



III-852 – ESTUDO DA COMBINAÇÃO DA COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANA, EM ESCALA REAL, COMO PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Bruno Felipe de Oliveira Lima⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Alagoas.

Sérgio Ewerton da Silva Araújo⁽²⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Alagoas. Mestrando em Recursos Hídricos e Saneamento na Universidade Federal de Alagoas.

Nélia Henriques Callado⁽³⁾

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Alagoas. Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Profa. Titular da Universidade Federal de Alagoas.

Daysy Lira Oliveira Cavalcanti⁽⁴⁾

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Alagoas. Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Profa. Titular da Universidade Federal de Alagoas.

Elizabeth R. Halfeld da Costa⁽⁵⁾

Engenheira Civil pela Escola de Engenharia Kennedy. Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Profa. Titular do Instituto Federal de Minas Gerais.

Endereço⁽¹⁾: Rua Lúcia Maria Flamarion da Cunha Moreira, 62 - Serraria - Maceió - Alagoas - CEP: 57046-560 - Brasil - Tel: +55 (82) 98724-8478 - e-mail: bruno.oliveira@ctec.ufal.br

RESUMO

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários é de suma importância para combater os impactos ambientais gerados através do descarte dos resíduos sólidos urbanos. O lixiviado apresenta uma composição bastante complexa e difícil de ser tratada, exigindo, assim, uma série de processos de tratamento, combinando métodos físico-químicos e biológicos. Geralmente, os processos biológicos iniciam o tratamento por meio de lagoas anaeróbias e aeróbias, seguidos de pós-tratamento físico-químico. Visto isso, este trabalho tem como objetivo determinar as características físico-químicas do lixiviado pré-tratado, bem como avaliar a eficiência, tanto global, quanto de cada etapa, da combinação dos processos de coagulação-floculação-decantação, filtração e separação por membrana utilizados como pós-tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maceió-AL. Dessa forma, foram analisadas amostras de 4 pontos de coletas do sistema de pós-tratamento em 4 meses distintos, de outubro e novembro de 2022 e janeiro e fevereiro de 2023, obtendo, assim, os valores de cada parâmetro analisado para todas as etapas do tratamento físico-químico. Durante o período das análises, observou-se que a remoção de cor, turbidez, DQO e fósforo apresentaram eficiência global acima de 90% em todos os meses, e que houve uma redução de alcalinidade no efluente tratado. A remoção de nitrato e ácidos voláteis apresentaram eficiência global variando de 34% a 93% e de 52% a 96% respectivamente. Já para a concentração de nitrogênio amoniacal, observou-se uma eficiência global acima de 97%, com exceção do mês de novembro, com apenas 75%, que também apresentou valor acima da Resolução nº 430 do CONAMA de 2011, sendo o único parâmetro que não atendeu os padrões de lançamento. Por fim, notou-se que a filtração não apresentou resultados relevantes na remoção de nenhum dos parâmetros, a coagulação-floculação-decantação apresentou influência significativa na remoção de cor e turbidez, enquanto a osmose reversa apresentou resultados expressivos na remoção de todos os parâmetros, com exceção de ácidos voláteis.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de Lixiviado, Aterro Sanitário, Eficiência de Remoção.

INTRODUÇÃO

O crescente desenvolvimento da civilização está atrelado a um aumento no consumo dos recursos naturais do planeta e, conseqüentemente, na geração de resíduos em todas as etapas do ciclo de produção, desde a extração da matéria prima até o uso pelo consumidor final. No Brasil, todos estes resíduos eram descartados de forma irregular até o século passado, seja em lixões ou em terrenos baldios. Contudo, por intermédio de políticas



públicas, sobretudo a Lei nº 12.305, de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, foram implantados os aterros sanitários como uma disposição final ambientalmente adequada para os resíduos sólidos urbanos (RSU).

O descarte adequado dos RSU é importante para combater o seu impacto ambiental. Em contrapartida, os RSU ali depositados começam seu processo de decomposição que gera um líquido escuro, de mau cheiro e altamente poluente, chamado de chorume. Por sua vez, o chorume, ao ser misturado às águas precipitadas, passa a se chamar de lixiviado (ABNT, 1992; MORAVIA, 2007).

O tratamento do lixiviado engloba diversas etapas e tecnologias distintas, podendo envolver tanto tratamentos biológicos, como processos físico-químicos, a fim de reduzir sua carga poluente e descartá-lo em um corpo hídrico de acordo com os padrões de lançamento de efluentes da legislação vigente. No Brasil, esses valores de referência são estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430, de 2011, sem que interfira na qualidade da água requerida pela Resolução CONAMA nº 357, de 2005.

A remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica presentes no lixiviado são os principais desafios em seu tratamento, pois apresentam elevado potencial poluidor e não são totalmente removidos através de tratamento biológico. Nesse processo, a maior parte da matéria orgânica, principalmente a facilmente biodegradável, é consumida, sobrando apenas compostos de cadeias longas de difícil biodegradabilidade e compostos inorgânicos, para serem removidos no pós-tratamento (TELLES, 2010).

Alguns trabalhos caracterizaram o lixiviado tratado de aterro sanitário que utilizam em sistemas de tratamento um conjunto de técnicas diversificadas.

Pacheco (2022) caracterizou o efluente tratado do aterro sanitário de Maceió, Alagoas, dividindo-os em período seco e período chuvoso. Durante período de estudo, o aterro sanitário operava com nanofiltração e osmose reversa em paralelo como última etapa de tratamento. No período de estiagem, o lixiviado tratado apresentou uma média de 8,55 mg/L de DBO, 232,98 mg/L de DQO, 3,27 mg/L de N-amoniacal, 194,15 mg/L de nitrito e 8,12 mg/L de nitrato. Com exceção da DQO, no período chuvoso o lixiviado tratado apresentou concentrações superiores ao período de estiagem, sendo 14,27 mg/L de DBO, 42,57 mg/L de DQO, 7,61 mg/L de nitrogênio amoniacal, 261,7 mg/L de nitrito e 50,74 mg/L de nitrato.

Roehrs, Benoitt e Mallmann (2019) caracterizaram o efluente tratado do aterro sanitário de Lajeado, Rio Grande do Sul, que utiliza lagoa de equalização, alcalinização, aeração, coagulação-floculação-decantação, filtro de areia e osmose reversa para tratar seu efluente. O tratamento apresentou remoção de 93,8% de DQO e 95,9% de DBO, bem como 77,9% de remoção de nitrogênio amoniacal.

