



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO – UFRRJ  
INSTITUTO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA  
E AMBIENTAL**

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO POR LAGOAS DE ACÚMULO DE  
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

**THAÍS BARBOSA SERPA ALVES**

*Sob a Orientação do Professor*

**Alexandre Lioi Nascentes**

*e Coorientação do Professor*

**Jaime Lopes da Mota Oliveira**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestra em Engenharia Agrícola e Ambiental**, no curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de Concentração em Meio Ambiente.

Seropédica, RJ  
Setembro de 2021

“É permitida a cópia parcial ou total desta Dissertação, desde que seja citada a fonte.”

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A474e Alves, Thaís Barbosa Serpa, 1994 Emissão de óxido nitroso por lagoas de acúmulo de lixiviado de aterro sanitário / Thaís Barbosa Serpa Alves. - Belford Roxo, 2021.  
73 f.: il.

Orientador: Alexandre Lioi Nascentes.  
Coorientador: Jaime Lopes da Mota Oliveira.  
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, 2021.

1. Gases de Efeito Estufa. 2. Chorume. 3. Resíduos Sólidos. I. Nascentes, Alexandre Lioi, 1976-, orient. II. Oliveira, Jaime Lopes da Mota, -, coorient. III Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental. IV. Título.

“O presente estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código do Financiamento 001.”

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E**  
**AMBIENTAL**

**THAÍS BARBOSA SERPA ALVES**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental – PGEAAmb, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestra em Engenharia Agrícola e Ambiental**, tendo como Área de Concentração Meio Ambiente.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 30/09/2021

**Conforme deliberação número 001/2020 da PROPPG, de 30/06/2020**, tendo em vista a implementação de trabalho remoto e durante a vigência do período de suspensão das atividades acadêmicas presenciais, em virtude das medidas adotadas para reduzir a propagação da pandemia de Covid-19, nas versões finais das teses e dissertações as assinaturas originais dos membros da banca examinadora poderão ser substituídas por documento(s) com assinaturas eletrônicas. Estas devem ser feitas na própria folha de assinaturas, através do SIPAC, ou do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) e neste caso a folha com a assinatura deve constar como anexo ao final da tese / dissertação.

Membros da Banca:

Alexandre Lioi Nascentes, D.Sc., DE/IT/UFRRJ (Orientador/Presidente da banca)

Leonardo Batista Duarte da Silva, D.Sc., DE/IT/UFRRJ

Felipe da Costa Brasil, D.Sc., UVA



*Emitido em 30/09/2021*

**HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 98/2021 - IT (12.28.01.27)**

**(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)**

*(Assinado digitalmente em 29/06/2022 15:23)*

ALEXANDRE LIOI NASCENTES  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.44)  
*Matrícula: 1759225*

*(Assinado digitalmente em 04/07/2022 10:40)*

LEONARDO DUARTE BATISTA DA SILVA  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.44)  
*Matrícula: 2353141*

*(Assinado digitalmente em 04/07/2022 14:46)*

FELIPE DA COSTA BRASIL  
ASSINANTE EXTERNO  
*CPF: 016.518.417-56*

Para verificar a autenticidade deste documento entre em <https://sipac.ufrrj.br/documentos/> informando seu número: **98**, ano: **2021**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**, data de emissão: **29/06/2022** e o código de verificação: **3d329fded0**

## **DEDICATÓRIA**

*Dedico este trabalho aos meus pais,  
Edivaldo e Aparecida, que sempre me incentivaram  
a lutar por meus sonhos.*

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço à Deus por mais essa conquista, principalmente em um período tão difícil.

Aos meus pais, Edivaldo e Aparecida, que sempre me apoiaram em tudo e acreditaram em mim até quando eu mesma duvidava. Ao meu irmão Guilherme, por toda amizade e incentivo.

Ao meu orientador Prof. Alexandre Lioi por todo apoio, paciência e compreensão, sempre me incentivando desde o período da graduação.

Ao meu coorientador Prof. Jaime Lopes, pela disponibilidade e apoio.

À amiga Rozileni, pela disponibilidade durante a pesquisa, pelos conselhos e momentos de descontração.

Às amigas Fabiana e Rosana, por sempre me apoiarem desde a graduação.

Aos amigos Marcos Filgueiras, Leonardo, Marcelo, Bárbara e Marcos Barbosa, por todo o apoio durante a pesquisa.

Ao Pesquisador da Embrapa Agrobiologia, Ednaldo Araújo, e aos técnicos Altiberto, Ednelson e Naldo, pelo auxílio nas análises.

Aos professores e aos amigos do PGEAAmb pelo compartilhamento de conhecimentos.

Aos Professores Dr. Felipe da Costa Brasil e Dr. Leonardo Duarte Batista da Silva, pela disponibilidade.

À AGEVAP pelo financiamento da pesquisa e à CAPES, pela concessão da bolsa.

Ao PGEAAmb, pela oportunidade de desenvolver esta pesquisa.

À UFRRJ, pela disponibilidade de infraestrutura e recursos.

## RESUMO

ALVES, Thaís Barbosa Serpa. **Emissão de óxido nitroso por lagoas de acúmulo de lixiviado de aterro sanitário**. 2021. p Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2021.

Os resíduos sólidos urbanos representam um grande desafio na área de gestão, visto que sua disposição inadequada pode gerar diversos malefícios. O aterro sanitário é uma das formas de disposição desses resíduos, sendo também a técnica mais empregada em diversos países. Um dos subprodutos dos aterros sanitários é o lixiviado. Sua composição é bastante complexa, com alta concentração de compostos orgânicos e de formas nitrogenadas. Altas concentrações de nitrogênio podem promover a emissão de óxido nitroso ( $N_2O$ ), um gás de efeito estufa e com alto potencial de aquecimento. Dessa forma, este trabalho teve por objetivo avaliar a emissão de  $N_2O$  em lagoas de acúmulo de lixiviado e comparar essas emissões com diferentes fontes. Foram coletadas amostras de lixiviado em lagoas de um aterro sanitário localizado no Estado do Rio de Janeiro. Em cada amostra foram avaliados os seguintes parâmetros: DQO, nitrito, nitrato, NTK, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico. Para a análise de emissão de  $N_2O$ , foi utilizada a técnica da câmara estática e calculada a taxa de emissão por área de cada lagoa. Esses valores foram extrapolados para as lagoas de lixiviados de aterros sanitários localizados no Estado do Rio de Janeiro. Obteve-se uma taxa de emissão média de  $861 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  e quando, extrapolado para os demais aterros, a emissão foi de  $20 \text{ t } N_2O \text{ ano}^{-1}$ . Comparada às emissões de  $N_2O$  nos outros setores, como o setor agropecuário, de energia, processos industriais e de mudança de uso da terra e florestas, as emissões em lagoas de acúmulo de lixiviado foram, respectivamente, 181, 90, 5 e 3 vezes, menores.

**Palavras-chave:** Gases do efeito estufa, chorume, resíduos sólidos.

## ABSTRACT

ALVES, Thaís Barbosa Serpa. **Emissão de óxido nitroso por lagoas de acúmulo de lixiviado de aterro sanitário**. 2021. p Dissertation (Master in Agricultural and Environmental Engineering, Environment). Institute of Technology, Engineering Department, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2021.

Urban solid waste represents a major challenge in the area of management, as its inadequate disposal can generate several harms. The sanitary landfill is one of the ways of disposing of these residues, being also the most used technique in several countries. One of the by-products of landfills is leachate. Its composition is quite complex, with a high concentration of organic compounds and nitrogenous forms. High concentrations of nitrogen can promote the emission of nitrous oxide ( $N_2O$ ), a greenhouse gas with a high warming potential. Thus, this work aimed to evaluate  $N_2O$  emission in leachate accumulation ponds and compare these emissions with different sources. Leachate samples were collected in lagoons of a landfill located in the State of Rio de Janeiro. In each sample, the following parameters were evaluated: COD, nitrite, nitrate, NTK, ammonia nitrogen and organic nitrogen. For the analysis of the emission of  $N_2O$  emission, the static chamber technique was used and the emission rate per area of each lake was calculated. These values were extrapolated to landfill leachate ponds located in the State of Rio de Janeiro. An average emission rate of  $861 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1}\text{year}^{-1}$  was obtained and when, extrapolated to the other landfills, the emission was  $20 \text{ t } N_2O \text{ year}^{-1}$ . Compared to  $N_2O$  emissions in other sectors, such as agriculture, livestock, energy, industrial processes and land use change and forests, emissions in leachate accumulation ponds were, respectively, 181, 90, 5 and 3 times, minors.

**Keywords:** Greenhouse gases, leachate, solid waste.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Caracterização do lixiviado conforme a idade do aterro.	5
<b>Tabela 2.</b> Íons presentes no lixiviado e suas principais fontes.	6
<b>Tabela 3.</b> Fontes de emissão de N <sub>2</sub> O e seus respectivos fluxos. (continua)	20
<b>Tabela 4.</b> Parâmetros físico-químicos do lixiviado avaliados.	32
<b>Tabela 5.</b> Caracterização do Lixiviado.	36
<b>Tabela 6.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - CTR Barra Mansa	37
<b>Tabela 7.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - CTR Rio	38
<b>Tabela 8.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - CTR São Gonçalo	39
<b>Tabela 9.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - CTR Santa Maria Madalena	40
<b>Tabela 10.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - Aterro de Macaé	41
<b>Tabela 11.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - Aterro de Campos	42
<b>Tabela 12.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - CTR Belford Roxo	43
<b>Tabela 13.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - Aterro de São Pedro da Aldeia	44
<b>Tabela 14.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - CTR Itaboraí	45
<b>Tabela 15.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - CTR Nova Iguaçu	46
<b>Tabela 16.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - Aterro de Rio das Ostras	47
<b>Tabela 17.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - CTR Vassouras	48
<b>Tabela 18.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - Aterro de Paracambi	49
<b>Tabela 19.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - Aterro de São Fidélis	50
<b>Tabela 20.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O - Aterro de Nova Friburgo	51
<b>Tabela 21.</b> Emissão média de N <sub>2</sub> O no Estado do Rio de Janeiro (2010-2019)	52

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Geração de RSU no Brasil.	2
<b>Figura 2.</b> Disposição final dos RSU.	3
<b>Figura 3.</b> Representação do modelo balanço hídrico.	4
<b>Figura 4.</b> Principais setores responsáveis pela emissão de GEE no Brasil.	7
<b>Figura 5.</b> Emissão de CO <sub>2</sub> (2010 - 2019).	8
<b>Figura 6.</b> Emissão de CH <sub>4</sub> (2010 - 2019).	9
<b>Figura 7.</b> Emissão de N <sub>2</sub> O (2010 - 2019).	10
<b>Figura 8.</b> Revistas científicas que mais publicaram sobre as diversas fontes de emissão de N <sub>2</sub> O.	11
<b>Figura 9.</b> Autores que mais publicaram sobre as diversas fontes de emissão de N <sub>2</sub> O.	12
<b>Figura 10.</b> Países que mais publicaram sobre as diversas fontes de emissão de N <sub>2</sub> O.	13
<b>Figura 11.</b> Evolução do número de publicações sobre fontes de emissão de N <sub>2</sub> O.	13
<b>Figura 12.</b> Publicações feitas por cada centro de pesquisa sobre fontes de emissão de N <sub>2</sub> O.	14
<b>Figura 13.</b> Ocorrência das palavras-chave nas publicações sobre fontes de emissão de N <sub>2</sub> O.	15
<b>Figura 14.</b> Categorias dos artigos sobre fontes de emissão de N <sub>2</sub> O.	15
<b>Figura 15.</b> Revistas científicas que mais publicaram sobre as emissões de N <sub>2</sub> O em aterros sanitários.	16
<b>Figura 16.</b> Autores que mais publicaram sobre emissão de N <sub>2</sub> O em aterros sanitários.	17
<b>Figura 17.</b> Países que mais publicaram sobre a emissão de N <sub>2</sub> O em aterros sanitários.	17
<b>Figura 18.</b> Evolução do número de publicações sobre emissão de N <sub>2</sub> O em aterros sanitários.	18
<b>Figura 19.</b> Publicações feitas nos centros de pesquisa sobre emissão de N <sub>2</sub> O em aterros sanitários.	18
<b>Figura 20.</b> Palavras-chave nas publicações sobre emissão de N <sub>2</sub> O em aterros sanitários.	19
<b>Figura 21.</b> Categorias dos artigos sobre emissão de N <sub>2</sub> O em aterros sanitários.	19
<b>Figura 22.</b> Análises do Lixiviado	32
<b>Figura 23.</b> Câmara Estática	33
<b>Figura 24.</b> Análise de emissão de N <sub>2</sub> O	34
<b>Figura 25.</b> CTR Barra Mansa	37
<b>Figura 26.</b> CTR Rio	38
<b>Figura 27.</b> CTR São Gonçalo	39
<b>Figura 28.</b> CTR Santa Maria Madalena	40
<b>Figura 29.</b> Aterro de Macaé	41
<b>Figura 30.</b> Aterro de Campos	42
<b>Figura 31.</b> CTR Belford Roxo	43
<b>Figura 32.</b> Aterro de São Pedro da Aldeia	44
<b>Figura 33.</b> CTR Itaboraí	45
<b>Figura 34.</b> CTR Nova Iguaçu	46
<b>Figura 35.</b> Aterro de Rio das Ostras	47
<b>Figura 36.</b> CTR Vassouras	48
<b>Figura 37.</b> Aterro de Paracambi	49
<b>Figura 38.</b> Aterro de São Fidélis	50
<b>Figura 39.</b> Aterro de Nova Friburgo	51

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	1
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b>	2
2.1 Resíduos Sólidos Urbanos	2
2.2 Geração do Lixiviado	3
2.3 Composição do Lixiviado	5
2.4 Emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE)	6
2.4.1 Emissões de GEE à nível global	6
2.4.2 Emissões de GEE no Brasil	7
2.5 Emissão de N <sub>2</sub> O	10
2.5.1 Análise Bibliométrica	10
2.5.2 Análise bibliométrica das publicações sobre as fontes de emissão de N <sub>2</sub> O	11
2.5.3 Análise bibliométrica das publicações sobre emissão de N <sub>2</sub> O por aterros sanitários	16
2.5.4 Emissão de N <sub>2</sub> O nos diversos setores	20
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b>	32
3.1 Metodologia Analítica do Lixiviado	32
3.2 Emissão de N <sub>2</sub> O em Lagoas de Acúmulo de Lixiviado	33
3.3 Estimativa da Emissão de N <sub>2</sub> O pelas Lagoas de Acúmulo de Lixiviado	34
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	36
4.1 Caracterização do Lixiviado e Emissão de N <sub>2</sub> O	36
4.2 Extrapolação para outros Aterros Sanitários do Rio de Janeiro	37
4.2.1 CTR Barra Mansa	37
4.2.2 CTR Rio	37
4.2.3 CTR São Gonçalo	38
4.2.4 CTR Santa Maria Madalena	39
4.2.5 Aterro de Macaé	40
4.2.6 Aterro de Campos	41
4.2.7 CTR Belford Roxo	42
4.2.8 Aterro de São Pedro da Aldeia	43
4.2.9 CTR Itaboraí	44
4.2.10 CTR Nova Iguaçu	45
4.2.11 Aterro de Rio das Ostras	46
4.2.12 CTR de Vassouras	47
4.2.13 Aterro de Paracambi	48
4.2.14 Aterro de São Fidélis	49
4.2.15 Aterro de Nova Friburgo	50
4.3 Comparação da Emissão de N <sub>2</sub> O em Lagoas de Acúmulo de Lixiviado em Aterros Sanitários e outros Setores	51

<b>5 CONCLUSÕES</b>	53
<b>6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	54

# 1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) representam um grande desafio na gestão de políticas públicas ambientais. A disposição final inadequada dos RSU pode gerar diversos malefícios. Esses impactos não se resumem somente às questões ambientais, como poluição da água e do solo, mas também englobam aspectos de saúde pública onde se evidencia a proliferação de vetores causadores de doenças (KLEIN, DIAS E JAYO, 2018).

Uma das formas de destinação final desses resíduos é o aterro sanitário. A utilização de aterros sanitários é uma forma econômica e ambientalmente adequada para a disposição desses resíduos, além de ser a mais empregada em diversos países (Yang et al., 2014). Este método é fundamentado em princípios de engenharia para o confinamento dos resíduos sólidos à menor área possível, cobrindo-os com terra (ABNT, 1984).

Um dos subprodutos gerados no aterro sanitário é o lixiviado, sendo este formado mediante a percolação de líquidos de origem externa através dos resíduos. A composição do lixiviado é bastante variável, visto que suas características são influenciadas pela idade do aterro, pelas características e grau de estabilização dos resíduos e pelas condições climáticas (RIBEIRO et al., 2021). O lixiviado proveniente de aterros com pouco tempo de operação, por exemplo, é rico em compostos orgânicos e apresenta alta concentração de nitrogênio amoniacal. Por outro lado, os mais antigos possuem substâncias mais recalcitrantes, altos teores de demanda química de oxigênio (DQO) e baixa biodegradabilidade (MORAVIA, 2007).

