

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL  
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Laerte de Souza Junior

**TECNOLOGIAS OTIMIZADAS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADOS COM  
ALTAS CONCENTRAÇÕES INORGÂNICAS: ESTUDO DE CASO DO ATERRO  
SANITÁRIO DE BÉNAC, FRANÇA**

Florianópolis

2022

Laerte de Souza Junior

**TECNOLOGIAS OTIMIZADAS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADOS  
COM ALTAS CONCENTRAÇÕES INORGÂNICAS: ESTUDO DE CASO DO  
ATERRO SANITÁRIO DE BÉNAC, FRANÇA**

Trabalho de Conclusão do Curso apresentado ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, do Centro de Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Armando Borges de Castilhos, Dr.

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC

Junior, Laerte de Souza

Tecnologias otimizadas para o tratamento de lixiviados com altas concentrações inorgânicas: estudo de caso do aterro sanitário de Bénac, França / Laerte de Souza Junior; orientador, Armando Borges de Castilhos, 2022.

91 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Engenharia Sanitária e Ambiental. 3. Aterro sanitário. 4. Tratamento de lixiviado 5. Concentrações inorgânicas I. Borges de Castilhos, Armando. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e ambiental. III. Título.

Esta obra é licenciada por uma licença *Creative Commons* de atribuição, de uso não comercial e de compartilhamento pela mesma licença 2.5



Você pode:

- copiar, distribuir, exibir e executar a obra;
- criar obras derivadas.

Sob as seguintes condições:

- Atribuição. Você deve dar crédito ao autor original.
- Uso não-comercial. Você não pode utilizar esta obra com finalidades comerciais.
- Compartilhamento pela mesma licença.

Se você alterar, transformar ou criar outra obra com base nesta, somente poderá distribuir a obra resultante com uma licença idêntica a esta.

Laerte de Souza Junior

**TECNOLOGIAS OTIMIZADAS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADOS COM  
ALTAS CONCENTRAÇÕES INORGÂNICAS: ESTUDO DE CASO DO ATERRO  
SANITÁRIO DE BÉNAC, FRANÇA**

Este trabalho de conclusão de curso foi julgado adequado para obtenção do título de “Bacharel” e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 28 de julho de 2022.

---

Prof<sup>a</sup>. Maria Elisa Magri Dr<sup>a</sup>.  
Coordenadora do Curso  
Universidade Federal de Santa Catarina

**Banca Examinadora:**

---

Prof. Armando Borges De Castilho Junior, Dr.  
Orientador  
Universidade Federal de Santa Catarina

---

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.  
Avaliador  
Universidade Federal de Santa Catarina

---

Carina Malinowsky , Dr.<sup>a</sup>  
Avaliadora

Este trabalho é dedicado à minha família e colegas.

## AGRADECIMENTOS

Antes de tudo, parece-me importante iniciar este Trabalho de Conclusão de Curso agradecendo ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, por todo seu esforço em fornecer um ensino, pesquisa e extensão de qualidade. Ademais, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por possibilitar, através do programa CAPES – BRAFITEC: risco ambiental na Engenharia – Ênfase ao Treinamento em Empresa, a realização de um intercâmbio na França, na Ecole Nationale Supérieure de Chimie, de Montpellier. Tal mobilidade permitiu a realização deste trabalho, que utiliza como referência o relatório de estágio realizado na concessionária de reciclagem e valorização dos resíduos, na Direção Técnica do Departamento Regional, com sede em Toulouse.

Gostaria de agradecer à concessionária, por me fornecer esta oportunidade e confiança, além do seu apoio em vários aspectos da jornada e dos ensinamentos que tornaram toda essa experiência única.

Também gostaria de agradecer à minha tutora acadêmica na França e meu orientador no Brasil, prof. Armando Borges De Castilho Junior, pelos direcionamentos e conselhos fornecidos durante a formalização desta monografia, e ao prof. Flávio Rubens Lapolli pelo acompanhamento em meu período de intercâmbio.

Meus agradecimentos também aos diversos interlocutores da concessionária, pelo auxílio que me deram e pelo tempo dedicado ao compartilhamento de suas experiências e conhecimentos comigo.

Agradeço ao Gerente de Operações do Aterro Sanitário de Bénac e a todos os funcionários do local, pela disponibilidade e conselhos ao longo dos desafios defrontados.

Agradeço também a todos os colegas da Direção Técnica pela assistência nas várias tarefas e pelos seus bons momentos.

Por fim, agradeço aos meus pais, Laerte e Elaine, e minha irmã, Camilla, pela construção dos nossos valores e família. Além, dos demais familiares e amigos pelo apoio durante meus estudos.

## RESUMO

Os aterros sanitários, principalmente no Brasil, ainda possuem um papel fundamental na destinação final dos resíduos sólidos urbanos (RSU). Dessa forma, é necessário implementar tecnologias que atenuem o seu impacto ao meio ambiente, como o tratamento de lixiviado proveniente dos resíduos armazenados. Este estudo tem o objetivo de identificar tecnologias mais otimizadas que aumentem a eficiência e reduzam os custos de tratamento do lixiviado de concentrações elevadas inorgânicas do Aterro Sanitário de Bénac, França. A concessionária desejou avaliar a possibilidade de um processo que corresponda às evoluções da instalação. A metodologia utilizada foi a de uma pesquisa exploratória, através de visitas técnicas, dados coletados junto à concessionária, pesquisa bibliográfica e documental. Observou-se que o lixiviado de Bénac 1, a célula mais antiga, apresenta uma alta carga de condutividade, N Global e Cloreto não estabilizados, o que tornou inviável a preposição de qualquer tratamento inovador de baixo custo para aplicação no momento. Indica-se aumentar a frequência de análises e continuar os estudos nos próximos anos em um aspecto técnico e econômico mais aprofundado sobre as tecnologias atuais. Isso permitirá a escolha de um tratamento adequado e a possibilidade de instalação de uma unidade piloto no local. As iniciativas relacionadas a este estudo mostram o esforço da concessionária em contribuir para o progresso ambiental na França e na UE como um todo.

**Palavras-chave:** Aterro Sanitário; Lixiviado; Tratamento.

## ABSTRACT

*The landfills, mainly in Brazil, still have a fundamental role in the final destination of urban solid waste (MSW). In this way, it is necessary to implement technologies that mitigate their impact on the environment, such as the treatment of leachate from stored waste. This study has to identify more optimized technologies that increase the efficiency and reduce the costs of treating leachate from high inorganic concentrations from the Bénac Sanitary Landfill, France. The concessionaire wanted to evaluate the possibility of a process that corresponds to the evolution of the installation. The methodology used was an exploratory research, through technical visits, data collected from the concessionaire, bibliographic and documentary research. It was observed that the leachate from Bénac 1, the oldest cell, has a high load of conductivity, non-stabilized Global N and Chloride, which made it unfeasible to propose any low-cost innovative treatment for application at the moment. It is indicated to increase the frequency of analyzes and continue studies in the coming years in a more in-depth technical and economic aspect of current technologies. This will allow the choice of a suitable treatment and the possibility of installing a pilot unit on site. The initiatives related to this study show the concessionaire's effort to contribute to environmental progress in France and the EU as a whole.*

**Keywords:** *Landfill; leachate; treatment.*



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fase de decomposição dos resíduos não-perigosos.....	28
Figura 2 – Fluxograma para levantamento de Dados .....	56
Figura 3 – Mapa de Localização da Região de Bénac .....	60
Figura 4 – Aterro Sanitário de Bénac .....	61
Figura 5 – Lagoas de Tratamento – Aterro Sanitário de Bénac.....	64
Figura 6 – Sistema de tratamento - Evaporador + Osmose Inversa .....	65
Figura 7 – Condutividade do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019.....	68
Figura 8 – DQO do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019 .....	68
Figura 9 – PH do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019 .....	69
Figura 10 – Cloreto do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019 .....	70
Figura 11 – Amônia do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019 .....	70
Figura 12 – Drenos Bénac 1.1 até 1.5.....	71
Figura 13 – Condutividade nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac de 2018 a 2019 .....	72
Figura 14 – pH nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac de 2018 a 2019 ..	73
Figura 15 – DQO nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac de 2018 a 2019 .....	73
Figura 16 – Cloreto nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac de 2018 a 2019 .....	74
Figura 17 – Amônia nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac de 2018 a 2019 .....	75
Figura 18 – Drenos de Bénac 1.1 até 1.5   Média dos parâmetros DQO, Cloreto e Amônia ...	76
Figura 19 – Drenos de Bénac 1.1 até 1.5   Média dos parâmetros Condutividade e pH .....	76
Figura 20 – Classificação Geral dos diferentes processos de tratamento de águas efluentes amoniacais .....	71



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LA	Licença Ambiental
$Ca^{2+}$	Íon Cálcio
$Cd^{2+}$	Íon Cadímio
$CH_4$	Metano
$CH_3COO^-$	Íon Acetato
$Cl^-$	Íon Cloreto
$Cl_2$	Di Cloro
COT	Carbono Orgânico Total
$Cr^{3+}$	Íon Cromo
$Cu^{2+}$	Íon Cobre
$DBO_5$	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Fe	Ferro
$Fe^{2+}$	Íon Ferro II
$H_2$	Dihidrogênio
$HCO_3^-$	Íon Bicarbonato
$H_2O$	Água
$H_2O_2$	Peróxido de Hidrogênio
$H_3O^+$	Íon Hidrônio
ICPE	Instalação Classificada pela Proteção do Meio Ambiente
$k^+$	Íon Potássio
$Mg^+$	Íon Magnésio
MES	Matéria em Suspensão
mgN	Miligrama de Nitrogênio
mgO <sub>2</sub>	Miligrama de Oxigênio
$Mn^{2+}$	Íon Manganês
$N_2$	Nitrogênio
$Na^+$	Íon Sódio
$NH_3$	Amônia Gasosa
$NH_3^+$	Íon Amônia
$NH_4^+$	Íon Amônio
$NO_2^-$	Íon Nitrito
$NO_3^-$	Íon Nitrato
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NKT	Nitrogênio Kjeldahl Total
$Pb^{2+}$	Íon Chumbo
PEHD	Polietileno de Alta Densidade

pH	Potencial de Hidrogênio
Pt	Platina
$Ni^{2+}$	Íon Níquel
$SO_4^{2-}$	Sulfato
$Zn^{2+}$	Íon Zinco

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>18</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	18
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
<b>3.</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>19</b>
3.1	Considerações Gerais Sobre Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	19
3.2	Características dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	20
3.3	Produção de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	21
3.4	Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) .....	22
3.5	Disposição Final De Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).....	23
<b>3.5.1</b>	<b>Aspectos Principais de Aterros Sanitários no Brasil.....</b>	<b>23</b>
<b>3.5.2</b>	<b>Aspectos Principais de Aterro Sanitário na França .....</b>	<b>24</b>
3.6	Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos .....	25
3.7	Biogás .....	28
3.8	Lixiviados de Aterro Sanitário.....	29
<b>3.8.1</b>	<b>Produção Quantitativa de lixiviados.....</b>	<b>29</b>
<b>3.8.2</b>	<b>Produção Qualitativa de lixiviados .....</b>	<b>30</b>
3.8.2.1	<i>Principais elementos componentes do lixiviado.....</i>	<i>31</i>
3.8.2.1.1	Nitrogênio .....	31
3.8.2.1.2	pH .....	32
3.8.2.1.3	Sólidos .....	32
3.8.2.1.4	Alcalinidade.....	32
3.8.2.1.5	Metais .....	32
3.8.2.1.6	DQO.....	33
3.8.2.1.7	Cloreto .....	33

3.8.2.1.8	Condutividade Elétrica .....	34
3.8.2.2	<i>Caracterização do lixiviado</i> .....	34
3.8.2.3	<i>Composição Típica do lixiviado no Brasil</i> .....	35
3.9	Principais Técnicas De Tratamento De Lixiviado.....	37
<b>3.9.1</b>	<b>Evaporação de lixiviados.....</b>	<b>38</b>
3.9.1.1	<i>Evaporação Natural do lixiviado</i> .....	38
3.9.1.2	<i>Evaporação Forçada do lixiviado</i> .....	39
<b>3.9.2</b>	<b>Tratamentos De Lixiviado Utilizados no Brasil.....</b>	<b>40</b>
3.9.2.1	<i>Fundamentos de Tratamento Biológico de Efluentes Líquidos</i> .....	40
3.9.2.2	<i>Sistemas Alternativos de Tratamento de Lixiviados</i> .....	42
<b>3.9.3</b>	<b>Tratamentos de Lixiviados Utilizados na França – Aterro Bénac .....</b>	<b>43</b>
<b>4.</b>	<b>METODOLOGIA DO ESTUDO .....</b>	<b>48</b>
<b>5.</b>	<b>Resultados e Discussões .....</b>	<b>51</b>
5.1	Caracterização da Área de Estudo .....	51
5.2	Sistema de Tratamento de Lixiviados.....	54
5.3	Análise Quantitativa do Lixiviado De Bénac .....	57
5.4	Caracterização Geral e Específica do lixiviado de Bénac .....	58
<b>5.4.1</b>	<b>Aterro Sanitário Bénac 1 – Drenos .....</b>	<b>71</b>
<b>5.4.2</b>	<b>Vazões de Bénac 1 – Drenos.....</b>	<b>62</b>
5.5	Comparação das Características Específicas do Lixiviado De Bénac 1 e Identificação dos Parâmetros-Chaves.....	69
<b>5.5.1</b>	<b>Parâmetros-chaves de Bénac 1 – Drenos .....</b>	<b>71</b>
5.6	Proposições de Tratamento de Lixiviado para o Aterro Sanitário de Bénac .....	72
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>77</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>79</b>
	<b>ANEXO A–Síntese, Avaliação e Comparação dos Tratamentos do Lixiviado .....</b>	<b>86</b>
	<b>ANEXO B–Características do lixiviado de Bouqueval .....</b>	<b>88</b>

<b>ANEXO C–Características do Lixiviado de Performance do LES1 e LES2 .....</b>	<b>89</b>
<b>ANEXO D–Cálculo dos custos de Exploração para LES1 e LES2.....</b>	<b>90</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A revolução industrial, final do século XVIII, permitiu um aumento na eficiência da produção de produtos manufaturados, que impactaram na promoção do consumismo. Atrelado a este fator, o ganho da qualidade de vida ao longo do tempo vem proporcionando um crescimento populacional até os dias atuais, situação que, principalmente nos países desenvolvidos, originou problemas ambientais cuja solução se torna um grande desafio (MMA, 2012). Esta conjuntura está se agravando ao longo das décadas, de acordo com o Banco Central. Atualmente o planeta produz 2,01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) e a previsão é que atinja 3,4 bilhões de toneladas em 2048 (WORLD BANK, 2021). Vulgarmente chamados como lixo urbano, esses resíduos resultam da atividade doméstica e comercial das cidades, podendo ser divididos em seis categorias: matéria orgânica, papel e papelão, plástico, vidro, metal e outros.

Sendo o país mais poluidor do mundo, os EUA possuíam, em 2012, uma geração de mais de 624 mil toneladas de lixo por dia. Em 2018, o número cresceu para 658 mil, e até 2025 chegará a mais de 700 mil toneladas por dia.

Já no Brasil, após dez anos da promulgação da lei que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), de agosto de 2010 (que determinou responsabilidades desde o governo federal até o consumidor comum), o país avançou pouco nas ações previstas, principalmente em relação a geração de lixo.

Destaca-se que nesta lei constam diretrizes como a proibição do lançamento inadequado de resíduos sólidos e da sua queima a céu aberto ou em instalações e equipamentos não licenciados, e que corrobora com a Lei nº 11.445 (Lei do Saneamento Básico), que dispõe sobre a prestação dos serviços de limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos.

O Brasil teve um aumento de 11% na produção de resíduos sólidos urbanos, passando de 71,2 milhões de toneladas por ano em 2010 para 79 milhões de toneladas em 2020. Isso significa que os cidadãos geraram cerca de 1,6% mais resíduos, de 373 kg/ano para 380 kg/ano. Atribui-se a este aumento a influência na cobertura da coleta seletiva, que expandiu de 80% para 92% no país, de acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2019).

Todavia, a falta de investimento em recursos na gestão adequada de resíduo tem dificultado a viabilização da PNRS. Outra questão a ser enfrentada são os lixões, já que segundo a PNRS o prazo para a extinção venceu em julho de 2014. Porém, até 2019 foram registradas cerca de 3 mil



unidades. Apesar dos esforços da PNRS, houve pouco avanço na destinação inadequada de resíduos, indo de 42% para 40%, assim como da reciclagem, que passou de 3% para 4%.

De acordo com a Associação Brasileira das Empresas de Tratamento de Resíduos Sólidos e Efluentes (ABRETE, 2021) cerca de 60% dos municípios brasileiros utilizam lixões, o que impacta cerca de 42 milhões de brasileiros.

Na pesquisa realizada com mais de 3556 municípios brasileiros pela Abrete em 2020, estima-se que existam somente cerca de 640 aterros sanitários, que são obras planejadas para o descarte seguro dos resíduos sólidos. As regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste registram a maior quantidade de destinação incorreta, com mais de 80% dos resíduos indo para os lixões. A região Sul é a que apresenta os melhores índices, com cerca de 80% dos resíduos encaminhados para aterros sanitários. O levantamento da associação indica que para resolver o problema dos lixões seria necessário a construção de 500 aterros sanitários.

Já em países europeus, a problemática dos lixões é praticamente inexistente. Em julho de 1975, o Parlamento Europeu se reuniu em um comitê socioeconômico em que foram definidas as primeiras regras para a gestão de resíduos na Europa. Ainda em 1975, estabeleceram a Diretiva 75/442/EEC, que é uma Lei Ambiental sobre resíduos e ações para reduzir os impactos no planeta e serviu de inspiração para a PNRS brasileira.

Em 1994, ocorreu uma evolução das legislações ambientais ao criar-se uma diretiva mais específica acerca de embalagens, a 94/62/EC, que pode ser dita como a Leia Europeia de Reciclagem de Embalagens. Nela se definiu metas mais diretas a serem alcançadas. Foi modernizada em 2004, 2005 e 2013 e atualiza-se constantemente. Além de ser a precursora em sistemas de compensação ambiental, trouxe grandes avanços ao Velho Continente, tendo países como Alemanha, que já extinguiu o envio de resíduos aos seus aterros sanitários.

Em 2011, de acordo com o Eurostat, órgão de estatísticas da União Europeia, 63% de todos os resíduos urbanos foram reciclados na Alemanha (46% por reciclagem e 17% por compostagem), contra uma média continental de 25%. Se entre seus vizinhos, 38% do lixo acaba em aterros sanitários, na Alemanha a taxa é virtualmente zero, tendo em vista que 8 em cada 10 quilos do lixo não reaproveitado são incinerados, gerando energia. Uma grande transformação, analisando que em 1970 a Alemanha tinha cerca de 50 mil lixões e aterros. Já a França, outro país do continente que está na vanguarda no âmbito do saneamento básico, produziu 326 milhões de toneladas de resíduos em 2015 (RAPPORT DE L'ADEME, 2020), dos quais a grande maioria (69%) vem do

setor de construção civil. Já os resíduos urbanos, que são aqueles resíduos coletados nas comunidades, apresentaram um total de 568 kg/habitante/ano (*RAPPORT DE L'ADEME*, 2018), sendo majoritariamente composto pela geração de resíduo domiciliar (78 %), e das empresas ou órgãos públicos (22%). Entretanto, o número de aterro sanitário tem diminuído constantemente desde o início de 2000.

Na França havia quase 400 aterros sanitários em 2000, mas em 2020 já existiam cerca de 218 (2020). As atuais instalações são maiores e mais bem equipadas do que os aterros do início dos anos 2000. Sua capacidade média anual quase dobrou, de 56.000 toneladas em 2004 para 96.000 toneladas em 2012. No entanto, a Lei de Transição de Energia estabeleceu uma redução de 50% nas toneladas de resíduos admitidos nas instalações de armazenamento até 2025. Independente da forma de manejo dos resíduos sólidos, principalmente os de origem urbana, efluentes líquidos e gasosos são produzidos a partir da degradação da matéria orgânica e de outros contaminantes presentes. Sendo os impactos associados ao aterro principalmente vinculados aos vazamentos de lixiviado e emissões de dióxido de carbono, o biogás. Esses impactos são divididos em 2 eixos, o primeiro é o efeito estufa, devido à produção de metano na fase de operação, tendo a instalação dificuldade de capturá-lo. O segundo desafio é a poluição da água. A instalação requer um sistema adequado para a coleta de água subterrânea, água de chuva e lixiviado, bem como um tratamento de lixiviado que respeite as regras de lançamento no meio ambiente natural para minimizar esse risco. Tendo em vista que os lixiviados têm como característica o difícil tratamento devido a sua composição variável ao longo do tempo, altos valores de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio), além da particularidade dos componentes de cada tipo de resíduo. Portanto, as soluções tecnológicas indicadas ao tratamento devem ser analisadas caso a caso.

As técnicas mais usuais para tratamento de lixiviado são baseadas em processos físico-químicos e biológicos, tendo como referência a operação de sistemas de tratamento de esgoto sanitário. Entretanto, as características dos lixiviados limitam o desempenho de processos biológicos, o que dificulta o atendimento dos padrões ambientais exigidos. Já o biogás, que possui elevada concentração de metano ( $CH_4$ ) e dióxido de carbono ( $CO_2$ ) normalmente é queimado, não aproveitando o seu potencial energético. Apresentando-se muitas vezes como um desperdício, ou ineficiência operacional. Logo os métodos convencionais, principalmente o do lixiviado, implicam

num elevado custo operacional, e muitas vezes não são a solução mais eficiente para os tratamentos destes passivos.

Desse modo, a empresa responsável pela destinação final dos resíduos do sul da França iniciou uma implementação de regras e acordos internacionais sobre desenvolvimento sustentável nas instalações que possui responsabilidade, como no Aterro Sanitário de Bénac, França. Certificado pela ISO 9001, ele continua a promover a implementação de novas alternativas mais otimizadas que reduzam os custos de tratamento para todos os seus processos e atividades, em particular no tratamento do lixiviado.