Moravia (2010) caracterizou o efluente tratado do aterro sanitário de Belo Horizonte, Minas Gerais, que utiliza processos oxidativos avançados e nanofiltração. O tratamento apresentou resultados de remoção de 99,6% da cor, 98,4% de DQO, 100% do fósforo e 93% de nitrogênio amoniacal.

Em Maceió-AL o aterro sanitário dispõe de uma unidade de tratamento de lixiviados, composta por pré-tratamento biológico por lagoas anaeróbia e aeróbia e pós-tratamento por processo físico-químico em três etapas: i) coagulação-floculação-decantação, ii) filtração em zeólitas e carvão ativado e iii) filtração por membranas. No que diz respeito ao pós-tratamento, a seleção de produtos químicos, em conjunto com a otimização em laboratório dos parâmetros físicos de coagulação, floculação e decantação, podem proporcionar a melhoria da qualidade do efluente tratado. Para isso é importante o conhecimento das características do lixiviado, das unidades de tratamento e sua vazão. Assim, com a finalidade de compreender o efeito real de cada etapa do tratamento, é fundamental investigar as características do efluente e a resposta do processo de tratamento à variabilidade do lixiviado.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar, em escala real, a eficiência do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário de Maceió-AL na remoção de DQO e nitrogênio.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de trabalho foi a Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) do aterro sanitário da cidade de Maceió-AL, que compõe a Central de Tratamento de Resíduos (CTR) e está em operação desde o ano de 2010, recebendo e tratando os resíduos do município.

A coleta das amostras foi realizada após cada etapa do pós-tratamento, totalizando quatro pontos de coleta: (P1) lixiviado pré-tratado biologicamente, coletado na saída da lagoa aerada; (P2) efluente da coagulação-floculação-decantação, coletado na elevatória 1 (E1); (P3) efluente dos filtros de carvão ativado e zeólita, coletado na elevatória 2 (E2); (P4) efluente da osmose reversa (efluente final tratado), coletado na lagoa de armazenamento de efluente tratado. Para cada ponto de coleta foram feitas análises físico-químicas de pH, cor, turbidez, alcalinidade, ácidos graxos voláteis (AGVs), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo.

As amostras de lixiviado foram coletadas em garrafas de 2 litros nos meses de outubro e novembro de 2022 e janeiro e fevereiro de 2023, totalizando quatro coletas, com a finalidade de verificar sua variação ao longo do tempo. Após a coleta, as amostras foram transportadas para o laboratório, armazenadas e refrigeradas a 4 °C durante o tempo de execução de todas as análises.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), do Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), segundo os procedimentos descritos por APHA, AWWA e WEF (2017).

Os resultados obtidos a partir das análises físico-químicas foram expostos através de gráficos, com sua variação durante os meses analisados para cada ponto de coleta separadamente.

Com os resultados obtidos, foram calculadas, também as eficiências de cada etapa do processo e a eficiência global. A eficiência global foi calculada ilustrando a eficiência do tratamento como um todo, comparando os parâmetros obtidos da lagoa aerada e do efluente tratado.

Por fim, os dados dos efluentes de cada etapa do pós-tratamento foram comparados com os valores de referência estabelecidos pelas Resoluções 430/2011 ou 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), quando aplicáveis.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos das características físico-químicas do lixiviado pré-tratado biologicamente, estão organizados na Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização do lixiviado pré-tratado biologicamente.

Parâmetro		Out/22	Nov/22	Jan/23	Fev/23	Média	Desvio Padrão	Limites CONAMA	
Cor	uC	1.185	730	977	976	967	161	< 75 uC	357/2005
Turbidez	NTU	72,7	34,9	36,3	27,6	42,9	17,5	< 100 NTU	357/2005
pH		7,36	7,90	8,27	8,16	7,92	0,35	Entre 5 e 9	430/2011
Alcalinidade	mg/L	649,5	1485,0	3640,8	2485,9	2065,3	1118,1		
DQO	mg/L	1.865,6	1.837,9	2200,1	2.649,5	2138,3	327,8		
AGVs	mg/L	226,2	282,8	617,7	143,8	317,6	180,2		
N-amoniacoal	mg/L	96,2	208,3	589,2	411,1	326,2	189,2	< 20 mg/L N	430/2011
Nitrito	mg/L	293,7	203,2	323,1	365,7	296,4	59,6	< 1 mg/L N	357/2005
Nitrato	mg/L	111,9	60,6	26,3	163,9	90,6	52,1	< 10 mg/L N	357/2005
Fósforo	mg/L	3,9	3,8	3,2	1,9	3,2	0,8	< 0,1 mg/L P	357/2005

De acordo com Araújo (2019) e Santos (2022) a relação DBO/DQO do lixiviado bruto do aterro sanitário de Maceió é da ordem de 0,4, com oscilação entre 0,1 e 0,9 e pode ser classificado como maduro, uma vez que a maior parte dos compostos biodegradáveis já se encontra degradada.

Analisando a Tabela 1, observa-se que o lixiviado pré-tratado biologicamente ainda apresenta concentração média de N-amoniaco de 326 mg/L e DQO média de 2138 mg/L, com a presença de AGVs em torno de 317,6 mg/L. Pela relação média DBO/DQO de 0,4 apresentada por Santos (2022), pode-se estimar uma DBO de cerca de 800 mg/L, valores esses que ainda não atendem aos padrões de lançamento em corpos de água doce da CONAMA 430/2011, sendo necessárias as etapas do pós-tratamento para adequar o efluente à regulamentação do CONAMA.

Nas Tabelas 2, 3 e 4 estão apresentados os resultados obtidos das características físico-químicas dos efluentes de cada etapa do pós-tratamento, bem como os limites impostos pelo CONAMA.

Tabela 2: Caracterização do efluente da coagulação-floculação-decantação.

Parâmetro		Out/22	Nov/22	Jan/23	Fev/23	Média	Desvio Padrão	Limites CONAMA	
Cor	uC	388	454	371	886	525	211	< 75 uC	357/2005
Turbidez	NTU	14,50	7,55	7,38	10,40	9,96	2,88	< 100 NTU	357/2005
pH		7,79	7,63	7,55	7,95	7,73	0,15	Entre 5 e 9	430/2011
Alcalinidade	mg/L	316,5	1.294,5	303,4	2.231,4	1.036,5	798,5		
DQO	mg/L	871,5	1005,3	1087,9	2042,5	1251,8	463,0		
AGVs	mg/L	105,0	404,0	83,1	138,5	182,6	129,3		
N-amoniaco	mg/L	19,3	199,9	32,9	391,9	161,0	151,1	< 20 mg/L N	430/2011
Nitrito	mg/L	136,0	154,7	275,7	297,0	215,8	71,2	< 1 mg/L N	357/2005
Nitrato	mg/L	62,0	74,4	67,3	125,6	82,3	25,4	< 10 mg/L N	357/2005
Fósforo	mg/L	0,5	0,4	0,1	0,5	0,4	0,2	< 0,1 mg/L P	357/2005

Tabela 3: Caracterização do efluente dos filtros de carvão ativado e zeólita.