Altas concentrações de nitrogênio podem promover emissão de óxido nitroso ( $N_2O$ ). O  $N_2O$  é considerado um gás de efeito estufa com alto potencial de aquecimento, sendo este superior ao do dióxido de carbono. Nos últimos 150 anos, o aumento das concentrações atmosféricas de  $N_2O$  tem contribuído para a destruição da camada de ozônio e pelas mudanças climáticas, sendo o aumento estimado em 2 por cento a cada década (TIAN et al., 2020).

No que tange aos aterros sanitários, a emissão de  $N_2O$  pode ocorrer durante os processos biológicos de nitrificação e desnitrificação. De acordo com Wrage et al. (2001), durante a nitrificação o óxido nitroso é formado a partir da oxidação do íon amônio a nitrito (condições aeróbias). Já na desnitrificação, ele é um intermediário durante a redução do nitrito ao gás nitrogênio (condições anóxicas).

De acordo com a revisão bibliográfica, existem poucos estudos sobre a emissão de  $N_2O$  em aterros sanitários e estes são de natureza internacional. Wang et al. (2014), ao avaliarem a emissão de  $N_2O$  no sistema de tratamento de lixiviado de um aterro sanitário localizado na China, verificaram que a emissão foi de 7.99 g  $N_2O$ /habitante.ano.

Não foram encontrados trabalhos referentes emissão de  $N_2O$  em aterros sanitários de natureza nacional. Por essa razão, o presente trabalho se propõe a avaliar a emissão de  $N_2O$  em lagoas de acúmulo de lixiviado de um aterro sanitário, sendo este localizado no Rio de Janeiro.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Resíduos Sólidos Urbanos

De acordo com a Lei 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os resíduos sólidos podem ser definidos como qualquer material, substância, objeto ou bem descartado gerado a partir de atividades humanas em sociedade, e cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, como também gases contidos em recipientes e líquidos cujas propriedades tornem impraticável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inexequíveis (BRASIL, 2010).

Segundo dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), em 2019, foram geradas 79 milhões de toneladas de RSU, o que representa um aumento de 19% em relação à 2010 (67 milhões) e 9% no índice de geração per capita (ABRELPE, 2020) (Figura 1).

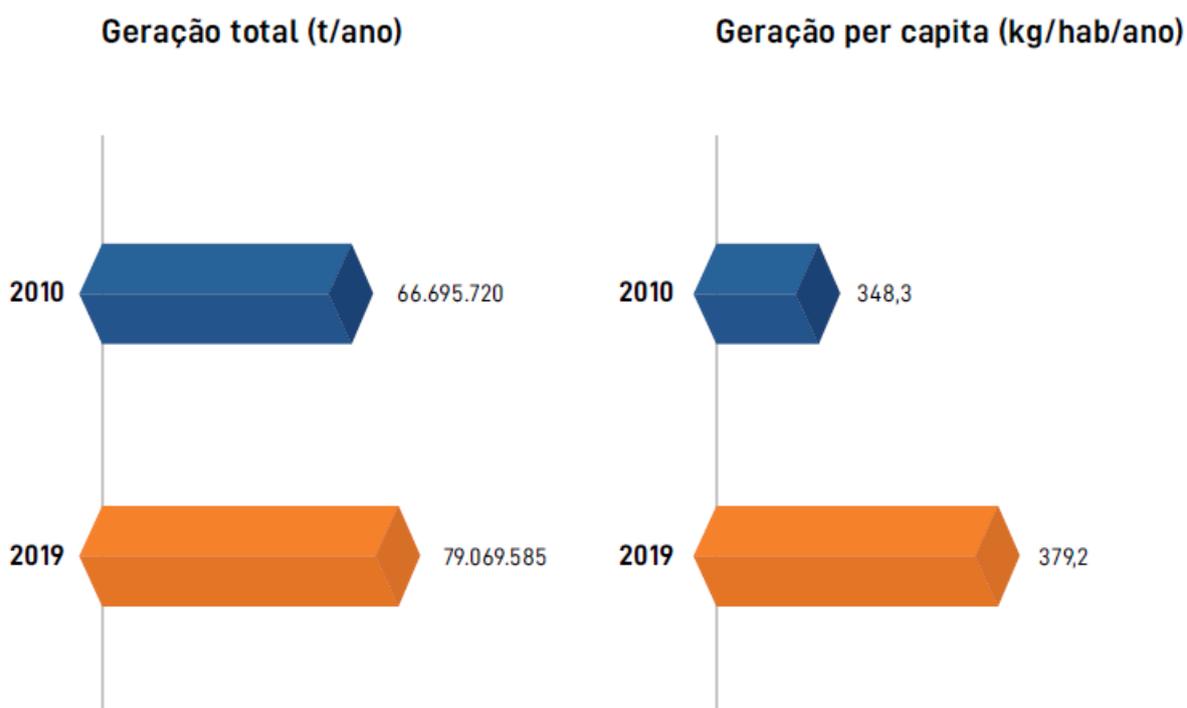


Figura 1. Geração de RSU no Brasil.

É importante ressaltar que em cumprimento à Lei 12.305/ 2010, esses resíduos devem ser destinados de forma adequada a fim de evitar malefícios tanto no aspecto ambiental, como a poluição do solo, da água, do ar, quanto no quesito social, com a proliferação de vetores e doenças.

No Brasil, a maior parte dos RSU coletados são dispostos de forma adequada em aterros sanitários. Em 2019, 43 milhões de toneladas de RSU foram dispostas de forma adequada, o que significa 10 milhões de toneladas a mais quando comparado ao ano de 2010. No entanto, a quantidade de resíduos que são dispostos de forma inadequada (lixões e aterros controlados) também cresceu, passando de 25 milhões de toneladas por ano para pouco mais 29 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2020) (Figura 2).



**Figura 2.** Disposição final dos RSU.  
Fonte: ABRELPE (2020)

## 2.2 Geração do Lixiviado

O lixiviado do aterro sanitário pode ser definido como um subproduto líquido com alto potencial poluente, sendo formado a partir da percolação de líquidos de origem externa, da água gerada no processo de decomposição dos resíduos orgânicos e da umidade inicial dos resíduos (ZHANG et al., 2017; ABBAS et al., 2009). Em função disso, a vazão do lixiviado de um aterro sanitário é diretamente influenciada pelo volume de águas pluviais infiltradas (ABBAS et al., 2009).

A geração de lixiviado e a qualidade do mesmo podem ser caracterizados em função da idade do aterro ou principalmente em função das fases do aterro. Essas fases podem ser classificadas em: aeróbia, anaeróbia ácida, metanogênica inicial e de metanogênica estável (KJELDTSEN et al., 2002).

A fase inicial é caracterizada por ser uma fase aeróbica e relativamente curta. Em média, dura aproximadamente um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada de oxigênio presente. Os lixiviados produzidos apresentam elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidos no líquido resultante. Nessa fase ocorre, também, grande formação de gás carbônico e hidrogênio (CASTILHOS JUNIOR, 2003).

Com a diminuição da disponibilidade de oxigênio, ocorre o predomínio de microorganismos anaeróbios facultativos. Esses microorganismos são chamados de bactérias acetogênicas. Por essa razão, nesta segunda fase, ocorre o acúmulo de ácidos carboxílicos e diminuição do pH. O caráter ácido dessa mistura ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo gerar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio. As maiores concentrações de DBO e DQO no lixiviado são encontrados durante essa fase (CASTILHOS JUNIOR, 2003; KJELDTSEN et al., 2002).

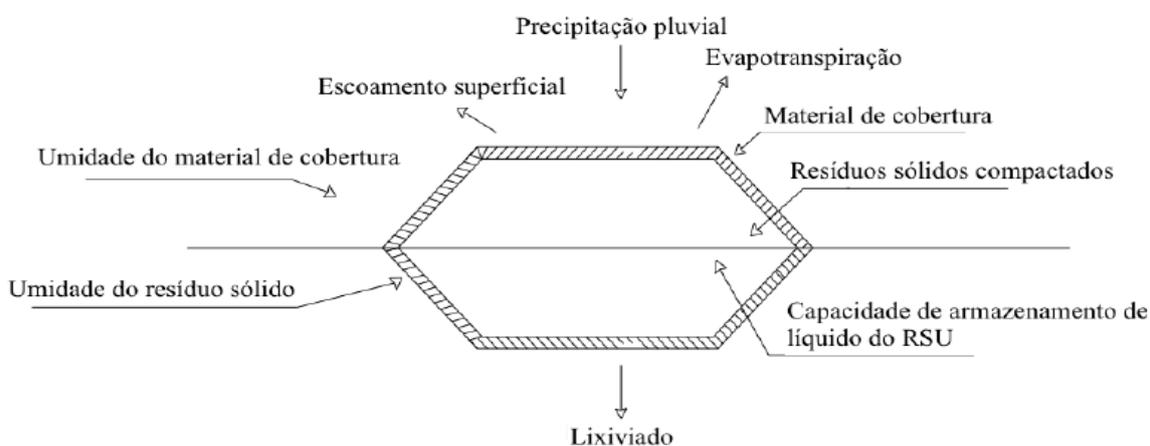
Na fase metanogênica inicial, os ácidos formados na fase anterior (acetogênica) são convertidos em metano e dióxido de carbono por bactérias metanogênicas. À proporção que esses ácidos são consumidos, o pH aumenta e as concentrações de DBO e DQO começam a diminuir (CASTILHOS JUNIOR, 2003; KJELDTSEN et al., 2002).

Na fase metanogênica estável, a taxa de produção de metano atinge seu ápice, e, posteriormente, decai à medida que a concentração de ácidos carboxílicos também diminui. O pH continua aumentando e ainda há uma baixa DQO no lixiviado, no entanto esta ocorre em razão da presença de compostos recalcitrantes (KJELDTSEN et al., 2002).

Em razão da existência de fatores que não podem ser controlados, como o regime pluviométrico da região onde está localizado o aterro sanitário e a velocidade de degradação dos resíduos pelos microrganismos, obter de forma precisa a geração de lixiviado é muito complexo. No entanto, modelos matemáticos vêm sendo implementados a fim de estimar a geração de lixiviado em aterros sanitários (LOMBARDI; COSTA; SIRINI, 2017).

Segundo Ley et al. (2020), um dos métodos que mais se destacaram para estimar a geração de lixiviado é o modelo do balanço hídrico. Esse modelo ganhou destaque em razão de sua maior utilização prática.

O modelo do balanço hídrico baseia-se na soma das parcelas de água que entram na célula do aterro sanitário e na diminuição das que saem da mesma durante determinado período, ou seja, avalia-se a relação entre as variáveis precipitação pluvial, evapotranspiração, escoamento superficial e armazenamento de água no solo (SILVA et al., 2016) (Figura 3).



**Figura 3.** Representação do modelo balanço hídrico.  
Fonte: Silva et al., 2016

Schroeder et al. (1994) desenvolveram o modelo de Avaliação Hidrológica de Desempenho do Aterro (HELP - do inglês “Hydrologic Evaluation of Landfill Performance”). Este modelo pode ser caracterizado como um modelo hidrológico bidimensional para a análise do balanço hídrico de aterros sanitários, sistemas de cobertura e instalações de disposição e contenção de resíduos sólidos. O HELP modela o escoamento, evapotranspiração, infiltração e outras vias de água para estimar quanta água se acumula acima de cada revestimento do aterro.

Ley et al. (2021) realizaram um estudo sobre a geração de lixiviado em um aterro sanitário na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, comparando os dados utilizando o modelo HELP e o modelo suíço, que relaciona o volume de lixiviado gerado ao grau de compactação dos resíduos ou do seu peso específico. Ao contrastar os valores de vazão obtidos no aterro e o calculado utilizando o modelo suíço, verificaram que o modelo suíço não considera variáveis relevantes para a previsão do volume de lixiviado, tais como: composição e teor de umidade dos resíduos, decomposição da matéria orgânica e métodos de despejo, além de os resultados desta técnica serem imprecisos e variarem, principalmente, de acordo com as variações anuais da precipitação. Já o modelo HELP não leva em consideração a disposição progressiva de resíduos, o teor de água, o envelhecimento e outros processos importantes que afetam a geração de chorume. Ambos os métodos previram aproximadamente metade do volume real de lixiviado gerado, sendo necessário o uso de um fator de correção. Embora, exijam poucos parâmetros geralmente conhecidos, essas não são ferramentas confiáveis para predição assertiva.

### 2.3 Composição do Lixiviado

As características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependem do tipo de resíduo e do seu grau de decomposição, do clima, da estação do ano, da idade do aterro, entre outros. Por essa razão, a composição dos lixiviados podem diferir de um local para outro ou até no mesmo local em diferentes épocas do ano (FUJJI et al., 2019).

A composição química do lixiviado é bastante complexa (WANG et al., 2014). Mesmo apresentando um alto teor de matéria orgânica, possui uma relação Demanda Bioquímica de Oxigênio/Demanda Química de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>/DQO) baixa, o que demonstra que a matéria orgânica não é de fácil biodegradação. Além disso, apresenta elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e em determinadas situações, há a presença de metais pesados (LEITE et al., 2017; KAWAHIGASHI et al., 2014).

A caracterização do lixiviado também é influenciada pela idade do aterro e grau de estabilização dos resíduos. Resíduos não estabilizados geram lixiviado com uma carga poluente maior quando comparado aos estabilizados, visto que possuem uma quantidade maior de material orgânico biodegradável (MOHAMMAD-PAJOOH; WEICHHREBE; GRAHAM CUFF, 2017). Já lixiviados de aterros em operação entre 5 e 10 anos (lixiviados estabilizados), possuem compostos de difícil biodegradação ou recalcitrantes, como as substâncias húmicas (SHOULIANG et al., 2008). A Tabela 1 apresenta a composição do lixiviado de acordo com a classificação do aterro: jovem, intermediário ou estabilizado.

**Tabela 1.** Caracterização do lixiviado conforme a idade do aterro.

	Jovem	Intermediário	Estabilizado
Idade	< 5	5 – 10	> 10
pH	< 6,5	6,5 – 7,5	> 7,5
DQO (mg/L)	> 10.000	4.000 – 10.000	< 4.000
DBO <sub>5</sub> /DQO	0,5 – 1,0	0,1 – 0,5	< 0,1
Amônia (mg/L)	< 400	-	> 400
Metais Pesados (mg/L)	Entre baixo e médio	Baixo	Baixo
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Adaptado de Foo e Hameed (2009)

Os lixiviados podem ser compostos por quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, HCO<sup>3-</sup>), metais tóxicos (Cd<sup>2+</sup>, Cr<sup>3+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas) (MOODY e TOWNSEND, 2017; KJELDSSEN et al., 2002).

Outros compostos podem ser encontrados em lixiviados de aterros sanitários, como: borato, sulfeto, arsenato, selenato, bário, lítio, mercúrio e cobalto. No entanto, em geral, esses compostos são encontrados em concentrações muito baixas (KJELDSSEN et al., 2002).

A concentração de certos íons presentes no lixiviado variam conforme a quantidade e o tipo de resíduo que foi depositado. Na Tabela 2, são listados os diversos íons que podem ser encontrados no lixiviado e suas possíveis fontes.

**Tabela 2.** Íons presentes no lixiviado e suas principais fontes.

<b>Íons</b>	<b>Fontes</b>
Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	- Material orgânico, entulhos de construção e cascas de ovos
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	- Material orgânico
Cu <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> , Sn <sup>2+</sup>	- Material eletrônico, latas e tampas de garrafas
Hg <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup>	- Pilhas comuns e alcalinas e lâmpadas fluorescentes
Ni <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Pb <sup>2+</sup>	- Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio e automóveis)
Al <sup>3+</sup>	- Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral
Cl <sup>-</sup> , Br <sup>-</sup> , Ag <sup>+</sup>	- Tubos de PVC, negativos de filmes e raio X
As <sup>3+</sup> , Sb <sup>3+</sup> , Cr <sup>3+</sup>	- Embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos

Fonte: Vilhena (2018)

## 2.4 Emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE)

### 2.4.1 Emissões de GEE à nível global

As mudanças climáticas, bem como suas causas e consequências, são uma grande preocupação à nível global. As atividades antrópicas são as principais responsáveis por sua intensificação, visto que a faixa provável de aumento total da temperatura da superfície global causada por atividades humanas, no período de 1850-1900 a 2010-2019, é de 0,8 °C a 1,3 °C (IPCC, 2021).

A influência total dos gases de efeito estufa antropogênicos (GEEs) nas mudanças climáticas é movida pelo efeito combinado de três gases: dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O).