O presente trabalho propõe um estudo de caso que está inserido nessa problemática, com o enfoque em analisar a situação atual do lixiviado do aterro sanitário de Bénac e avaliar a possibilidade da proposição de alguma solução de tratamento mais eficiente e que seja de baixo custo ao lixiviado do aterro em questão.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Analisar a atual situação e propor uma solução de tratamento mais eficiente e de baixo custo ao lixiviado do Aterro Sanitário de Bénac, França.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Realizar um estudo dos processos modernos de tratamentos de lixiviados de Aterro Sanitário.
- Analisar as características gerais e específicas do lixiviado produzido no Aterro.
- Comparar os possíveis tratamentos e avaliar a sua aplicabilidade ao lixiviado do Aterro.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

Em termos de definição, os resíduos sólidos são considerados todo rejeito no estado sólido ou semissólido produzido de maneira direta ou indireta, provido das atividades humanas decorrentes da utilização e manutenção da infraestrutura urbana. Sendo classificados de acordo com a norma NBR 10004 (2004) na qual segmenta quanto ao risco da saúde da população e o grau de impacto. Segue apresentando essa classificação.

**Tabela 1** - Classificação dos resíduos sólidos em função de seus riscos

Classificação		Definição	Exemplo
Classe I	Perigoso	Propriedades físicas, químicas e/ou infectocontagiosas que geram riscos à saúde pública e/ou ao meio ambiente	Pilhas, lâmpadas fluorescentes
Classe II A	Não Perigoso e Não Inerte	Além dos riscos, apresentam biodegradabilidade, combustibilidade e/ou solubilidade em água	Resto de alimentos
Classe II B	Não Perigoso e Inerte	Não apresentam risco à saúde ou ao meio ambiente e não solubilizam	Papel e papelão

Fonte: adaptado do NBR 10004/ABNT (2004).

Os resíduos também podem ser identificados em virtude da sua natureza ou origem, sendo a sua principal caracterização definida pelo Instituto Brasileiro de Administração Municipal – IBAM (2001). A seguir encontra-se Tabela 2, apresentando esta definição.

**Tabela 2** – Classificação dos resíduos sólidos em função da sua origem

Classificação	Definição
Lixos Residenciais	Resíduos diários produzidos pela população em qualquer tipo de moradia
Lixos Comerciais	Resíduos diários produzidos por todos os estabelecimentos comerciais
Lixos Públicos	Resíduos alocados irregularmente pela população ou gerados pela própria natureza das ruas e logradouros públicos
Lixos Domiciliares especiais	Entulhos de obras retirados regularmente por sistemas diversos, lâmpadas fluorescentes, pilhas, baterias e pneus

Lixos de Fontes Especiais	Resíduos industriais, radioativos, agrícolas, de serviços de saúde (RSS), portos, aeroportos e rodo-ferroviários
---------------------------	--

Fonte: adaptado do IBAM (2001).

### 3.2 CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

Os fatores que determinam as características dos resíduos sólidos estão associados principalmente aos hábitos populacionais, climas, aspectos geográficos e o grau de evolução de cada região. A Tabela 3 resume as principais informações segmentadas em 3 grupos de características: físicas, químicas e biológicas.

**Tabela 3** – Características dos resíduos sólidos segundo aspectos físicos, químicos e biológicos

Características		Definição
Física	Composição Gravimétrica	Percentual de cada componente em relação ao peso total do resíduo analisado
Física	Geração per capita	Relação da quantidade de resíduo gerado diariamente em um local e o seu número de habitantes
Física	Peso específico aparente	Relação entre o peso dos resíduos e o volume ocupado por eles
Física	Teor de umidade	Relação entre a quantidade de água presente nos resíduos e seu peso
Física	Compressibilidade	Capacidade de redução de volume da massa de lixo
Química	Poder Calorífico	Capacidade potencial do resíduo de desprender calor quando submetido à queima
Química	Potencial Hidrogeniônico (pH)	Teor de acidez ou de alcalinidade do resíduo
Química	Composição Química	Composição química variada dependente das diferentes origens de resíduos
Química	Relação teor de carbono/nitrogênio	Relação de compostos adequada imprescindível para decomposição da matéria orgânica do lixo

Biológicos	Microrganismos	Responsáveis pela metabolização dos resíduos orgânicos, em desacordo com os limites legais, podem promover a contaminação do ambiente
------------	----------------	---

Fontes: adaptado de NBR 10007/ABNT (1987); IBAM (2001).

De acordo com Farquhar (1988) apud Segati & Silva (2000) a composição típica do lixo domiciliar das cidades brasileiras é apresentada na Tabela 4 a seguir. Os valores estão em porcentagem em relação ao peso total, sendo as categorias A, B, C e D referentes ao grau de degradabilidade dos resíduos sólidos.

**Tabela 4** – Composição típica de resíduos sólidos municipais brasileiros

<b>Categoria</b>	<b>Componentes</b>	<b>Valores (% do peso total)</b>
Orgânicos facilmente degradáveis (A)	Alimentos	5-20
	Resíduos de Jardim	15-25
Orgânicos pouco degradáveis (B)	Papéis	40-50
	Plásticos	1-5
	Madeiras	2-5
	Outros orgânicos	2-10
Inorgânicos metálicos (C)	Ferro	5-10
	Outros metais	0-1
Inorgânicos não metálicos (D)	Vidro	5-10
	Outros inorgânicos	2-5
	Umidade	20-30

Fonte: adaptado de FARQUHAR (1988), apud SEGATO & SILVA (2000)

O lixiviado é proveniente também da água acumulada nos resíduos (umidade), pertencentes a categoria A, em que se pode carregar uma boa parcela dos elementos solúveis presentes na categoria C.

### 3.3 PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2000, em média, gerava-se de 0,45 a 0,7 kg/habitante/dia de resíduos nos municípios com população inferior a 200 mil habitantes, e 0,70 a

1,2 kg/habitante/dia nos municípios com população maior que 200 mil habitantes. Dados que apresentam uma relação direta do adensamento populacional com o aumento de geração per capita de RSU, sendo este um dos fatores a ser considerado na estimativa de produção de resíduos.

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em 2020, 92,3% da população brasileira foi atendida pela coleta de resíduos, na qual isso representou 4.589 municípios (82,4%) e teve uma massa coletada estimada de resíduos sólidos domiciliares e sólidos públicos de 66,6 milhões de toneladas. Isso representou um índice de 1,01 kg/habitante/dia, abaixo quando comparada a algumas capitais como Florianópolis, que de acordo com a Companhia de Melhoramentos da Capital (Comcap), que é responsável pela coleta de resíduos no município, apresentou o índice de 1,14 kg/habitante/dia.

### 3.4 TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

O tratamento de RSU está diretamente relacionado ao manejo adequado tendo o principal objetivo reduzir a quantidade e/ou grau de poluição do mesmo. As técnicas mais utilizadas são: reciclagem, compostagem, incineração e tratamento dos resíduos especiais.

A reciclagem é composta pela segregação e reaproveitamento de matérias que pode ser utilizada como matéria prima da indústria, o que contribui para redução do volume de resíduos sólidos que vão para o descarte final. Sendo o maior desafio para sua implementação a gestão e atuação dos diversos atores nessa atividade, pois a participação da sociedade civil, principalmente na etapa de separação do resíduo, é fundamental. De acordo com SNIS (2020), a coleta seletiva (responsável pela coleta dos resíduos passíveis de serem recicláveis) estava presente em somente 36,3% dos municípios brasileiros, envolvendo cerca de 35,7 mil catadores. A recuperação estimada de RSU coletado seletivamente foi de 1,9 milhão de tonelada em 1.325 unidades de triagem e uma recuperação de 1,07 milhão de tonelada de resíduos (SNIS, 2020).

Já a compostagem, consiste na decomposição biológica natural da matéria orgânica dos resíduos pela ação de microrganismos. Nisso, a presença do oxigênio é fundamental para o processo ocorrer anaerobicamente ou aerobicamente. Em processos eficientes aeróbicos, é possível produzir material apropriado para a fertilização do solo, conhecido popularmente como adubo. Há também a alternativa de incineração, que é a queima dos resíduos sob temperatura que varia de 800°C a 1000°C. O processo é ativado com oxigênio em excesso para estimular a

combustão e são gerados gases, cinzas e escória. Os subprodutos tóxicos gerados devem ser adequadamente tratados de acordo com a Resolução nº 316/2002 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que instrui sobre os procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Ressalta-se que a PNRS proíbe a queima de resíduos a céu aberto ou em instalações não licenciadas.

### 3.5 DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

#### 3.5.1 Aspectos principais de Aterros Sanitários no Brasil

Segundo Rocha *et al.* (2003), de maneira geral a população se preocupa somente em ter um sistema de limpeza eficiente que colete o lixo e transporte-o para longe, não se importando verdadeiramente com os efeitos que uma disposição final mal executada causa no ambiente. Sendo que os impactos ambientais negativos causados por um lixão afetam todos os aspectos do ambiente, como físico, através da contaminação do solo, ar e das águas, e biótico, por meio da deterioração do habitat natural de diversas espécies ou antrópico pela disseminação de doenças. De acordo com o SNIS, em 2020, a destinação final dos resíduos sólidos no Brasil está segmentada da seguinte forma: 14,6% em lixões, 73,8% aterro sanitário, 11,6% aterro controlado. Todavia o número de lixões ainda é muito elevado. O que representa um grande risco por ser uma operação onde o resíduo é disposto diretamente no solo e sem nenhum controle, atraindo além de animais e vetores, os catadores sem proteção ou preparo para manejo do mesmo.

Já uma solução intermediária é o aterro controlado, em que são adotadas medidas que minimizam os impactos negativos produzidos pelos vazadouros, mas não atendem totalmente as normativas legais de controle ambiental. Normalmente são lixões que sofreram alguma adaptação, possuindo células com cobertura de argila, grama, captação de gás e lixiviado, além de pistas para circulação e aspergido em cima das pilhas de lixo. Entretanto, ainda é observado catadores, vetores e animais e o solo não é impermeabilizado. Por fim, o aterro sanitário é a técnica mais adequada para a disposição final dos resíduos, na qual em sua concepção se considera um conjunto de normas que garantem a boa operação da unidade e a redução dos impactos ao meio ambiente e a população. De acordo com a norma brasileira NBR 10.157 (1987), que estabelece critérios técnicos para que uma determinada área possa ser transformada em um aterro sanitário, têm-se como indicações:



- Localização em área rural ou industrial,
- Distância mínima de 200 metros de corpos d'água, rios, lagos, lagoas e oceano,
- Distância de 1000 metros de núcleos residenciais urbanos com mais de 200 habitantes,
- Distanciamento de aeroportos e aeródromos,
- Vida útil mínima de 20 anos,
- Permeabilidade natural do terreno com característica argilosa,
- Facilidade de acesso a veículos coletores.
- Disponibilidade de material de cobertura ou proximidade às jazidas

Sendo o seu processo de implementação de alta complexidade, de maneira geral inicia-se com a preparação do terreno por meio da escavação, posteriormente a compactação do fundo, aplicação da manta de polietileno e brita. Depois há instalação de calhas para condução do lixiviado até a lagoa de acumulação, cercamento do aterro, instalação de calhas verticais para condução do gás até a superfície, criação de um sistema de tratamento interno de lixiviado. Já na operação, realiza-se a compactação das camadas de RSU com separação de 5 metros a cada camada, controle de todo o resíduo depositado no aterro, construção de áreas verdes e continuidade do tratamento do lixiviado e biogás após o encerramento do aterro, monitorando-o por mais dez anos.

### **3.5.2 Aspectos Principais de Aterro Sanitário na França**

Já na França, as Instalações Classificadas para a Proteção do Ambiente (ICPE) estão sujeitas a várias regulamentações europeias e francesas. Há 3 tipos de aterros sanitários: Classe 1, na qual abriga os resíduos perigosos, Classe 2, que recebe os resíduos não perigosos e a Classe 3 para os resíduos inertes. Para prevenir os riscos de poluição d'água, do solo e do ar, sua implementação está sujeita a medidas de projeto construtivo em diversos níveis de segurança, além do controle da fase de pós-exploração de no mínimo de 20 anos após o encerramento das atividades da célula. Necessita-se realizar estudos geológicos e hidrológicos para identificar a viabilidade para a criação de um aterro sanitário no local, pois as instalações devem ser implementadas nos locais geologicamente favoráveis para constituir uma barreira passiva no meio,

por exemplo de uma camada de argila. Na qual deve ter uma baixa permeabilidade em que limita a percolação dos lixiviados em direção aos lençóis freáticos.

A regulamentação europeia determina que a barreira passiva tenha uma espessura mínima de 1 metro e uma permeabilidade inferior a  $1.10^{-9}$  m/s. Ademais, a regulamentação francesa, nº65-2016-12-15-002, exige uma outra de espessura de no mínimo 5 metros de material na qual a permeabilidade não ultrapasse  $1.10^{-6}$  m/s. Além disso, requisita-se uma barreira de segurança suplementar, dita “ativa” para assegurar um excelente isolamento das células. Os fundos e os flancos, são recobertos de uma geomembrana em polietileno de alta densidade (PEHD) protegida contra as erosões, na parte inferior e na superfície, por geotêxteis anti-perfuração. No fundo, existe uma camada de cascalho com 50 centímetros de espessura, o que permite drenar o lixiviado. A barreira é composta também de um complexo sistema drenante e de um sistema de recuperação dos lixiviados. Um dispositivo de coleta de emissões gasosas com o objetivo de limitar as emissões difusas é requisitado, assim como outros equipamentos são necessários para a preservação do meio natural como por exemplo, algumas instalações são necessárias uma parede periférica de bentônica-cimentada impermeável com uma largura de 80 cm ancorada na argila para desviar os afluxos de águas subterrâneas. As células são divididas em alvéolos de uma superfície máxima de 7000 m<sup>3</sup>, o que limita a exposição aos ventos e águas pluviais, e otimiza a gestão ocasional de um princípio de incêndio por exemplo. Entretanto, o número de alvéolos deve estar em acordo com a sua capacidade e das regras de cada autorização municipal, que limita os resíduos suscetíveis de serem aceitos. Os caminhões de transporte de resíduos são pesados na entrada do local e submetidos a um controle visual e radioativo. Em seguida, eles são dirigidos até as células de estocagem para depositar os resíduos no alvéolo em exploração, onde são repartidos e compactados para otimizar a duração de vida útil da célula. Uma vez preenchido, a célula de estocagem é equipada com uma última camada: a cobertura final. Na qual é composta de uma camada impermeável em argila, de uma camada de drenagem das águas de escoamento e de uma camada de solo superficial. Os efluentes, biogás e lixiviado são coletados e transportados para unidades de tratamento e/ou recuperação. No final do funcionamento do último compartimento e sujeito de requalificação final, o aterro sanitário entra em uma fase de pós-exploração.

### 3.6 DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Sabendo que o descarte em aterros sanitários é a última etapa da gestão de resíduos, habitualmente os resíduos que não podem mais ser valorizados como matéria ou energia nas condições normais técnicas e econômicas recebem este encaminhamento. Apesar da sua redução ao longo do tempo, os aterros ainda são soluções importantes para a sociedade. Segundo Monteiro (2003), as principais fontes que influenciam no processo de decomposição da matéria orgânica são: composição dos resíduos, quantidade de água introduzida no sistema, temperatura, forma de operação do aterro, teor de ácidos voláteis, pH, quantidade de nutrientes e inibidores do processo, presença de oxigênio e de hidrogênio, tamanho das partículas, grau de compactação dos resíduos, quantidade de matéria orgânica dos resíduos. De acordo com o artigo 1 de *l'arrêté du 15 février 2016* relativo as instalações de aterros sanitários não perigosos, indica-se que os processos biológicos realizam um papel preponderante na transformação do resíduo, que servem de substratos aos microrganismos heterótrofos (bactérias, leveduras e fungos) responsáveis pela degradação da fração orgânica fermentável do resíduo.

Esta decomposição pode-se fracionar em 5 fases:

- Fase Aeróbia (I): O momento de despejo do resíduo no aterro, o oxigênio presente é consumido, o que significa que as atividades das bactérias aeróbicas permitem a degradação da matéria orgânica que é facilmente oxidável. A partir de um modelo obtido do Aterro Sanitário de Montech, França, os pesquisadores estimaram que em média de 5 a 15% da matéria orgânica biodegradável é consumida. Ademais, esta fase é caracterizada por uma elevação da temperatura entre 50 a 70 °C, que dura alguns dias até semanas.

- Fase Hidrólise e Acidogênese (II): Esta fase é representada pela passagem progressiva das condições aeróbias às condições anaeróbias. As bactérias hidrófitas transformam a matéria orgânica em substâncias simples. Em seguida, as bactérias acidogênicas produzem os álcoois e ácidos orgânicos. Esta fase reduz o potencial redox e aumenta a DQO proporcionalmente a concentração em matéria orgânica. Ela pode durar alguns dias até semanas também.

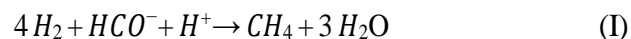
- Fase Acetogênese (III): Ela é caracterizada pela presença de bactérias ditas acetogênicas que transformam a matéria orgânica por fermentação em moléculas simples e solúveis (acetatos, dióxido de carbono e hidrogênio). Os lixiviados deste período têm um forte

valor em  $DBO_5$  e um pH ácido, que facilita a dissolução de outros compostos tais quais como manganês, zinco, ferro, magnésio e o cálcio.

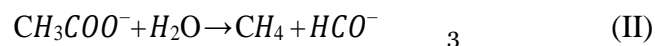
- Fase Metanogênese (IV): Esta fase é a etapa principal responsável pela produção de metano devido a biodegradação da matéria orgânica (ordem de 50 a 60% em volume) e de dióxido de carbono (de 40 a 60% em volume). O lixiviado apresenta uma baixa DQO, que é dificilmente biodegradável. As principais bactérias metanogênicas são as bactérias anaeróbias ditas da classe de Archaeobacterias. Ao longo desta etapa, a concentração em ácido acético (substrato principal da metanogênese) diminui rapidamente, o que conduz a um aumento dos valores de pH.

Há duas formas metabólicas de produção do metano:

A redução do dióxido de carbono, os bicarbonatos e carbonatos (respiração anaeróbia) em metano (em presença de dihidrogênio) pelas bactérias metanogênicas segundo a reação seguinte:



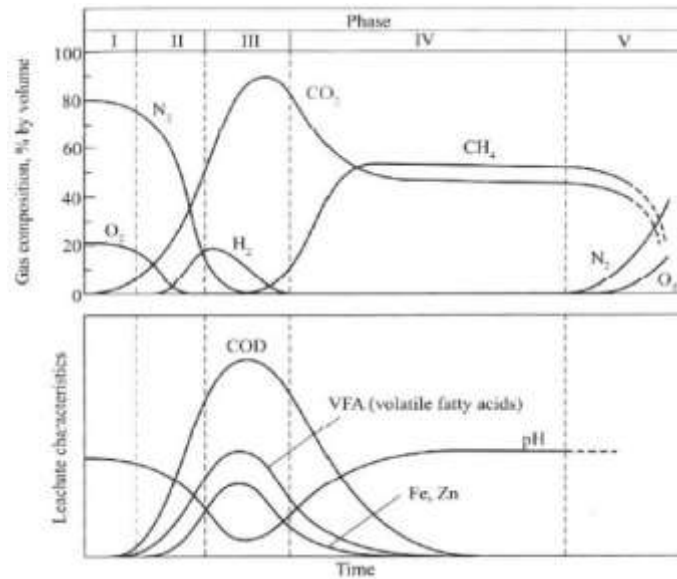
Ou a produção de metano a partir do acetato (acetoblastia):



- Fase de Maturação (V): É a fase final de maturação e de estabilização da matéria orgânica. Ela é marcada por uma entrada progressiva de ar ao meio. Grande parte da matéria orgânica é representada pela DQO restante.

A oxidação pelo ar dentro do maciço pode levar à liberação de metais pesados fortemente retidos por compostos orgânicos ou espécies reduzidas (sulfetos).

Para ilustrar o comportamento destas fases de decomposição, criou-se uma parametrização das características do lixiviado e do gás produzidos com o tempo de processos de maturação das fases. Esta classificação é ilustrada a seguir:

**Figura 1** – Fase de decomposição dos resíduos não-perigosos

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1994).

### 3.7 BIOGÁS

O biogás do aterro sanitário é uma mistura composta por metano ( $CH_4$ ) e dióxido de carbono ( $CO_2$ ) que possui sua origem da volatilização de compostos químicos, principalmente da biodegradação anaeróbia da matéria orgânica devido a ação de bactérias, fungos, protozoários. Sendo a presença de outros gases e quantidade dos mesmos variando de acordo com o tipo e quantidade dos resíduos degradados e o tempo de operação do aterro sanitário. De acordo com Qian *et al.* (2002) os aterros antigos (mais de 10 anos em operação) indicam uma produção média anual de 2,50 Nm<sup>3</sup> por tonelada de resíduo, com uma composição de 48 a 55% de metano, 35 a 45% de dióxido de carbono, 1 a 20% de nitrogênio, 1 a 5% de oxigênio, hidrogênio e vapor d'água, 1 a 3% de outros gases. O metano presente no biogás é produto da decomposição anaeróbia, e apresentando concentrações de 5% já pode ser explosivo. O dióxido de carbono é um subproduto das fases aeróbias e anaeróbias de decomposição do maciço de resíduos, contribui para o aumento da dureza e diminuição do pH da água de percolação. A presença de nitrogênio e oxigênio em gás de aterro pode ser resultado da intrusão de ar através da cobertura do aterro, ou vazamento de ar no controle do sistema de recuperação de gás. O hidrogênio é produzido durante a decomposição aeróbia e nos primeiros momentos da decomposição anaeróbia, tendo concentrações residuais em

um aterro antigo, pode-se indicar áreas com baixa produtividade de biogás. O vapor d'água é em virtude da água evaporada do lixiviado do maciço de resíduos.

Destaca-se que um percentual pequeno, menos de 0,1%, na composição do biogás é de gás sulfídrico, que possui a capacidade de ocasionar a perda de olfato e irritação nos olhos com uma exposição entre 2 a 15 minutos. De acordo com Real (2005) *apud* Guerdes (2007), no Brasil cerca de 5 a 10% do total de gases poluentes existentes na atmosfera foram gerados pelos aterros sanitários, controlados e lixões. O que apresenta a necessidade de o mesmo ser tratado antes da sua emissão, destacando-se a queima e a recuperação energética como métodos usualmente empregados. Todavia, para a realização da queima o gás precisa apresentar uma quantidade mínima de 20% de metano, e já para a recuperação de energia, depende da qualidade e também da quantidade do gás gerado. Há uma ressalva que a queima do biogás também proporciona o lançamento de contaminantes para o meio ambiente.

### 3.8 LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

A norma brasileira NBR 8849/1985 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1985) define o lixiviado através do termo “chorume”, como um líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e elevada demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ).

