	Chumbo	Crómio	Potássio	Zinco	Cobre	Ferro	Manganês	Níquel	Cálcio	Magnésio	Sódio
IA	1	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0.695 [*]	NS
Qr		1	NS	0.707 [*]	0.711 [*]	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Chumbo			1	NS	NS	NS	NS	0.944 ^{**}	0.928 ^{**}	NS	NS	0.772 [*]	NS
Crómio				1	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Potássio					1	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Zinco						1	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.753 [*]
Cobre							1	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Ferro								1	NS	NS	NS	NS	NS
Manganês									1	NS	0.945 ^{**}	0.868 ^{**}	0.853 ^{**}
Níquel										1	NS	NS	0.809 ^{**}
Cálcio											1	0.688 [*]	0.721 [*]
Magnésio												1	0.763 [*]
Sódio													1

**Correlação significativa a 90% (p<0.10); * Correlação significativa a 95% (p<0.05); NS- Não significativo; IA – Idade do aterro; Qr – caudal de recirculado.

Estas correlações podem fornecer um meio útil para estimar a composição do lixiviado, por intermédio da escolha de alguns parâmetros correlacionáveis. Espera-se que as propriedades do lixiviado variem ao longo do tempo, sendo um aspeto que deverá ser considerado na fase de projeto do aterro, no entanto evidencia-se o efeito de estabilização destas propriedades com a recirculação. Este facto deverá ser traduzido no projeto das estações de tratamento de águas lixivantes, as quais deverão ser adaptadas para lidar com este comportamento diferente do lixiviado em relação aos aterros convencionais.

CONCLUSÕES

Considerando o método de tratamento do lixiviado produzido no aterro, verifica-se que a qualidade do permeado que é descarregado cumpre, de forma geral, os valores de qualidade definidos. Neste estudo constata-se que a operação de um aterro com recirculação de lixiviados, o concentrado da osmose inversa, se apresenta vantajosa na previsão do volume dos lixiviados, indicando que este diminui com a recirculação. Pelo facto dos valores de pH estarem próximos da neutralidade e a relação CBO₅/CQO ser de cerca de 0.1, prevê-se que o aterro sanitário estaria na fase metanogénica. Nas concentrações dos onze elementos minerais analisados verificou-se algumas variações ao longo do período em estudo, não havendo uma tendência evolutiva semelhante. Constatou-se a influência positiva da recirculação na qualidade dos lixiviados, mostrando que recirculação contribui para a redução e homogeneização da concentração da matéria orgânica, facilitando assim o tratamento posterior comparativamente aos normalmente utilizados. A maioria das correlações efetuadas entre os diferentes parâmetros químicos com a idade do aterro e o caudal recirculado, não são significativas.