À nível global, em 2019, as concentrações de CO<sub>2</sub>, metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) atingiram níveis de 409,9 (± 0,4) ppm, 1866,3 (± 3,3) ppb e 332,1 (± 0,4) ppb, respectivamente (IPCC, 2021).

Existem duas principais fontes antropogênicas de emissão de CO<sub>2</sub>: emissões fósseis e emissões líquidas. As emissões fósseis englobam a combustão de combustíveis fósseis, carvão, petróleo e gás, carbonatos fósseis e outros processos industriais. Já as emissões líquidas estão relacionadas ao uso da terra e sua gestão. No período de 2011 a 2019, o fluxo de emissão de CO<sub>2</sub> foi de 10,9 (± 0,9) PgC/ano, sendo as emissões fósseis responsáveis por 86% desse fluxo (9,4 ± 0,5) (IPCC, 2021).

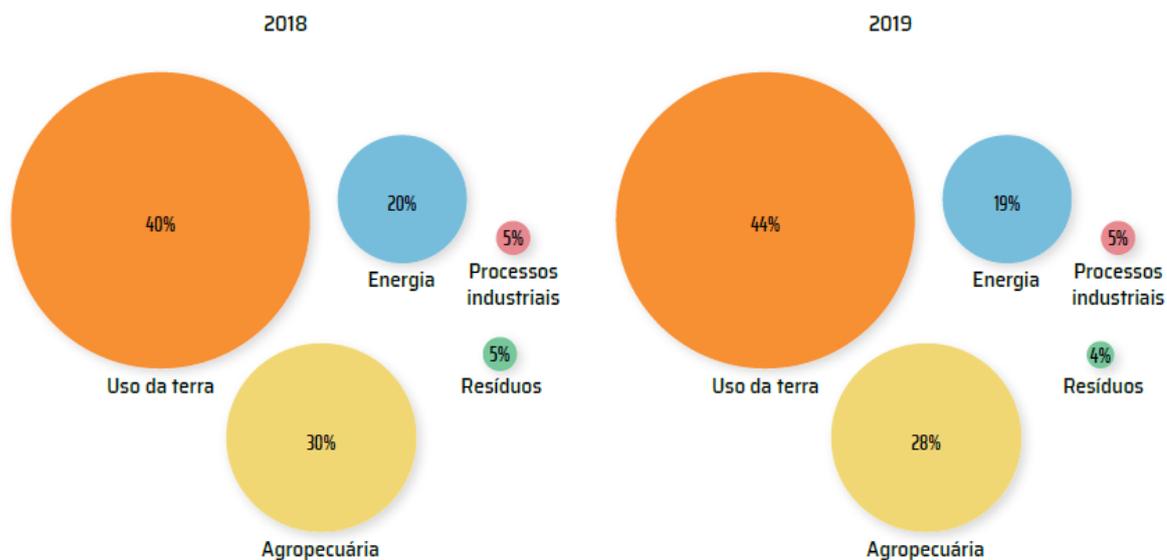
As fontes que mais contribuíram para emissão de CH<sub>4</sub>, no período de 2008 a 2017, foram agricultura e resíduos (208 Tg CH<sub>4</sub>/ano), combustíveis fósseis (115 Tg CH<sub>4</sub>/ano) e queima de biomassa e biocombustíveis (30 Tg CH<sub>4</sub>/ano), respectivamente. Nos setores de agricultura e resíduos, a produção pecuária tem o maior fluxo de emissão (109 Tg CH<sub>4</sub>/ano), seguida dos aterros sanitários e resíduos com emissão de 64 Tg CH<sub>4</sub>/ano. No setor de combustíveis fósseis, a área de extração de petróleo e gás tem o maior fluxo de emissão com 70 Tg CH<sub>4</sub>/ano. Já na área de queima de biomassa e biocombustíveis, o setor de queima de biomassa tem o maior fluxo de emissão com 17 Tg CH<sub>4</sub>/ano (IPCC, 2021).

A fonte que mais influenciou a emissão de N<sub>2</sub>O, no período de 2007 a 2016, foi a agricultura com 3,8 Tg N<sub>2</sub>O/ano. A diferença entre o fluxo de emissão na agricultura e na segunda principal fonte é bastante expressivo, visto que nos setores de combustíveis fósseis e indústria conjuntamente, o fluxo de emissão foi de 1 Tg N<sub>2</sub>O /ano. No setor de esgoto, o fluxo de emissão foi de 0,4 Tg N<sub>2</sub>O/ano (IPCC, 2021).

## 2.4.2 Emissões de GEE no Brasil

Segundo o Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG), no Brasil, em 2019, foram emitidas 2,17 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2e</sub>), um aumento de 9,6% em relação ao ano anterior (1,8 bilhões) (SEEG, 2020).

A Figura 4 apresenta um panorama comparativo da participação dos setores nas emissões de GEE, nos anos 2018 e 2019.

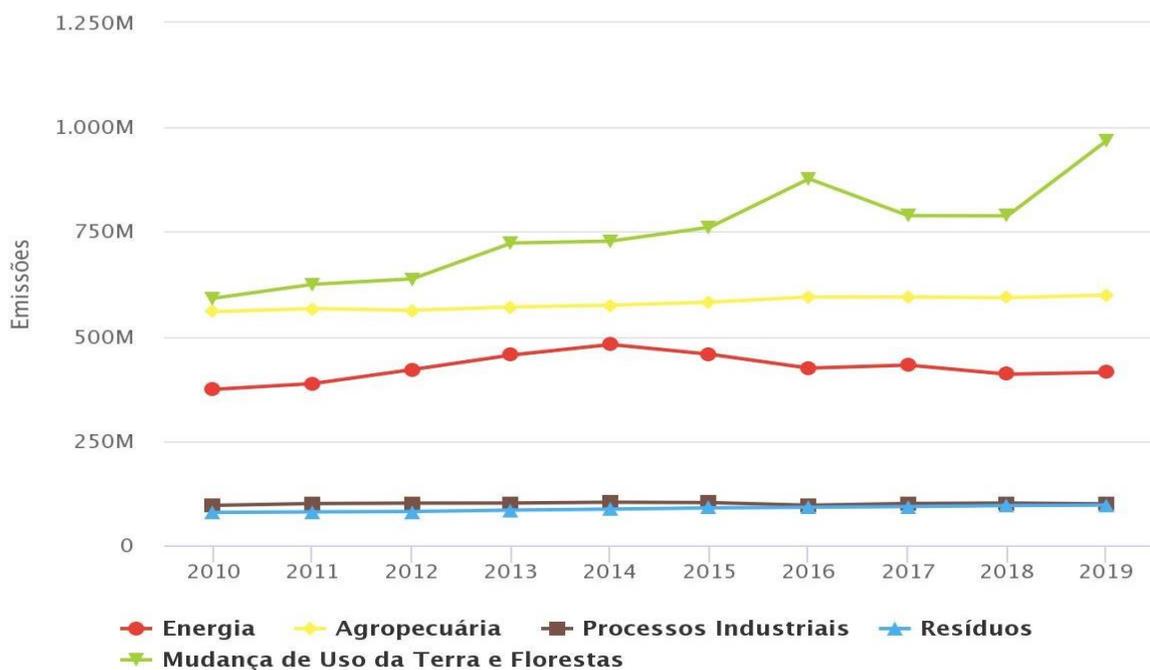


**Figura 4.** Principais setores responsáveis pela emissão de GEE no Brasil.  
Fonte: SEEG (2020)

As mudanças de uso da terra, principalmente impulsionadas pelo desmatamento, é o principal responsável pela emissão de GEE, com a emissão de 968 milhões de tCO<sub>2e</sub>. O segundo principal setor é a agropecuária com emissão de 598,7 milhões de tCO<sub>2e</sub>, seguidos dos setores de energia (413,7 milhões de tCO<sub>2e</sub>), processos industriais (99 milhões de tCO<sub>2e</sub>) e resíduos (96,1 milhões de tCO<sub>2e</sub>) (SEEG, 2020).

- **CO<sub>2</sub>**

Na Figura 5 são apresentadas as emissões de CO<sub>2</sub> nos diversos setores no período de 2010 a 2019.



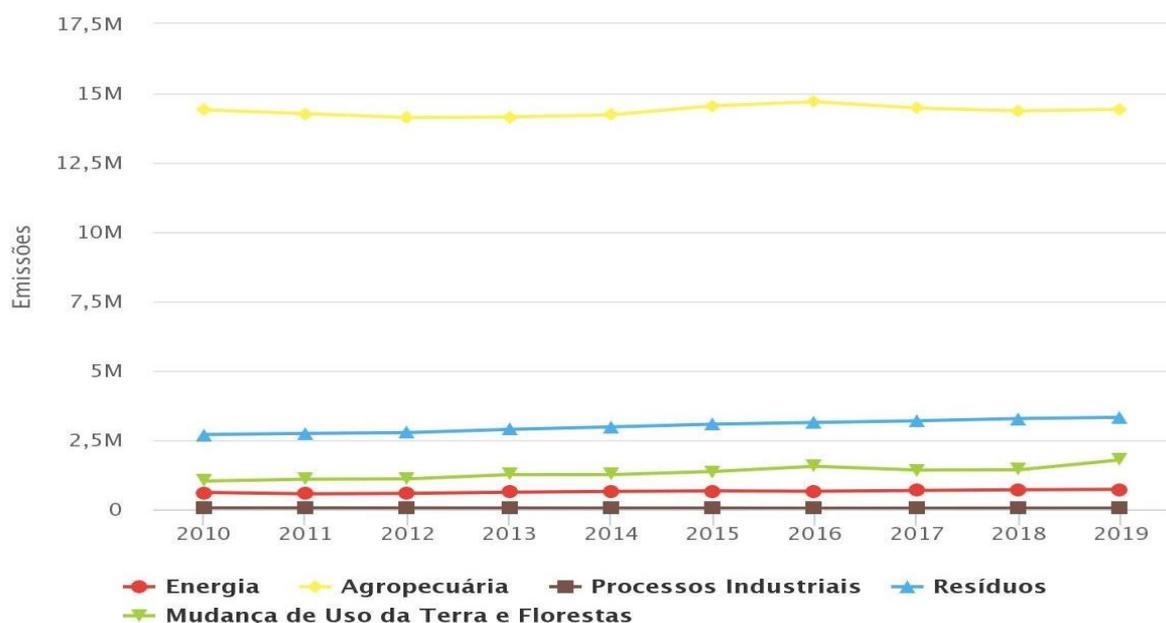
**Figura 5.** Emissão de CO<sub>2</sub> (2010 - 2019).  
 Fonte: SEEG (2021)

No período de 2010 a 2019, o setor responsável pela maior emissão de CO<sub>2</sub> foi o de mudança de uso da terra e florestas com uma média de 748,6 Mt CO<sub>2</sub>/ano, seguidos do setor agropecuário (579,3 Mt CO<sub>2</sub>/ano), energético (425,0 Mt CO<sub>2</sub>/ano), industrial (99,8 Mt CO<sub>2</sub>/ano) e resíduos (87,4 Mt CO<sub>2</sub>/ano) (SEEG, 2021)

Ao realizar uma avaliação ano a ano, é possível observar que os setores de mudança de uso da terra e florestas e o energético foram os que tiveram mais variações.

- **CH<sub>4</sub>**

Na Figura 6 são apresentadas as emissões de CH<sub>4</sub> nos diversos setores no período de 2010 a 2019.



**Figura 6.** Emissão de CH<sub>4</sub> (2010 - 2019).

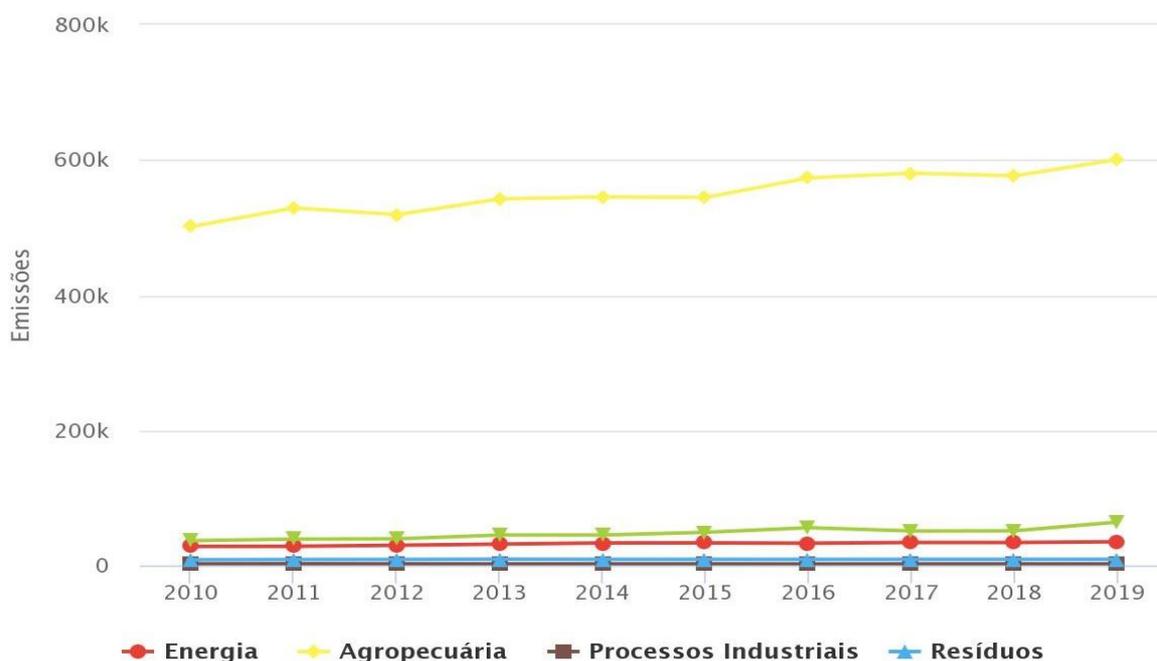
Fonte: SEEG (2021)

No período de 2010 a 2019, o setor responsável pela maior emissão de CH<sub>4</sub> foi o agropecuário com uma média de 143,7 Mt CH<sub>4</sub>/ano. A diferença entre a emissão no setor agropecuário e a segunda principal fonte é bastante expressivo, visto que no setor de resíduos a emissão média foi de 30 Mt CH<sub>4</sub>/ano. Nos setores de mudança de uso da terra e florestas, energético e industrial, as emissões foram de 13,2, 6,4 e 0,45 Mt CH<sub>4</sub>/ano, respectivamente (SEEG, 2021)

Ao realizar uma avaliação ano a ano, é possível observar que o setor agropecuário de foi o que teve mais variações e no setor de resíduos há uma tendência de aumento das emissões.

- **N<sub>2</sub>O**

Na Figura 7 são apresentadas as emissões de N<sub>2</sub>O nos diversos setores no período de 2010 a 2019.



**Figura 7.** Emissão de N<sub>2</sub>O (2010 - 2019).

Fonte: SEEG (2021)

No período de 2010 a 2019, o setor responsável pela maior emissão de N<sub>2</sub>O foi o agropecuário com uma média de 5,5 Mt N<sub>2</sub>O/ano. A diferença entre a emissão no setor agropecuário e a segunda principal fonte possui uma grande amplitude, visto que no setor de mudança de uso da terra e florestas a emissão média foi de 0,48 Mt N<sub>2</sub>O/ano. Nos setores energético, resíduos e industrial, as emissões foram de 0,32, 0,09 e 0,02 Mt N<sub>2</sub>O/ano, respectivamente (SEEG, 2021).

Ao realizar uma avaliação ano a ano, é possível observar que o setor agropecuário de foi o que teve mais variações e no setor de resíduos há uma tendência de aumento das emissões. No entanto, segundo a nota metodológica do SEEG 8.0, no cálculo da emissão de N<sub>2</sub>O no setor de resíduos, não é levado em consideração a disposição final dos mesmos e, por essa razão, as emissões por lagoas de lixiviado não são estimadas (SEEG, 2020).

## 2.5 Emissão de N<sub>2</sub>O

### 2.5.1 Análise bibliométrica

O N<sub>2</sub>O é considerado um GEE e sua emissão tem aumentado nos últimos anos. No período de 1995 a 2011, sua emissão média foi de  $0,79 \pm 0,05$  ppb ano<sup>-1</sup>, enquanto que no período de 2011 a 2019, esse valor corresponde a  $0,96 \pm 0,05$  ppb ano<sup>-1</sup> (IPCC, 2021).

No que tange a emissão de N<sub>2</sub>O pelos aterros sanitários, há poucas informações a respeito de sua contribuição de forma precisa, visto que essa fonte de emissão não é levada em consideração nas Diretrizes do IPCC.