#### 3.8.1 Produção Quantitativa de lixiviados

Através do balanço hídrico pode-se calcular o quantitativo de lixiviado gerado em um aterro sanitário, sendo alguns fatores de influência direta e indireta no processo de formação; teor de umidade do lixo e do material de cobertura, infiltração de água superficial, consumo de água nas reações químicas, evaporação e drenagem do lixiviado. Um dos métodos indicados é o método suíço conforme a Equação III.

$$Q = \frac{P.A.K}{t} \quad \text{(III)}$$

Onde,

Q = Vazão média do lixiviado (L/s);

P = Precipitação média anual (mm)

A = Área do aterro (m<sup>2</sup>)

K = Coeficiente utilizado para caracterizar o grau de compactação dos resíduos

T = Número de segundos em um ano (s)

Os valores do coeficiente K, normalmente variam entre 0,15 e 0,50 devido a observações experimentais e do peso específico.

### 3.8.2 Produção Qualitativa de lixiviados

As características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependem do tipo de resíduo aterrado, do grau de decomposição, do clima, da estação do ano, da idade do aterro, da profundidade do resíduo aterrado, do tipo de operação entre outros fatores.

Desta maneira, a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente de um local para outro, assim como em um mesmo local e entre épocas do ano (REINHART; GROSH, 1988). Os aterros sanitários mais comuns recebem uma mistura de resíduos urbanos, comerciais e industriais mistos, mas excluem os resíduos químicos específicos. Portanto, o lixiviado pode ser caracterizado como uma solução aquosa com quatro grupos: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos ( $Ca^{+}_{2}$ ,  $Mg^{+}_{2}$ ,  $Na^{+}_{2}$ ,  $K^{+}$ ,  $NH^{+}$ ,  $Fe^{+}_{4}$ ,  $Mn^{+}_{2}$ ,  $Cl^{-}$ ,  $SO^{2-}_{2}$ ,  $HCO^{-}$ ), metais pesados ( $Cd^{+}_{2}$ ,  $Cr^{+}_{3}$ ,  $Cu^{+}_{2}$ ,  $Pb^{+}_{2}$ ,  $Ni^{+}_{2}$ ,  $Zn^{+}_{2}$ ) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos urbanos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros) (CHRISTENSEN *et al.*, 1994 *apud* KJELDTSEN *et al.*, 2002). A geração do lixiviado ocorre quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo definida como a máxima umidade retida em um meio poroso sem produzir percolação (EL-FADEL *et al.*, 2002). Sendo influenciado por fatores climatológicos, inerente ao resíduo e ao tipo de operação, é difícil definir um lixiviado típico, pois sua composição varia muito de acordo com essas variáveis. Além disso, o lixiviado frequentemente contém altas concentrações de uma variedade de substâncias que podem causar interferências nas análises, comprometendo a comparação dos resultados (HO; BOYLE, HAM, 1974).

### 3.8.2.1 Principais elementos componentes do lixiviado

#### 3.8.2.1.1 Nitrogênio

Segundo Reis e Mendonça (2009) o nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. Sendo as espécies reduzidas ( $NH_4^+$  e  $NH_3$ ) intercambiável e sua soma representar a concentração da Amônia Total ou Nitrogênio Amoniacal ou Nitrogênio Amoniacal Total (NAT). Além disso, o Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT) é representando pela soma no Nitrogênio Amoniacal Total e Nitrogênio Orgânico. A seguir apresenta a Tabela 5 demonstrando os formatos que o nitrogênio pode ser classificado. Segundo Souto (2009), a biodegradação em condições anaeróbias dos resíduos no interior do aterro provoca com que praticamente todo o nitrogênio orgânico seja convertido em Nitrogênio Amoniacal, o que se torna predominante no lixiviado.

De acordo com Giordano (2003), a amônia é um importante traçador de contaminação do lixiviado nos corpos hídricos, além de ser tóxica para diversos organismos (peixes) cuja taxa de crescimento e desenvolvimento podem ser afetadas. As principais fontes de nitrogênio no lixiviado são de origem vegetal e animal tendo uma relação direta com a quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos. Outras fontes que podem apresentar o nitrogênio são os fertilizantes, produtos de limpeza e produtos para preservação de madeira (FLECK, 2003).

**Tabela 5** – Classificação dos formatos do Nitrogênio

Formas do Nitrogênio	Fórmula Química	Definição
Amônia Gasosa	$NH_3$	-
Íon Amônio	$NH_4^+$	-
Íon Nitrito	$NO_2^-$	-
Íon Nitrato	$NO_3^-$	-
Nitrogênio Kjeldahl Total	-	N Orgânico + $NH_3$ + $NH_4^+$
Nitrogênio Amoniacal Total	-	$NH_3$ + $NH_4^+$

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).



### 3.8.2.1.2 pH

O pH representa a concentração de íons hidrogênio  $H^+$  em escala anti-logarítmica, na qual indica as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio. Tendo uma grande relação no desenvolvimento dos microrganismos que realizam os processos de biodegradação (METCALF; EDDY, 1993). O pH do lixiviado pode identificar a fase de degradação em que se encontra o aterro, o que não necessariamente condiz com a idade do aterro. A atividade das enzimas e a toxicidade de muitos compostos são interferidas pelo pH já que este fator impacta na forma com que o nitrogênio se apresenta no lixiviado. Tendo em vista que as formas não ionizadas de nitrogênio podem atravessar com mais facilidade a membrana celular que as formas ionizadas, o que leva uma toxicidade maior deste composto no lixiviado.

### 3.8.2.1.3 Sólidos

Os sólidos totais são toda a matéria que permanece como resíduo após a evaporação a temperatura de  $103^{\circ}\text{C}$  a  $105^{\circ}\text{C}$  (APHA, 2005). O material que tem certa significativa de pressão de vapor nesta temperatura é perdido durante a evaporação, portanto, é definido como sólido. Podendo ser classificados como sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos.

### 3.8.2.1.4 Alcalinidade

De acordo com Piveli (2005) a alcalinidade é a capacidade de reagir quantitativamente com um ácido forte até um valor definido de pH, ocorrendo pela presença de hidróxidos ( $OH^-$ ), carbonatos ( $CO_3^{2-}$ ) e bicarbonatos ( $HCO_3^-$ ) e elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia, e secundamente, silicatos, boratos e fosfatos. Sendo a soma da alcalinidade produzida por todos esses íons. Resíduos de construção e demolição, que contém gesso, cimento e cal, podem contribuir com a alcalinidade do lixiviado. A alcalinidade, pH e amônia possuem relação direta, sendo que a amônia também pode tornar o meio também alcalino.

### 3.8.2.1.5 Metais

Segundo Gomes (2009), a disposição de embalagens ferrosas tem se mostrado como a principal fonte de metais encontrados nos lixiviados. Assim a razão da baixa concentração de metais pesados em lixiviados de aterros na fase metanogênica está associado a diminuição desses elementos no efluente associado ao aumento do pH, consequências da transformação química que culmina na fase metanogênica. Indica-se que a sorção e precipitação são importantes mecanismos para a imobilização de metais (KJDELSEN *et al.*, 2002). Com a elevação do pH, propicia-se a precipitação de metais que ao longo do tempo tendem a diminuir as concentrações. Ocorre também a formação de sulfetos pela redução de sulfatos, que possuem a capacidade de formar precipitados como Cd, Ni, Zn, Cu e Pb,

#### 3.8.2.1.6 DQO

De acordo com Souto (2009), a fração da DQO, Demanda Química de Oxidação, que não pode ser removida pela biodegradação, em um tempo curto, denomina-se DQO inerte. Como substâncias húmicas e xenobióticas e compostos inorgânicos. Segundo Barlaz e Ham (1993) os ácidos húmicos e fúlvicos são provavelmente os principais constituintes da DQO do lixiviado. Sendo um parâmetro de muita relevância, pois avalia a quantidade de oxigênio dissolvido consumido em meio ácido que leva à degradação de matéria orgânica.

#### 3.8.2.1.7 Cloreto

Todas as águas naturais, em maior ou menor escala, possuem íons resultantes da dissolução de minerais. Os cloretos são advindos da dissolução de sais, como por exemplo o cloreto de sódio (VON SPERLING, 1996). Sendo a sua toxicidade vinculada ao cátion do sal. Entretanto, a combinação dos íons cloreto com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo podem provocar o efeito antagônico, gerando complexos estáveis e reduzindo a concentração dos metais na sua forma mais solúvel, e por consequência o risco da toxicidade no efluente. As altas concentrações dos íons sódio e cloretos em lixiviados podem aumentar a permeabilidade do solo, devido a desestruturação das partículas de argilas componentes do solo base do aterro, o que facilitaria a contaminação das águas subterrâneas e ou superficiais.

### 3.8.2.1.8 Condutividade Elétrica

Segundo Schalch (1992), a condutividade elétrica, dentre os parâmetros citados por Pohland (1985), Robinson (1986), Benjafeld (1980), e Ham *et al.* (1982), é o que melhor contribui para a compreensão das fases de estabilização da matéria orgânica em um aterro sanitário.

De acordo com a CETESB (1978), varia com a concentração total das substâncias ionizadas dissolvidas em um meio aquoso, com a temperatura, mobilidade e valência dos íons e concentrações, real e relativa de cada íon. Menezes (1975), em seu estudo sobre os impactos do depósito de resíduos sólidos de São Carlos - SP, relata que os valores elevados encontrados para os íons amônio, nitrato e fosfato podem contribuir para a alta condutividade.

A elevada força iônica do lixiviado, calculada a partir de valores de condutividade, apresenta-se como uma característica do lixiviado e as suas consequências refletem a dificuldade de se tratar o lixiviado por coagulação-floculação (SOUTO, 2009). Os lixiviados apresentam concentrações de condutividade, em geral, superior a  $1.000 \mu S/cm$  devido a presença de sais e compostos amoniacais. Sendo como cátions (sódio, cálcio, potássio) e ânions (cloretos, bicarbonatos, sulfatos e fosfatos) como forma total, dissolvida ou indiretamente pela condutividade elétrica, segundo Giordano (2003).

### 3.8.2.2 Caracterização do lixiviado

A caracterização a partir de parâmetros coletivos fornece informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem em praticamente todas as etapas do tratamento, possibilitando o aperfeiçoamento das tecnologias, a definição de procedimentos operacionais mais eficientes, o aprimoramento dos modelos matemáticos e, conseqüentemente, a concepção de tratamento de lixiviados mais coerentes para a remoção de carga orgânica. A seguir são apresentadas as 3 categorias:

- Os lixiviados jovens (< 5 anos): Os lixiviados se caracterizam por uma carga orgânica elevada relativamente biodegradável (limite de biodegradabilidade  $DBO_5/DQO > 0,5$ )

constituída principalmente dos ácidos graxos voláteis. Eles podem conter até 2 g.l<sup>-1</sup> de metais e seu pH é relativamente baixo (< 6,5), o que corresponde as primeiras fases em metanogênese da evolução do lixiviado.

- Os lixiviados intermediários: É o lixiviado cujo o resíduo está estabilizando: A carga orgânica diminui e os ácidos graxos voláteis são rarefeitos (20 a 30%), o pH atinge a neutralidade e a carga torna-se insignificante, o que corresponde geralmente a fase metagênese estável.
- Os lixiviados estabilizados (> 10 anos): Eles são caracterizados por uma baixa carga orgânica, essencialmente composta de substâncias húmicas, ou seja, um grupo de moléculas compostas por um núcleo de cadeias alifáticas que se agrupam com uma forte massa molecular. Globalmente a DQO ultrapassa 3000 mg.l<sup>-1</sup> tendo substâncias refratárias à biodegradação ( $DBO_5/DQO < 0,1$ ). Esta é a fase de maturação do armazenamento.

A Tabela 6 sintetiza as principais características de cada tipo de lixiviado.

**Tabela 6** – Características principais dos diferentes tipos de lixiviado

<b>Parâmetros</b>	<b>Lixiviado Jovem</b>	<b>Lixiviado Intermediário</b>	<b>Lixiviado Estabilizado</b>
Idade da Célula	< 5 anos	5 a 10 anos	>10 anos
pH	< 6,5	6,5 a 7,5	> 7,5
DQO (g/L)	10 a 20	5 a 10	< 5
$DBO_5/DQO$	> 0,5	0,1 a 0,5	< 0,1
Ácidos Graxos Voláteis (%COT)	> 70	5 a 30	< 5

Fonte: Traduzido e adaptado do Institut de Veille Sanitaire (2019).

### 3.8.2.3 Composição Típica do lixiviado no Brasil

Por meio do Programa de pesquisa em Saneamento Básico, o livro: 3 Resíduos Sólidos – Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileira, apresentou um panorama sobre os seguintes aterros sanitários do Brasil:

**Tabela 7** – Dados Gerais dos Aterros Estudados

Classificação	Londrina	Morro Do céu	João Pessoa	Belo Horizonte	Gramacho	Gericinó	São Leopoldo	Muribeca
Localização	PR	RJ	PB	MG	RJ	RJ	RS	PE
Área (m <sup>2</sup> )	19.260	95.000	-	145.000	-	-	-	620.000
Idade em 2008	33	25	6	21	30	21	-	23
Clima	Mesotérmi co	Tropical	Sub- seco	Tropical	Tropical	Tropical	Subtropi cal	Tropical
Vazão do lixiviado (m <sup>3</sup> /dia)	17-518	300-500	100	300-450	1.300	500	11	86,4 - 864

Fonte: Adaptado do Programa de pesquisa em Saneamento Básico 5 (2016).

A composição média característica dos lixiviados é apresentado na Tabela 88.

**Tabela 8** – Caracterização convencional dos lixiviados estudados

Parâmetros	Londrina	Morro Do céu	João Pessoa	Belo Horizonte	Gramacho	Gericinó	São Leopoldo	Muribeca
pH	-	7,8	8,3	8,2	8,4	8,1	7,8	8,2
DBO (mg/L)	111	600	3.638	124	361	279	3.211	2.788
DQO (mg/L)	2.151	1.525	12.924	2.739	2767	1.623	5.141	4.750
Nitrogênio Total (mg/L)	821	-	-	1.352	1.187	10.001	1.225	-
Cloreto (mg/L)	-	2.103	-	2.314	3.822	2.639	-	469

Fonte: adaptado do Programa de pesquisa em Saneamento Básico 5 (2016).

Uma visão geral indica que os lixiviados investigados apresentam elevada concentração de matéria orgânica em termos de  $DBO_5$ , DQO, nitrogênio e íons cloreto.

Em relação aos seus altos valores de  $DBO_5$  e DQO, infere-se que os lixiviados dos aterros de João Pessoa, Gericinó, Morro do Céu, Muribeca e São Leopoldo possuem uma biodegradabilidade variável, tendo comportamento de um lixiviado novo (maior biodegradabilidade). Para os demais lixiviados registra-se uma natureza refratária, ou seja, as reações microbiológicas de degradação da  $DBO_5$  são limitadas.

Relaciona-se esta limitação com a idade dos aterros, tendo em vista que a biodegradabilidade tende a diminuir com o aumento da idade dos aterros. Os elevados valores de nitrogênio sugerem a demanda por sistemas de tratamento que permitam a sua remoção. Ressalta-se que a elevada concentração de íons cloreto presente nos lixiviados podem causar sérias implicações ao tratamento, tanto na remoção de matéria orgânica, quanto na remoção de amônia por processos biológicos.

### 3.9 PRINCIPAIS TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO

Há diversas soluções de tratamento de lixiviado seguindo as especificidades e características dos aterros sanitários e lixiviados associados. Em geral, quando o lixiviado apresenta uma concentração elevada de DQO (mais de 1000 mg/L), uma concentração baixa de nitrogênio amoniacal, uma relação  $DBO_5/DQO$  entre 0,4 a 0,8 e uma concentração elevada de ácidos graxos voláteis, o tratamento biológico é o mais indicado. Entretanto, o tratamento biológico é geralmente ineficaz sob os lixiviados estabilizados, pois o efluente apresenta uma resistência a biodegradação. Não sendo eficiente na remoção de nitritos, nitratos, amônia, metais pesados e/ou sais do lixiviados. Nesses casos, é necessário usar métodos alternativos como físico-químico. Segundo Hamada & Mtsunaga (2000), o tratamento físico-químico deve ser uma alternativa secundária ao tratamento biológico, pois sua aplicação se limita aos lixiviados provenientes das antigas células.

Todavia o tratamento secundário via processo biológico, normalmente de lodos ativados têm sido aplicados em grande escala. Entretanto, essa tecnologia geralmente requer a implantação de um tratamento terciário por processo físico-químico de filtração, destacando-se a osmose reversa, nanofiltração e ultrafiltração.

De maneira geral o tratamento de lixiviado inicia-se com o tratamento primário, em que se recebe o lixiviado bruto, e geralmente, utiliza-se uma lagoa de equalização, posteriormente se aplica um peneiramento e cal, na qual ocorre a precipitação química, e encaminha-se para decantação primária e correção de pH. No tratamento secundário, aplica-se o tanque de aeração e o decantador secundário. Por fim, o tratamento terciário emprega-se uma filtração, correção de pH, e um processo físico-químico como nanofiltração que conclui o processo. Em virtude das

diversas opções tecnológicas para o tratamento de lixiviado, as mesmas demandam custos de implantação e operação, os quais dificultam sua adoção em larga escala.

### 3.9.1 Evaporação de lixiviados

A evaporação é um dos três tipos de vaporização, na qual as moléculas ou átomos ganham energia suficiente e passam do estado líquido para o estado de vapor (processo lento) pelo aumento da temperatura e sob pressão constante. Sendo um tratamento utilizado em alguns países europeus, nos Estados Unidos e no Brasil, apresenta como vantagem a considerável redução de volume do efluente tratado (GOMES, 2009). Há duas metodologias diferentes utilizadas no processo de evaporação:

- Evaporação natural, em que se utiliza como fonte energética a radiação solar, umidade relativa e o vento;
- Evaporação forçada, na qual se utiliza como fonte energética a queima do biogás ou do gás GLP, energia elétrica, dentre outros.

De acordo com Gomes *et al.* (PROSAB 2009), a evaporação natural ou forçada do lixiviado se comporta como uma tecnologia limpa, de baixo custo de implantação, operação, e de fácil manutenção, adequada principalmente a aterros de pequeno e médio porte, e ainda possibilitando a obtenção de créditos de carbono.

#### 3.9.1.1 Evaporação Natural do lixiviado

A evaporação natural normalmente é aplicada em tanques abertos ou lagoas de equalização, na qual o lixiviado é evaporado pela combinação do vento e da radiação solar. Como depende da energia solar, em locais com alto índice de insolação são indicados para implantação do mesmo. Ademais, essa metodologia pode ser associada à aspersão do lixiviado a fim de acelerar o processo de evaporação. Entretanto, deve-se considerar que esta aspersão pode ocasionar um aumento do odor no entorno da instalação de tratamento.

Segundo Qasim & Chiang (1994), que menciona a pesquisa realizada por Chiang, Patel e Associados, desenvolveram estimativas de custos de implantação, operação e manutenção de diferentes tecnologias de tratamento de lixiviados.

Neste caso, as lagoas de evaporação apresentaram um custo de tratamento (implantação e operação) entre US\$ 0,36/m<sup>3</sup> a US\$ 1,78/m<sup>3</sup> para uma faixa de vazão entre 20L/min e 380 L/min. Tendo considerado uma taxa anual de evaporação de 30 cm. Já Jorge (2008) desenvolveu um estudo para avaliar o desempenho da evaporação natural do lixiviado. Sua planta piloto era composta por tanques aspersores e um grande painel de evaporação onde o lixiviado era pulverizado. O resultado indicou que a contaminação do ar em função da dispersão se limitava a uma pequena área ao redor da unidade, com a presença de microrganismos em um raio de até 8 metros.

### 3.9.1.2 Evaporação Forçada do lixiviado

Sendo uma alternativa à natural, aplica-se o mesmo conceito, porém se consegue elevar o rendimento do processo a partir de uma maior demanda energética. Pode-se aplicar essa técnica no próprio aterro utilizando o biogás como combustível de fonte energética. De acordo com Geankoplis (1993) *apud* Bahé (2008), a operacionalização das unidades de evaporação forçada deve considerar algumas propriedades do lixiviado, como: concentração, solubilidade, formação de espumas, temperatura, pressão e incrustações de resíduos.

Segundo Bahé (2008), o tratamento de lixiviado pela evaporação forçada reduz o volume em 90%, e pode aproveitar o biogás gerado no próprio aterro como fonte de energia cinética. Todavia, necessita-se um controle de emissões dos resíduos gerados, com objetivo de obter recursos com o crédito de carbono. Além disso, o processo de evaporação pode produzir espumas, incrustações e possíveis corrosões (IPT, 2000). Giust *et al.* (2007) desenvolveu em dois aterros sanitários localizados ao norte de Paris uma pesquisa, na qual utilizou duas diferentes tecnologias, evaporação e a osmose reversa, em amostras de efluentes de dois aterros, que possuíam características também distintas, e encaminhados para um tratamento combinado. A primeira amostra é proveniente de um aterro em operação, e a segunda de um aterro já encerrado. Na amostra inicial, aplicou-se o processo de evaporação, e na segunda submeteu-se à osmose reversa. O vapor condensado da evaporação e o efluente da osmose reversa foram



conduzidos a uma outra unidade de osmose reversa. Tendo como resultado final de ambos lixiviados, a concentração de: DQO < 30 mg/L, DBO < 5 mg/L e de nitrogênio amoniacal < 0,5 mg/L. Tendo um custo de 8,4 euros/m<sup>3</sup> de lixiviado tratado, sendo aproveitado o biogás na produção de energia elétrica.