Parâmetro		Out/22	Nov/22	Jan/23	Fev/23	Média	Desvio Padrão	Limites CONAMA	
Cor	uC	378	472	380	877	527	206	< 75 uC	357/2005
Turbidez	NTU	15,2	8,7	8,7	9,6	10,6	2,7	< 100 NTU	357/2005
pH		7,83	7,55	7,49	7,95	7,71	0,19	Entre 5 e 9	430/2011
Alcalinidade	mg/L	301,5	1296,0	274,0	2104,2	993,9	761,9		
DQO	mg/L	860,1	925,6	1065,1	1907,6	1189,6	421,1		
AGVs	mg/L	66,7	222,2	89,5	207,7	146,5	69,1		
N-amoniaco	mg/L	11,8	206,2	24,7	367,2	152,5	145,9	< 20 mg/L N	430/2011
Nitrito	mg/L	136,6	148,5	299,1	257,1	210,3	69,5	< 1 mg/L N	357/2005
Nitrato	mg/L	63,6	81,0	62,5	120,8	82,0	23,6	< 10 mg/L N	357/2005
Fósforo	mg/L	0,5	0,4	0,06	0,4	0,3	0,2	< 0,1 mg/L P	357/2005

Tabela 4: Caracterização do efluente da osmose reversa (efluente tratado).

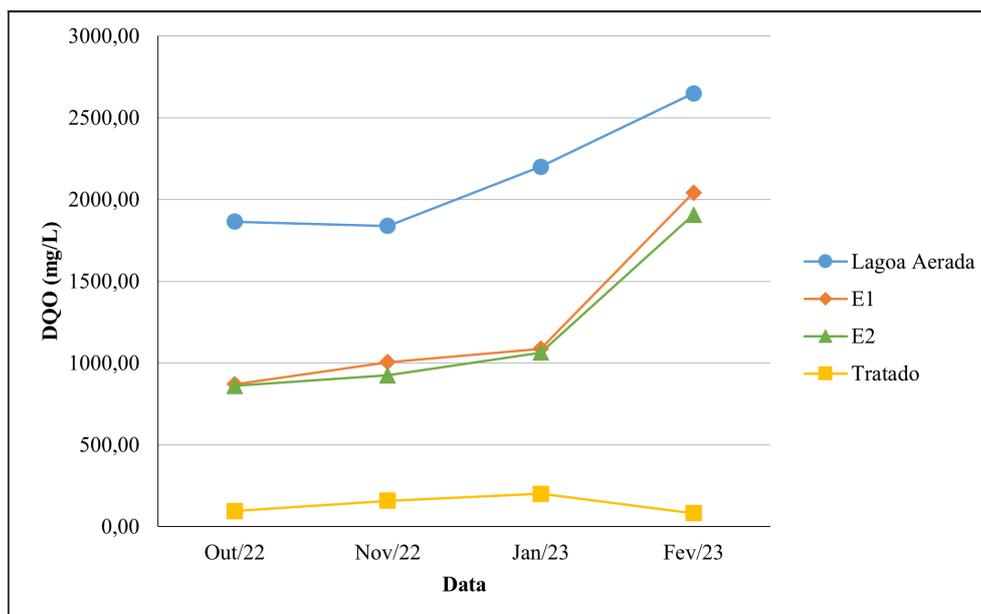
Parâmetro		Out/22	Nov/22	Jan/23	Fev/23	Média	Desvio Padrão	Limites CONAMA	
Cor	uC	19	60	25	27	33	16	< 75 uC	357/2005
Turbidez	NTU	0,78	0,14	0,33	0,39	0,41	0,23	< 100 NTU	357/2005
pH		6,94	7,37	7,06	8,38	7,44	0,57	Entre 5 e 9	430/2011
Alcalinidade	mg/L	61,5	286,5	88,1	78,3	128,6	91,7		
DQO	mg/L	95,5	158,2	200,9	81,8	134,1	48,1		
AGVs	mg/L	50,5	133,3	20,2	18,1	55,5	46,7		
N-amoniacoal	mg/L	1,7	52,1	8,2	10,9	18,2	19,8	< 20 mg/L N	430/2011
Nitrito	mg/L	10,5	14,5	101,6	25,7	38,2	37,0	< 1 mg/L N	357/2005
Nitrato	mg/L	7,9	27,	17,3	10,6	15,8	7,5	< 10 mg/L N	357/2005
Fósforo	mg/L	ND	ND	ND	ND	-	-	< 0,1 mg/L P	357/2005

ND = abaixo do nível de detecção

A variação dos valores de DQO e AGVs, observados ao longo das etapas do processo no período avaliado, estão ilustrados nas Figuras 1 e 2, respectivamente.

Pela Figura 1, observou-se um aumento da concentração de DQO no efluente pré-tratado, na saída da lagoa aerada, de novembro a fevereiro, partindo de 1838 mg/L em novembro, aumentando continuamente até o valor de 2649,5 mg/L em fevereiro. A Figura 2 mostra a mesma tendência de aumento na concentração de AGVs, atingindo um pico de 617,2 mg/L em janeiro, mas decrescendo em fevereiro para um valor 143,8 mg/L, abaixo dos valores obtidos nos meses de outubro e novembro em torno de 250 mg/L.

No efluente da coagulação-floculação-decantação (E1), notou-se um comportamento semelhante ao observado na lagoa aerada. A concentração de DQO do efluente da coagulação-floculação-decantação aumentou durante o período analisado, indo de 871,5 mg/L em outubro até 2042,5 mg/L em fevereiro. Já os AGVs, observou-se pouca diferença entre os resultados obtidos nos diferentes meses, com exceção do mês de novembro com concentração de 404,0 mg/L, cerca de 3 vezes mais que nos outros meses.