A análise bibliométrica tem sido utilizada em diversas áreas do conhecimento a fim de se avaliar a produção científica e as tendências da pesquisa, permitindo o mapeamento de diferentes variáveis de interesse, como número de produções ao longo do tempo, organizações que mais produziram conteúdo e agências financiadoras que mais contribuíram para a produção científica na área (SANTOS et al., 2019; HO, 2014; TAN, FU e HO, 2014; TEIXEIRA e RIBEIRO, 2014).

Por essa razão, a mesma torna-se um ótimo instrumento para reunir diversas informações e auxiliar os pesquisadores a nortear seus projetos futuros.

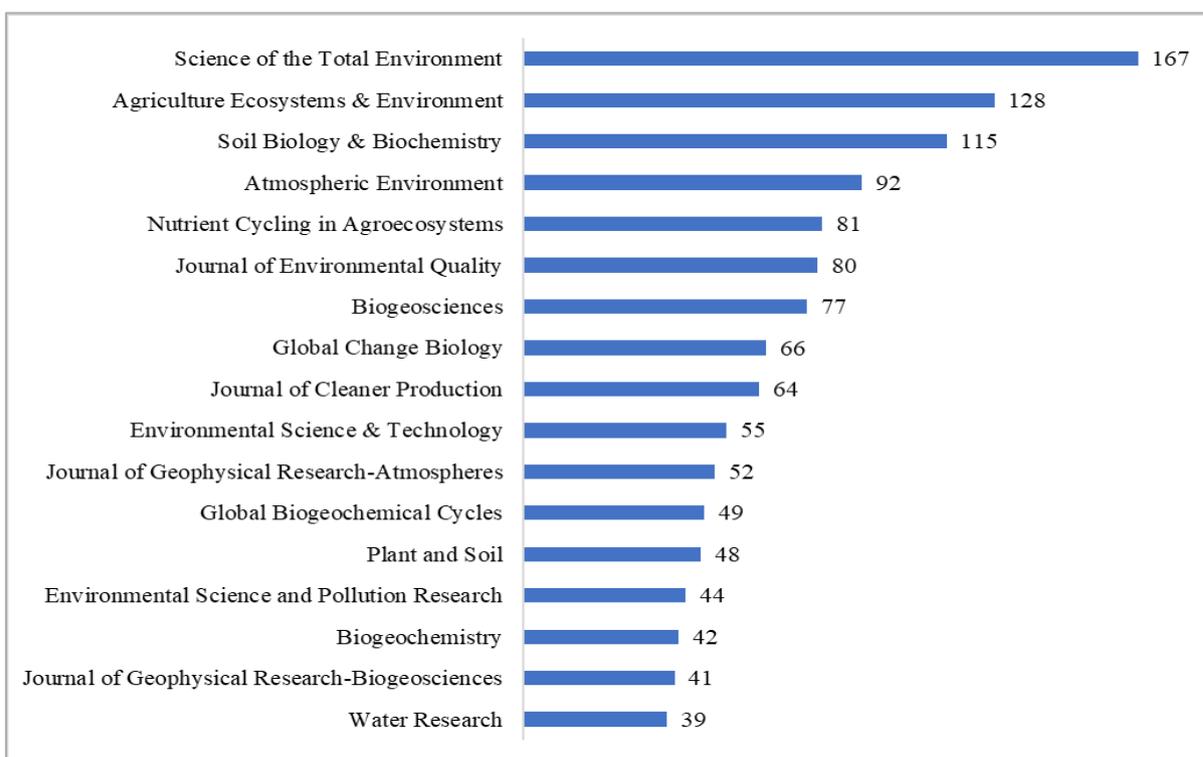
Visando desenvolver uma análise bibliométrica a respeito das diversas fontes de emissão de N<sub>2</sub>O, em especial os aterros sanitários, realizou-se uma busca de publicações na base de dados *Web of Science*. A base de dados *Web of Science* foi escolhida pois representa de forma significativa a produção científica, com mais de 70 milhões de artigos registrados. Para o tratamento dos dados e a elaboração dos mapas, foram utilizadas planilhas eletrônicas e o software *VOSviewer*.

## 2.5.2 Análise bibliométrica das publicações sobre as fontes de emissão de N<sub>2</sub>O

Primeiramente, foram pesquisados todos artigos sobre fontes de emissão de N<sub>2</sub>O. Para tal, foi utilizado como algoritmo da pesquisa: TS = (("nitrous oxide") AND ("emission source")). *Nitrous oxide* é a tradução em inglês para o óxido nitroso. *Emission source* é a tradução de fontes de emissão. A sigla 'TS' diz respeito ao que o *Web of Science* classifica como 'tópicos', que abrange os campos: título, resumo e palavras-chave. Portanto a base de dados irá procurar artigos científicos onde o termo *nitrous oxide* e *emission source* apareçam no título, no resumo ou nas palavras-chave.

A pesquisa foi realizada para o período de 1991 e 2021 e elaborada de forma abrangente. Para o período considerado, o número de publicações retornadas pela busca foi de 3.988 artigos. Nesta análise bibliométrica foram avaliados os seguintes parâmetros: revistas científicas, autores, países, número de publicações ao longo do tempo, instituições de pesquisa, ocorrência de palavras-chaves e categorias do *Web of Science*.

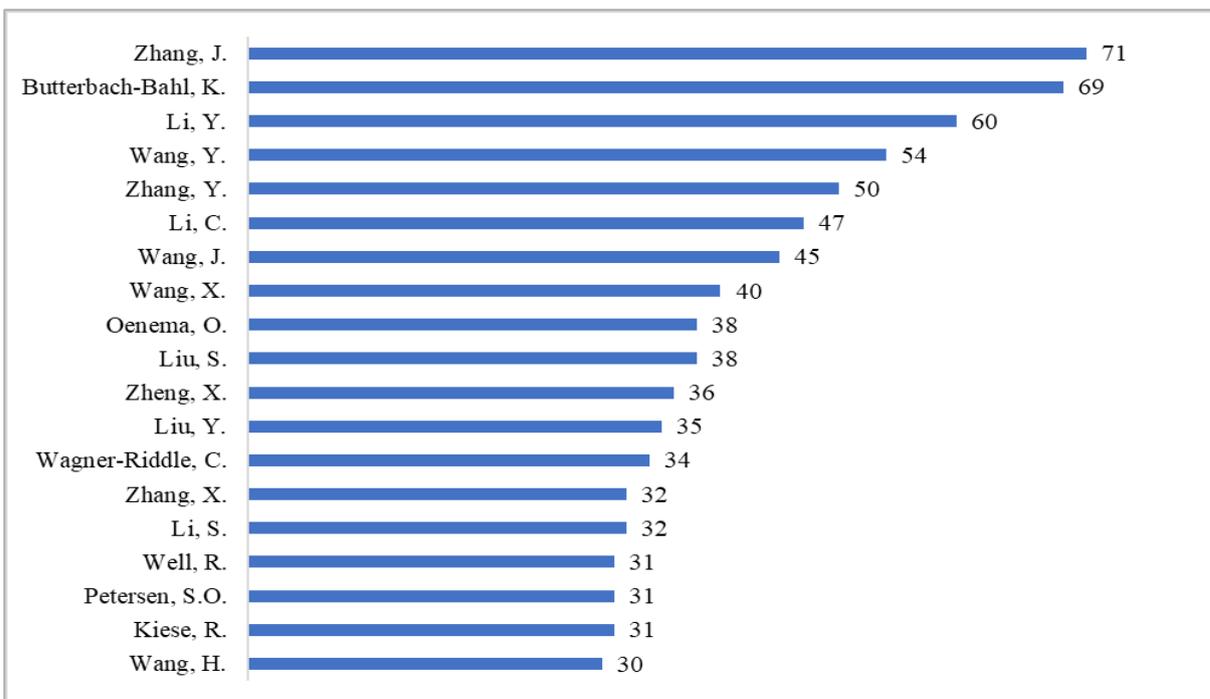
A identificação das revistas científicas que mais publicam artigos sobre determinado assunto facilita a escolha por parte dos pesquisadores quanto ao periódico que devem submeter seus trabalhos. Na Figura 8 são elencadas as revistas científicas com maior destaque na publicação de artigos sobre as diversas fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.



**Figura 8.** Revistas científicas que mais publicaram sobre as diversas fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.

A revista científica mais importante para o tema estudado foi a *Science of the Total Environment*, sendo esta da área de Ciências Ambientais e com 167 artigos publicados.

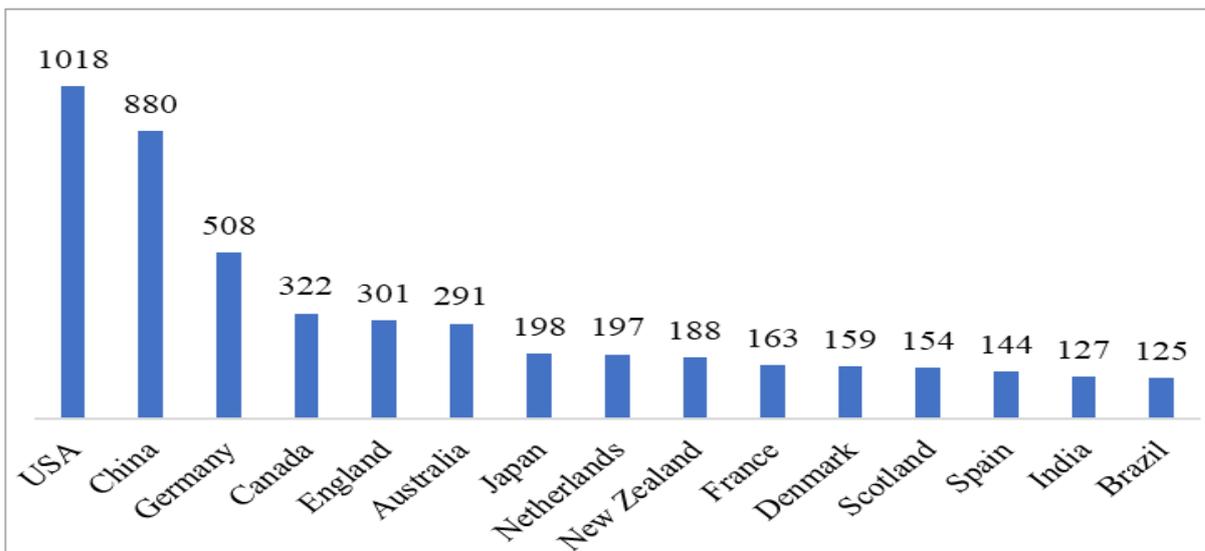
Averiguar quais são os autores que mais aparecem em artigos sobre um determinado tema é de extrema importância para identificar quem mais contribui com a produção científica. A Figura 9 lista quais são autores com maior destaque pelo número de publicações a respeito das fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.



**Figura 9.** Autores que mais publicaram sobre as diversas fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.

Os dados gerados mostraram que os principais autores são, respectivamente: Zhang, J.; Butterbach-Bahl, K. e Li, Y. O autor com mais publicações possui nacionalidade chinesa.

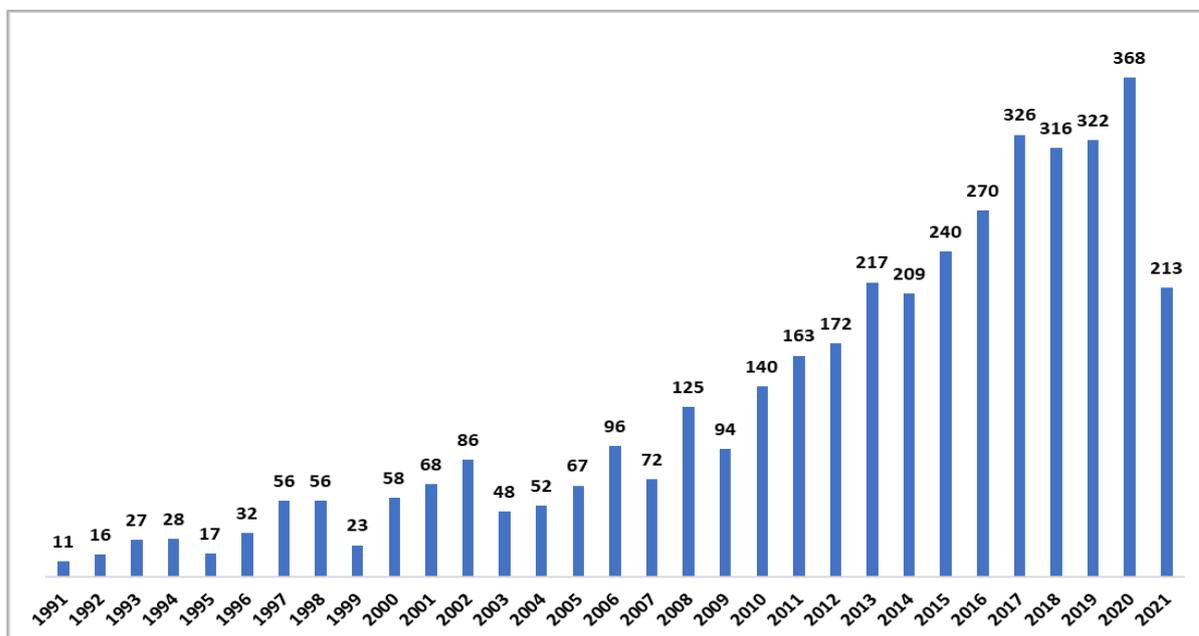
Aferir sobre a nacionalidade dos autores que mais publicam sobre a emissão de óxido nítrico é um bom indício de quais são os países que mais investem em pesquisa na área. A Figura 10 apresenta a distribuição dos países com maior destaque pelo número de publicações sobre as fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.



**Figura 10.** Países que mais publicaram sobre as diversas fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.

Dos 3988 artigos encontrados sobre o tema, grande parte tem origem estadunidense. A China ocupa a 2ª posição com 880 publicações, já o Brasil ocupa a 15ª posição, com 125 publicações.

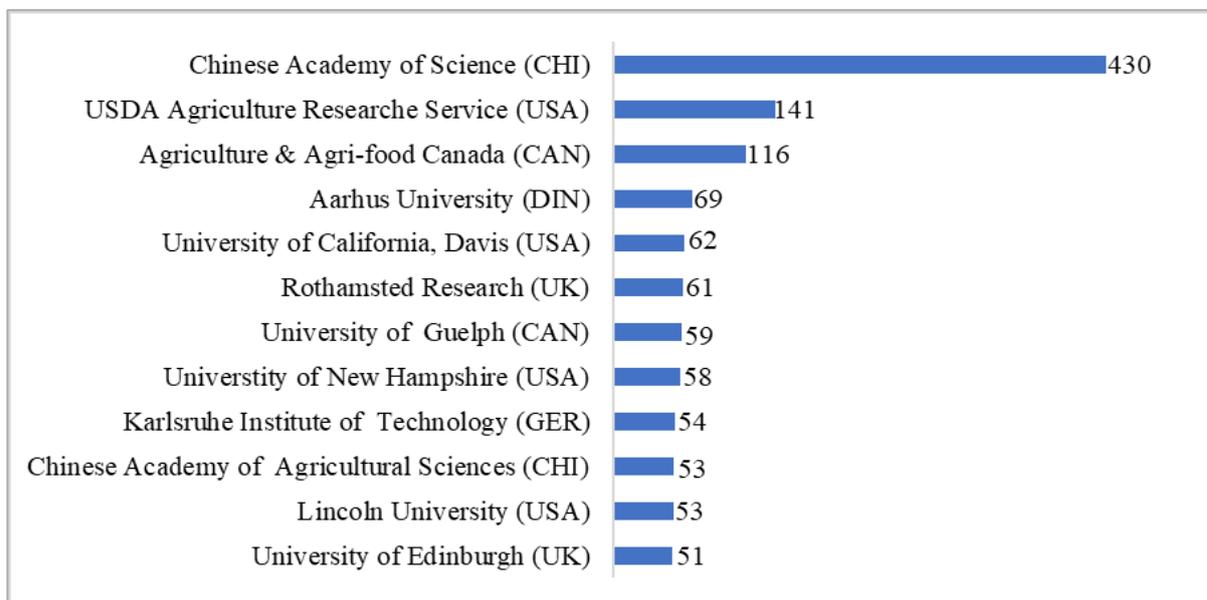
Outro parâmetro avaliado foi a evolução do número de publicações ao longo do tempo. A Figura 11 apresenta o número de artigos publicados anualmente sobre o tema no período de 1991 a 2021.



**Figura 11.** Evolução do número de publicações sobre fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.

O número de artigos publicados sobre o tema aparentou tendência de aumento exponencial durante o período analisado, ficando perceptível que a produção científica apresentou maior destaque nos últimos 10 anos. É importante ressaltar que, até o presente momento, o pico de publicações ocorreu em 2020, caracterizado como um ano pandêmico e no qual se investiu mais em pesquisa.