### 3.9.2 Tratamentos de lixiviado utilizados no Brasil

#### 3.9.2.1 Fundamentos de Tratamento Biológico de Efluentes Líquidos

Este tratamento busca transformar os constituintes orgânicos em compostos estáveis, não putrescíveis, como a remoção de forma eficiente da  $DBO_5$ , DQO e nitrogênio amoniacal do líquido tratado. Sendo a atuação principal o processo das bactérias, protozoários, algas e fungos, na qual ocorre 2 processos simultaneamente:

- Catabolismo, reações de liberação de energia e degradação da matéria orgânica poluente.
- Anabolismo, reações de formação de biomassa, utilizando nutrientes e parte da energia liberada no catabolismo.
- Na qual a matéria orgânica do lixiviado é transformada pelo catabolismo também de duas formas possíveis:
  - Oxidativo: Reação redox em que a matéria orgânica presente no líquido é oxidada por agente oxidante (oxigênio, nitrato ou sulfato).
  - Fermentativo: Não há oxidante, o processo ocorre através de um rearranjo de elétrons na molécula fermentada, na qual no final do processo, há no mínimo dois produtos ( $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $H_2S...$ )

A oxidação implica na perda de um ou mais elétrons da substância oxidada, na qual a matéria orgânica ou compostos inorgânicos são reduzidos. Desta forma, diversos aceptores de elétrons encontra-se disponíveis no meio, o oxigênio dissolvido é o primeiro a ser utilizado, e quando chega a sua exaustão, o sistema deixa de ser aeróbio. Em seguida, se houver nitratos em

nitrogênio molecular gasoso, caracteriza-se como a fase anóxica. Após a finalização dos nitratos, inicia-se às condições anaeróbias, nas quais os sulfatos são reduzidos a sulfetos e o dióxido de carbono é convertido em metano. Utilizado geralmente nos processos anaeróbios, lagoas anaeróbias, reatores de fluxo ascendente ou fluxo horizontal, filtros biológicos anaeróbios. Sendo condicionados pelas condições físicas e químicas do meio em que ocorre o tratamento. Tendo um desafio em tratar os líquidos retidos por períodos longos, pois tende a ter sua matéria orgânica mais rica já quase totalmente biodegradável, alta concentração de nitrogênio amoniacal. A cor escura pode dificultar a entrada de raios solares e por consequência a capacidade de fotossíntese, principalmente em tratamento feitos em lagoas de estabilização.

As lagoas de estabilização iniciaram no Brasil o seu uso em 1967, no município de São José dos Campos, posteriormente foi amplamente difundida devido a disponibilidade de área em várias regiões, clima favorável e simplicidade de operação e manutenção. Sendo classificada em três categorias: anaeróbias, aeróbias-facultativas e maturação/aeróbias. Podendo ser instaladas em série ou em paralelo, de acordo com a qualidade de despejo a tratar.

As lagoas anaeróbicas são reatores biológicos projetados para receber as altas cargas orgânicas por unidades de volume do reator, tornando o consumo de oxigênio muito superior à sua taxa de produção, logo é isenta de oxigênio dissolvido e de atividade fotossintética, associando-se a mecanismos de fermentação e respiração anaeróbia. Tendo o principal propósito de transformar e estabilizar a matéria orgânica, e não tratar o efluente de forma a deixá-lo em condições de descarga em corpos receptores. Para Von Sperling (1996), os êxitos das lagoas anaeróbias dependem do equilíbrio entre a população bacteriana (formadoras de ácidos orgânicos) e metano, e para que isso ocorra, a temperatura deve ser superior a 15°C e pH entre 6,8 e 7,74. Elas são utilizadas para esgotos domésticos e empregadas para estabilização de cargas orgânicas superiores a 0,10 Kg  $DBO_5/m^3/dia$ , com tempo de retenção hidráulica de 3 a 6 dias e altura da lâmina de água 2,5 a 4,5m. Essas lagoas apresentam eficiência de remoção de  $DBO_5$  na ordem de 50 a 60%.

Já as lagoas facultativas possuem uma profundidade menor que as anaeróbias (1 a 2m) e operam com cargas orgânicas menores ( $< 15g\ DBO_5/m^3/dia$ ) que a utilizada nas lagoas anaeróbias (PESCOD, 1996). Tendo uma zona anaeróbia localizada no seu fundo, e uma zona aeróbia na sua superfície, com uma zona de transição entre estas duas. Geralmente possuem uma cor verde, devido as algas, elevado teor de oxigênio dissolvido (produzido pela fotossíntese), e grande quantidade de sólidos suspensos (algas). O tratamento ocorre de forma aeróbia-anaeróbia, por

meio da simbiose entre algas e bactérias facultativas presentes no meio. A existência de  $NH_4^+$  e  $PO_4^{3-}$ , proporcionam um ambiente favorável para que se desenvolvam populações de algas e através da fotossíntese gera-se uma grande quantidade de oxigênio dissolvido. Ressalta-se que há outros parâmetros como temperatura, radiação solar, carga orgânica e tempo de retenção hidráulica. A lagoa de maturação é dimensionada considerando uma remoção mínima de 80% da  $DBO_5$  da lagoa facultativa. Os valores médios dos parâmetros monitorados para todo o sistema de lagoas de estabilização duram cerca de 10 meses de operação do sistema desde sua partida.

O parâmetro de pH na lagoa anaeróbia, assim como nas lagoas facultativas e de maturação, fica na faixa de 8,3 a 8,7. Segundo Castilhos et al (2003) é um fator fundamental para a dissolução de certos elementos minerais quando em contato líquido-sólido. Por fim, as lagoas aeradas funcionam como um reator biológico de crescimento suspenso, sem recirculação do lodo, tendo profundidade entre 2,5 a 5,0m. A aeração é feita por aeradores mecânicos ou sopradores de ar. No caso das lagoas aeradas aeróbias, os aeradores, além de fornecerem oxigênio, promovem a mistura da massa líquida, tornando os microrganismos em suspensão. Conseqüentemente, é preciso que o efluente passe por uma lagoa de decantação após o período de aeração. O tempo de detenção típico em lagoas aeradas é de 2 a 4 dias. Já o período de decantação é mais baixo, cerca de 2 dias, sendo que pode acumular lodo por vários anos. A lagoa aerada de mistura completa atua de forma similar aos tanques de aeração do sistema de lodos ativados, mas não possui recirculação de sólidos, portanto a concentração de biomassa atinge um determinado valor definido pela disponibilidade do substrato do afluente. A concentração de sólidos em suspensão nas lagoas aeradas é da ordem de 20 a 30 vezes menor do que no sistema de lodos ativados, o que justifica o melhor desempenho do mesmo (VON SPERLING, 1996).

Logo, as lagoas aeradas podem ser uma alternativa interessante para o tratamento de lixiviados, pois são de simples operação, quando comparada aos lodos ativados e, ao mesmo tempo, são eficazes na transferência de oxigênio no meio líquido.

### 3.9.2.2 Sistemas Alternativos de Tratamento de lixiviados

Os Wetlands são sistemas biológicos na qual a microbiota, que se desenvolve naturalmente no leito, é a principal responsável pela degradação da matéria orgânica presente no afluente. Pela relativa simplicidade e baixos custos de implantação e operação, apresentam-se

como promissores para serem utilizados como parte integrante de sistemas de tratamento de lixiviados em aterros sanitários brasileiros. Entretanto, ainda hoje essa aplicabilidade não é amplamente explorada. Todavia, nota-se uma tendência na obtenção de significativas taxas de remoção para sólidos suspensos, matéria orgânica em termos de  $DBO_5$ , DQO e amônia. Johnson *et al.* (1998), Maehlum *et al.* (1998) e Debusck (1998) apresentam resultados em termos de concentração de sólidos suspensos totais com tempo de detenção hidráulica entre 9 e 30 dias, com índices de eficiência de 45 a 97%.

Para a  $DBO_5$ , a redução variou de 14% nas observações de DeBusck (1998), com 9 dias de detenção, a 41% em Maehlum *et al.* (1998), com 30 dias de detenção. Considerando os efeitos da perda de líquido por evapotranspiração, os percentuais obtidos pelos estudiosos estão entre 61% com 25 dias de residência e 95% com 74 dias de residência. Em relação a DQO, encontra-se valores de remoção, em concentração, entre 45%, com 5 dias (SARTAJ *et al.*, 1998), e 85% com 30 dias de residência (MAEHLUM *et al.*, 1998), considerando o sistema biológico acoplado com o Wetland. Analisando o tratamento promovido apenas pelos Wetlands, Johnson (1998) atingiu 90% de remoção em concentração de DQO, em 15 dias de passagem do lixiviado pelo sistema, enquanto que Maehlum *et al.* (1998) obtiveram 4% de remoção, em 30 dias. Sendo considerado este último estudo, um tratamento prévio em um tanque de aeração seguido por um decantador, o valor global de remoção de DQO, em concentração, sobe para 61%. A redução na carga de amônia nos sistemas de Wetlands mostra-se bastante elevada.

Entretanto, para esses sistemas são requisitados um tratamento de volumes elevados, e há dificuldade em produzir um efluente totalmente livre de poluentes. Segundo Kadlec (1998), a presença inevitável de pequenos caminhos preferenciais no interior dos Wetlands não impede que se obtenha percentuais de remoção de poluentes entre 90 a 95%.

### **3.9.3 Tratamentos de lixiviados utilizados na França – Aterro Bénac**

Baseado no acervo e nos estudos que a concessionária francesa permitiu o acesso, identificou-se alguns tratamentos usuais e vanguardistas, como pilotos na França que apresentaram resultados experimentais. Em 2010, a Direção Técnica, Científica e Desenvolvimento Sustentável

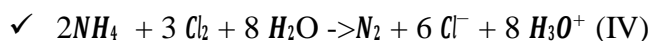
da Concessionária publicou um estudo identificando os diferentes tratamentos existentes nos Aterros Sanitários que ela operava, assim como seus pontos fortes e fracos

A grande maioria dos modos de tratamento têm como ponto negativo o alto custo energético, sendo a única exceção, o que implementou a compostagem como tratamento, no Aterro Sanitário da Loire Atlantique. Em razão da grande variedade de tratamentos possíveis, este estudo bibliográfico focou sobre certas tecnologias com maior aderência a realidade da região sul da França e que visavam uma melhor eficiência econômica graças a uma redução dos custos de tratamento.

#### ✓ **Oxidação FENTON + Javel ou Electro-Oxidação:**

O Centro de pesquisa da concessionária realizou um estudo sobre 2 processos de oxidação dos lixiviado do Aterro Sanitário de Bouqueval. O ANEXO B apresenta as características do lixiviado, na qual se realizou os testes de oxidação Fenton (proporção de média  $H_2O_2/COT=6$ ) com acoplagem de Javel (proporção de média  $Cl/N-NH_4=10$ ). A melhor redução de DQO obtida foi de 67%, tendo 270 mg/L de DQO residual. Os íons de amônia somente foram oxidados em presença de Javel com uma redução de 54% (sendo a concentração residual de 256 mg/L  $N-NH_4$ ). Nestas condições, a junção de Fenton + Javel não permitiu um alcance de bons resultados em DQO e Amônia Global. Normalmente, a média ótima de  $Fe^{2+}$  e de  $H_2O_2$  é de cerca de 11 com um pH de 3.

É importante ressaltar que a água de Javel é uma solução de hipoclorito de sódio, que é difundida em países francôfonos pelo grau de Clorométrico Gay Lussac, invariável a qualquer que seja a densidade do produto. Ela tem uma grande utilização de oxidação de amônia dissolvido, segundo a equação:



O processo de eletro-oxidação, com uma corrente de 15mA/cm<sup>2</sup> permitiu uma redução contínua de DQO e de íons de amônia de efluente. Ao fim do ensaio, cerca de 99% da DQO e 50% dos íons de amônia foram reduzidos. Com o objetivo de atender as normas de DQO, uma energia de cerca de 35 KWh/m<sup>3</sup> seria necessária. Nestas condições, a redução da amônia global não é atendida, com um valor residual de 90 mgN- $NH_4$ /L (33% de redução) e um tratamento complementar seria necessário (oxidação Javel ou stropping).

Ademais, o custo energético é um outro fator que deve ser averiguado quando aplicado como solução.

#### ✓ **Filtração por Carvão Ativado/Oxidação**

O aterro sanitário de Livry implementou um tratamento de Baixo Custo de lixiviado através do funcionamento por filtração de areia, filtração de carvão ativada e por fim uma oxidação de Javel. A conclusão do relatório de estudo de aplicação do projeto apresentou a amônia global como critério de escolha do processo, com um limite máximo de 400 mg/L para o bom funcionamento do sistema.

#### ✓ **Filtração sobre as cadeias de Plantas**

Esta tecnologia utiliza a purificação biológica principalmente aeróbia em meio granular fino até grosseiros. A degradação biológica das matérias dissolvidas é realizada pela biomassa bacteriana fixada sobre o meio filtrante bem como na camada de depósito acumulada na superfície. Normalmente utiliza-se as plantas *Phragmites Communis* (caniços), por terem um sistema de raízes altamente desenvolvidos e especializados em absorver águas e sais mineiros contidos no solo, acumulando reservas e permitido que as plantas se fixem ao substrato.

Essas plantas são instaladas com a função de filtro, e usadas através de dois estágios. A primeira etapa contribui essencialmente para a degradação do carbono com o início da nitrificação. A segunda fase permite refinar a eliminação da fração carbonada e complementar a nitrificação em função das condições oxigenadas, de temperatura e de pH. A oxigenação é assegurada em função de uma alimentação por batelada (alimentação não contínua), a difusão gasosa pela superfície dos filtros e a conexão dos drenos no fundo do filtro até a atmosfera. Os estudos de performance mostram os bons rendimentos do tratamento, principalmente sobre  $DBO_5$ , DQO e o MES. A Tabela 9 a seguir apresenta os valores de rendimento.

**Tabela 9** – Rendimento do Tratamento de Filtração de cadeias de Plantas (%)

Parâmetros	DBO <sub>5</sub>	DQO	MES	N Kjeldahl	N Global	Pt
Valores	90	85	90	85	45	40

Fonte: adaptado e traduzido concessionária (2019).

Os limites desta solução residem na superfície necessária para a instalação das plantas. Cada filtro é composto de uma massa filtrante de 60 a 90 cm de profundidade de grãos e plantas. Os estudos mostram a necessidade de uma superfície útil para a primeira fase de 1,2 a 1,5 m<sup>2</sup>/Equivalente Habitante (EH) e para a segunda fase de 0,8 a 1 m<sup>2</sup>/EH, para a estrutura, o modelo vertical é o mais sensível ao clima, mas ocupa uma superfície total de 4 a 8 m<sup>2</sup> por habitante.

Sabendo que 1 EH corresponde a 60g de DBO<sub>5</sub> por dia, segundo o artigo R2224-6. Há uma segunda estrutura, o modelo horizontal, compatível com os climas mais rigorosos, e ocupam uma superfície total de 8 a 9 m<sup>2</sup> sendo a superfície útil/EH de até 5 m<sup>2</sup> a modular em função dos fluxos hidráulicos, que não será abortado em nosso estudo.

Todo o fluxo de efluente a ser tratado é enviado de forma intermitente (alimentação por bateladas) para um filtro vertical no primeiro estágio por 4 a 6 dias, então esse filtro não é fornecido por um período duplo. Pois quando os filtros estão em repouso, a biomassa purificadora mineraliza ainda mais os MES retidos na superfície dos filtros do primeiro estágio e presentes no leito filtrante para liberar a porosidade dos filtros.

### ✓ Air Stripping

Tecnologia muito utilizada como pré-tratamento para remoção de amônia de lixiviado, além de ser uma técnica de baixo custo e simplicidade operacional. Associada a lavadores de gases proporciona a remoção e posterior recuperação da amônia do lixiviado. De acordo com LaGrega *et al.* (2001) afirmam que o arraste com ar (*air stripping*) é um processo de transferência de massa que acelera a volatilização de compostos. Este sistema pode ser dividido em dois grupos, o primeiro é o sistema de fase líquida contínua havendo a dispersão da fase gasosa, e sistema de fase gasosa contínua havendo a dispersão da fase líquida.

Esse sistema de fase líquida contínua possui o nome de tanques de arraste, na qual são reservatórios dotados de aeradores/difusores, cujo borbulhamento de ar aumenta a superfície de contato gás/líquido e com isso aumentam a transferência de massa.

Para a remoção de amônia de lixiviado, deve-se transformar de forma iônica  $NH_4^+$  para  $NH_3$ , dependendo de dois equilíbrios termodinâmicos, o equilíbrio da amônia no gás

líquido e o equilíbrio de dissociação da amônia no líquido, que depende do pH e da temperatura. Posteriormente removida pelo arraste, pode ser recuperada pela absorção da mesma em uma solução aquosa. Sendo uma absorção química irreversível e espontânea a reação entre amônia e ácido sulfúrico. Diante dessas condições, Natalie (2014) realizou uma pesquisa para analisar o impacto da alteração do pH e temperatura na eficiência da remoção da amônia. Segue resultado encontrado.

**Tabela 10** - Parâmetros e seus respectivos valores para cada ensaio realizado utilizando air stripping para avaliação da remoção de amônia

Ensaio	pH	Temperatura (°C)	Vazão de ar (L.min <sup>-1</sup> )	Vazão de ar (L.min <sup>-1</sup> .L <sup>-1</sup> <sub>lixiviado</sub> )	Remoção de NAT (%)	Conc. final (mg.L <sup>-1</sup> )
1	8,0	30	19,5	1,3	23,65	1.563
2	11,0	30	19,5	1,3	63,98	658
3	8,0	60	19,5	1,3	96,97	58
4	11,0	60	19,5	1,3	98,42	32
5	8,0	30	38,9	2,6	35,01	1.357
6	11,0	30	38,9	2,6	84,23	310
7	8,0	60	38,9	2,6	98,54	28
8	11,0	60	38,9	2,6	98,67	24

Obs.: Duração dos ensaios = 9 horas

Fonte: PPG – UFMG - Natalie (2014).

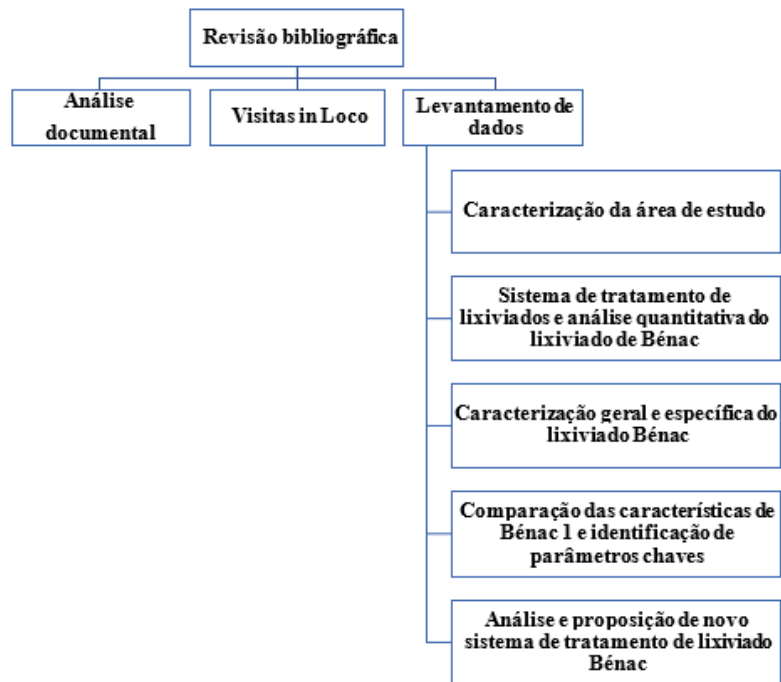
Por meio desses resultados, a maior eficiência encontra-se em um ambiente com 60°C e pH 11.



## 4 METODOLOGIA DO ESTUDO

No fluxograma abaixo são apresentadas as diferentes etapas da metodologia, para o alcance do objetivo proposto.

**Figura 2** - Fluxograma da Metodologia



Fonte: Autor (2022).

Segundo Silva e Menezes (2005) a presente pesquisa classifica-se como:

- **Aplicada**, no âmbito da natureza, visto que o objetivo é gerar conhecimento para a aplicação prática e envolve interesses específicos (SILVA; MENEZES, 2005), o observador motivado pela necessidade de contribuir para fins práticos, solucionando um desafio concreto.
- **Quantitativa**, no âmbito da abordagem do desafio, transformando as informações em números para posteriormente classificar e analisar, requerendo uso de técnicas e recursos de estatísticas.
- **Exploratória**, no âmbito dos objetivos, pois busca proporcionar um maior entendimento sobre os resíduos sólidos urbanos e seu processo de descarte e armazenamento final. Envolve visitas ao campo, entrevista com os responsáveis, análise histórica e de experimentos.

- **Estudo de caso**, no âmbito dos procedimentos técnicos, de acordo com Yin (2001), o estudo de caso é uma estratégia de pesquisa abrangente, em que o pesquisador tem pouco controle sobre os eventos e o foco se encontra nos fenômenos contemporâneos.

A metodologia utilizada para realizar a proposição de um tratamento de lixiviado no aterro sanitário de Bénac ocorreu através das ações e mecanismos, conforme abaixo:

- Análise documental, tendo acesso a análises de procedimentos e instruções de trabalho, resultados históricos de amostragens, relatórios internos e estudos da própria concessionária.
- Visita in loco, recolhimento de amostras para encomenda de análises técnicas, compreensão da estrutura física e do funcionamento da operação, permitindo visualizar com fidedignidade a situação do local.
- Entrevista individual, que não possuía um modelo estruturado, mas foi aplicada de acordo com a necessidade de informações a serem coletadas com o objetivo de complementar os detalhes faltantes.
- Levantamento de dados estruturado. Com o intuito de produzir uma caracterização geral e específica da área de estudo, o sistema de tratamento e identificação dos parâmetros chaves para a preposição de um tratamento de lixiviado a Bénac otimizado.

Para o levantamento de dados estruturado, adotaram-se as estratégias abaixo:

**Fase 1** - Caracterização da área de estudo: Nesta fase realizou-se um levantamento geral das características físicas, operacionais e técnicas do Aterro Sanitário de Bénac, assim como do seu tratamento de lixiviado para identificar os aspectos da área de estudo.

**Fase 2** – Sistema de tratamento de lixiviados e análise quantitativa do lixiviado de Bénac: Nesta fase foram coletadas as informações das análises de 2015 até 2019 realizadas por um laboratório terceirizado que a concessionária havia encomendado antecipadamente. Tendo uma visão global dos parâmetros acima do nível permitido de lançamento ao curso d'água.

- Fase 3** - Caracterização geral e específica do lixiviado de Bénac: A partir das análises de 2015 até 2019, qualificou-se os principais parâmetros para aprofundar a pesquisa na caracterização geral do lixiviado de Bénac 1 sendo o principal objeto de estudo, por possuir a maior geração de lixiviado, bem como, informações específicas dos drenos.
- Fase 4** - Comparação das características específicas do lixiviado de Bénac 1 e identificação de parâmetros-chaves: Ocorreu a análise comparativa do lixiviado de Bénac 1 com o próprio lixiado de Bénac Geral e com os aterros de Vienne e Gironde, tendo o objetivo de identificar semelhança das características do lixiviado, e possivelmente formas de tratamento compatíveis.
- Fase 5** - Análise e proposição de novo sistema de tratamento de lixiviado de Bénac: Por fim, com os levantamentos de dados e principais características dos lixiviados, foram realizadas as análises e simulações de um novo sistema de tratamento para o lixiviado de Bénac.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Bénac é uma comuna francesa localizada na região administrativa da Ocitânia, no Departamento dos Altos Pirineus. Segue a localização indicada.