**Figura 1: Concentração de DQO nos efluentes.**

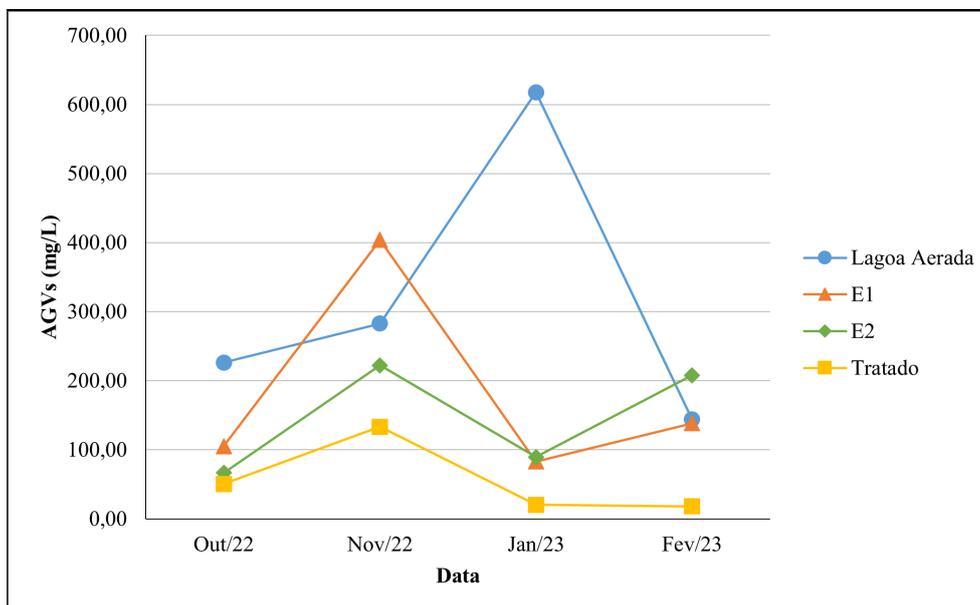


Figura 2: Concentração de AGVs nos efluentes.

O efluente da filtração (E2) apresentou um comportamento similar ao da etapa anterior (E1), com valores ligeiramente menores de DQO, partindo de 860,1 mg/L em outubro até 1907,6 mg/L em fevereiro. Por outro lado, os AGVs oscilaram, mostrando valores semelhantes nos meses de outubro e janeiro, e nos meses de novembro e fevereiro a concentração foi mais que o dobro das anteriores. Percebe-se, também, que os valores de DQO e AGVs do efluente filtrado (E2) são semelhantes ao efluente da coagulação-floculação-decantação (E1), demonstrando que a etapa de filtração tem pouca influência no processo de pós-tratamento.

No efluente da osmose reserva (efluente tratado), observou-se ainda um comportamento similar aos demais, com aumento da DQO de 95 mg/L (outubro) a 200 mg/L (janeiro), e queda para 82 mg/L em fevereiro. Quanto aos AGVs, também se notou uma variação como observado nas etapas anteriores, com valor médio de 50 mg/L. Verifica-se que a osmose reserva reduz as concentrações de DQO e AGVs.

A Tabela 5 mostra a relação AGVs/DQO, e percebe-se um valor médio de 0,15 mg.AGVs/mg.DQO para o efluente da coagulação-floculação-decantação (E1) e filtração (E2), sugerindo que nas três primeiras etapas ocorre uma remoção proporcional de DQO e AGVs. Por outro lado, na osmose reserva, essa relação aumenta para 0,41, indicando que essa etapa do pós-tratamento remove mais DQO que AGVs.

Tabela 5: Relação AGVs/DQO.

Etapa	Outubro	Novembro	Janeiro	Fevereiro	Média
Pré-tratado	0,121	0,154	0,281	0,054	0,153
E1	0,121	0,402	0,076	0,068	0,167
E2	0,078	0,240	0,084	0,109	0,128
Tratado	0,529	0,843	0,101	0,221	0,423

Para melhor compreensão da participação de cada etapa na remoção de DQO, foi elaborado o balanço de massa apresentado na Tabela 6.

Observou-se que a osmose reversa (OR) apresentou a maior remoção absoluta dentre os métodos de tratamento, com remoção média de 1055 mg/L de DQO, representando remoções acima de 80%. Em seguida, tem-se a coagulação-floculação-decantação (CFD), com remoção média de 886 mg/L, removendo cerca de 50% da DQO, com exceção do mês de fevereiro, que removeu cerca de 20%. Por fim, a filtração (F)

apresentou os menores valores de remoção absoluta, com remoção média de 62 mg/L, inferior a 10% da concentração de DQO de seu afluente.

Tabela 6: Balanço de massa de remoção de DQO.

Etapa		Outubro	Novembro	Janeiro	Fevereiro	Média
CFD	DQO _{PT} (mg/L)	1865,56	1837,93	2200,07	2649,52	2138,27
	DQO _{CFD} (mg/L)	871,49	1005,29	1087,85	2042,52	1251,79
	DQOremovida (mg/L)	994,07	832,63	1112,22	606,99	886,48
F	DQO _F (mg/L)	860,10	925,58	1065,08	1907,64	1189,60
	DQOremovida (mg/L)	11,39	79,71	22,78	134,89	62,19
OR	DQO _{OR} (mg/L)	95,54	158,17	200,87	81,78	134,09
	DQOremovida (mg/L)	764,56	767,41	864,20	1825,86	1055,51

Em relação ao nitrogênio, as Figuras 3, 4 e 5 apresentam a variação temporal do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato ao longo do período estudado.

Pela Figura 3, observou-se um aumento da concentração de N-amoniacoal no efluente da lagoa aerada, partindo de 96,2 mg/L em outubro até o valor máximo de 589,2 mg/L em janeiro. Pela Figura 4, observou-se um alto valor da concentração de nitrito na lagoa aerada no mês de outubro, com 293,7 mg/L, e, em seguida, uma grande diminuição no mês de novembro, com 139,1 mg/L. Já na Figura 5, observou-se um decaimento da concentração de nitrato ao longo dos meses, até atingir o mínimo de 26,3 mg/L em janeiro, com uma súbita elevação no mês de fevereiro, atingindo o valor máximo de 163,9 mg/L.

No efluente da coagulação-floculação-decantação (E1), observou-se valores de N-amoniacoal semelhantes nos meses de outubro e janeiro, com mínimo de 19,3 mg/L em outubro, enquanto nos meses de novembro e fevereiro a concentração foi maior que as anteriores, com pico de 391,9 mg/L em fevereiro. Os valores de concentração de nitrito foram semelhantes nos meses de outubro e novembro, enquanto nos meses de janeiro e fevereiro houve aumento na concentração. O valor mínimo observado foi de 136 mg/L em outubro e máximo de 297 mg/L em fevereiro. Para o nitrato, observou-se uma alta concentração de 125,6 mg/L em fevereiro, e nos outros meses valores relativamente próximos, com o máximo de 74,4 mg/L em novembro e mínimo de 62,0 mg/L em outubro.