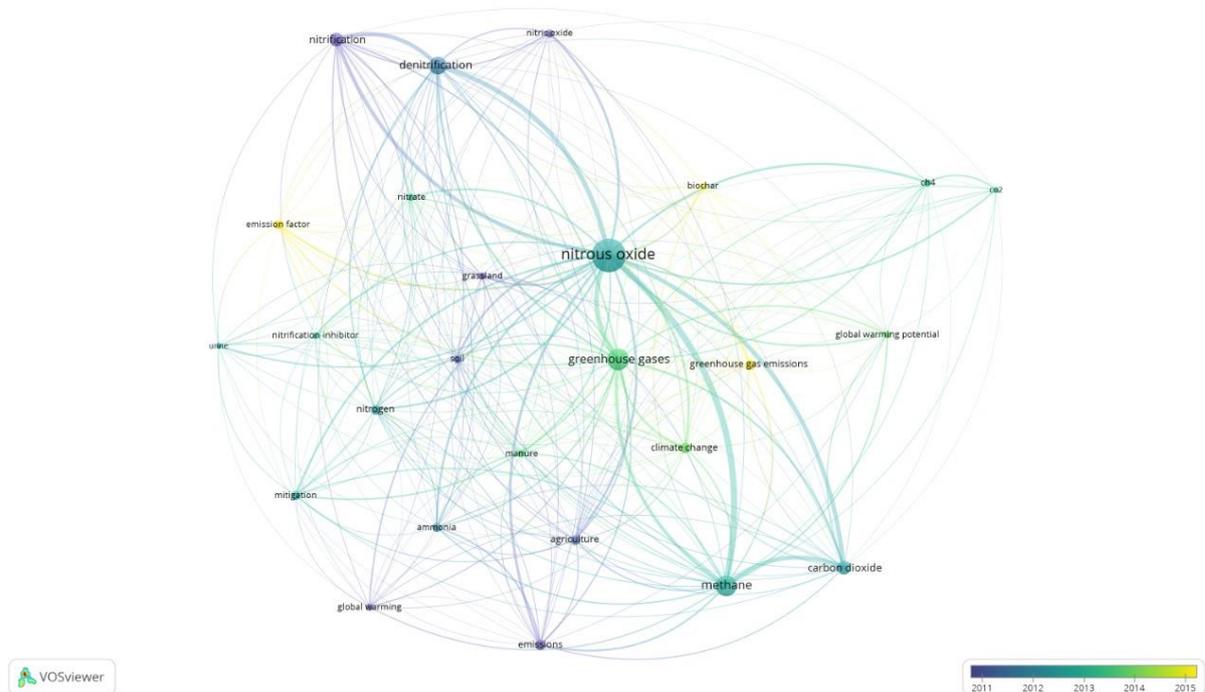
O parâmetro de sobre instituições de pesquisa informa quais universidades ou centro de pesquisa mais contribuíram com a produção de periódicos. A Figura 12 apresenta a distribuição dos centros de pesquisa com maior destaque pelo número de publicações sobre as fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.



**Figura 12.** Publicações feitas por cada centro de pesquisa sobre fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.

Além de serem considerados como os países que mais publicam sobre as fontes de emissão de N<sub>2</sub>O, na China (*Chinese Academy of Science*) e nos Estados Unidos (*USDA Agriculture Research Service*) também estão localizadas as instituições que mais produzem artigos sobre o tema.

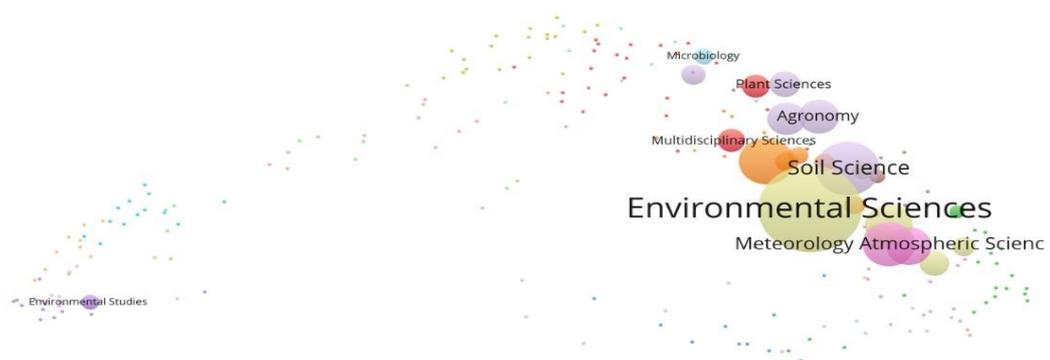
Além do título, a utilização de palavras-chave é uma importante ferramenta na busca de publicações. O emprego de palavras-chave é uma forma dos autores destacarem quais são os termos que melhor se adequam as áreas do conhecimento em que suas produções estão englobadas. A Figura 13 apresenta um mapa de quais são as principais palavras-chave utilizadas pelos autores e as coocorrências entre elas com o passar do tempo.



**Figura 13.** Ocorrência das palavras-chave nas publicações sobre fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.

No mapa, os círculos de maior diâmetro representam as palavras-chave que ocorreram com maior frequência e as linhas que as conectam representam as coocorrências, sendo a espessura da linha um indicativo do número de coocorrências. As palavras que mais apareceram foram: *Nitrous Oxide* (2111 ocorrências), seguidas de *Denitrification* (974 ocorrências), *Methane* (770 ocorrências), *Emissions* (667 ocorrências) e *Carbon Dioxide* (605 ocorrências).

A Figura 14 apresenta o mapa bibliométrico representando a densidade de publicações nas diferentes categorias do *Web of Science*. No mapa, os círculos de maior diâmetro representam as áreas com maior número de artigos publicados sobre as fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.



**Figura 14.** Categorias dos artigos sobre fontes de emissão de N<sub>2</sub>O.

Observou-se que a maioria dos artigos publicados sobre o tema ocorreram na área das Ciências Ambientais. A diferença entre a quantidade de artigos inseridos nas duas principais categorias é bastante expressiva. Dos 3988 artigos publicados, 46% são enquadrados na área de Ciências Ambientais, enquanto na segunda principal categoria, Ciência do Solo, estão inseridos 17% dos artigos.

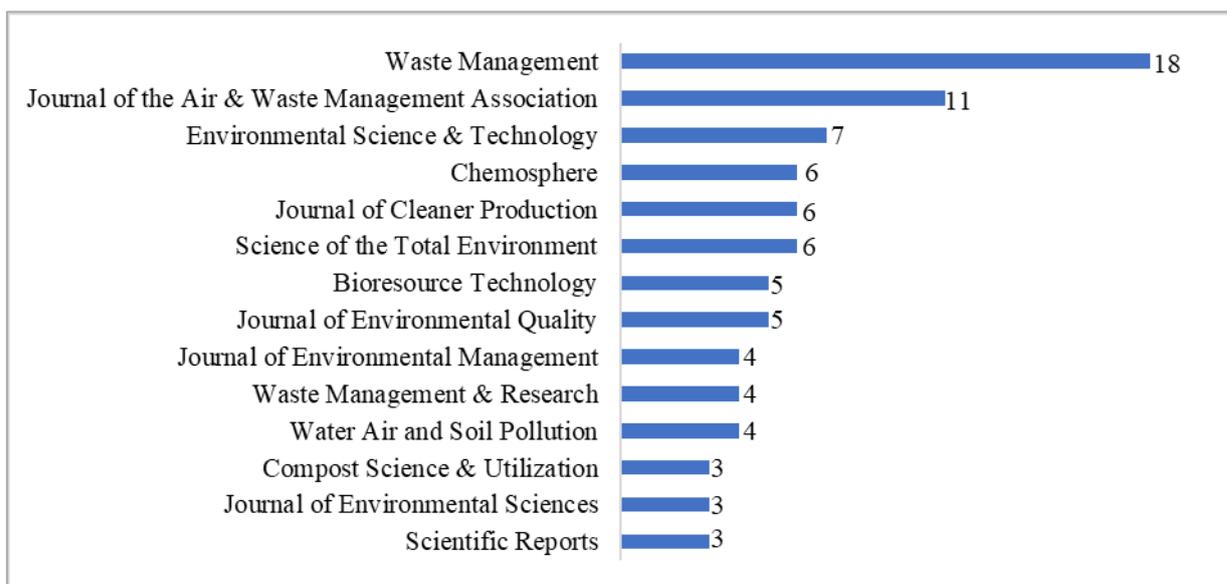
As outras áreas mais influentes foram: Ecologia (13%), Ciências Atmosféricas Meteorológicas (12%) e Engenharia Ambiental (9,6%).

### 2.5.3 Análise bibliométrica das publicações sobre emissão de N<sub>2</sub>O por aterros sanitários

Posteriormente, também foi realizado um levantamento apenas dos trabalhos científicos relativos às emissões de óxido nitroso em aterros sanitários. Para tal foi utilizado o algoritmo: TS = ("nitrous oxide emission") AND ("landfill"). O período considerado foi o mesmo da análise anterior e foram avaliados os mesmos parâmetros.

Para o período considerado, o número de publicações retornado pela busca foi de 217 artigos. No entanto, após uma análise mais detalhada, verificou-se que existem 145 artigos mais alinhados ao tema.

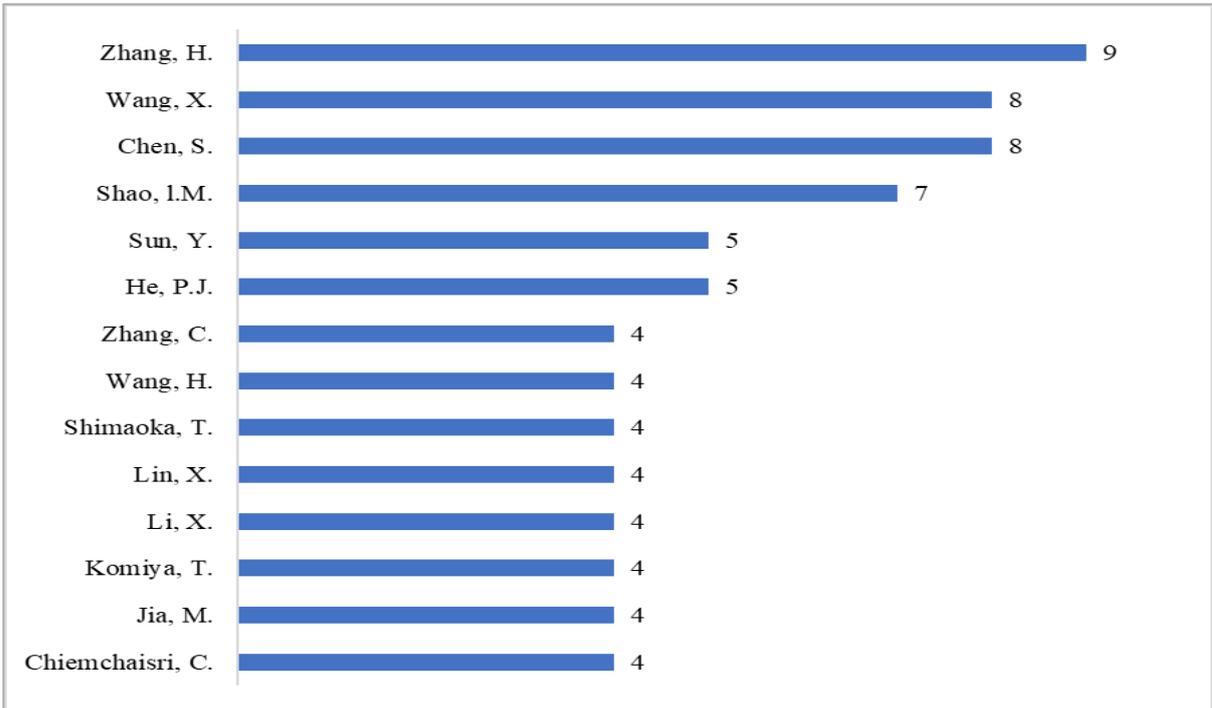
Os 14 periódicos que mais publicaram artigos sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários são apresentados na Figura 15.



**Figura 15.** Revistas científicas que mais publicaram sobre as emissões de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.

Os periódicos que apresentam maior destaque são o *Waste Management* e o *Journal of the Air & Waste Management Association*, visto que juntos correspondem a 20% de todas as publicações sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários no período de 1991 a 2021.

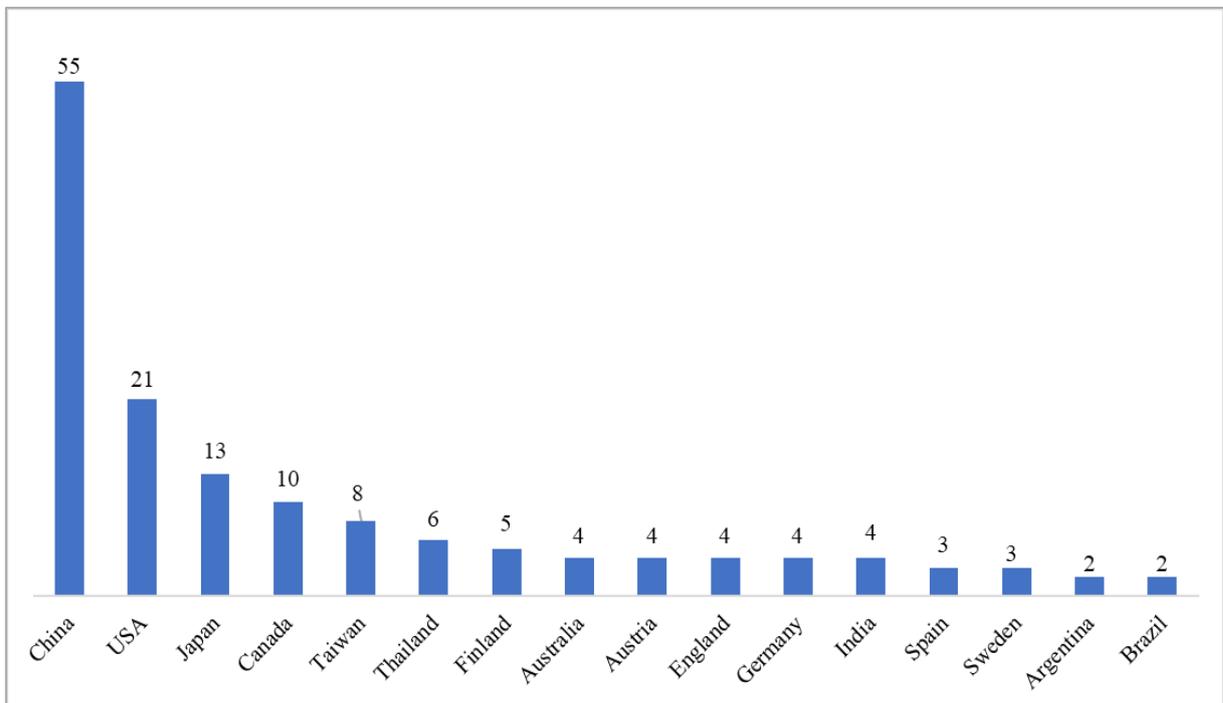
Os principais autores que publicaram sobre a emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários são apresentados na Figura 16.



**Figura 16.** Autores que mais publicaram sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.

Os dados gerados mostraram que os principais autores são, respectivamente: Zhang, H.; Wang, X. e Chen, S. O autor com mais publicações possui nacionalidade chinesa.

A Figura 17 apresenta distribuição dos países com maior destaque pelo número de publicações sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.