**Figura 3** – Mapa de Localização da Região de Bénac



Fonte: Google Maps (2022).

Possui uma extensão de 7,93 km<sup>2</sup> e uma população de 561 habitantes (2018). Em 1971 entrou em operação o seu aterro sanitário para receber os resíduos comerciais e similares da própria região. Sendo operado pela mesma operadora desde sua criação, tendo 5 colaboradores que trabalham no local, dirigido por um responsável de exploração. A superfície da instalação é de 45 ha na qual 13,5 ha são dedicados ao armazenamento de resíduos com uma capacidade inicial de 100.00 toneladas/ano. A partir de 1999 uma estação de tratamento de lixiviado por osmose inversa foi instalada. Desde 2011, as instalações dispõem de uma unidade de valorização de biogás composta de dois motores de cogeração de potência unitária elétrica e térmica respectivamente de 835 kw e 900 kw.

Figura 4 – Aterro Sanitário de Bénac



Fonte: Concessionária (2018).

Em 15 de dezembro de 2016, a concessionária obteve uma nova licença de extensão da atividade de exploração do site por uma duração de 10 anos a contar da data de recepção dos primeiros resíduos da fase 2 de Bénac 2. A fase 1 tinha sido explorada de maio de 2009 até 31 de dezembro de 2015. Entretanto, existe uma limitação de origem geográfica dos resíduos, a instalação pode somente receber os resíduos provenientes dos Altos-Pirineus, da Alta-Garrone, dos Pirineus-Atlânticos e dos Landes. O resíduo admitido provém das atividades econômicas, que geralmente não possui odor. Os resíduos urbanos não estão autorizados a serem armazenados na instalação, nem o bioresíduo (resíduos orgânicos) conforme definido no artigo R.541-8 do código ambiental francês. A concessionária está absolutamente engajada em uma demanda de melhoria contínua, a instalação de Bénac dispõem de certificações de referências internacionais na área do meio ambiente como a ISO 14001: Meio ambiente (2004), ISO 9001: Qualidade (2008), Etiqueta LUCIE (2003), e a de sanitária e segurança do trabalho OHSAS 18001 (2010). Atualmente a instalação é subdividida em 3 zonas de exploração reservadas para armazenamento de resíduos:

- Bénac 1 (1 alvéolo): Zona de estoque de exploração desde a criação do local em 1971 até maio 2009.
- Bénac 2 (1 alvéolo explorado em 2 fases):

- Fase 1: Zona de armazenamento explorado de maio 2009 até 31 de dezembro de 2015.
- Fase 2: Zona de armazenamento com capacidade de acolher 40.000 ton. de resíduo.
- Bénac 3 (2 alvéolos): Pode abrigar globalmente 729.000 toneladas de resíduos

A quantidade anual autorizada é de 70.000 toneladas/ano máximo, sendo 272 toneladas/dias (sob a base de 257 dias de funcionamento por ano) com uma duração prevista de um período de pós-exploração de 30 anos.

Há um dispositivo de coleta e gestão do biogás que assegura a coleta do biogás durante toda a fase de exploração da célula. A rede de coleta do biogás é conectada a um dispositivo de medida de quantidade total de biogás captada. Posteriormente é dirigida em direção a um dispositivo de valorização energética ou, se necessário, eliminação por combustão. O sistema conta com 2 motores de potência com 1 motor em funcionamento elétrica de 835 Kw cada um, 2 queimadores de capacidade 400Nm<sup>3</sup>/h e uma caldeira de potência térmica de 1.500 Kw. Em 2018, a taxa de disponibilidade média foi igual a 95% e a energia injetada na rede elétrica foi de 6.328 MWh com um motor em funcionamento ao longo do ano.

No que se refere à gestão dos esgotos, o efluente não contém substâncias que possam interferir o bom funcionamento das estações de tratamento. Porém, a sua diluição é proibida e deve constituir um meio de respeitar os limites de descarga fixados pela regulação municipal. Portanto, é necessário desenvolver outras técnicas para atingir esse objetivo. As águas provenientes dos sanitários e lavabos são coletadas e tratados por um sistema de saneamento autônomo (fossa séptica). As águas vindas de estradas internas são direcionadas para um dispositivo dimensionado de tratamento, antes de serem rejeitados no meio natural via uma das bacias de coleta de águas internas. A instalação é circundada em todo o seu perímetro por uma vala exterior de coleta, dimensionada para evitar a entrada d'água de escoamento externo no aterro. O sistema é conectado a um dispositivo de descarga no ambiente natural. Existe uma segunda vala em toda a periferia da área a ser explorada para coleta das águas de escoamento interno passíveis de serem poluídas. As águas de escoamento, que não estiveram em contato com os resíduos, bem como as águas subterrâneas, fazem parte da segunda zona (zona sem exploração), e convergem por gravidade para 2 bacias (Norte e Sul) de captação de água interna com volume unitário de 4.000 m<sup>3</sup>.

Essas bacias são dimensionadas para captar os escoamentos consecutivos devido a um evento chuvoso de frequência de dez anos. Elas são equipadas na saída com uma válvula controlada por um medidor de condutividade, que fecha automaticamente quando a medição da condutividade induzida excede  $1.500 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Há uma cerca em todo o perímetro da área da bacia, e cada uma delas é equipada com boia, escada e sinalização lembrando a obrigatoriedade do uso dos equipamentos de segurança. Essa água é despejada no córrego Aube, cuja qualidade é monitorada. Se houver uma anomalia no efluente, ela é direcionada para a estação de tratamento de lixiviado. As análises da qualidade das águas da bacia de escoamento são realizadas trimestralmente, os parâmetros são listados no ANEXO C. A drenagem das águas subterrâneas é assegurada por equipamentos de coleta e de drenagem de maneira a não prejudicar a integridade da barreira de segurança passiva. Estas águas são coletadas e rejeitadas no ambiente natural sem tratamento, após o controle dos parâmetros.

## 5.2 SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

A coleta de lixiviado na zona de Bénac 1 é realizada por sistemas de drenagem existentes no dique de eclusa de talvegue. O Bénac 2 e 3 são recolhidos por gravidade em um sistema de drenos instalados no leito de drenagem ao nível de cada célula. Os drenos dos compartimentos de Bénac 2 e 3 são conectados a um coletor equipado com uma válvula de fechamento. Eles conduzem os lixiviados para um bueiro posicionado ao pé do dique de fechamento de Bénac 3. Os lixiviados são coletados por dois coletores principais de PEHD e direcionados para a bacia nº 4 dos lixiviados de Bénac 3. O dreno de Bénac 2 passa ao fundo de Bénac 3 sobre a camada de drenagem.

Os lixiviados são coletados em 3 bacias com volume total de  $7.007 \text{ m}^3$ . A bacia nº 1, com um volume de  $2.129 \text{ m}^3$ , está equipada com um aerador para garantir o pré-tratamento biológico. As bacias nº 2 e 3, com volume respectivo de  $2.700 \text{ m}^3$  e  $2.178 \text{ m}^3$  proporcionam tratamento físico de decantação. Ademais, uma bacia de armazenamento suplementar (nº 4) de  $4.000 \text{ m}^3$  foi criada para a exploração de Bénac 3. Os lixiviados produzidos por Bénac 3 transitam por essa bacia antes de serem acoplados a bacia nº 2. Os lixiviados a tratar são diretamente bombeados na bacia nº 2 e confinados até a finalização do tratamento. Por consequência, a bacia nº 2 é controlada em

permanência. Destaca-se que a bacia nº 1 somente recebe o lixiviado vindo de Bénac 1, e posteriormente ao pré-tratamento é encaminhado também para a bacia nº 2.

**Figura 5** – Lagoas de Tratamento – Aterro Sanitário de Bénac



Fonte: Adaptado pelo autor (2019).

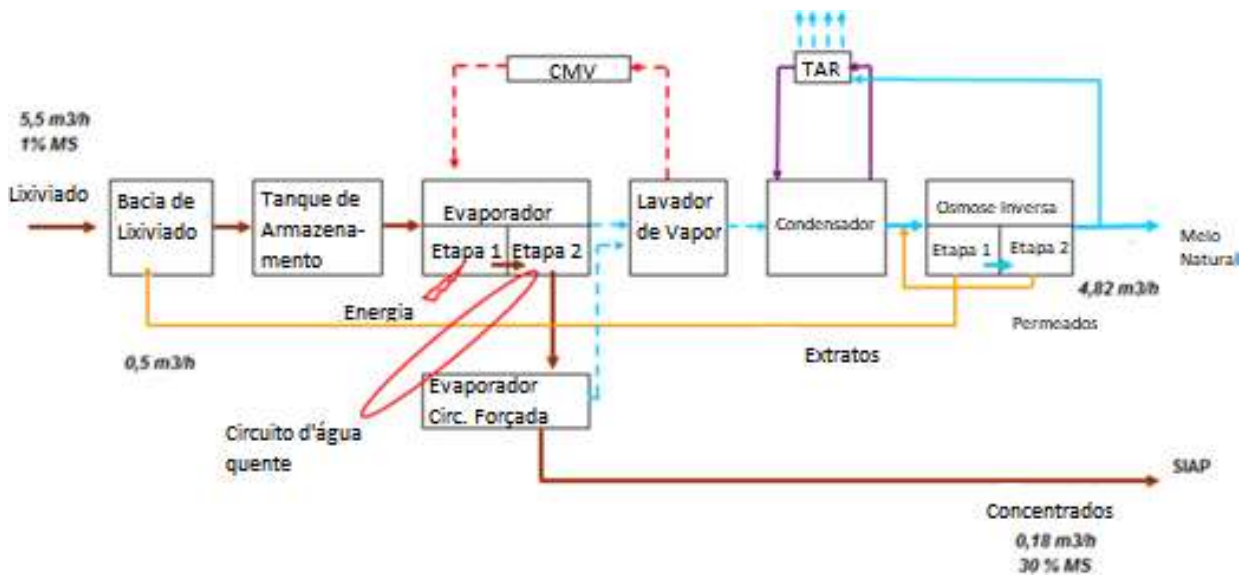
As bacias de armazenamento de lixiviado de Bénac 2 e 3 são equipadas por dispositivos de cobertura para prevenir qualquer transbordamento. Já na bacia nº 1 sua temperatura e a taxa de oxigênio são monitoradas em permanência. Toda a zona das bacias de armazenamento dos lixiviados é cercada com uma cerca e cada bacia dispõem de uma boia, escada e uma sinalização alertando dos riscos e equipamentos de segurança obrigatórios. Ademais, os leitos de secagem da bacia são admissíveis em armazenamento se eles não forem perigosos. O transporte de lixiviado das células de armazenamento de resíduos em direção a estação de tratamento se faz pelo intermédio de canalização impermeável enterrada em PEHD, que são capazes de resistir ao longo do tempo as ações de intemperismo físico e químico dos lixiviados. De maneira a respeitar os índices dos parâmetros de rejeito ao meio natural, a estação de tratamento aplica 2 etapas de tratamento sucessivas: A primeira é constituída por um evaporador de capacidade de 5,5 t/h, que assegura a concentração de lixiviados, gera um concentrado, na qual os vapores que são resfriados e condensados por um aerorefrigerador evaporativo aberto.

Na segunda etapa do processo de tratamento, os vapores condensados são tratados por osmose inversa, o que conduz a produção do permeado, apto a ser descartado no meio natural, e



os concentrados. Os concentrados da osmose inversa, são reenviados ao início do tratamento. Antes de serem rejeitados ao meio natural, o permeado transita para uma bacia de armazenamento de 1.000 m<sup>3</sup> e por uma análise de concentração da condutividade, que tem o limite de 1500 µS/cm. Os concentrados do evaporador são eliminados em uma instalação de tratamento de resíduos perigosos (SIAP por exemplo). Portanto, atualmente o sistema de tratamento de lixiviados do Aterro Sanitário de Bénac é um tratamento clássico do tipo Evaporador + Osmose Inversa com um custo de 31,18 €/m<sup>3</sup> e um volume tratado médio mensal de 2.925 m<sup>3</sup> de lixiviado (2019).

**Figura 6** – Sistema de tratamento via Evaporador + Osmose Inversa



Fonte: Adaptado pelo autor (2019).

A gestão de manutenção é importante no processo de tratamento do lixiviado: ela consiste em manter, explorar e observar os equipamentos de maneira a reduzir ao mínimo sua duração de indisponibilidade e adaptar de acordo com as variações das características dos efluentes brutos, além das disposições necessárias para limitar os odores que provêm do tratamento de efluentes.

As manutenções das instalações de tratamento permitem assegurar seu bom funcionamento. Realiza-se periodicamente por uma pessoa habilitada que registra estas vistorias. Além disso, há os registros dos incidentes de funcionamento de todos os dispositivos tendo o objetivo de poder remediar e controlar a qualidade dos rejeitos. Por fim, os pontos de descarga hídrica do efluente permitem uma boa difusão de efluentes no meio receptor, de maneira a reduzir principalmente a possível perturbação hídrica. Há um ponto de recolha de amostras a jusante e

pontos de medida sob cada descarga hídrica do efluente, de maneira a ser acessível para uma intervenção, se necessário. Há algumas medidas complementares principalmente para certificar que o efluente seja suficientemente homogêneo. Os valores limites para cada emissário do aterro são indicados no ANEXO C e ANEXO D que fazem parte da Licença Ambiental de Bénac.

### 5.3 ANÁLISE QUANTITATIVA DO LIXIVIADO DE BÉNAC

A pesquisa iniciou com o estudo sobre uma análise quantitativa do lixiviado Geral “mistura” de Bénac para servir de referência e apresentar uma visão global do sistema. Certos parâmetros foram utilizados para caracterizar o lixiviado Geral da bacia de armazenamento. O lixiviado Geral corresponde a mistura dos lixiviados jovens com os mais antigos do aterro, ou seja, de todas as células do aterro (Bénac 1, 2 e 3). As análises compreendem o ano de 2018 até o início de 2019. A Tabela 11 apresenta alguns dos parâmetros analisados do lixiviado.

**Tabela 11**– Bénac Geral – 2018 | 2019

Parâmetros		Bénac 2018   2019						Limite Permitido
Substância	Un.	02/2018	05/2018	08/2018	11/2018	02/2019	Média	LA de Bénac
Amônia	mg/l	730	220	-	650	538	534,50	8,00
AOX&EOX	mg/l	-	-	-	-	-	-	1,00
Arsênico	mg/l	0,06	0,06	0,05	0,09	0,05	0,06	0,10
NAT	mg/l	1252	661	-	880	491	821	30,00
NKT	mg/l	1210	270	82	-	463	506,25	20,00
Cádmio	mg/l	0	0	0	0	0	0	0,02
Cloreto	mg/l	700	750	-	970	574	748,50	200,00
Cromo	mg/l	0,25	0,03	0,02	0,47	0,24	0,20	0,50
Cromo VI	mg/l	-	-	-	-	-	-	0,10
Condutividade	µS/cm	7590	6000	5000	10150	5600	6868	1000,00
CN Livre	mg/l	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01	0,02	0,10
COT	mg/l	650	350	280	770	300	470	70,00
Cobre	mg/l	0,01	0,01	0,08	0	0,01	0,02	1,00
DBO <sub>5</sub>	mg/l	53	7	-	42	32	33,50	30,00
DQO	mg/l	1320	1210	-	1680	1030	1310	100,00
Ferro	mg/l	4,1	0,59	4,1	8,9	4,37	4,41	10,00
Flúor	mg/l	-	-	-	-	-	-	15,00
Mercúrio	mg/l	0	0	0,02	0	0	0	0,01

Hidrocarboneto	mg/l	0,05	-	-	-	0,18	0,12	10,00
Manganês	mg/l	-	0,71	0,66	0,65	0,33	0,59	3,00
MES	mg/l	-	170	-	190	73	144,33	100,00
Metais Pesados	mg/l	-	-	-	-	-	-	15,00
Nitratos	mg/l	40	31	-	100	121	73	400,00
Chumbo	mg/l	0	0,07	0,06	0,01	0	0,03	0,05
pH	mg/l	9	7,6	7,3	8,9	8,8	8,32	8,50
Fenol	mg/l	0,02	0,07	-	0,02	0,01	0,03	0,10
Fosfato	mg/l	-	-	-	-	-	-	6,00
Fosfato Total	mg/l	5	0,07	-	10	4,16	4,81	3,00
Selênio	mg/l	-	-	-	-	-	-	0,20
Temperatura	°C	5,9	13,7	23,4	9,2	19	14,24	30,00
Zinco	mg/l	0,05	0,07	0,69	0,13	0,06	0,20	10,00

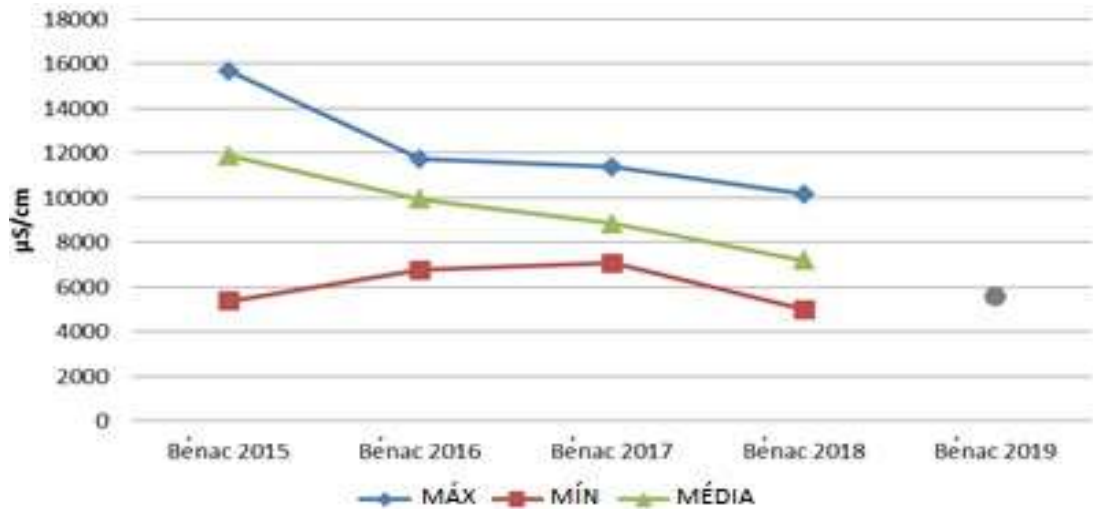
Fonte: Autor (2019).

Entre os 31 parâmetros analisados do lixiviado bruto, 10 estão com a média acima do limite, sendo eles: amônia, nitrogênio amoniacal total, nitrogênio kjeldahl total, cloreto, condutividade, COT,  $DBO_5$ , DQO, MES e fosfato total. Na qual, amônia, NAT, NKT, cloreto e condutividade apresentaram uma alta concentração, com múltiplos de até 67 vezes superior ao limite. Ao contrário dos demais elementos, que atingiram um valor máximo de até 13 vezes do estipulado. Ressalta-se que  $DBO_5$ , MES, fosfato total estiveram próximos do limite permitido, mas em média o ultrapassaram. Ademais, nenhum metal pesado, em média, apresentou acima do nível máximo, porém em uma análise, 08/2018, o mercúrio esteve superior ao limite. Elementos como temperatura e pH também se apresentaram na faixa permitida em todo o período de análise.

#### 5.4 CARACTERIZAÇÃO GERAL E ESPECÍFICA DO LIXIVIADO DE BÉNAC

Para refinar o panorama geral, os parâmetros DQO, amônia, condutividade, cloretos e pH foram escolhidos como principais indicadores utilizados neste estudo, por serem parâmetros essenciais para diferentes tratamentos possíveis e por terem uma maior base histórica de análise. A seguir, apresenta-se os valores anuais dos parâmetros supracitados, que foram extraídos das análises trimestrais realizadas por um laboratório terceirizado a respeito do lixiviado Geral “mistura” Bénac.

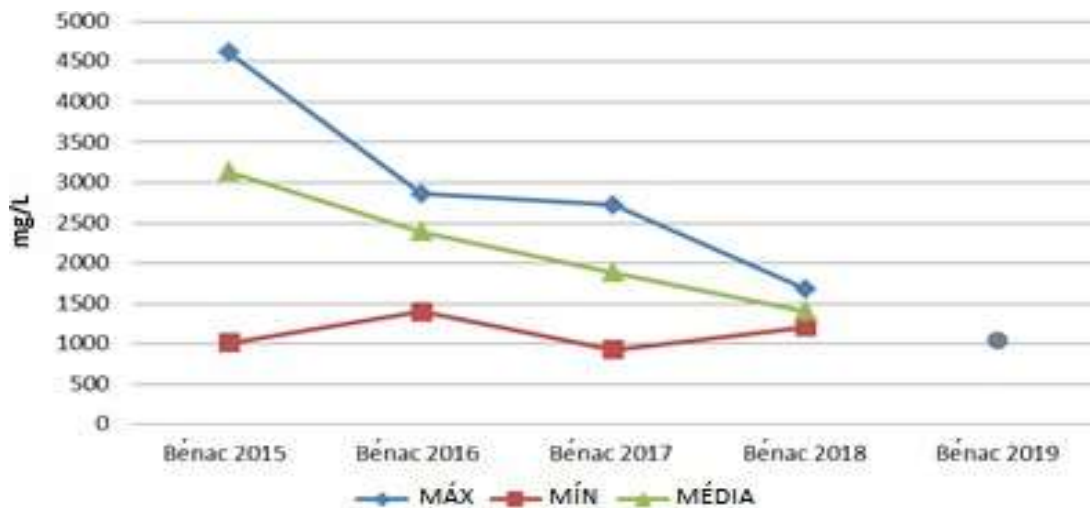
**Figura 7** - Condutividade do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019



Fonte: Autor (2019).

A condutividade apresentou um valor médio entre os anos de 2015 até 2019 de 6.868  $\mu S/cm$ , o que indica uma forte presença de íons dissolvidos e alto índice de poluição deste efluente, tendo em vista que quanto menor a condutividade elétrica, mais pura é a solução. Apresentando uma tendência de oxidação, na qual reduz o índice de íons ao longo do tempo, como apresentado na Figura 7. Ressalta-se que o valor máximo permitido de rejeito é 1.000  $\mu S/cm$ .