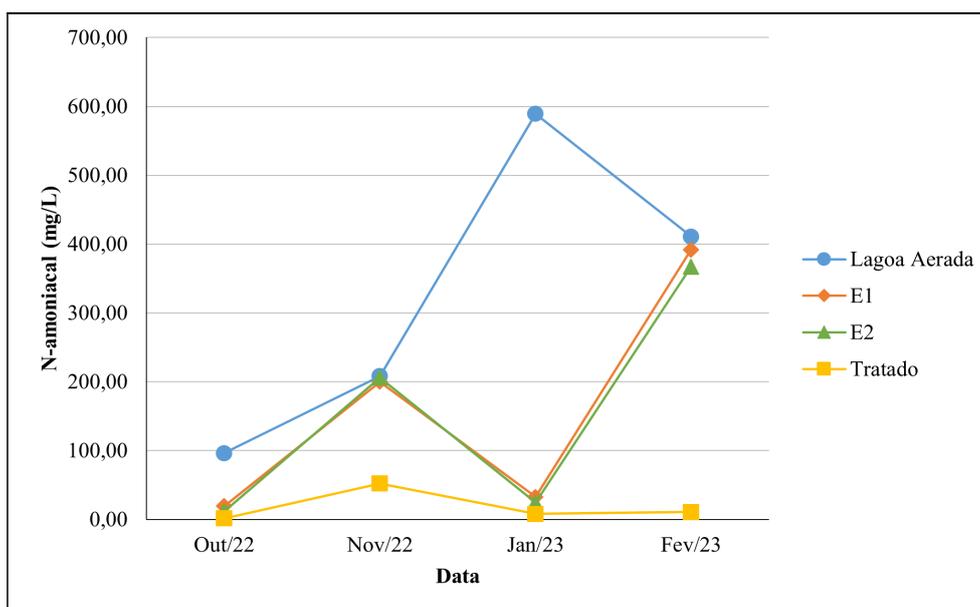


Figura 3: Concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes.

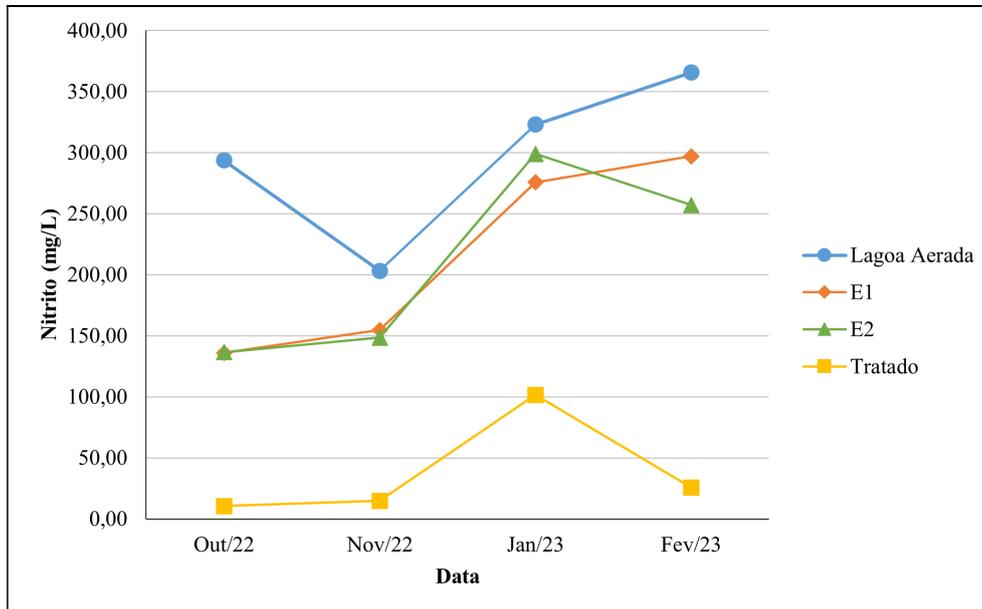


Figura 4: Concentração de nitrito nos efluentes.

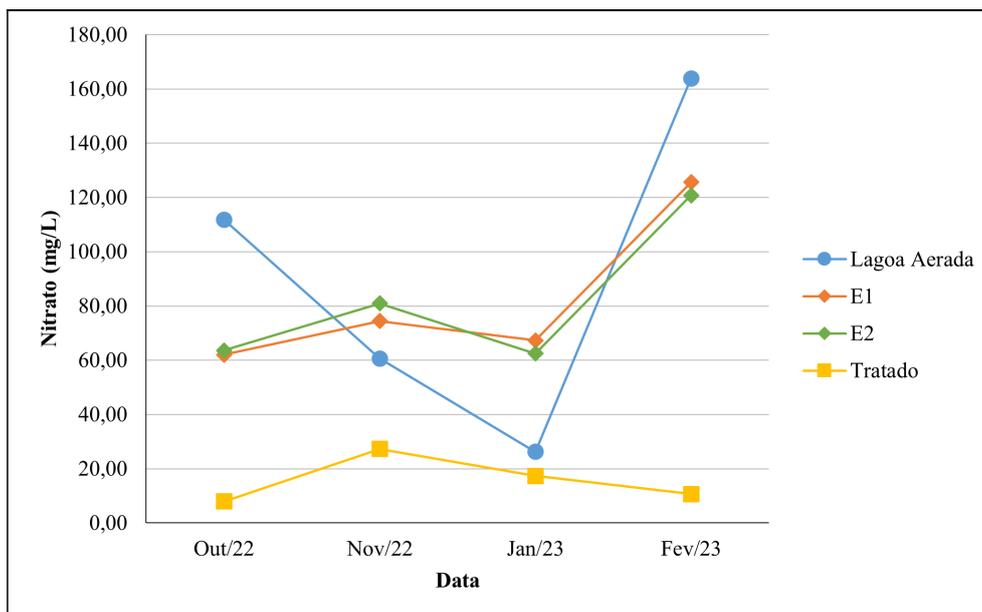


Figura 5: Concentração de nitrato nos efluentes.

Mais uma vez, o efluente da filtração (E2) apresentou resultados similares ao da etapa anterior (E1), com menor valor de N-amoniacoal de 11,8 mg/L em outubro e maior de 367,2 mg/L em fevereiro. Observou-se concentração mínima de nitrito de 136,6 mg/L em outubro e máximo de 257,1 mg/L em fevereiro. Além disso, houve concentração máxima de nitrato de 120,8 mg/L em fevereiro, e nos outros meses valores relativamente próximos, com máximo de 81 mg/L em novembro e mínimo de 64 mg/L em outubro. Esses valores indicam que a filtração também não é efetiva para a remoção de nitrogênio.