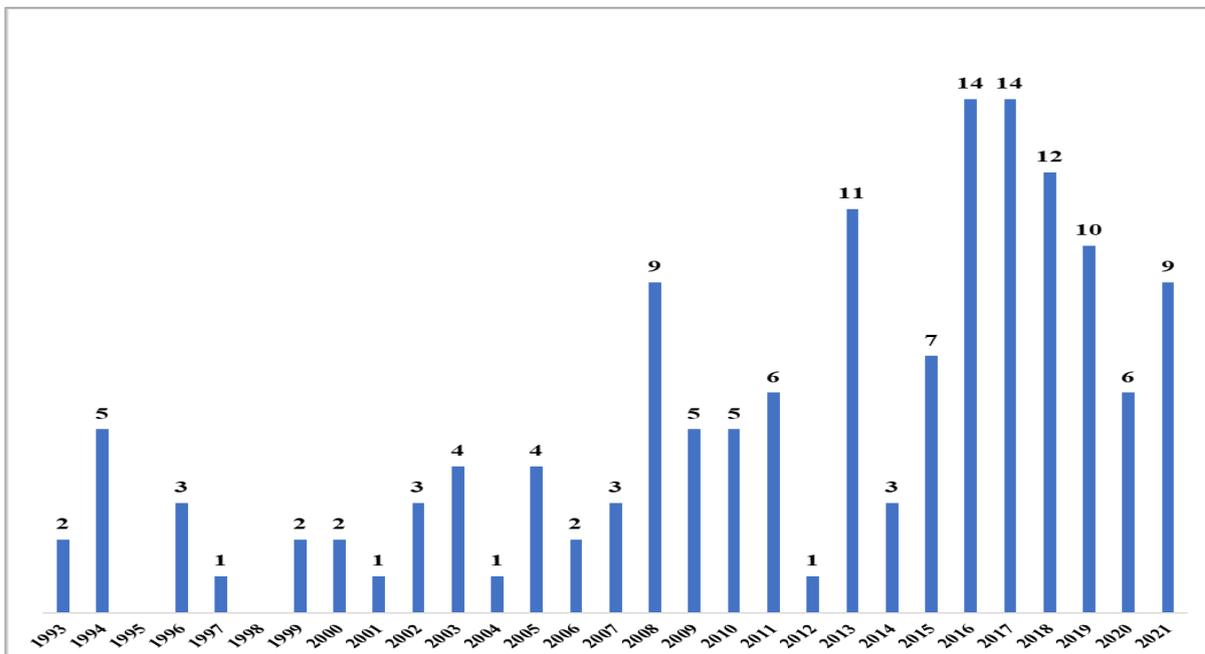


**Figura 17.** Países que mais publicaram sobre a emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.

Dos 146 artigos encontrados sobre a emissão de N<sub>2</sub>O, especificamente em aterros sanitários, grande parte tem origem chinesa. Os Estados Unidos ocupam a 2ª posição, com

menos da metade de artigos publicados em relação a China, já o Brasil, ocupa a 16ª posição com 2 publicações.

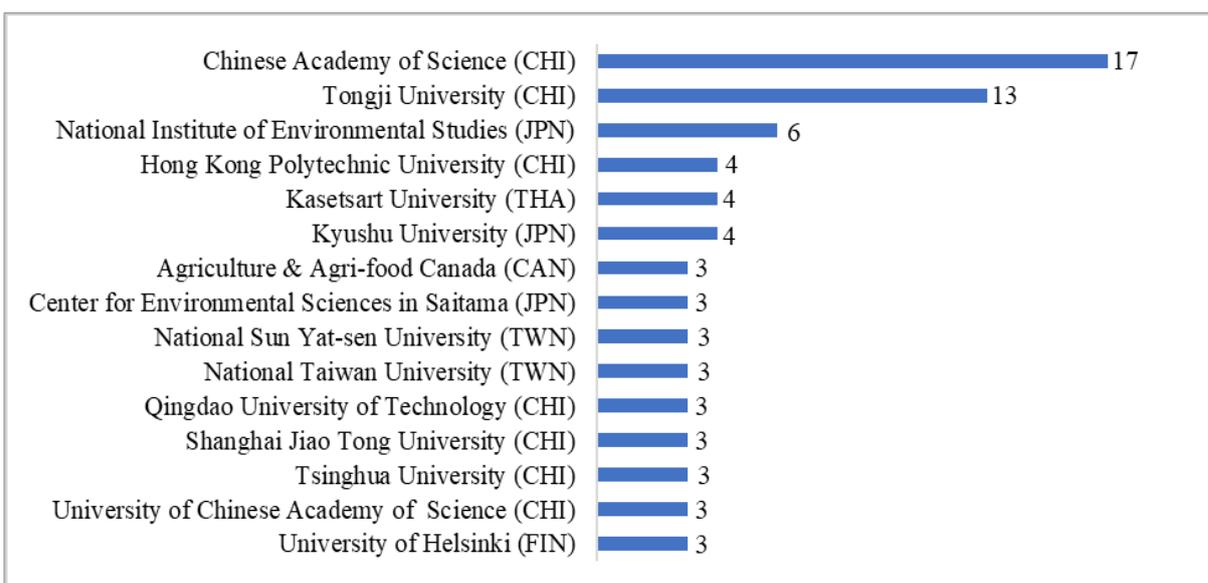
A Figura 18 apresenta o número de artigos publicados anualmente sobre o tema no período de 1991 a 2021.



**Figura 18.** Evolução do número de publicações sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.

Analisando o gráfico gerado, é perceptível que a produção científica apresentou maior destaque a partir de 2008. No entanto, existem muitas variações ano a ano, o que indica que não há uma tendência definida no aumento ou diminuição do número de publicações ao longo do tempo.

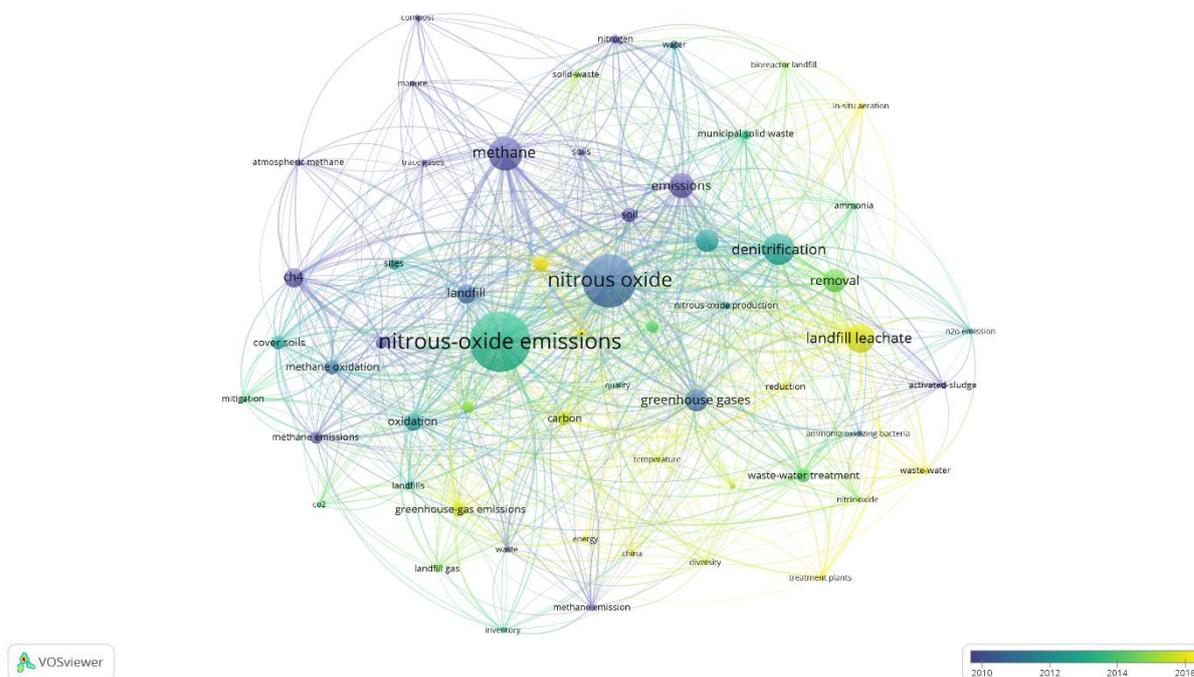
A Figura 19 apresenta a distribuição dos centros de pesquisa com maior destaque pelo número de publicações sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.



**Figura 19.** Publicações feitas nos centros de pesquisa sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.

Além de ser considerado como o país que mais publica sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários, na China está localizado a instituição que mais produz artigos sobre o tema, a *Chinese Academy of Science*. É importante destacar que das 15 instituições de pesquisa com maior destaque no número de publicações sobre o tema, 7 são chinesas.

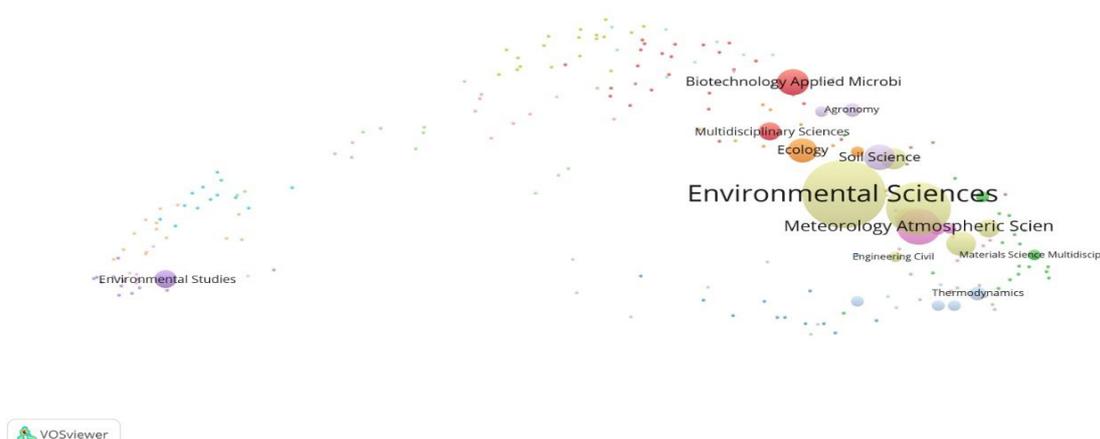
A Figura 20 apresenta um mapa de quais são as principais palavras-chave utilizadas pelos autores e as coocorrências entre elas com o passar do tempo.



**Figura 20.** Palavras-chave nas publicações sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.

As palavras que mais apareceram foram: *Nitrous-Oxide Emissions* (53 ocorrências), seguidas de *Nitrous-Oxide* (47 ocorrências), *Methane* (30 ocorrências), *Denitrification* (28 ocorrências) e *Landfill Leachate* (26 ocorrências).

A Figura 21 apresenta o mapa bibliométrico representando a densidade de publicações nas diferentes categorias do *Web of Science*.



**Figura 21.** Categorias dos artigos sobre emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários.

Observou-se que a maioria dos artigos publicados sobre o tema ocorreram na área das Ciências Ambientais. A diferença entre a quantidade de artigos inseridos nas duas principais categorias é bastante expressiva. Dos 145 artigos publicados, 74% são enquadrados na área de Ciências Ambientais, enquanto na segunda principal categoria, Engenharia Ambiental, estão inseridos 39% dos artigos.

As outras áreas mais influentes foram: Ciências Atmosféricas Meteorológicas (15%) e Microbiologia Aplicada à Biotecnologia (7%).

Considerando que as publicações podem estar inseridas em mais de uma categoria do *Web of Science*, a soma dos percentuais atribuídos a todas as categorias resulta em valor superior a 100%.

#### 2.5.4 Emissão de N<sub>2</sub>O nos diversos setores

A partir dos resultados da análise bibliométrica, foram verificados quais são as principais fontes de emissão de N<sub>2</sub>O. A Tabela 3 expressa algumas dessas fontes e a quantificação de seu respectivo fluxo de emissão.

**Tabela 3.** Fontes de emissão de N<sub>2</sub>O e seus respectivos fluxos. (Continua)

Fonte de Emissão	Local	Fluxo de N <sub>2</sub> O	Referência
Pastagem	Área de Integração Lavoura – Pecuária (Santo Antônio de Goiás/GO)	50,832 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Côrrea et al. (2016)
Cultivo de Arroz	Solo em período de drenagem (Goianira/GO)	862,41 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> (período de safra)	Mascarenhas et al. (2020)
Cultivo de Cana-de-açúcar	Plantação de cana de açúcar (cana queimada) (Linhares/ES)	1,91 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Lopes et al. (2017)
	Plantação de cana de açúcar (cana crua) (Linhares/ES)	2,87 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Lopes et al. (2017)
Águas Fluviais	Rio Poluído (Teresópolis/RJ)	78±53 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Alvim et al. (2014)
	Rio Não-Poluído (Teresópolis/RJ)	<0,56 a 2,16 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Alvim et al. (2014)
	Rios enriquecidos com N (Sudeste da China)	1.30 a 1164.38 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> (média = 154,90 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	Yang e Lei (2018)

**Tabela 3.** Continuação

Fonte de Emissão	Local	Fluxo de N <sub>2</sub> O	Referência
Estações de Tratamento de Esgoto (ETE)	Tanque de Aeração – ETE com Sistema de Lodos Ativados (Região Metropolitana do RJ)	0,00465 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Ribeiro et al. (2013)
	ETE com Sistema de Lodos Ativados e sem remoção biológica de nitrogênio (Rio de Janeiro/RJ)	391000 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> (pico na fase de alta aeração)	Ribeiro et al. (2018)
	ETE com Sistema de Lodos Ativados e com remoção biológica de nitrogênio (Presidente Prudente/SP)	500 a 8700 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Ribeiro et al. (2018)
	ETE com Sistema de Lodos Ativados e adição de lixiviado (Região Metropolitana do RJ)	147000 a 591000 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> (sem adição de lixiviado) 1890000 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> (com adição de lixiviado)	Ribeiro et al. (2018)
Aterro Controlado	Área do aterro (Província de Fujian/China)	51,84 ± 55,92 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Zhang et al. (2019)
	Plantas de tratamento de lixiviado (Província de Fujian/China)	393,6 ± 405,36 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Zhang et al. (2019)
Aterro Sanitário	Área de cobertura de um aterro (Ningbo/China)	3400 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	Long et al. (2018)
	Plantas de tratamento de lixiviado (Província de Fujian/China)	28-410 µgN.m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> (tanque de armazenamento) 10 <sup>9</sup> µgN.h <sup>-1</sup> (plantas de tratamento)	Wang et al. (2014)

- **Pastagem**

Côrrea et al. (2016) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em solo sob pastagem, em sistema de integração lavoura-pecuária, e em um fragmento de cerrado nativo localizado no Estado de Goiás. Os autores verificaram que o solo sob pastagem apresentou maiores fluxos de N<sub>2</sub>O, com um fluxo de 50,832 µgN.m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>, enquanto a área de cerrado nativo apresentou um fluxo médio de -8,82 µgN.m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>. Entre os fatores que influenciaram os fluxos de N<sub>2</sub>O, podem ser apontados: a umidade, que pode gerar condições de baixa concentração de oxigênio e consequente aumento das emissões de N<sub>2</sub>O; o uso de fertilizante nitrogenado e de dejetos animais o retorno de N por meio da deposição e os fatores climáticos, que variam conforme o período do ano.

Os autores também avaliaram o efeito da estação do ano sobre a emissão de N<sub>2</sub>O. Na estação chuvosa, observou-se correlação direta entre os fluxos de N<sub>2</sub>O e a umidade do solo. Na estação seca, observou-se correlação direta entre os fluxos de N<sub>2</sub>O e os teores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do solo, visto que processos de nitrificação e de desnitrificação podem ocorrer de forma simultânea.

Nogueira et al. (2016) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em áreas de floresta, lavoura, pastagem e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), sendo estas localizadas no Mato

Grosso numa zona de transição edafoclimática entre o Cerrado e a Amazônia. Os autores também verificaram que a pluviosidade influenciou na emissão de  $N_2O$ , visto que as emissões no período de chuva foram superiores às encontradas no período de seca em todas as áreas avaliadas. No entanto, a emissão média de  $N_2O$  na área de lavoura, na estação chuvosa, foi de  $25,5 \pm 2,2 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$ , quase três vezes superior ao valor ao da área de integração lavoura-pecuária-floresta ( $7,7 \pm 1,2 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$ ). Nas áreas de floresta e de pastagem, observou-se que os fluxos médios não diferiram significativamente, sendo iguais a  $6,9 \pm 0,9 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$  e  $6,4 \pm 1,3 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$ , respectivamente. Já na estação da seca, as emissões médias na área de lavoura e na de integração lavoura-pecuária-floresta foram semelhantes ( $1,5 \pm 1,1 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$  e  $1,5 \pm 0,4 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$ , respectivamente). Houve o consumo de  $N_2O$  na área de floresta, de  $-4,1 \pm 0,2 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$  e de pastagem de  $-1,1 \pm 0,3 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$ .

Mazzetto et al. (2014) avaliam o efeito da temperatura e da umidade sobre a emissão de  $N_2O$  causada por esterco bovino em condições de clima tropical. Foram comparadas a emissão de  $N_2O$  por esterco bovino em duas regiões diferentes, São Paulo e Rondônia. Em cada local, foram avaliados 2 tratamentos, um com aplicação de esterco no pasto e outro sem aplicação. Cada amostra de esterco foi aplicada a uma taxa de  $8 \text{ kg m}^{-2}$ .