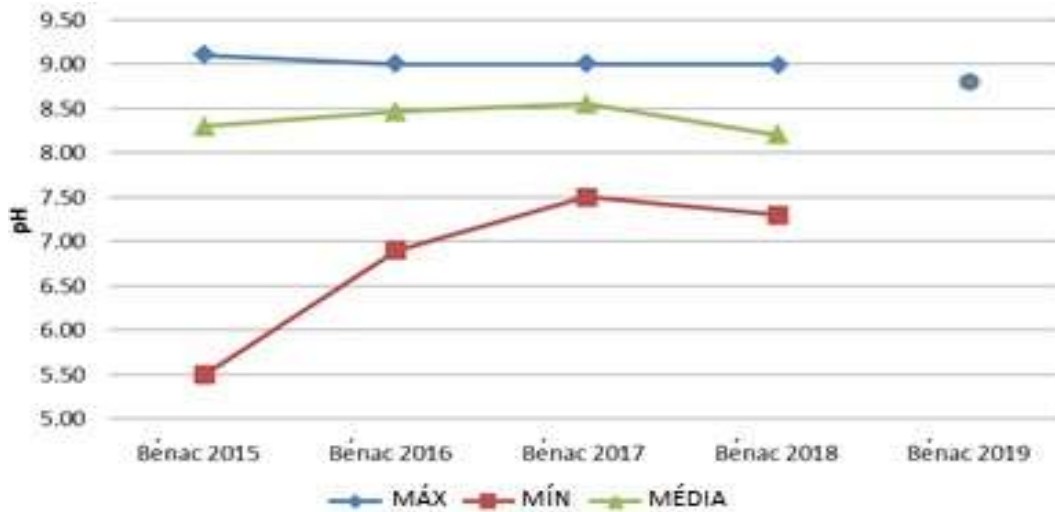
**Figura 8** - DQO do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019



Fonte: Autor (2019).

Com o passar dos anos há uma redução significativa da biodegradabilidade devido à transformação dos componentes biodegradáveis em gás metano e  $CO_2$ . Processo demonstrado na Figura 8. Ademais, há uma tendência de conversão dos valores, o que se pode aferir uma propensão de queda conjunta, que ainda é muito distante do limite em norma para rejeito de 100 mg/L.

**Figura 9** - pH do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019

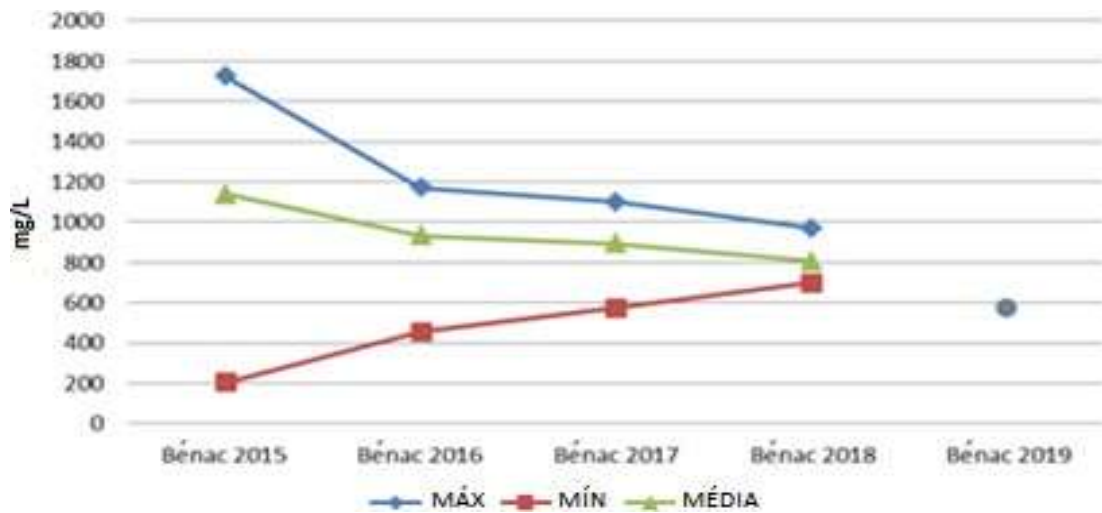


Fonte: Autor (2019).

O comportamento do pH se apresenta, em média, básico demonstrado na Figura 9. Com uma grande amplitude nos primeiros anos de medições, mas um certo aumento dos valores mínimos ao longo do tempo, tendo todos os valores médios na faixa alcalina. Sendo a Alcalinidade Total (AT) a capacidade de neutralizar ácidos, compostos resultantes do somatório de hidróxidos ( $OH^-$ ), carbonatos ( $CO^-$ ) e bicarbonatos ( $HCO^{-3}$ ) Libânio (2016).

De acordo com Speec (1981), a Alcalinidade Total em aterros forma-se a degradação de proteínas. Devido a este processo, ocorre a liberação da amônia gasosa, que em solução aquosa e na presença de gás carbônico gera o bicarbonato de amônio. Desta forma, a AT está diretamente ligada às concentrações de Nitrogênio Amoniacal Total. Para o rejeito, a norma indica que o pH esteja na faixa de 5,5 a 8,5.

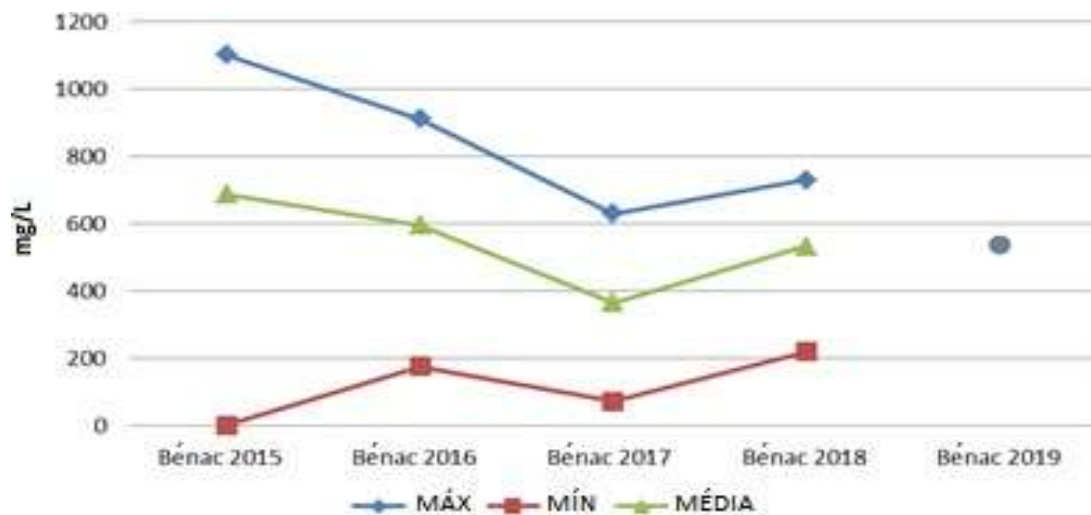
**Figura 10** - Cloreto do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019



Fonte: Autor (2019).

Os cloretos são indicadores da evolução da degradação biológica e dos processos físico-químicos que ocorrem no interior do aterro. Sendo íons orgânicos que se apresentam em altas concentrações. Segundo Coelho (2005), as concentrações de cloretos em aterros sanitários devem estar no intervalo de 30 a 5.000 mg/L. À medida que o processo de degradação ocorre, há uma redução do cloreto, o que se comprova na Figura 10. A Norma estipula para rejeito o limite máximo de 200 mg/L.

**Figura 11** - Amônia do Lixiviado Geral do Aterro Sanitário de Bénac de 2015 a 2019



Fonte: Autor (2019).

A diminuição da biodegradabilidade da matéria orgânica ao longo do tempo pode ser explicada pela elevada concentração de substâncias refratárias encontradas na fase de maturação do aterro. Por consequência, os lixiviados de aterros “velhos” são caracterizados por baixa relação  $DBO_5/DQO$  e elevada concentração de amônia. A maior parte de NTK é devido à amônia livre, independentemente da idade do aterro. Movimento que começa se ser explícito no Aterro de Bénac, apresentando na Figura 11. Na qual, o pH se eleva, o potencial de oxirredução do sistema encontra-se em valores baixos e há um importante consumo de nutrientes. Os sulfatos e nitratos são reduzidos a sulfetos e amônias respectivamente, começando a se tornar mais presente, como ilustrado nas análises a partir de 2017. O limite imposto pela norma é de 30 mg/L.

#### 5.4.1 Aterro Sanitário Bénac 1 – Drenos

Após identificar as principais características do lixiviado geral, um estudo mais aprofundado das características do lixiviado da célula Bénac 1 (o mais antigo) foi realizado. Os lixiviados são conduzidos via uma rede de 5 drenos que serão nomeados na continuação deste estudo de Bénac 1.1 até Bénac 1.5 (ver Figura 12) para visualizar as diferenças e similaridades entre as águas e em comparação com o lixiviado misturado Geral.

Figura 12 – Drenos Bénac 1.1 até 1.5



Fonte: Autor (2019).

As análises foram efetuadas da semana 48 do ano de 2018 até a semana 13 de 2019 com uma regularidade de 1 vez por semana. A Tabela 122 abaixo apresenta os valores aferidos.

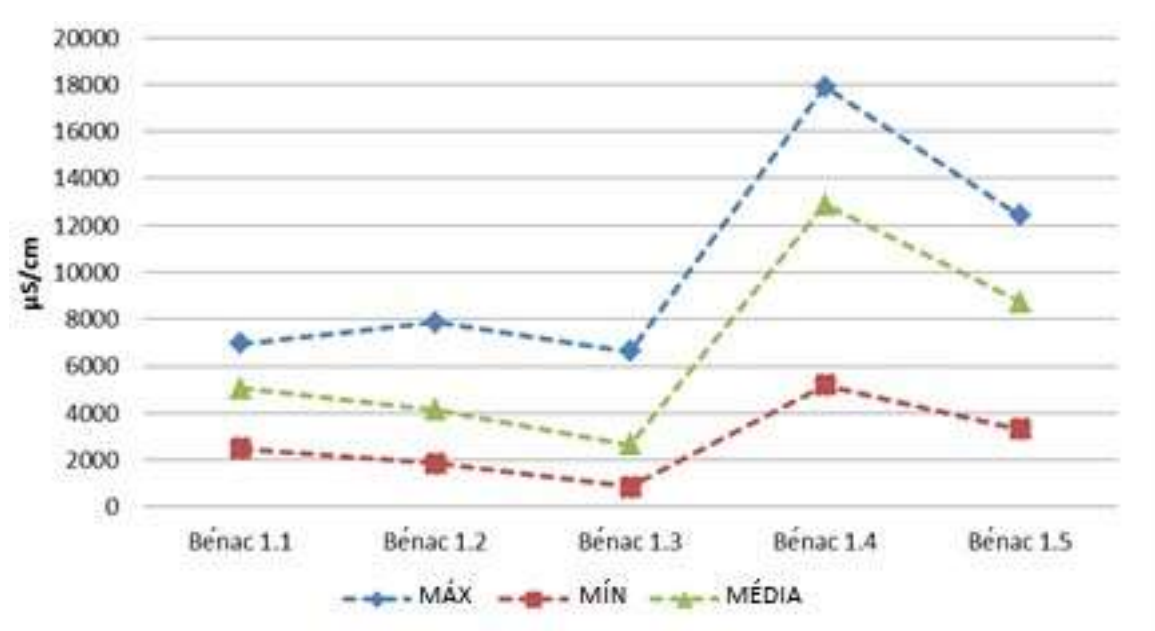
**Tabela 12** – Bénac 1 – 2018 | 2019 - Drenos

Parâmetros	pH	Condutividade	DQO	Cloreto	Amônia
	S.U.	$\mu\text{S}/\text{cm}$	mg/l	mg/l	mg/l
Máximo	9,81	17900	9774	2937	2005
Mínimo	6,93	860	167	0	40,40
Média	7,86	6692,55	1164,71	644,12	742,23

Fonte: Autor (2019).

A seguir, apresenta-se para cada parâmetro os valores máximos, mínimos e médios em cada dreno durante este período de análise.

**Figura 13** - Condutividade nos drenos 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac (2018/2019)



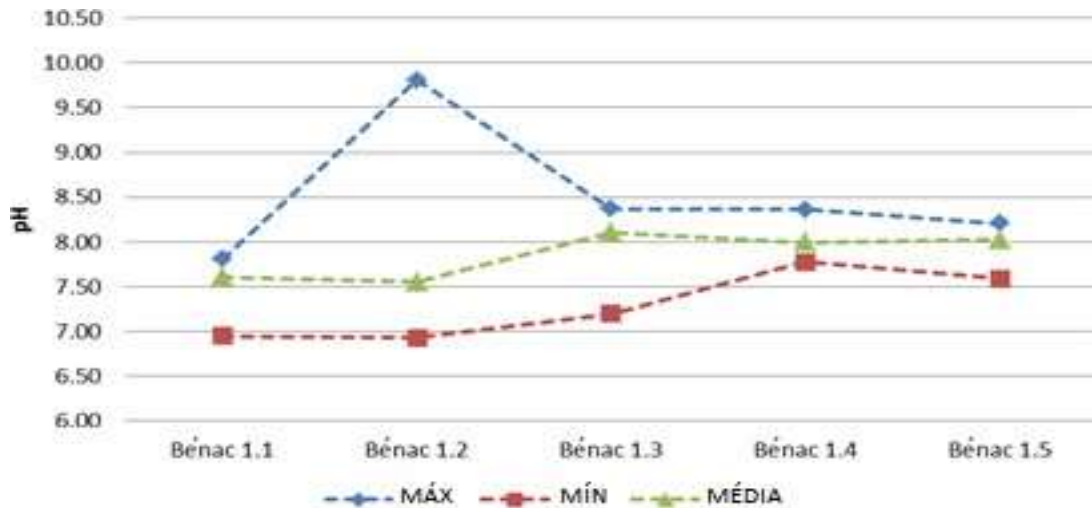
Fonte: Autor (2019).

A condutividade, em média, demonstrou-se discrepante, tendo valores em média de 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  até acima 12000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . O valor máximo atingiu cerca de 18000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , o que se apresenta uma grande incerteza e uma complexidade no tratamento de lixiviado, devido essa amplitude de



concentração. Ademais, os drenos Bénac 1.1 até Bénac 1.3, assim como Bénac 1.4 e Bénac 1.5, respectivamente apresentaram concentração semelhantes entre as máximas, mínimas e médias.

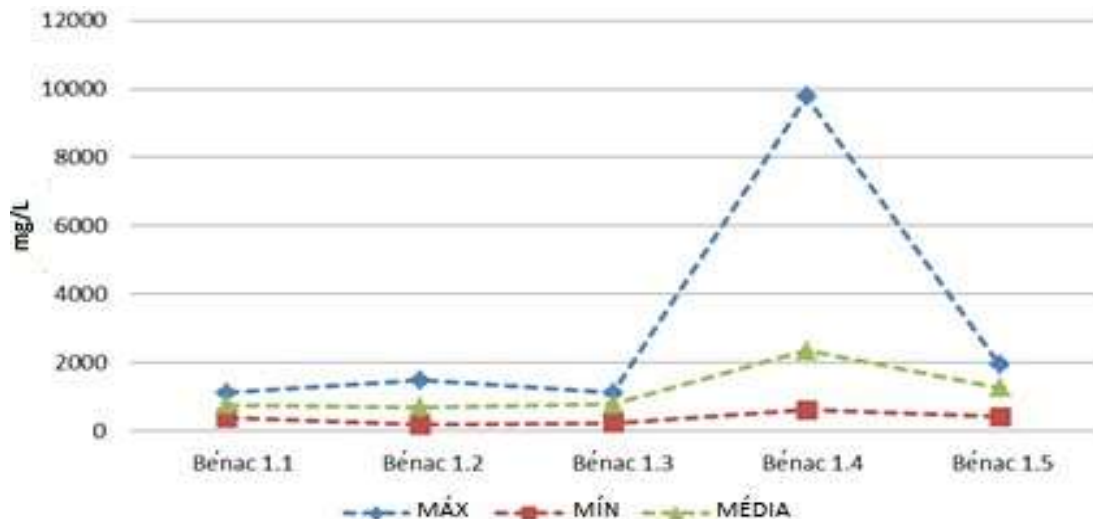
**Figura 14** - pH nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac (2018/2019)



Fonte: Autor (2019).

Já o pH demonstrou-se valores uniformes entre os 5 drenos, com apenas um grande desvio no valor máximo de Bénac 1.2. Uma faixa bem estreita de variação foi apresentada nos seguintes drenos: Bénac 1.1, 1.4 e 1.5. De maneira geral, o lixiviado em todos os drenos se apresentou alcalino e tendo uma certa estabilidade.

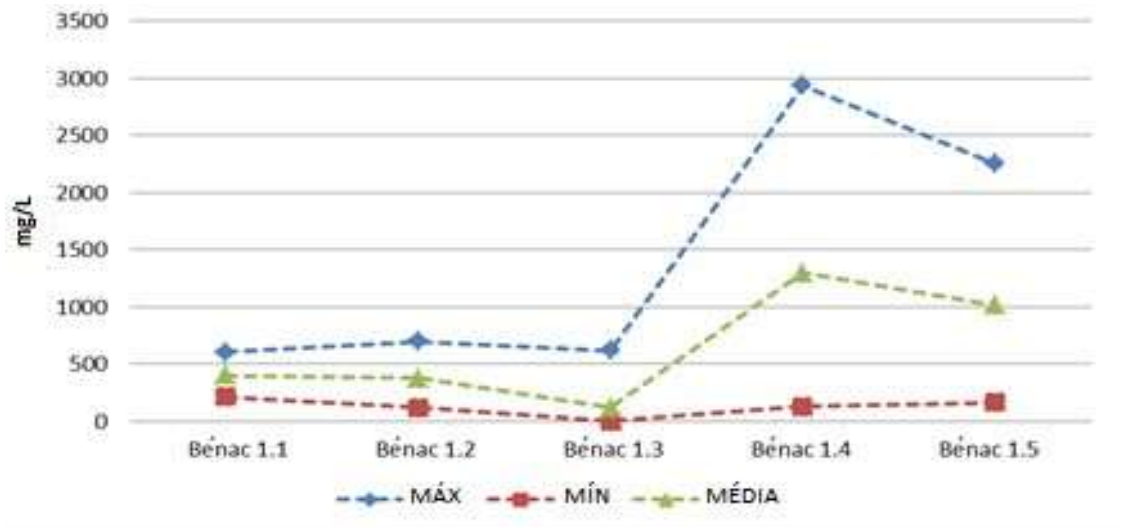
**Figura 15** - DQO nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac (2018/2019)



Fonte: Autor (2019).

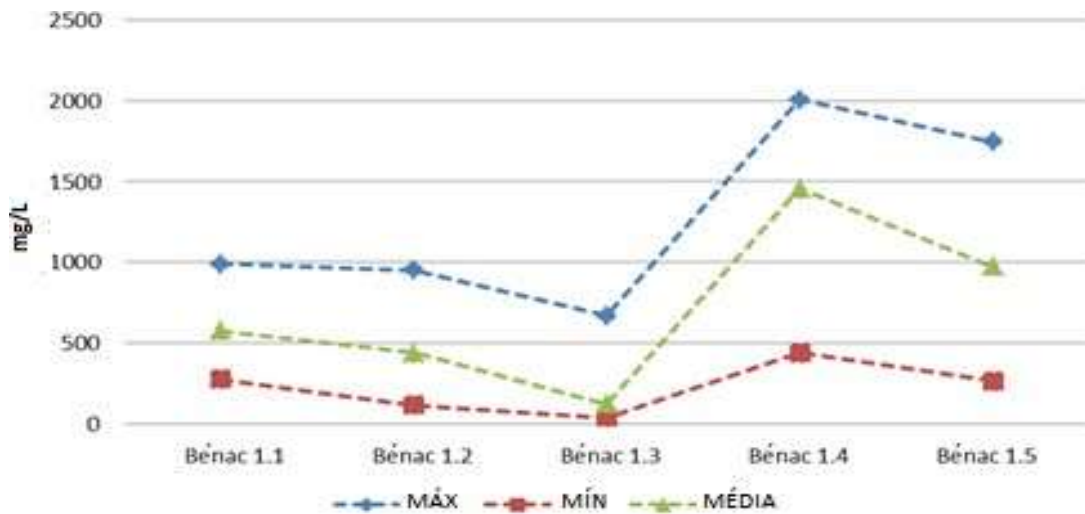
A DQO se apresentou também uniforme e padronizada com exceção do dreno Bénac 1.4, que demonstrou um valor máximo cerca de 5 vezes maior que a sua própria média, que já é a maior média comparada com os demais drenos. A DQO elevada está em consonância com a condutividade e cloreto, tendo em vista a grande quantidade de íons que este lixiviado possui. O dreno Bénac 1,3 apresentou as mínimas nas 3 faixas como na condutividade também.

**Figura 16** - Cloreto nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac de 2018 a 2019



Fonte: Autor (2019).

Já na Figura 16, o cloreto ( $\text{Cl}^-$ ), que é um dos principais ânions inorgânicos em águas naturais e residuais, segue a mesma tendência que a Figura 13 e Figura 15, na qual os drenos Bénac 1.4 e Bénac 1.5 apresentaram os maiores valores máximos e médios, e possuem valores mínimos semelhantes aos demais drenos. Os quais apresentam certa uniformidade, tendo uma grande aproximação entre os seus valores.

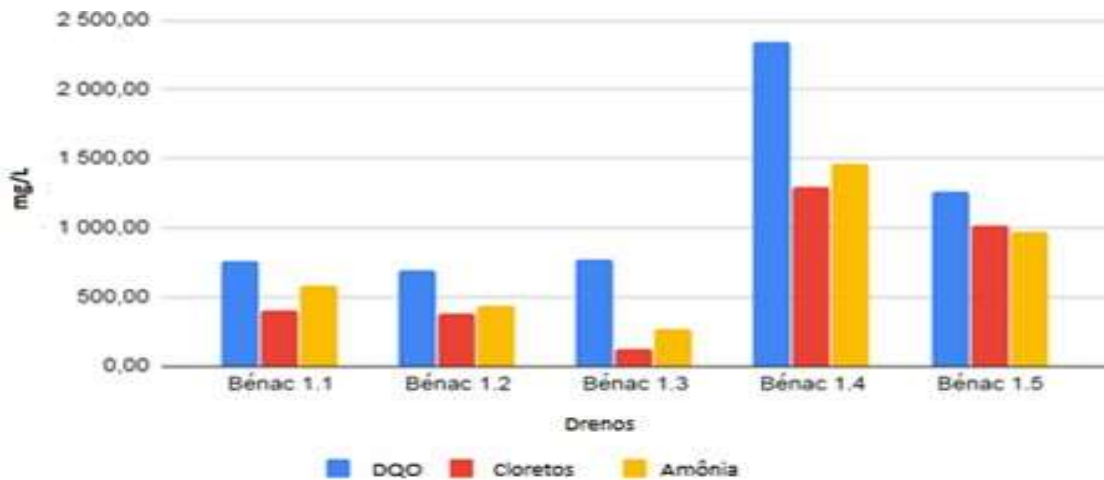
**Figura 17** - Amônia nos drenos Bénac 1.1 até 1.5 do Aterro Sanitário de Bénac (2018/2019)

Fonte: Autor (2019).