O efluente da osmose reserva apresentou baixa variação da concentração de N-amoniacoal, com exceção do valor de 52 mg/L em novembro, não atendendo neste mês aos padrões de emissão de efluentes estabelecidos pela Resolução 430/2011 do CONAMA, que estabelece concentração máxima de nitrogênio amoniacoal de 20 mg/L. A concentração de nitrito também apresentou baixa variação, com exceção do valor de 101,6 mg/L em

janeiro, porém os valores obtidos não atendem às características exigidas pela Resolução 357/2005 do CONAMA para o Riacho Doce, que exige concentração de nitrito menor que 1 mg/L para rios de classe 2. Com relação ao nitrato, o valor mínimo foi de 7,9 mg/L em outubro e valor máximo de 27,3 mg/L em novembro. Assim, de modo geral, o efluente tratado não apresentou os valores de nitrato dentro dos padrões da legislação, pois apenas a concentração de nitrato obtida em outubro de 7,9 mg/L condiz com as características exigidas pela Resolução 357/2005 do CONAMA, de no máximo 10 mg/L para rios de classe 2.

Vale ressaltar que o lixiviado do aterro sanitário de Maceió, historicamente, apresenta alta concentração de nitrito durante seu tratamento, que pode ocorrer devido à fatores observados por Santos (2022), como a limitação de oxigênio dissolvido, a ocorrência de nitrificação incompleta ou a desnitrificação na lagoa aerada.

Para melhor entendimento da quantidade de nitrogênio removida em cada etapa, elaborou-se a Tabela 7, em que estão apresentados os somatórios das três formas de nitrogênio e o seu balanço de massa de remoção. Observou-se que a osmose reversa (OR) apresentou a maior remoção absoluta dentre os métodos de tratamento, com remoção média de 372 mg/L de nitrogênio, representando uma remoção média de 84%. Além disso, notou-se que a remoção da OR é maior quando a coagulação-floculação-decantação (CFD) apresenta baixa remoção, o que corrobora para manter a eficiência de remoção global em cerca de 90%. A CFD apresentou uma grande variação na remoção de nitrogênio, pois, apesar da média ter sido 254 mg/L, o mês de novembro removeu apenas 43 mg/L, correspondendo 9% do total, enquanto em janeiro houve remoção de 562 mg/L, representando 60% de remoção. Por fim, a filtração (F) apresentou os menores valores de remoção absoluta, com remoção média de 14 mg/L, mostrando a ineficiência da filtração na remoção de nitrogênio.

Tabela 7: Balanço de massa de remoção de nitrogênio.

Etapa		Outubro	Novembro	Janeiro	Fevereiro	Média
CFD	N _{PT} (mg/L)	501,72	472,06	938,54	940,66	713,24
	N _{CFD} (mg/L)	217,32	429,00	375,81	814,46	459,15
	Nremovida (mg/L)	284,40	43,06	562,73	126,19	254,09
F	N _F (mg/L)	211,91	435,67	386,20	745,15	444,73
	Nremovida (mg/L)	5,41	-6,67	-10,39	69,32	14,42
OR	N _{OR} (mg/L)	20,04	94,21	127,11	47,28	72,16
	Nremovida (mg/L)	191,87	341,46	259,09	697,87	372,57

A seguir, tem-se os resultados obtidos da eficiência global e a de cada etapa do pós-tratamento, da remoção dos parâmetros físico-químicos analisados anteriormente.

Nas Figuras 6 e 7 estão apresentadas as eficiências de remoção de DQO e AGVs, respectivamente, ao longo do período estudado.

Nota-se que a eficiência da remoção de DQO na coagulação-floculação-decantação (lagoa aerada – E1) se manteve em torno de 50% nos primeiros três meses, diminuindo para 23% em fevereiro. Já a osmose reversa (E2 – tratado) teve eficiência com valores superiores a 80%, em todo o período estudado, corroborando para uma alta eficiência global do tratamento, acima de 90%, ao longo dos meses. Contudo, a etapa de filtração por carvão ativado e zeólita (E1 – E2) apresentou eficiência praticamente nula ao longo de todos os meses, com sua maior eficiência de apenas 7,93%.

Quanto à remoção de AGVs, nota-se que não houve consistência na eficiência de nenhum dos métodos de tratamento ao longo dos meses, com maior eficiência global em janeiro, com 97% de remoção, e menor em novembro, com 53% de remoção.

Parte da DQO presente na amostra pode ser decorrente da presença de ácidos orgânicos voláteis (AOVs). Assim, a remoção dos ácidos contribui para a redução da DQO no efluente.

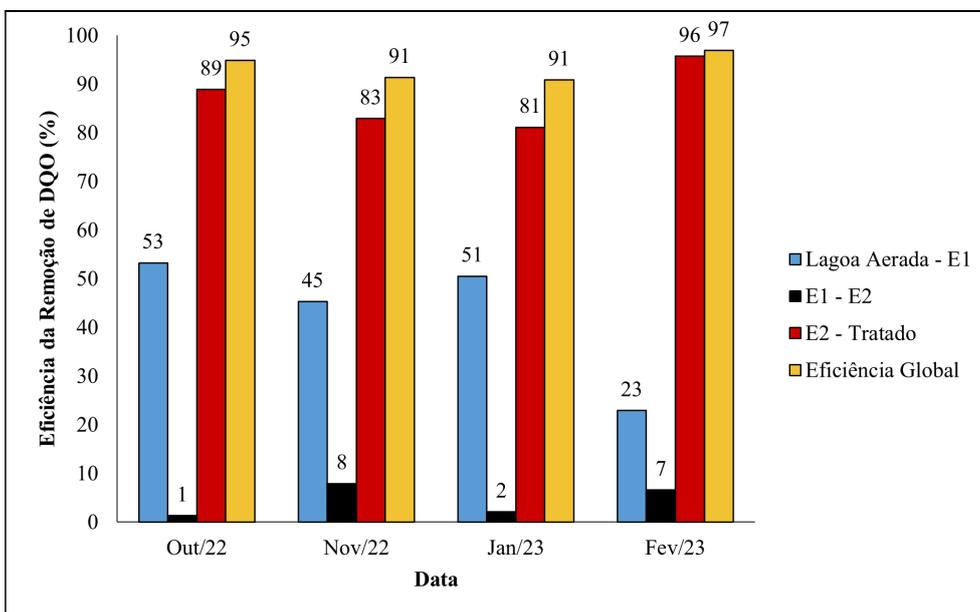


Figura 6: Eficiência da remoção de DQO.