Constatou-se que o estudo efetuado foi necessário para entender os mecanismos que controlam o comportamento de aterros com recirculação de lixiviados, permitindo o desenvolvimento de ferramentas de gestão adequadas às especificidades deste tipo de aterro.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à RESINORTE S.A. -Unidade de Produção de Lamego pela disponibilização dos dados. Este trabalho é financiado por fundos nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P., no âmbito do projeto UID/Multi/04016/2016. Agradecemos adicionalmente ao Instituto Politécnico de Viseu e ao CI&DETS pelo apoio prestado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T. & Rawe, J.M. (2006). Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management Journal*, 27, 13-29.
- Bilgili, M., Demir, A. & Özkaya, B. (2006). Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 143, 177-183.
- Coday, B.D., Xu, P., Beaudry, E.G., Herron, J., Lampi, K., Hancock, N.T. & Cath, T.Y. (2014). The sweet spot of forward osmosis: treatment of produced water, drilling wastewater, and other complex and difficult liquid streams. *Desalination*, 333, 23-35.
- Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de agosto (2009). Diário da República I Série. N.º 153 (09-08-10), 5170-5198.
- Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto (1998). Diário da República I Série-A. N.º 176 (1-8-1998), 3676-3722.
- EPA (2006). *Landfill bioreactor performance Second Interim Report Outer Loop Recycling & Disposal Facility Louisville, Kentucky*. U. S. EPA/600/R-07/060. U. S. Environmental Protection Agency.
- Frank, R.R., Davies, S., Wagland, S.T., Villa, R., Trois, C. & Coulon F. (2016). Evaluating leachate recirculation with cellulase addition to enhance waste biostabilisation and landfill gas production. *Waste Management*, 55, 61-70.
- Hao, Y.-J., Wu, W.-X., Wu, S.-W., Sun, H., Chen, Y.-X. (2008). Municipal solid waste decomposition under oversaturated condition in comparison with leachate recirculation. *Process Biochemistry*, 43, 108-112.
- He, R., Wei, X.-M., Tian, B.-H., Su, Y., & Lu, Y.-L. (2015). Characterization of a joint recirculation of concentrated leachate and leachate to landfills with a microaerobic bioreactor for leachate treatment. *Waste Management*, 46, 380-388.
- Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R. & Mei, H. (2007). Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, 240-248.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A. & Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31, 297-336.
- Licença Ambiental (LA) nº 335/2009 [Em Linha] Agência Portuguesa do Ambiente, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2009 [Consult. em 21/05/2017], Disponível em URL: [http://ladigital.apambiente.pt/5.4/RESINORTE%20%20Boticas%20\(Alto%20T%C3%A2mega%20\)/LA%20335_2009%20Resinorte%20Alto%20T%C3%A2mega.pdf](http://ladigital.apambiente.pt/5.4/RESINORTE%20%20Boticas%20(Alto%20T%C3%A2mega%20)/LA%20335_2009%20Resinorte%20Alto%20T%C3%A2mega.pdf)
- Long, Y.-Y.a, Hu, L.-F., Jiang, C.-J, Fang, C.-R., Wang, F.-P. & Shen, D.-S. (2009). Releasing behavior of copper in recirculated bioreactor landfill. *Bioresource Technology*, 100, 2419-2424.
- Long, Y.-Y.b, Hu, L.-F., Fang, C.-R, He, R. & Shen, D.-S. (2009). Releasing behavior of zinc in recirculated bioreactor landfill. *Science of the Total Environment*, 407, 4110-4116.
- Manzur, S. R., Hossain, MD S., Kemler, V. & Khan, M. S. (2016). Monitoring extent of moisture variations due to leachate recirculation in an ELR/bioreactor landfill using resistivity imaging. *Waste Management*, 55, 38-48.
- Matos, A. R. V. (2008). *Contribuição para o estudo da influência da recirculação de lixiviados no comportamento de aterros de resíduos sólidos urbanos* (Dissertação de Mestrado). Universidade Nova de Lisboa.
- Morris, J.W.F., Vasuki, N.C., Baker, J.A. & Pendleton, C.H. (2003). Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation. *Waste Management Journal*, 23, 653-666.
- Mudhoo, A. & Kumar, S. (2013). Effects of heavy metals as stress factors on anaerobic digestion processes and biogas production from biomass. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 10, 1383-1398.
- Pessin, N., Silva, A. R., Brustolim, I., Mandelli, S. M. C. & Panarotto, C. T. (1997). *Varição da composição dos líquidos percolados do aterro sanitário de São Giácomo- Caxias do Sul-RS*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1686-1694.
- Powrie, W., Hudson, A. P. & Beaven, R. P. (2000). *Development of sustainable landfill practices and engineering landfill technology*. Final report to the Engineering and Physical Sciences Research Council (Grant reference GR/L 16149).
- Segato, L. M. & Silva, C. L. (2000). *III-039-Caraterização do chorume do aterro sanitário de Bauru*. ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1-9.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S. (1993). *Integrated solid waste management : engineering principles and management issues*. New York: Mcgraw-Hill.
- Woldeyohans, A.M., Worku, T., Kloos, H. & Mulat, W. (2014). Treatment of leachate by recirculating through dumped solid waste in a sanitary landfill in Addis Ababa, Ethiopia. *Ecological Engineering*, 73, 254-259.