Os drenos também possuem o mesmo comportamento com a amônia, tendo os maiores níveis nos drenos 1.4 e 1.5, e os maiores mínimos no dreno 1.3. Com valores também semelhantes ao cloreto, e também apresentando grande potencial de toxicidade devido suas altas concentrações máximas.

Por fim, os gráficos permitem comparar os valores mínimos, médios e máximos de cada dreno para cada um dos 5 parâmetros observados. O dreno 1.4 é definido como o dreno mais concentrado em poluentes, em seguida o dreno 1.5. Entre os 3 primeiros drenos (1.1, 1.2, 1.3), que são os mais similares e os menos concentrados, principalmente o dreno 1.1 e o 1.2 apresentam comportamento similar. Sendo o dreno 1.2 com os maiores valores máximos, o dreno 1.1 com os valores médios de concentração mais elevados e o dreno 1.3 com as concentrações mais baixas. Portanto, os valores elevados de amônia, DQO e condutividade tornam os parâmetros que um novo tratamento deve ter uma excelente performance. O comparativo das médias entre os parâmetros DQO, cloreto e amônia dos drenos podem ser vistos na Figura 18 a seguir.

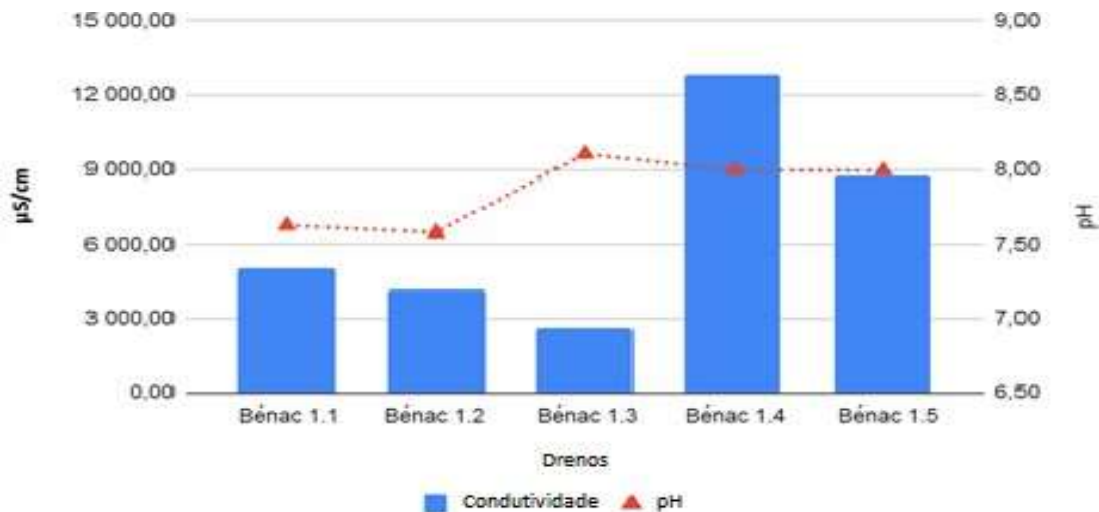
**Figura 18** – Drenos de Bénac 1.1 até 1.5 | Média dos parâmetros DQO, Cloreto e Amônia



Fonte: Autor (2019).

Assim como da condutividade com pH é apresentado na Figura 19 a seguir.

**Figura 19** – Drenos de Bénac 1.1 até 1.5 | Média dos parâmetros Condutividade e pH



Fonte: Autor (2019).

A partir da última análise realizada no período, 14/05/2019, buscou-se determinar qual categoria aparentemente os lixiviados dos drenos se caracterizavam. O resultado é apresentado na Tabela 13 em que todos os parâmetros em análise dos lixiviados dos drenos 1.1 ao 1.5 de Bénac estiveram na faixa de lixiviado estabilizado ou em fase metanogênica, mesmo apresentando concentrações diferentes.

**Tabela 13** – Bénac 2018 | 2019

<b>Parâmetros</b>	<b>Bénac 1.1</b>	<b>Bénac 1.2</b>	<b>Bénac 1.3</b>	<b>Bénac 1.3</b>	<b>Bénac 1.3</b>
Idade da célula	10	10	10	10	10
pH	7,61	7,55	8,11	7,99	8,02
DQO (g/L)	0,76	0,69	0,77	2,34	1,26
DBO <sub>5</sub> (g/L)	0,04	0,01	0,004	0,10	0,11
DBO <sub>5</sub> /DQO	0,06	0,02	0,005	0,04	0,08

Fonte: Autor (2019).

#### 5.4.2 Vazões de Bénac 1 – Drenos

Por não possuir um medidor de vazão instalado, realizou-se uma análise empírica por uma triplicata da medida do volume coletado por unidade de tempo fixada, no local, em três períodos diferentes. Para verificar a interferência do clima na produção do lixiviado, a coleta da amostra ocorreu 23/05/2019 às 11h00 com tempo seco e ensolarado, 21/06/2019 às 11h00, com tempo húmido e chuvoso, e 12/07/2019 com o tempo húmido, mas ensolarado. A Tabela 14 mostra que os drenos mais concentrados são aqueles que têm maiores vazões também e constatou-se que não houve interferência significativa na produção de lixiviado com alteração do clima. É fundamental identificar com exatidão os valores de vazão de cada dreno para determinar o tratamento adaptado aos lixiviados de Bénac.

Portanto, previu-se a instalação de um medidor volumétrico sobre os drenos para medir ao longo do tempo, sem interrupção, o fluxo de lixiviado.

**Tabela 14** – Resultado das análises de vazão– Bénac 2019

<b>Drenos</b>	<b>Vazão Máxima</b>	<b>Vazão Mínima</b>	<b>Vazão Média</b>	<b>Vazão Média</b>
	<i>L/s</i>	<i>L/s</i>	<i>L/s</i>	<i>m<sup>3</sup>/h</i>
1.1 [16 cm]	0,01	0	0	0,01
1.2 [11 cm]	0,05	0,01	0,03	0,11
1.3 [11 cm]	0,21	0	0,04	0,14
1.4 [16 cm]	0,11	0,07	0,09	0,33
1.5 [16 cm]	0,13	0,05	0,10	0,35

Fonte: Autor (2019).

## 5.5 COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS ESPECÍFICAS DO LIXIVIADO DE BÉNAC 1 E IDENTIFICAÇÃO DOS PARÂMETROS-CHAVE

Para aprofundar as análises, comparou-se os lixiviados de cada dreno de Bénac 1 com o lixiviado de outros aterros sanitários da mesma região para identificar um panorama geral das características do lixiviado de Bénac e promover um referencial comparativo. O Aterro Sanitário de Gizay, armazena os resíduos finais não perigosos (Classe IIA doméstico e industrial) do departamento de Vienne e departamentos vizinhos, bem como da Charente Maritime. A instalação recebe 80.000 toneladas por ano e atende aos requisitos do decreto de operação da prefeitura de 27 de janeiro de 2016. O local é operado sob delegação de serviço público em nome da comunidade de municípios de Vallée du Clain. Ademais, fornece armazenamento para resíduos domésticos e recupera o metano capturado dos resíduos e envia para uma unidade de produção de energia elétrica, através de 4 microturbinas com potência de 200 kW cada. Um sistema ORC (*Organic Rankline Circle*) também está presente na continuidade das microturbinas permitindo a recuperação do calor térmico dos motores.

A produção de eletricidade é redistribuída na rede para abastecer uma média de 500 lares/ano. A energia produzida é utilizada diretamente no local para autoconsumo. Há também a presença de uma unidade de tratamento de lixiviados por biologia e ultrafiltração antes da descarga no ambiente natural.

O outro Aterro Sanitário em análise é o Lapouyade, localizado na região de Libourne, tornou-se uma referência europeia no tratamento de resíduos não perigosos (Classe IIA doméstico e industrial). Desde a sua concepção em 1996, o local integrou todos os equipamentos que garantem um tratamento eficiente dos resíduos e a máxima proteção do ambiente. Atualmente, recupera-se o biogás resultante da fermentação de resíduos, na forma de energia elétrica e calor. Desde 2015, fornece calor a 8 hectares de estufas para cultivo de tomate (*Les Paysans de Rougeline*) instaladas nas proximidades e gera cerca de 50.000 Mw/ano. Possui uma superfície de 105 hectares, com capacidade de 450.000 toneladas/ano e um tratamento de lixiviado biológico e físico.

A título comparativo, definiu-se como menos estável, o lixiviado que apresenta a maior diferença entre a máxima e mínima descarga do mesmo. O lixiviado mais concentrado, sendo a

concentração média mais alta de cada parâmetro (pH, condutividade, etc) dos drenos e dos aterros sanitários sem comparação.

Ademais, utilizou-se esses 2 critérios para realizar uma comparação com o próprio lixiviado Geral (mistura) de Bénac. Por exemplo, o lixiviado do dreno 1.1 em comparação ao lixiviado de Gizay, pelo parâmetro de condutividade, é menos estável, pois apresenta uma diferença mais elevada e menos concentrado, devido o valor médio da concentração ser inferior a aquela de Gizay. A seguir na Tabela 15 apresenta o resultado do comparativo entre os drenos de Bénac 1 com o Aterro Sanitário de Gizay, Lapouyade e Bénac Geral. Devido a questões contratuais não foi possível apresentar os valores em análise, mas somente o seu resultado de forma qualitativa.

**Tabela 15 - Comparativo de Estabilidade e Concentração do lixiviado Bénac 1**

Fontes		Parâmetros				
Drenos	Aterro Comparativo	Condutivida de	pH	DQO	Cloreto	Amônia
Bénac 1.1	Gizay	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável +Concentrado
	Lapouyade	+ Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável +Concentrado
	Bénac Geral	+ Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável +Concentrado
Bénac 1.2	Gizay	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado
	Lapouyade	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável + Concentrado
	Bénac Geral	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado
Bénac 1.3	Gizay	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado
	Lapouyade	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável + Concentrado
	Bénac Geral	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado
Bénac 1.4	Gizay	- Estável - Concentrado	- Estável + Concentrado	- Estável + Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado
	Lapouyade	- Estável + Concentrado	+ Estável + Concentrado	- Estável + Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável + Concentrado

	Bénac Geral	- Estável + Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável + Concentrado	- Estável + Concentrado	- Estável + Concentrado
Bénac 1.5	Gizay	- Estável + Concentrado	- Estável + Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável + Concentrado	- Estável + Concentrado
	Lapouyade	- Estável + Concentrado	- Estável + Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável + Concentrado
	Bénac Geral	- Estável + Concentrado	+ Estável - Concentrado	- Estável - Concentrado	- Estável + Concentrado	- Estável + Concentrado

Fonte: Autor (2019).

No que concerne os parâmetros, cada dreno apresenta as características próprias. É notável que o dreno 1.4 é o mais significativo a nível de condutividade, pois tem o valor máximo acima do valor máximo de Gizay. Para o parâmetro pH, os valores médios e máximos dos drenos 1.3, 1.4 e 1.5 são acima dos valores máximos de Vienne. Entretanto, o dreno 1.2 é o único a apresentar um valor máximo bem notável, que é superior aquele dos lixiviados de Gizay e Lapouyade. Quanto a DQO, o principal contraste é o dreno 1.4 com um alto valor máximo, mas com um valor médio praticamente igual aos demais aterros. Pelo parâmetro de cloreto, o mais significativo é também o dreno 1.4. Apresenta um valor máximo e médio superior aos valores máximos de Gizay e Lapouyade. Ademais, o dreno 1.5 tem o mesmo comportamento que o dreno 1.4 em relação a Gizay mas com os valores mais atenuados. Para o parâmetro de amônia, os níveis máximos de todos os drenos foram superiores aos níveis máximos dos aterros em comparação.

Portanto, após uma análise de todos os dados, é possível reafirmar que o dreno 1.4 atende os maiores níveis de concentração, exceto pH, e se confirma como o dreno que possui o lixiviado mais concentrado, em seguida o dreno 1.5. Em comparação com os próprios drenos do Aterro Sanitário de Bénac 1, os drenos 1.4 e 1.5 se mostram menos estabilizados e mais concentrados, ao contrário dos 3 primeiros drenos, que são menos concentrados, e mais estabilizados.

### 5.5.1 Parâmetros-chave de Bénac 1 – Drenos

Necessita-se identificar os principais parâmetros que caracterizam o lixiviado, por consequência o tipo de tratamento a aplicar. Sabe-se que os principais compostos tóxicos presentes no lixiviado, e mais preocupantes no âmbito ambiental, são os metais pesados e o Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) na forma de amônia gasosa ou livre ( $NH_3$ ). Sendo que a amônia gasosa ou livre, quando em excesso no solo ou em corpos d'água, pode causar diversos impactos ambientais negativos como a contaminação no solo e nos recursos hídricos, inibição do



metabolismo de microrganismos, complicações na eutrofização nos corpos aquáticos e fitotoxicidade no solo. O que se potencializa em decorrente da elevação do pH do meio que aumenta o potencial tóxico da amônia. Já os metais, por serem substâncias não biodegradáveis, podem permanecer no meio ambiente e entrar na cadeia trófica, provocando em seres humanos doenças crônicas. A condutividade também se revela ser um desses parâmetros, tendo em vista sua alta concentração que é proveniente dos íons presentes no meio.

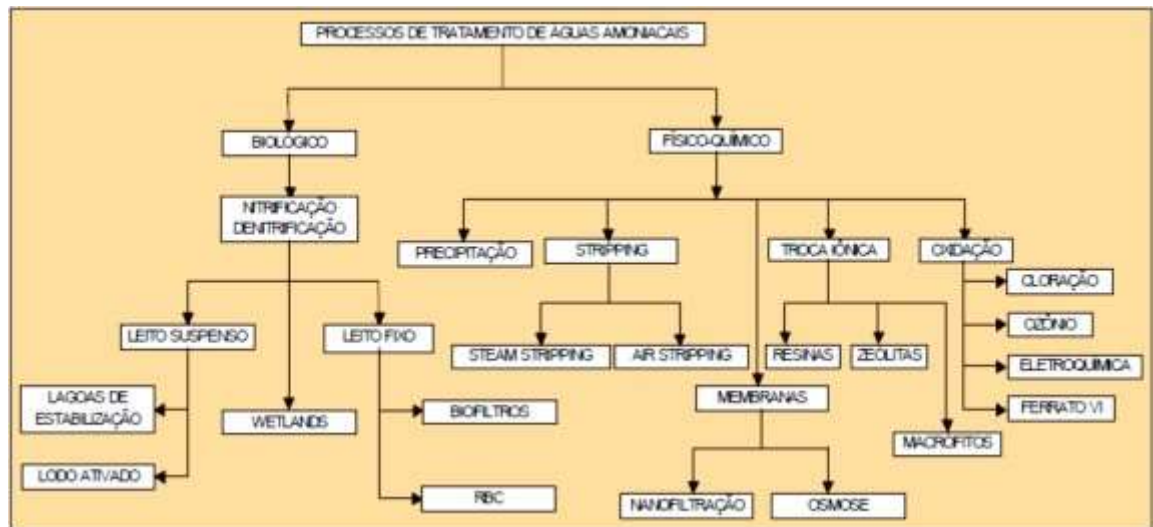
Souto (2009) estudou a relação entre a condutividade e concentração de íons amônio, e obteve um ajuste, considerado como muito bom (98%). O mesmo relata que é possível usar as medidas de condutividade como estimativa da concentração de nitrogênio amoniacal, durante o processo de stripping, permitindo um controle mais imediato. Outro parâmetro de alta presença é o cloreto, na qual não constitui um problema de toxicidade para os microrganismos atuantes no processo de degradação biológica, entretanto pode contribuir para a redução do potencial tóxico do lixiviado, tendo em vista que se combinar com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo, ocasionam efeito antagônico, formando complexos estáveis e reduzindo as concentrações dos metais na forma solúvel e consequentemente os teores no lixiviado. Desta forma o Nitrogênio Amoniacal Total e o Cloreto são os elementos que possivelmente possuem grande interferência na condutividade. Sua concentração é acima dos limites de rejeito da Licença Ambiental de Bénac e apresentam valores superiores de outros aterros.

Necessita-se ressaltar que Bénac e Gizay têm uma baixa frequência de análise, e isto pode provocar uma redução de confiabilidade no resultado, e que a manipulação dos dados é uma tentativa experimental de encontrar ou confirmar os elementos chaves do processo.

## 5.6 ANÁLISE E PROPOSIÇÕES DE NOVO SISTEMA DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE BÉNAC

Os lixiviados do Aterro Sanitário de Bénac têm uma DQO entre 1000 e 3000 mg/l, uma média de  $DBO_5/DQO$  inferior a 0,4 e uma concentração elevada em amônia (> 500 mg/l). O tratamento físico-químico é então uma alternativa normalmente almejada. A utilização de um tratamento aeróbio para eliminar a amônia, juntamente com um tratamento físico-químico é a alternativa prevista para tratar esses lixiviados. A seguir na Figura 20 apresenta um fluxograma da classificação geral dos processos estudados para a remoção de nitrogênio amoniacal presente em meios líquidos.

**Figura 20** - Classificação Geral dos diferentes processos de tratamento de águas efluentes amoniacais



Fonte: Costa (2003).

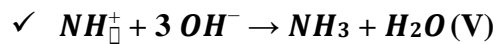
Entretanto buscou-se novas preposições de tratamentos mais otimizados principalmente da amônia global, mas também do cloreto e por consequência a condutividade que foram diagnosticadas como os principais poluentes a serem reduzidos no tratamento de lixiviado.

Em acordo com as características do lixiviado que foram apresentadas e com as tecnologias desenvolvidas para reduzir esses parâmetros, realizou-se uma análise da situação técnica dos processos, visando identificar a possibilidade de otimizar o tratamento já existente. As tecnologias dos locais de estudo da universidade da concessionária têm, em sua grande maioria, um grande inconveniente que é o custo energético, a exceção do tratamento da plataforma de compostagem. Ademais, as outras opções de estudos apresentam sistemas com altos custos de instalação e funcionamento, ou que há um sistema similar já utilizado em Bénac que não é compatível com objetivo do estudo. Todavia, estimou-se a seguir alternativas de tratamento:

#### ✓ **Filtração por Carvão Ativado/Oxidação**

A conclusões do relatório interno da concessionária sobre as possibilidades de aplicação do projeto fixam um limite de 400 mg/L para Amônia Total. É a soma da amônia Kjeldahl, nitrito e nitrato. Como a Amônia Kjeldhal Total é a soma da amônia e do nitrogênio orgânico não oxidado, se a concentração em amônia já é superior à 400 mg/L, a concentração em amônia global

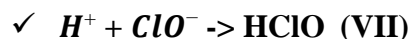
será no mínimo igual ou superior. Em 65% das análises sobre o lixiviado dos diferentes drenos de Bénac 1, o limite de aplicabilidade técnica de 400 mg/L é ultrapassado pelo parâmetro  $NH_4^+$ . Todavia, para uma estimativa experimental é possível realizar uma análise do valor necessário de água de javel e dos sais gerados a partir dos cálculos estequiométricos. Sendo que:



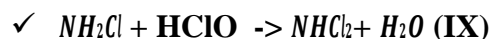
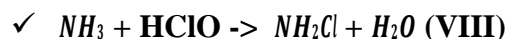
Em relação a água de Javel, o hipoclorito de sódio (NaClO) é um sal de sódio do ácido hipocloroso HClO. Em solução, o hipoclorito de sódio NaClO se decompõe em íons Sódio ( $Na^+$ ) e hipoclorito ( $ClO^-$ ).



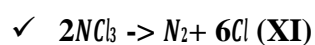
HClO é um ácido fraco cuja base conjugada é o íon hipoclorito  $ClO^-$ . O equilíbrio ácido-básico do par HClO -  $ClO^-$  é demonstrado a seguir:



Logo,  $NH_3$  reage com HClO por meio das seguintes reações:



A partir dessas equações, e assumindo  $NH_4^+$  na amostra de 400 mg/L, tem-se que geraria 2822,14 mg/L de  $NCl_3$  e seriam necessários 1230,06 mg/L de HClO para a reação completa. Ademais, o  $NCl_3$  se transformaria em Cl, como demonstrado na equação a seguir:



O que impactaria em um acréscimo de 2493,64 mg/L de Cl, por consequência um aumento da condutividade e do excesso suplementar dos cloretos em relação aos limites do rejeito. Além desse acréscimo de Cl e pelo constante rompimento do limite da concentração de amônia, esse tipo de tratamento não é indicado.

#### ✓ Filtração sobre as cadeias de plantas

Simulou-se a possibilidade de um tratamento por filtração de plantas. Para Bénac 1, a partir da vazão de cada dreno assim como da concentração de  $DBO_5$  respectivamente, aplicou-se a média ponderada, tendo como resultado a concentração do lixiviado de Bénac 1 de 0,78 g/L/s de  $DBO_5$ . Logo, em 24 horas, acumula-se 283,29 g de  $DBO_5$ , como EH é 60 g de  $DBO_5$ , tem-se 4,72 EH. Portanto é possível estimar a área necessária de implantação a seguir.

**Tabela 16** – Bénac 2019 – Zona Total (m<sup>2</sup>)

<b>Parâmetros</b>	<b>1ª Etapa</b>	<b>2ª Etapa</b>
Máximo (m <sup>2</sup> )	7,08	4,72
Mínimo (m <sup>2</sup> )	5,66	3,77

Fonte: Autor (2019).

Exclusivamente para Bénac 1 apresenta-se disponibilidade no local, entretanto somente alguns parâmetros seriam impactados de forma eficiente. Como DQO, que teria um residual de 174,70 g/L (85% de tratamento), amônia de 407,23 g/L (45% de eficiência) e  $DBO_5$  de 0,0052 g/L (90% de redução). Todavia não atuaria de forma eficiente na condutividade e nos cloretos, logo configura-se como uma boa alternativa como pré-tratamento para outras instalações que se beneficiam de superfícies com áreas disponíveis ou concentrações mais amenas.