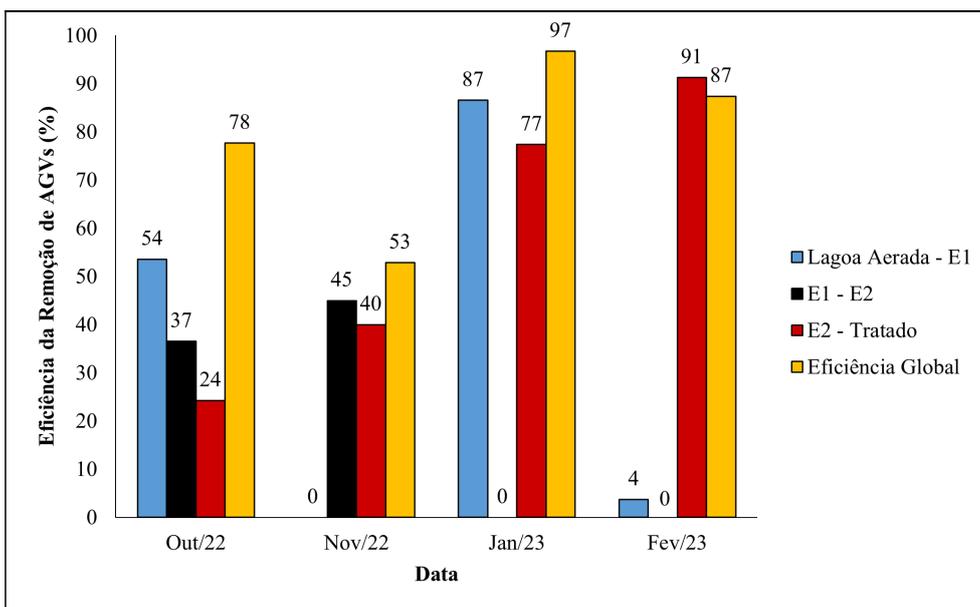


Figura 7: Eficiência da remoção de AGVs.

Nas Figuras 8, 9 e 10 estão apresentadas as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, respectivamente, ao longo dos meses estudados.

A eficiência da remoção de N-amoniaco apresentada na Figura 8 permite observar que individualmente as eficiências da coagulação-floculação-decantação e da filtração por carvão ativado e zeólita oscilaram ao longo dos meses, enquanto a osmose reversa manteve sua eficiência acima de 60%, corroborando para uma eficiência global do tratamento acima de 90%. Percebe-se que, no mês de novembro, a baixa eficiência observada na coagulação-floculação-decantação comprometeu a eficiência global do sistema, que foi reduzida a 75%. A osmose reversa individualmente não consegue manter a eficiência do sistema acima de 90%, demonstrando a importância da coagulação-floculação-decantação, e que a etapa de filtração não contribuiu para a eficiência do pós-tratamento.

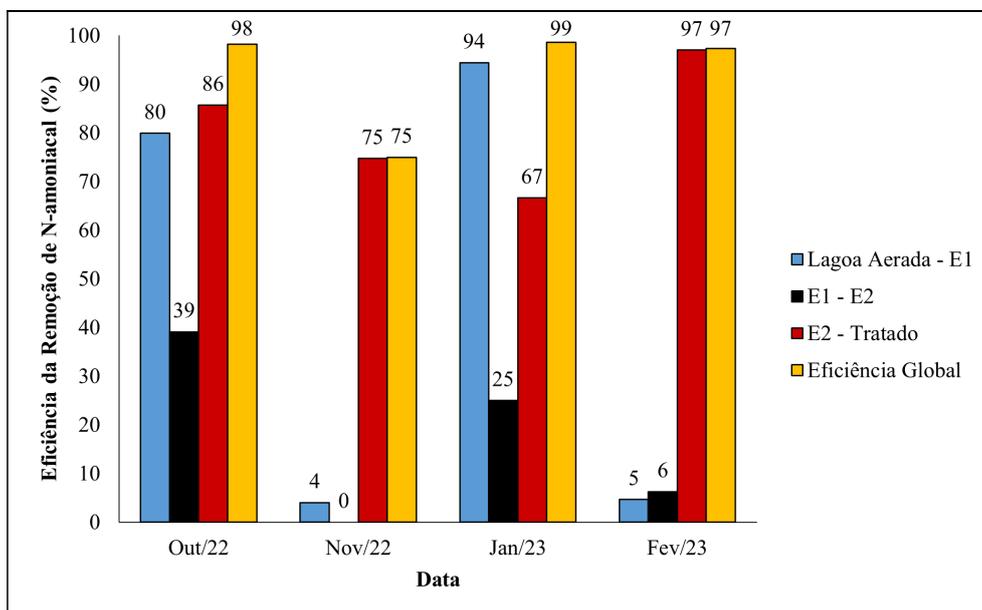


Figura 8: Eficiência da remoção de nitrogênio amoniacoal.

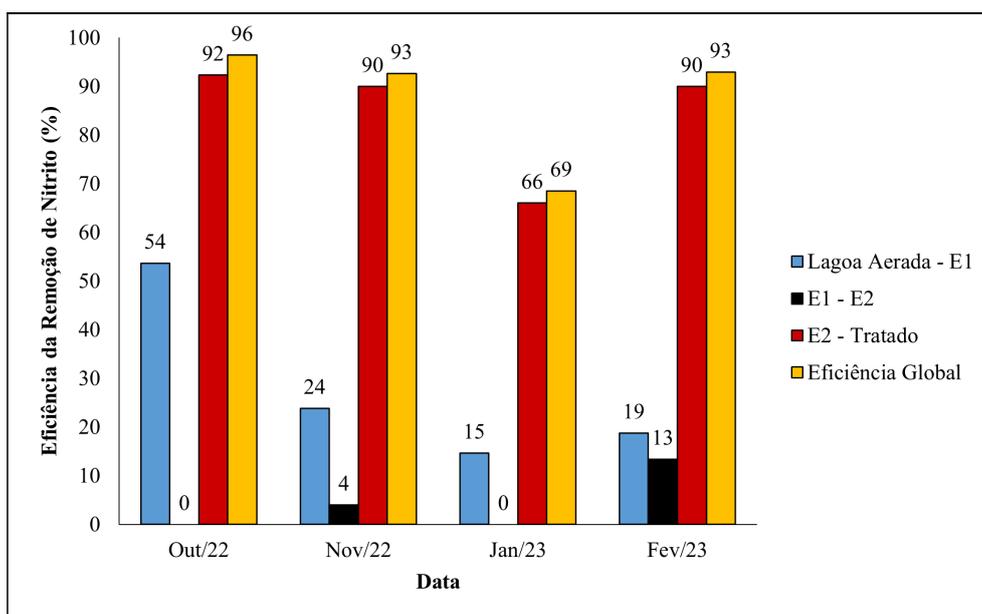


Figura 9: Eficiência da remoção de nitrito.