Houve diferença estatística significativa entre os tratamentos somente no Estado de Rondônia no período de verão, onde a emissão de  $N_2O$  no tratamento com aplicação de esterco foi de  $22,6 \text{ mg } N_2O \text{ m}^{-2}$ , enquanto no tratamento sem esterco foi de  $18,7 \text{ mg } N_2O \text{ m}^{-2}$ . Após 30 dias em condições tropicais, o esterco estava completamente seco, não representando mais uma fonte importante de GEE, sendo a única exceção no verão em Rondônia. Os resultados mostram que as emissões  $N_2O$  no tratamento com esterco decaíram para os níveis do tratamento sem esterco, no período de 5 a 20 dias após o início do tratamento. A emissão de  $N_2O$ , no período de inverno, no tratamento sem aplicação de esterco foi estatisticamente maior do que a emissão no verão em ambos os locais, pois no inverno, o crescimento da pastagem é lento, resultando na absorção lenta de N do solo.

Nogueira et al. (2015) avaliaram a emissão de  $N_2O$  em áreas de pastagem manejada, pastagem não manejada e floresta localizadas na região Amazônica. As áreas de pastagem manejada são as que tiveram algum tipo de beneficiamento, como adubação/calagem e as de pastagem não manejada são as que não tiveram nenhum tipo de interferência. Observou-se que que nas áreas de pastagem manejada houve maior fluxo de emissão de  $N_2O$  quando comparadas às de pastagem não manejada. A adubação nitrogenada foi o fator determinante para os maiores fluxos de  $N_2O$  ocorrerem nas áreas de pastagem manejada, visto que quando a adubação nitrogenada é feita, há um aumento na disponibilidade de nitrogênio para as bactérias.

No entanto, Oliveira et al. (2020) ao aferirem sobre a emissão de  $N_2O$  em uma área de pastagem localizada no bioma de Mata Atlântica, verificaram que as emissões de  $N_2O$  forma baixas considerando as altas doses de fertilizantes aplicadas nos sistemas de produção intensivo.

Luo et al (2017) avaliaram quais são as áreas com alto potencial para emissão de  $N_2O$  em pastagens de pecuária leiteira. Foi avaliado as emissões de  $N_2O$  em uma fazenda localizada na Nova Zelândia. Observou-se que grande parte do  $N_2O$  foi emitido nas áreas de passagem, onde há uma grande concentração de urina dos animais, e no cocho, sendo a emissão nesses locais cerca de cinco vezes maiores do que o resto do pasto.

Barneze et al. (2014) avaliaram a influência da deposição da urina de bovinos sobre a emissão de  $N_2O$  em uma pastagem localizada na região Sudeste do Brasil no período do verão. Os tratamentos foram com e sem urina. Houve um aumento imediato da emissão de  $N_2O$  do solo após a aplicação de urina em comparação com o tratamento de controle. Ocorreram dos picos de emissão: o primeiro em resposta a aplicação de urina ( $1250 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$ ) e o segundo após um evento de chuva ( $863 \mu\text{gN.m}^{-2}\text{h}^{-1}$ ). O primeiro pico pode ser justificado pelo aumento da concentração de nitrogênio amoniacal pela adição de urina, favorecendo o processo de nitrificação. Já o segundo, justifica-se pelo aumento da umidade no solo após a chuva, o que

favorece a desnitrificação. A emissão de N<sub>2</sub>O acumulativo no tratamento onde aplicou-se a urina foi superior ao tratamento sem urina, sendo os valores iguais à 169000 µgN.m<sup>-2</sup> e 2000 µgN.m<sup>-2</sup>.

Sordi et al. (2014) avaliaram a influência da deposição da urina e do esterco de bovinos sobre a emissão de N<sub>2</sub>O em uma pastagem localizada na região Sul do Brasil nos vários períodos climáticos. Os tratamentos foram feitos com diferentes volumes de urina (metade, completo e um e meio vezes o volume médio de 20 amostras de urina de vacas leiteiras) e esterco (metade, completo e um e meio vezes o volume médio de 20 amostras de esterco de vacas leiteiras).

Os autores observaram que a emissão acumulativa de N<sub>2</sub>O foi influenciada pelo volume de urina aplicado e pela estação do ano. A emissão acumulativa aumentou com o incremento no volume de urina e também foi maior nos períodos de primavera e verão, sendo estas três vezes superiores a encontrada no período de inverno. Semelhante à urina, o aumento do volume aplicado de esterco, gerou um aumento de emissão de N<sub>2</sub>O, porém a maior emissão acumulativa ocorreu na primavera. Os autores observaram que os picos de emissão ocorreram também após a ocorrência de um evento de chuva.

Zhu et al. (2021) avaliaram a influência da deposição da urina e do esterco de bovinos sobre a emissão de N<sub>2</sub>O em uma pastagem localizada no Quênia. As emissões foram avaliadas em três estações (estação chuvosa curta, estação chuvosa longa, estação seca) e foram 6 tratamentos considerados: Controle; adição de 1 L de água; adição de 1 kg de esterco; adição de 1 L de urina; adição de 1 L de água e 1 kg de esterco; adição de 1 Urina e 1 kg esterco. O fluxo de emissão de N<sub>2</sub>O no tratamento controle foi baixa em todas as estações. A aplicação de 1,0 L de água não mudou o fluxo de emissão quando comparado ao tratamento controle em todas as estações.

Nos tratamentos em que foi adicionado esterco e/ou urina, as emissões de N<sub>2</sub>O variaram de acordo com as estações. Durante a curta estação chuvosa, os fluxos de N<sub>2</sub>O no solo aumentaram rapidamente nas parcelas que receberam urina ou urina e esterco e permaneceram maiores do que nos outros tratamentos durante os quatro primeiros semanas. Durante a estação seca, o maior fluxo de N<sub>2</sub>O foi obtido no tratamento que recebeu urina. Os tratamentos esterco ou esterco e água mostraram um pequeno aumento nas emissões de N<sub>2</sub>O em comparação com o controle, que durou 1-2 dias após a aplicação, mas decaiu em uma semana. As emissões cumulativas de N<sub>2</sub>O foram significativamente maiores nas parcelas de urina e urina e esterco do que nas parcelas de controle e adição de água. Durante a estação chuvosa longa, a adição de urina ou urina e esterco também estimulou as rápidas emissões de N<sub>2</sub>O, com os maiores fluxos nas parcelas que recebem esterco e urina. Nos tratamentos relacionados ao esterco, as emissões foram maiores do que nos de controle e de adição de água, enquanto as emissões nos tratamentos que recebem urina foram semelhantes ao controle. Durante a estação seca, os fluxos de N<sub>2</sub>O após a aplicação de urina e / ou esterco eram pequenos em comparação com os fluxos medidos durante o período chuvoso.

- **Cultivo de Arroz**

Mascarenhas et al. (2020) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em uma área de cultivo de arroz numa região de clima Tropical no Brasil. Foram avaliados seis tratamentos, onde estes foram diferenciados conforme a fonte de N do fertilizante e a dose do mesmo. Os tratamentos foram: fonte de fertilizante N (ureia comum e ureia protegida) e doses de N para cada tipo de ureia (30, 70, 150 kg ha<sup>-1</sup>); e um controle (sem aplicação de N). Além da avaliação dos tratamentos, os autores quantificaram a emissão em dois estágios diferentes, quando a cultura se encontrava alagada e quando houve drenagem. Os picos de emissão de N<sub>2</sub>O ocorreram após a semeadura

do arroz em todos os tratamentos, isso ocorreu em razão da aplicação de fertilizante nessa fase, o que pode ter melhorado a liberação de N para o solo.

No período de safra e em condições de alagamento, não houve diferença estatística entre os tratamentos quanto a fonte de fertilizante e a dose aplicada. Já no processo de drenagem, os maiores picos de emissão foram encontrados quando a maior dose de N foi aplicada. Observou-se também um aumento na emissão de N<sub>2</sub>O no processo de drenagem do solo, visto que a profundidade da água pode ter se tornado uma barreira física, limitando a difusão de N<sub>2</sub>O do solo para a atmosfera. Os maiores picos foram registrados no período de drenagem do solo e nos tratamentos com ureia protegida e dose de 150 kg ha<sup>-1</sup>, ureia comum e dose de 150 kg ha<sup>-1</sup>, ureia protegida e dose de 70 kg ha<sup>-1</sup> e ureia comum e dose de 30 kg ha<sup>-1</sup>, sendo estes iguais a 862,41 µgN.m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>, 675,85 µgN.m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>, 610,54 µgN.m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>, 528,25 µgN.m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>, respectivamente.

Adviento-borbe et al. (2015) ao avaliarem a emissão de N<sub>2</sub>O nesta atividade na Califórnia, também observaram um grande aumento de emissão de N<sub>2</sub>O no período de drenagem do solo, enquanto que no período de inundação não houve emissão. Isso é justificado pelo fato de o processo de drenagem propiciar condições ideais para a nitrificação e desnitrificação co-ocorrerem.

Carvalho et al. (2018) avaliaram a influência da adubação nitrogenada sobre a emissão de N<sub>2</sub>O em uma área de cultivo de arroz irrigado localizada na região do Cerrado o Brasil. As avaliações foram feitas em duas safras de verão. O experimento consistiu em três tratamentos: (T0) testemunha (sem N); (T1) aplicação da dose recomendada de 90 kg ha<sup>-1</sup> de N a lanço em cobertura; e (T2) aplicação de 75 kg ha<sup>-1</sup> de N a lanço em cobertura, baseada no uso do clorofilômetro Minolta SPAD-502. As aplicações de N em cobertura, na forma de ureia, adicionadas na época da semeadura e também foram aplicados 20 kg ha<sup>-1</sup> de N no sulco de plantio em T1 e T2. A emissão total de N<sub>2</sub>O não foi significativamente diferente entre os tratamentos e as safras avaliadas. Também não foram encontradas diferenças significativas para intensidade de emissão de N<sub>2</sub>O entre os tratamentos, a qual leva em consideração a emissão total de N<sub>2</sub>O e a produtividade de grãos de arroz.

Zhang et al. (2014) também estimaram as emissões de N<sub>2</sub>O em um campo de arroz sob diferentes doses de fertilizante na Ilha de Chongming, Xangai/China. Neste estudo, três doses de fertilizante foram utilizadas: alta (300 kg N / ha), moderada (210 kg N / ha) e baixa (150 kg N / ha). Os fluxos máximos de N<sub>2</sub>O foram observadas na aplicação de alta dose de fertilizante. As emissões cumulativas de N<sub>2</sub>O nos tratamentos com baixa, moderada e alta dose de fertilizante foram de 23,09, 40,10 e 71,08 mg N<sub>2</sub>O / m<sup>2</sup>, respectivamente.

Yang et al. (2013) avaliaram a influência da aplicação de uma nova formulação de ureia de liberação controlada (CRU-180) sobre plantas de arroz na fase de viveiro na Província de Shandong/China. O experimento foi conduzido em esquema fatorial com duas fontes de fertilizantes (ureia convencional e CRU-180), quatro doses (0, 100, 200 e 300 kg N ha<sup>-1</sup>) e três repetições. Toda a dose de CRU-180 foi aplicada de um só vez, já a ureia convencional foi dividida em quatro aplicações. A taxa de emissão de N<sub>2</sub>O foi significativamente afetada pela fonte de fertilizante e pela taxa de aplicação. O pico de emissão de N<sub>2</sub>O foi maior em todos os tratamentos com ureia convencional do que nos tratamentos com CRU-180 e aumentou com o aumento da taxa de aplicação de N em todos os tratamentos. Os níveis de emissão de N<sub>2</sub>O, como uma porcentagem do fertilizante N total aplicado, foram significativamente diferentes entre as duas fontes de fertilizante, onde os tratamentos CRU-180 tiveram emissões de N<sub>2</sub>O significativamente mais baixas do que os tratamentos com ureia convencional.

Zhang et al. (2016) avaliaram o efeito combinado da aplicação de fertilizantes e práticas de cultivo sobre a emissão de N<sub>2</sub>O em um arrozal localizado na Província de Hubei/China. O experimento foi conduzido com 5 tratamentos quanto a fonte de fertilizante (controle (N0); 100% N de fertilizante químico (IF); 50% de fertilizante com liberação lenta e 50% N de

fertilizante químico (SRIF); 100% de fertilizante orgânico (OF); 50% de fertilizante orgânico e 50% de fertilizante químico (OFIF)) e 2 tratamentos quanto a prática de preparo do solo (preparo convencional e plantio direto). Comparado com o tratamento sem aplicação de fertilizante, os tratamentos IF, SRIF, OF e OFIF aumentaram muito as emissões sazonais cumulativas de N<sub>2</sub>O (164,5%, 93,4%, 130,2% e 251,3%, respectivamente). Quanto as práticas de cultivo, os tratamentos não tiveram diferença significativa.

Silveira et al. (2015) aferiram sobre a emissão de N<sub>2</sub>O em um planossolo cultivado com arroz irrigado e soja sob distintos preparos do solo no período de outono/inverno, sendo este localizado no Rio Grande do Sul. Os tratamentos avaliados foram três: em dois deles cultivou-se soja e no outro, arroz irrigado por inundação. Os tratamentos compreenderam sistemas de preparo do solo integrados ao cultivo de soja ou arroz irrigado, sendo: (T1) soja cultivada em sistema plantio direto em área previamente cultivada com arroz irrigado e preparada com rolo-faca no outono; (T2) soja cultivada em sistema plantio direto em área cultivada com soja e mantida em pousio durante o outono/inverno; e (T3) arroz irrigado cultivado em sistema plantio direto em área cultivada com soja e preparada com grade no outono (cultivo mínimo).

No T1 determinaram-se três picos de emissão de N<sub>2</sub>O de elevada magnitude, sendo o maior de 23.232 mg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e os três ocorreram em épocas próximas a períodos de chuva. No T2 verificaram-se alguns picos de emissão de N<sub>2</sub>O, no entanto estes foram inferiores aos de T1, sendo o pico de valor máximo correspondente a 12.406 mg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. Já no T3, o pico de emissão de N<sub>2</sub>O (19.510 mg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) coincidiu com a época de da primeira cobertura com nitrogênio. As áreas cultivadas com soja em sucessão ao arroz irrigado e soja apresentaram emissões totais de N<sub>2</sub>O nos valores de 12,8 kg ha<sup>-1</sup> e 6,2 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, sendo estes superiores aos determinados na área cultivada com arroz irrigado, que totalizou 1,6 kg ha<sup>-1</sup> de N<sub>2</sub>O.

Grohs et al. (2020) avaliaram as emissões de N<sub>2</sub>O durante o ano de safra de arroz afetadas pelo diferentes manejos pós-colheita da palha de arroz, bem como com o uso combinado de azevém, em um planossolo também localizado no Rio Grande do Sul. O experimento começou num período de entressafra e terminou num período de safra. Os tratamentos foram uma combinação das práticas de pós colheita (plantio direto; incorporação da palha de arroz em solo seco com disco; incorporação de palha de arroz em solo inundado com prensador de rolo; e palha de arroz na superfície do solo com posterior rolagem com rolo) e de azevém (presença ou ausência).

O fluxo de N<sub>2</sub>O variou de -1,9 a 47,9 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> durante a entressafra e apresentou três picos, o primeiro logo após a adição da palha de arroz, o segundo após a fertilização com N do azevém e o terceiro após a dessecação do azevém. Após a incorporação da palha de arroz ao solo seco com disco, houve rápida emissão de N<sub>2</sub>O com um fluxo de 46,9 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> enquanto que quando se utilizou um prensador de rolo, a emissão foi de 16 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. Durante este período, os tratamentos com rolo e o de plantio direto juntamente o cultivo do azevém, apresentaram um aumento de emissões de N<sub>2</sub>O influenciadas pela fertilização com N em cobertura. A maior emissão de N<sub>2</sub>O foi encontrada 149 dias após a colheita no tratamento plantio direto e presença de azevém. No período de safra, os tratamentos com azevém e palha de arroz na superfície do solo também apresentaram maiores emissões, especialmente o tratamento de compactação por rolo (61,47 g ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) que teve o maior valor registrado durante o período de avaliação.

- **Cultivo de Cana-de-Açúcar**

Tavares et al. (2018) avaliaram o efeito dos manejos de cultivo de cana-de-açúcar, queima convencional e sistemas de cana-de-açúcar verde, sobre as emissões de GEE. A colheita de cana-de-açúcar verde é caracterizada pela presença dos resíduos de biomassa no campo. Foram avaliadas três áreas de cultivo em São Paulo: na primeira, o manejo era feito com a queimada convencional; na segunda, o manejo era de cana verde há 5 anos; e o terceiro, de cana

verde há 10 anos. O maior valor encontrado de emissão de N<sub>2</sub>O foi muito baixo (0,11 μg gsolo<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>), porém o cultivo não sofreu nenhuma adição de fertilizantes. Os tratamentos com queimada convencional e de cana verde há 5 anos não possuíram diferença estatística.