#### ✓ Oxidação FENTON + Javel ou Eletro-Oxidação

A oxidação FENTON, possui a implicação do ponto ótimo do tratamento, muito ácido, sendo sua média ótima de  $Fe^{2-}$  e de  $H_2O_2$  de cerca de 11 com um pH de 3. Ademais, apresenta

um fator de agravamento que é a utilização da água de Javel, questão já apontada anteriormente. Aplicando a melhor redução de DQO (67%) e da Amônia (54%) com presença da água de Javel no lixiviado de Bénac 1, atenderia o residual de 384,35 g/L de DQO e 341,43 g/L de amônia. O que confirma a necessidade de um tratamento complementar (como stripping). Ademais, o custo energético é um outro fator que deve ser averiguado quando aplicado como solução.

Como apresentado nos estudos internos da concessionária, a eletro-oxidação, com uma corrente de 15mA/cm<sup>2</sup> permite uma redução contínua de DQO e de íons de amônia de efluente. Assumindo sua eficiência máxima, ao fim do ensaio cerca de 99% da DQO e 50% dos íons de amônia seriam reduzidos. Restaria em Bénac 1 cerca de 1,15 g/L de DQO, atendendo os limites de descarte, e 371,12 g/L de amônia, acima do limite permitido. Ademais, com o objetivo de atender essa máxima eficiência, uma energia de cerca de 35 KWh/m<sup>3</sup> seria necessária. Sabendo que em 2019 a média mensal do lixiviado tratado foi de 2.925 toneladas e que o custo médio de eletricidade é de 0,152€/kWh, o processo de eletro-oxidação custaria cerca de 15561 €/mês somente em energia

Assim além dos resultados mostrarem que a performance do tratamento não é satisfatória, o investimento mensal torna-se um impeditivo.

### ✓ **Air Stripping**

Air Stripping para atingir uma eficiência mínima interessante necessita atingir a temperatura de 30°C. Entretanto a região de Bénac, em 2021, atingiu o a temperatura máxima de 24,6 °C e a mínima de 1,1 °C. Diante desta alta variação e baixo poder calorífico, a preposição de uma solução desse sentido teria que estar contemplando um sistema de otimização da temperatura que garante a eficiência e manutenção do valor de temperatura ótimo, como a utilização de biogás proveniente do próprio aterro sanitário ou a utilização de fontes renováveis de energia como solar, poderiam promover o aumento de temperatura necessário. Entretanto, necessita-se de estudos mais aprofundados no âmbito de viabilidade do uso do biogás de Bénac.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A sustentabilidade é uma prioridade que impacta todos os setores da via econômica e social do Brasil, França e mundo. A questão ultrapassa a simples melhoria de qualidade de vida. Envolve a continuação da vida. Cerca de 40 milhões de franceses respiram um ar poluído e necessitaria 3 planetas para satisfazer as demandas em recursos naturais dessa mesma população. É esse o motivo da necessidade de avançar sobre a problemática ecológica em nível nacional. Sendo primordial repensar nosso modo de vida a fim de passar de uma economia linear e exploratória dos recursos naturais para uma economia 100% circular.

Nesse sentido, o objetivo principal do estudo foi identificar as tecnologias mais otimizadas para o tratamento de lixiviados de concentrações inorgânicas elevadas, tendo-se como estudo de caso o Aterro Sanitário de Bénac (especificamente os drenos 1.1 até 1.5 de Bénac 1).

Entre as tecnologias elencadas, e sendo como um dos principais fatores o investimento econômico, conclui-se que não é possível propor nenhuma das tecnologias devido ao alto custo empregado para o tratamento da amônia e cloreto presentes no lixiviado analisado.

Entretanto, à medida que o lixiviado envelhecer haverá a tendência de uma estabilização e perspectiva de redução das concentrações entre os drenos, possibilitando a indicação de uma solução que atenda aos requisitos supracitados.

Notou-se que a concessionária apresenta uma equipe de trabalho bem-preparada. Percebeu-se também que atua em diversas cidades (e até países) que estão compostas por diversos almoxarifados, técnicos operacionais, técnicos projetistas e gestores, dispostos em sistemas integrados e que possuem grande preocupação com o meio ambiente, com a qualidade e bem-estar dos seus funcionários, o que é traduzido em diversas certificações internacionais.

Este estudo permitiu destacar diferentes processos que podem ser aplicáveis nos próximos anos ou em outros aterros sanitários da concessionária. Para tanto, os lixiviados dos drenos de Bénac 1 deverão continuar a ser analisados com uma maior frequência a fim de avaliar a evolução ao longo do tempo dos principais parâmetros.

Em complemento para a sequência dos estudos, é necessário finalizar a instalação dos medidores volumétricos a fim de aferir valores de maior confiabilidade da produção de lixiviado por dreno, o que é indispensável para dimensionar quantitativamente o possível projeto de tratamento. Também se indica aumentar a frequência de análises e continuar os estudos nos próximos anos em um aspecto técnico e econômico mais aprofundado sobre as tecnologias atuais. Utilizando-se de metodologias financeiras como Taxa de Retorno de Investimento e *Payback*. Isso permitirá a escolha de um tratamento adequado e a possibilidade de instalação de uma unidade piloto no local.

O mérito deste projeto é o de ter iniciado de forma pioneira um estudo de possíveis alternativas para as altas concentrações de poluentes presentes no Aterro Sanitário de Bénac. Isso

poderá desencadear novas pesquisas no próprio aterro e nos demais da concessionária e, conseqüentemente, em ações concretas nos próximos anos, as quais busquem sempre alinhamento com a política a favor do meio ambiente e que também corresponda aos valores da concessionária.

## REFERÊNCIAS

ALVES, Maria Bernadete Martins; ARRUDA, Susana Margareth. **Como fazer referências:** bibliográficas, eletrônicas e demais formas de documento. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001. Disponível em: <http://www.bu.ufsc.br/design/framerefer.pHp>. Acesso em: 08 nov. 2021.

AGENCE DE LA TRANSATION ECOLOGIQUE. Déchets Chiffres Clés. **Relatório 2020**. [S. l. : s. n.], 2020.

AGENCE DE LA TRANSATION ECOLOGIQUE. Déchets Chiffres Clés. **Relatório 2018**. [S. l. : s. n.], 2018.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>a</sup> ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10520**: informação e documentação: citações em documentos: apresentação. Rio de Janeiro: [s. n.], 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6024**: informação e documentação: numeração progressiva das seções de um documento escrito: apresentação. Rio de Janeiro: [s. n.], 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14724**: informação e documentação: trabalhos acadêmicos: apresentação. Rio de Janeiro: [s. n.], 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8849**: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: [s. n.], 1985.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004** - Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, Brasil, Rio de Janeiro: [s. n.], 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRSAS DE LIMPEZA PÚBLICA. **Panorama dos Resíduos Sólidos 2018/2019**. São Paulo: [s. n.], 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS E EFLUENTES. **Que o meio ambiente seja comemorado todos os dias**. São Paulo, 2021.



BAHÉ, J. M. **Estudo da Evaporação de Lixiviados de Aterros Sanitários como Alternativa Tecnológica de Tratamento: Testes em Bancada.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 2008.

BARLAZ, M.A; HAM, R.K. Leachate and generation. In: DANIEL, D.E. (Ed). **Geotechnical practice for waste disposal.** London, UK: Chapman e Hall, 1993. cap 6.

CASTILHOS JUNIOR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Rio de Janeiro: ABES, 2003. 280p.

CETESB. Normalização Técnica. **NT – 07: Análise Físico – Química de águas.** São Paulo: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo, 1978.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDTSEN, P.; HANS-JØRGEN, A.; ALBRECHTSEN, A.; HERON, G.; NIELSEN, P. H.; *et al.* Attenuation of Landfill Leachate Pollutants in Aquifers. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.**, v. 24, n. 2, p. 119–202, 1994.

COELHO, H.M.G.; LANGE, L.C.; SIMÕES, G. F.; FERREIRA, C.F.A; VIANA, D.F. **Avaliação do desempenho de camadas de cobertura intermediárias e finais em células experimentais de disposição de resíduos sólidos urbanos.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande; Rio de Janeiro: ABES, 2005.

Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução 316/2002.** Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Brasília, 2002.

COSTA, C. A. **Pesquisa e Desenvolvimento de Nova Técnica para o Tratamento de Águas Efluentes Amoniacais.** In: XIX PRÊMIO JOVEM CIENTISTA – ÁGUA FONTE DE VIDA, 19, 2003.

DEBUSK, William F.. **Evaluation of a Constructed Wetland for Treatment of Leachate at a Municipal Landfill in Northwest Florida.** In : Constructed Wetlands for The Treatment of Landfill Leachates, Mulamoottil, George; Mc Bean, Edward A.: ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. P. 57-70.

EL-FADEL, M.; DOUSEID, E; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. Factors Influencing Solid and Management . **Waste Management**, v. 22, 2002.

FARQUHAR G. J. **Leachate: production and characterization,** Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Waterloo, Waterloo, 1988.

FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. 213 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2003

FRANÇA. **Artigo R2224-6, de 03 de julho de 2020**. Código Geral das Coletividades Territoriais, 2020.

FRANÇA. **Artigo R541-8, de 14 de dezembro de 2020**. Código do Meio Ambiente, 2020.

FRANÇA. **Decreto municipal nº65-2016-12-15-002**. Autorização da continuação da exploração da Instalação de Armazenamento de Resíduos Não Perigosos de Bénac.

FRANÇA, Paris. **Decreto de 15 fevereiro de 2016**. Relativo as instalações de estocagem de resíduos não perigosos, 2016.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos**. 2003. 257 f. Tese (Doutorado) Pontífica Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Ciências dos Materiais e Metalurgia, 2003.

GIUST, E., VISINTIN, D e DEL PICCOLO, C. **A Combination of Cogeneration, Evaporation and Membrane Technique for Landfill Leachate Treatment**. In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

GOMES, L. P. (coordenadora). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB – tema III**, edital V. Rio de Janeiro, 2009.

HAMADA J., MATSUNAGA I. **Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus – BA**. IX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1515-1524 p. 2000.

HO, S.; BOYLE, C. W.; HAM, R. K. Chemical treatment of leachates from sanitary landfills. **Water Pollution Control Federation**, v. 46, n. 7, p. 1776-1791, 1974.

IBAM, Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Brasil, 2001.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLOGICAS, IPT, **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 2 ed. São Paulo, IPT/CEMPRE, 2000.

JOHNSON, Keith D., MARTIN, Craig D., MOSHIRI, Gerald A., McGRORY, William C., **Performance of a Constructed Wetland Leachate Treatment System at the Chunchula Landfill**, Mobile Country Alabama. In: *Constructed Wetlands for The Treatment of Landfill Leachates*, Mulamootil, George; Mc Bean, Edward A.; ROVERS, Frank (Orgs.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. P. 57-70.

JORGE, J. A. S. C. **Análise em Instalação Piloto da Dispersão de Microrganismos, Compostos Orgânicos Voláteis e Aspectos Toxicológicos no Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Dissertação de Mestrado. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal, 2008.

KADLEC, Robert H. **Constructed Wetlands for Treating Landfill Leachate**. In: *Constructed Wetlands for The Treatment of Landfill Leachates* Mulamootil, George; Mc Bean, Edward A.; ROVERS, Fran (Org.). Boca Raton, Florida : Lewis Publishers, 1998. p. 17-32.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of msw landfill leachate: A review. **Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297 – 336, 2002.

Lei 11.445/2007. PNSB – **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, 05 de janeiro de 2007.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. Campinas. SP: Editora átomos, 2016. 4ª ed., 55 p.

MAGALHÃES, N. C. **Remoção e Recuperação de amônia de lixiviado de aterro sanitário utilizando membranas contactoras e comparação com processos convencionais**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Minas Gerais, 2014.

MENEZES, D. B. **Diagnóstico de impactos do depósito de resíduos sólidos de São Carlos - SP, no meio físico**. 103p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1995.

METCALF e EDDY, INC. **Wastewater Engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3ª ed. International edition. Revisada por TCHOBANOGLOUS, G; BURTON, F.L. Singapore: MCGRAW-HILL, 1991. 1 334 p. (McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering)

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Energia, a ordem é economizar**. Brasil, 2012. Disponível em:

[http://www.mma.gov.br/estruturas/secex\\_consumo/\\_arquivos/7%20%20mcs\\_energia.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/secex_consumo/_arquivos/7%20%20mcs_energia.pdf).  
Acesso em: 12 fev. 2022.

MØEHLUM, Trond. **Wetlands for Treatment of Landfill Leachates in Cold Climates**. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 33 – 46.

MONTEIRO, V. E. D., **Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento do Aterro da Muribeca**. Tese de Doutorado, UFPE, Recife, PE, Brasil, 2003.

PESCOD, M.B. - **The role and limitations of anaerobic pond systems**. Preprint Volume, 3rd IAWQ International Specialist Conference of Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications, João Pessoa, PB, 1995.

POHLAND, F. Leachate recycle as landfill Management option. **Journal of the Environmental Engineering Division**, p. 1057-1069, 1980.

PROSAB. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Armando Borges de Castilhos Junior (coord.). Santa Catarina: ABES, 2006.

PROSAB. **Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, 2009

QASIM, S. R. & CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment**. USA: Technomic Publishing Company, 1994.

QIAN, X., KOERNER, R. M., GRAY, D.H. **Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction** – Mc-Graw Hill Editions, Prentice Hall, New Jersey, 2002.

REAL, J.L.G. (2005). **Riscos Ambientais em Aterros de Resíduos Sólidos com Ênfase nas Emissões de Gases**, Dissertação M. Sc. Programa de Engenharia Civil/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro

REINHART, D.R.; GROSH, C.J. **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality**. University of Central Florida, 1998.

REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A.S.F. **Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água**. Eng Sanit Ambient, v.14, n.3, p. 353- 362, 2009.

ROBINSON, W.D., 1986. **The Solid Waste Handbook: A Practical Guide** - William D. Robinson - American Journal of Civil Engineering and Architecture. 2017, Vol. 5 No. 4, 160-166.

ROCHA, E. M. R., FILHO, C. O., LUCZYNKI, M., **Proposta de Gerenciamento Integrado dos Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Santa Isabel do Pará**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Pará, PA, Brasil, 2003.

SARTAJ, Majid, FERNANDES, Leta, CASTONGUAY, Normand. **Treatment of Leachate from a Landfill Receiving Industrial, Commercial Institutional, and Construction/Demolition Wastes in an Engineered Wetland**, In: Constructed Wetlands for The Treatment of Landfill Leachates, Mulamootil, George; Mc Bean, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida : Lewis Publishers, 1998. P. 165 174.

SCHALCH, V. **Análise comparativa de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. 219 p. 1992. Tese (Doutorado) Departamento de Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Paulo, 1992.

SPEECE, R. E. **Review**: environmental requires for anaerobic digestion of biomass. (Advances in Solar Energy – Na Annual Review Of Research and Development) Environmental Studies Institute, Drexel University – Philadelphia, 1981. 69 p.

SENA, J.R.; **Cerca 60% das cidades brasileiras ainda utilizam lixões**. Correio Braziliense, Brasília, 08 de outubro de 2020. Disponível em: <https://www.correio braziliense.com.br/brasil/2020/10/4880887-cerca-60--das-cidades-brasileiras-ainda-utilizam-lixoes.html>. Acesso em: 10 ago. 2021.

SILVA, E. L. da; MENEZES, E.M. **Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação**. 4. ed. rev. atual. Florianópolis: UFSC, 2005. 138p.

SOUTO G.D.B., POVINELLI J. **Amonia stripping from landfill leachate using packed towers**. In. TWELFTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 2009.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2020**. Ministério das Cidades. Tabelas de Informações e Indicadores, Brasília, 2020.

TCHBANOGLOUS, G.; THESSSEN, H.; VIGIL, S. A. **Composicion y Caracteristicas, Generacion, Movimento y Control de los Gases de Vertedoro.** Gestion Integral de Resíduos Sólidos, v. 1, Mc Graw Hill., 1994.

UNIÃO EUROPEIA, Bruxelas. **Conselho Diretivo de 15 de Julho de 1975.** 77/44/EEC.

Disponível em: [https://eur-](https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1975L0442:20031120:EN:PDF)

[lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1975L0442:20031120:EN:PDF](https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1975L0442:20031120:EN:PDF).

Acesso em: 05 jan. 2022.

UNIÃO EUROPEIA, Bruxelas. **Conselho Diretivo de 20 de Dezembro de 1994.** 94/62/EC.

Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31994L0062&from=EN>.

Acesso em: 05 jan. 2022.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lagoas de Estabilização.** v. 3. Belo Horizonte: ABES, 1996.

## ANEXO A – Síntese, Avaliação e Comparação dos tratamentos do Lixiviado

<b>Aterro Sanitário</b>	<b>Tratamento</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>	<b>Comentários</b>
La Somme	Laguna → Tratamento Biomembrana → Osmose Inversa	Baixo Custo energético e Capacidade de armazenamento	Taxa de conversão e sensibilidade do processo	Os tratamentos de biomembrana requerem manutenção e consomem muitos reagentes
Gironde A	Nitrificação/Desnif riticação → Nanofiltração → Osmose Inversa	Tratamento de baixo custo energético	Taxa de conversão	Capacidade de tratar uma quantidade muito alta de lixiviado bruto por um consumo energético baixo
Gironde B	Tratamento Térmico → Osmose Inversa → Carvão Ativo → Resina de Permuta Iônica	Taxa de conversão	Custo energético	Sistema muito completo, porém demanda muita energia para tratamento
L'Oise	Tratamento Térmico → Osmose Inversa	Taxa de Conversão	Custo energético	Particularidade de ter 2 linhas de tratamento em paralelo e as salmouras da Osmose Inversa são misturadas com os efluentes tratados da evaporação
Seine e Marne	Evapoconcentração → Osmose Inversa (destilado) e subconcentração (concentrado)	Taxa de Conversão	Custo do tratamento	
De La Manche	Osmose Inversa → Evaporação Natural	-	Sensibilidade do Processo e	A evaporação natural não é eficiente a

			custo do tratamento	lixiviados com altas cargas
De La Loire Atlantique	Reator de Batelada Sequencial → Carvão Ativo → Distribuição em salgueiro	Baixo custo	-	-

Fonte: Adaptado pelo autor (2022).



## ANEXO B – Características do lixiviado de Bouqueval

### I. CARACTERISTIQUES DE L'EFFLUENT

Le lixiviat de Claye-Souilly a été analysé au laboratoire, les résultats d'analyse sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 3 Caractérisation du lixiviat de Bouqueval

	Lixiviat Bouqueval
pH	7,57
Conductivité (mS/cm)	8,54
DCO totale (mg/L)	787
DCO filtrée (mg/L)	785
N-NH4 (mg/L)	565
N-NO2 (mg/L)	0,06
N-NO3 (mg/L)	2,72
P-PO4 (mg/L)	3,48
TAC (°F)	360
Ca (mg/L)	144
Cl- (mg/L)	661
N total (mg/L) kit	478
N total (mg/L) COTmètre	450
MS (g/L)	3,43
MV (g/L)	2,83
COD pH 4 (mg/L)	209,2

La valeur de l'azote total donné par le kit Hach Lange et celle donnée par le COTmètre sont très proches, l'écart est inférieur à 10%, la mesure du Ntotal par kit est donc bien fiable sur cet effluent.

## ANEXO C – Análises da qualidade das águas da Bacia de escoamento – Bénac

Contrôle des eaux de ruissellement en sortie des bassins des eaux intérieures

Paramètres	Concentration maximale de rejet	Autosurveillance*	Nb/an d'analyses par organisme agréé pour chaque bassin
Débit m <sup>3</sup> /j**		C	1
Température	30°C	C	1
Conductivité**	1000 µS/cm	C	1
pH**	5.5 – 8.5	C	1
DCO <sub>5</sub> : mg/l	100	T	1
MES : mg/l	100	T	1
COT : mg/l	70	T	1
DBO : mg/l	30	T	1
Chlorures: mg/l	-	T	1
Nitrates: mg/l	-	T	1
Ammonium: mg/l	8	M	1
NTK: mg/l	-	T	1
Azote global: mg/l	30	T	1
Phosphore total : mg/l	10	T	1
Phénols : mg/l	0,1	T	1
Fluor et ses composés : mg/l	15	T	1
Cyanure libre: mg/l	0,1	T	1
AOX et EOX: mg/l	1	T	1
Métaux totaux***: mg/l	15	T	1
Cr <sup>6+</sup> : mg/l	0,1		
Cd : mg/l	0,2		
Pb : mg/l	0,5		
Hg : mg/l	0,05		
As : mg/l	0,1		
Hydrocarbures totaux : mg/l	10	T	1

\* fréquence: C= Continu; T = Trimestre

\*\* Toute canalisation de rejet à l'extérieur de l'installation est équipée d'un dispositif, synchronisé avec les rejets, mesurant le pH, la conductivité et la quantité d'effluents rejetés.

\*\*\* Les métaux totaux sont la somme de la concentration en masse par litre des éléments suivants : Pb, Cu, Cr, Ni, Zn, Mn, Fe, Cd, Hg, Fe, Al.

## ANEXO D – Controle dos efluentes da estação de tratamento interno de lixo – Bénac

Contrôle des rejets (perméats) en sortie de la station de traitement interne des lixiviats

Paramètres	Concentration maximale de rejet	Autosurveillance*	Nb/an d'analyses par organisme agréé
Débit m <sup>3</sup> /j**		C	1
Température	30°C	C	1
Conductivité**	1000 µS/cm	C	1
pH**	6,5 – 8,5	C	1
DCO : mg/l	100	M	1
MES : mg/l	100	M	1
COT : mg/l	70	M	1
DBO <sub>5</sub> : mg/l	30	M	1
Chlores : mg/l	200	M	1
Nitrate : mg/l	400	M	1
Ammonium : mg/l	8	M	1
NTK : mg/l	20	M	1
Azote global : mg/l	30	M	1
Phosphate : mg/l	6	M	1
Phosphore total : mg/l	3	M	1
Phénol : mg/l	0,1	M	1
Fluor et ses composés : mg/l	15	M	1
Cyanures libres : mg/l	0,1	M	1
AOX et EOX : mg/l	1	M	1
Cuivre : mg/l	1	M	1
Fer : mg/l	10	M	1
Zinc : mg/l	10	M	1
Manganèse : mg/l	3	M	1
Se : mg/l	0,2	M	1
Métaux lourds totaux*** : mg/l	15	M	1
Cr <sup>6+</sup> : mg/l	0,1	M	
Cd : mg/l	0,02	M	
Pb : mg/l	0,5	M	
Hg : mg/l	0,01	M	
As : mg/l	0,1	M	
Hydrocarbures totaux : mg/l	10	M	1

\* fréquence: C= Continu, M=Mensuel, T= Trimestriel

\*\* Toute consultation de rejet à l'écouleur de l'installation est équipée d'un dispositif, synchronisé avec les orjets, mesurant le pH, la conductivité et la quantité d'effluents rejetés.