Da mesma forma, a eficiência da remoção de nitrito apresentada na Figura 9, mostra uma oscilação nas etapas de coagulação-floculação-decantação e filtração por carvão ativado e zeólita ao longo dos meses, enquanto a eficiência da osmose reversa manteve-se em torno de 90%. A exceção foi o mês de janeiro, que sua eficiência foi reduzida para 66%, quando a eficiência da coagulação-floculação-decantação foi a menor do período (14,7%), resultando numa eficiência global de apenas 69%.

A eficiência da remoção de nitrato obtida pode ser observada na Figura 10, em que se verifica que a eficiência da coagulação-floculação-decantação foi variável ao longo dos meses, enquanto a eficiência da filtração por carvão ativado e zeólita foi praticamente nula. Essa oscilação da eficiência no início do pós-tratamento, levou a uma oscilação na eficiência da osmose reserva (66% a 91%), com menores valores observados quando não

houve eficiência da coagulação-floculação-decantação, o que levou a uma eficiência global de remoção de nitrato variando de 31% a 93%.

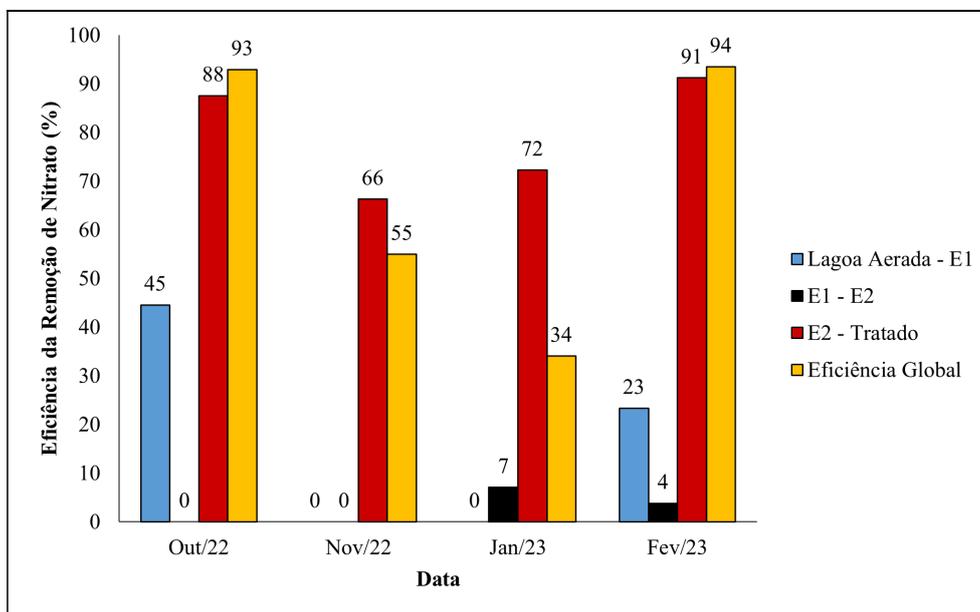


Figura 10: Eficiência da remoção de nitrato.

Considerando o somatório das três formas de nitrogênio apresentadas, verificou-se uma eficiência média de 35% da coagulação-floculação-decantação na remoção total de nitrogênio, 3% para a filtração e 84% para a osmose reversa. Dessa forma, a eficiência global média da remoção total de nitrogênio foi de 90%.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

O sistema de pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário de Maceió apresentou uma alta taxa de remoção de DQO, com eficiência global acima de 90%.

Os AGVs não apresentaram consistência na eficiência, variando de 53% a 97%, o que pode contribuir para a remoção da matéria orgânica. Todavia, a concentração de AGVs não é um parâmetro regulamentado pela Resolução 430/2011 do CONAMA.

As concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente tratado atenderam ao limite máximo de 20 mg/L dos padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução 430/2011 do CONAMA, com eficiência global de remoção acima de 97%, exceto no mês de novembro, que apresentou concentração de 52,1 mg/L, com eficiência global de 75% de remoção.

A Resolução CONAMA 430/2011 não faz referência às concentrações de nitrito e nitrato, mas a Resolução CONAMA 357/2005 limita a concentração de nitrito para rios de classe 2 em 1 mg/L e a de nitrato em 10 mg/L. Logo, é necessário um estudo de diluição para verificar se o lançamento desse efluente pode ou não causar o seu desenquadramento.

Por fim, com a análise da eficiência dos métodos de tratamento empregados, é possível observar que a coagulação-floculação-decantação possui um efeito bem relevante na remoção de cor e turbidez. A filtração por carvão ativado e zeólita não apresentou eficiência alguma e nem relevância em nenhum dos parâmetros analisados, podendo, inclusive, ser removida do processo de pós-tratamento. Já a osmose reversa apresentou as melhores taxas de remoção, se mantendo muitas vezes acima de 80%, mas que a eficiência global do sistema



depende fundamentalmente da etapa de coagulação-floculação-decantação, e que o seu monitoramento e operação devem ter atenção especial.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23th ed. Washington, DC: APHA; Denver, CO: AWWA; Alexandria, VA: WEF, 2017.
2. ARAÚJO, L. G. S. de. Avaliação do lixiviado de aterro sanitário: geração e tecnologias de tratamento. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro Acadêmico do Agreste, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019.
3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
4. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 142, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005.
5. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 148, n. 92, p. 89-91, 16 mai. 2011.
6. BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 147, n. 147, p. 3-7, 3 ago. 2010.
7. MORAVIA, W. G. Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas. 2007. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
8. MORAVIA, W. G. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas. 2010. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
9. PACHECO, F. N. S. Definição de parâmetros prioritários para o enquadramento de bacias hidrográficas em processo de urbanização. 2022. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2022.
10. ROEHRS, G; BENOITT, L. A.; MALLMANN, A. C. Avaliação do tratamento de chorume do aterro sanitário de lajeado, utilizando sistema físico-químico e osmose reversa. *In*: Forum Internacional de Resíduos Sólidos, 10., 2019, João Pessoa. Anais [...]. João Pessoa: Instituto Venturi Para Estudos Ambientais, 2019.
11. SANTOS, H. M. do N. Sistema de lagoas de estabilização e lagoa aerada para redução da carga orgânica e nitrogênio de percolado de aterro sanitário. 2022. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2022.
12. TELLES, C. A. S. Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.