Lopes et al (2017) também avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O com dois tipos de manejo em duas áreas de cultivo localizadas no Espírito Santo. No primeiro, foi feito o corte da cana após a queima da palhada (cana queimada) no segundo, não houve a queima da palhada e esta foi distribuída na superfície do solo (cana crua). As emissões de N<sub>2</sub>O não foram elevadas e não diferiram estatisticamente entre os dois tratamentos, apresentando uma média semanal de 1,91 e 2,87 μgN.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> de N<sub>2</sub>O para os sistemas de colheita cana queimada e cana crua, respectivamente. No entanto, a maior emissão de N<sub>2</sub>O ocorreu três dias após a adubação no tratamento com a cana crua. O uso do fertilizante aliado à cobertura dos resíduos culturais resultou em maiores emissões de N<sub>2</sub>O. Os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O nas áreas de cana crua ocorrem em razão da palhada conservar a umidade do solo e beneficiar a atividade microbiana, favorecendo o processo de desnitrificação.

Signor, Pissioni e Cerri (2014) avaliaram deposição de palha de cana-de-açúcar sobre as emissões de GEE. As emissões de GEE foram estudadas em três áreas de cultivo localizadas em São Paulo. Em cada uma dessas áreas, que representam diferentes momentos após a última colheita da cana-de-açúcar (logo após a colheita; última colheita realizada há seis meses; e última colheita realizada há 12 meses), foram aplicados tratamentos com diferentes porcentagens de palha depositadas na área (0%, 50% e 100%).

Em nenhuma das três áreas observou-se efeito da quantidade de palha sobre a emissão de N<sub>2</sub>O do solo. A ausência de efeito da porcentagem de palha sobre os fluxos de N<sub>2</sub>O pode ser explicada pela variabilidade espacial nas emissões de N<sub>2</sub>O, as quais se devem à distribuição heterogênea dos microrganismos responsáveis pela produção do mesmo.

Portela et al. (2018) ao avaliarem o efeito de níveis de palhada sobre a emissão de N<sub>2</sub>O (0%, 25%, 50%, 75% e 100%) em uma usina localizada no Piauí, também verificaram que as emissões de N<sub>2</sub>O do solo não foram afetadas pelas diferentes proporções de palhada deixada sobre a superfície. Porém, os autores também observaram um aumento de emissão após a adubação da área de cultivo.

Signor, Pissioni e Cerri (2013) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O no cultivo de cana-de-açúcar devido à aplicação de fertilizantes nitrogenados em áreas da região centro-sul do Brasil. Foram realizados dois experimentos, um em Piracicaba/SP e o outro em Goianésia/GO. Os tratamentos variaram conforme a presença de fertilizante e a fonte do mesmo. Em Piracicaba, os tratamentos avaliados foram controle, quatro doses de ureia (60, 90, 120 e 180 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e quatro doses de nitrato de amônia (60, 90, 120 e 180 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Em Goianésia, os tratamentos avaliados foram controle, três doses de ureia (60, 120 e 180 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e três doses de nitrato de amônia (60, 120 e 180 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Em Piracicaba, os maiores fluxos de emissão ocorreram nos tratamentos com nitrato de amônia quando comparados aos de ureia e em ambas fontes, a emissão aumentou conjuntamente com o valor das doses. Em Goianésia, as emissões de N<sub>2</sub>O foram menores, embora com comportamento semelhante ao de Piracicaba, o período de tempo avaliado foi menor também.

Paredes et al. (2014) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O no cultivo de cana-de-açúcar devido à aplicação de ureia juntamente com vinhaça em uma área experimental localizada em Seropédica/RJ. Foram avaliados 5 tratamentos: controle; adubado com ureia; com vinhaça velha (coletada em canal a cerca de 1 km da nascente principal); vinhaça fresca (coletada próximo ao duto de saída da vinhaça quente da destilaria); e com torta de filtro. A aplicação de ambos os tipos de vinhaça deu origem a aumentos acentuados nos fluxos de emissão de N<sub>2</sub>O, no entanto estes foram de curta duração. Para a vinhaça fresca, o pico de emissão de N<sub>2</sub>O foi de 8,9 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e para a vinhaça velha foi de 3,6 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. A emissão de N<sub>2</sub>O no tratamento com ureia demorou para começar, a partir do quarto dia, no entanto durou um

período maior de tempo. A adição de bolo de filtro não induziu fluxo de emissão significativo quando comparado ao controle.

Paredes et al. (2015) também avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O no cultivo de cana-de-açúcar devido a aplicação de vinhaça, no entanto esta foi aplicada em conjunto com o sulfato de amônia. Os tratamentos avaliados foram: testemunha (sem fertilizante ou vinhaça); sulfato de amônio aplicado no início do experimento; sulfato de amônio aplicado no início do experimento e depois de 3 dias, aplicação de vinhaça; aplicação de vinhaça 3 dias após o início do experimento; sulfato de amônio aplicado no início do experimento e depois de 15 dias, aplicação de vinhaça; e aplicação de vinhaça 15 dias após o início do experimento. Os tratamentos somente com adição de sulfato de amônia e somente com vinhaça, aumentaram as emissões de N<sub>2</sub>O em comparação a testemunha, no entanto estes não duraram muito tempo. Já os fluxos médios de N<sub>2</sub>O para os tratamentos fertilizados com N precedendo a vinhaça, foram cerca de 10 vezes maiores do que a testemunha e já foram detectadas diferença no dia seguinte à aplicação de vinhaça.

Yang et al. (2021) avaliaram as emissões diretas globais de N<sub>2</sub>O da safra de bioenergia da cana-de-açúcar. Foi observado que existe uma relação exponencial direta significativa entre a taxa de N e as emissões totais de N<sub>2</sub>O, onde as emissões de N<sub>2</sub>O totais aumentaram com o aumento da taxa de fertilizante de N, onde as emissões médias totais de N<sub>2</sub>O na taxa de N  $\leq 149$  e  $\geq 150$  kg N ha<sup>-1</sup> foram 2,04 e 3,51 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente. As emissões também variaram conforme a localização. A emissão global de N<sub>2</sub>O da cana-de-açúcar (emissões cumulativas médias dos trópicos e subtropicais combinados) foi em média de 2,26 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, o que foi mais próximo ao dos trópicos (2,12 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) mas foi consideravelmente inferior ao valor estimado para regiões subtropicais (3,03 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>).

- **Águas Fluviais**

Alvim et al. (2014) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em uma bacia hidrográfica no Rio de Janeiro, cuja configuração retrata três condições ambientais: as cabeceiras que estão localizadas em uma unidade de conservação federal; o médio curso, onde rio recebe elevada carga de águas residuais urbanas; e o baixo curso, onde o rio e alguns de seus tributários recebem contribuições de atividades rurais. Os menores fluxos de emissão de N<sub>2</sub>O foram encontrados dentro dos limites da unidade de conservação, (de  $<0,56$  a  $2,16$   $\mu\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ), já os maiores fluxos foram observados dentro do perímetro urbano, podendo atingir  $141$   $\mu\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ .

Zhang et al. (2016) avaliaram a variabilidade espacial e temporal das emissões de N<sub>2</sub>O em zonas ribeirinhas urbanas do Rio das Pérolas, sendo este localizado em Guangzhou/China. Os locais de amostragem foram selecionados em uma área urbana de rápido desenvolvimento e que possui um gradiente de poluição. Os resultados mostram que as paisagens ribeirinhas urbanas podem ser grandes áreas de origem de N<sub>2</sub>O, com fluxos de que variam de  $-5,49$  a  $37,31$   $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . A qualidade da água do rio, a textura do sedimento e as concentrações de NH<sub>4</sub> e NO<sub>3</sub> influenciaram nas taxas de emissão de N<sub>2</sub>O. As zonas ribeirinhas dos afluentes mais poluídos mostraram maiores fluxos do os menos poluídos. Os eventos de chuva também aumentaram as emissões de N<sub>2</sub>O em  $2,2 \pm 5,7$  vezes. Wang et al. (2020) verificaram que rios urbanos poluídos são uma fonte regional significativa de emissão GEE, onde os fluxos de emissão de N<sub>2</sub>O variaram entre 1 e  $3986$   $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ .

Yu et al. (2013) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O na rede fluvial de Xangai/China, visto que esta é bem urbanizada. As áreas foram subdivididas em áreas urbanas (caracterizadas pelo uso dominante do solo urbano e industrial), suburbanas (caracterizadas por vários usos, sendo composta principalmente consideráveis terras agrícolas e porções menores de uso urbano e industrial) e rural (caracterizada pela atividade agrícola, sendo somente uma área).

Foram realizadas 13 campanhas de amostragem num período de 27 meses. As duas primeiras campanhas foram realizadas em agosto e dezembro de 2009, respectivamente. De fevereiro de 2010 a outubro de 2011, as 11 campanhas de amostragem restantes foram realizadas bimestralmente nas 87 localidades. Os fluxos de N<sub>2</sub>O médios mensais variaram de 1,10 a 2,71 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>, com uma média geral de 1,91 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>. Os fluxos de N<sub>2</sub>O nos rios de áreas urbanas (de 0,13 ± 0,05 a 52,10 ± 10,12 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) foram significativamente maiores do que aqueles em áreas suburbanas (0,04 ± 0,09 a 37,92 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) e rio de área rural (0,01 ± 0,01 a 8,62 ± 5,91 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>).

Liu et al. (2015) avaliaram as emissões de N<sub>2</sub>O de uma rede fluvial com carregamento variável de nitrogênio em Tianjin/China. Para uma análise mais completa da emissão de N<sub>2</sub>O conforme a variação da carga de nitrogênio, foram considerados quatro tipos: águas em lagos, estuários, rios urbanos e rios rurais. As águas do estuário tiveram o maior carregamento de nitrogênio, enquanto os rios urbanos tiveram maior carregamento de nitrogênio do que os rios rurais e os lagos tiveram o menor carregamento de nitrogênio.

As concentrações de N<sub>2</sub>O e saturação de O<sub>2</sub> foram diferentes significativamente entre as diferentes águas consideradas. Nos rios urbanos, as concentrações de N<sub>2</sub>O variaram de 18,71 a 234,33 nmol·L<sup>-1</sup> (valor médio de 91,01 nmol·L<sup>-1</sup>), correspondendo aos valores de saturações de O<sub>2</sub> de 252% a 3116%, respectivamente. Já nos rios rurais, as concentrações de N<sub>2</sub>O variaram de 0,25 a 26,43 nmol·L<sup>-1</sup>, correspondendo aos valores de saturações de O<sub>2</sub> de 3% a 354%, respectivamente. Rios urbanos, lagos e estuários estavam supersaturados em relação à concentração de N<sub>2</sub>O e, portanto, eram uma fonte de N<sub>2</sub>O, enquanto as concentrações de N<sub>2</sub>O dissolvido em rios rurais eram principalmente insaturadas. Os fluxos de N<sub>2</sub>O mostraram variação semelhante com a concentração e saturação nas águas superficiais em Tianjin. Os rios rurais representam um sumidouro, com fluxos médios de -0,24 μmol m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>, já os rios urbanos têm os maiores fluxos entre todas as águas superficiais, com uma média de 2,10 μmol m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>. Lagos e estuários são caracterizados por fluxos moderados de N<sub>2</sub>O, com média de 0,18 μmol m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup> e 0,52 μmol m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>, respectivamente.

Yang e Lei (2018) também avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em águas fluviais onde os rios foram categorizados conforme a utilização do solo. Os rios foram classificados nas seguintes categorias: rios agrícolas que se referem aos rios que drenam áreas de cultivo e cujos nutrientes são derivados principalmente do escoamento superficial; rios rurais que se referem aos rios que drenam áreas povoadas em vilas e cidades e cujos nutrientes são derivados principalmente do efluente de esgoto doméstico rural; e rios urbanos que se referem aos rios próximos as cidades. Os resultados demonstraram que os fluxos de emissão N<sub>2</sub>O nos rios urbanos foram maiores que nos rios rurais e agrícolas, além de variarem com tempo. As maiores concentrações de N<sub>2</sub>O em rios urbanos e rurais foram obtidas nas épocas de inverno e primavera, diferentemente dos rios agrícolas, onde estas foram observadas no verão.

Wang et al. (2015) também avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em rios urbanos e rurais. As emissões de N<sub>2</sub>O nos rios urbanos (529 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>) foram significativamente maiores do que nos rios rurais (18,0 μg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>). Obteve-se uma correlação direta significativa da produção de N<sub>2</sub>O com NO<sub>3</sub> e uma correlação indireta entre produção de N<sub>2</sub>O e as concentrações de OD em rios de agrícolas. Já nos rios agrícolas, houve uma relação direta significativa entre a produção de NH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O.

Upstill-Goddard et al. (2017) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em rios próximos à diferentes tipos de vegetação na República do Congo. A emissão foi avaliada em rios em áreas de Savana, Floresta Pantanosa e Floresta Tropical. As concentrações de N<sub>2</sub>O variaram de forte subsaturação a supersaturação (3,2-20,6 nmol L<sup>-1</sup>; 47-205 %). A diferença sazonal não foi significativa para as concentrações de N<sub>2</sub>O em nenhum tipo de área. Os fluxos de N<sub>2</sub>O foram mais baixos em rios de Pântano e mais altos em rios de Savana e Floresta. Os rios de Savana e Floresta foram fontes de emissão de N<sub>2</sub>O em todo o período avaliado, no entanto os rios de

Pântano eram predominantemente sumidouros de  $N_2O$  durante a estação chuvosa e predominantemente uma fonte de  $N_2O$  durante a estação seca.

- **Estações de Tratamento de Esgoto**

Caballero et al. (2014) avaliaram quais as principais condições operacionais implementadas em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) que influenciam nas emissões de  $N_2O$ , sendo esta localizada em Granollers/Espanha. Todos os dados de emissão foram registrados em zonas aeradas e não aeradas do sistema de lodos ativados. Na ETE, a água residuária entra primeiro na zona anóxica e é transportada através do reator para uma zona aerada, seguida por uma zona anóxica curta e termina em outra zona aerada. A primeira zona anóxica foi dividida em dois locais, com o primeiro sendo mais turbulento devido ao fluxo de água residual que entra. A zona aerada principal também é dividida em duas em razão da presença de dois difusores de ar diferentes. Os dois últimos locais de monitoramento correspondem à segunda zona anóxica (onde o licor é recirculado) e a parte aerada final.

Nas zonas anóxicas as emissões de  $N_2O$  foram muito baixas. As emissões nas zonas aeradas também foram diferentes, variando de 0,45 (primeira zona) a 0,14 kg N / d (segunda zona). As emissões de  $N_2O$  foram bastante influenciadas pela ocorrência de distúrbios no processo, como períodos de ausência de aeração ou instabilidade de nitrificação.

Wang et al. (2011) ao avaliarem a emissão de  $N_2O$  em uma ETE localizada no norte da China, verificaram que as principais fontes de emissão de  $N_2O$  tiveram a seguinte ordem decrescente: tanques de aeração, tanques clarificadores finais, tanques anóxicos, tanques de concentração de lodo e tanques anaeróbios. O fluxo anual total de  $N_2O$  dos tanques de aeração foi o mais alto e foi responsável pela maioria das emissões totais de  $N_2O$ .

Ribeiro et al. (2013) também verificaram a influência das condições operacionais, onde ocorreu uma baixa emissão de  $N_2O$  no efluente de uma ETE com sistema de lodos ativados em razão da alta eficiência de remoção de nitrogênio total (80%). A emissão de  $N_2O$  na ETE variou de 0,01% a 0,04% da carga de nitrogênio total do afluente. Foi observado que as emissões médias de  $N_2O$  no tanque de aeração aumentam ao longo dos meses de amostragem, juntamente com a diminuição da concentração de  $NH_4^+$  e aumento da concentração de  $NO_2^-$  e  $NO_3^-$ . Esse fato demonstra que as emissões médias de  $N_2O$  estão associadas às maiores taxas de oxidação de  $NH_4^+$ , ou seja, são diretamente proporcionais à carga de nitrogênio total presente no afluente.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) também influenciou na emissão de  $N_2O$ . Segundo os autores, as maiores emissões de  $N_2O$  ocorreram em áreas cujas concentrações de OD eram superiores a  $2 \text{ mg L}^{-1}$ , condição favorável às maiores taxas de nitrificação ( $OD \geq 2 \text{ mg L}^{-1}$ ). Mello et al. (2013) ao avaliarem a emissão de  $N_2O$  em um sistema de lodo ativado com aeração intermitente, verificaram também que as emissões foram muito maiores durante o estágio aerado do que o estágio não aerado, sendo os valores médios dos fluxos foram iguais a, respectivamente,  $49800 \mu\text{gN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  e  $370 \mu\text{gN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ .

Sun et al. (2013) avaliaram a emissão de  $N_2O$  em ETE que utilizam como tecnologias de tratamento processos anóxicos / anaeróbios / óxicos ( $A^2O$ ) e de reator em batelada de sequenciamento (RBS). A emissão de  $N_2O$  na ETE com tecnologia  $A^2O$  foi de aproximadamente  $486,61 \text{ kg d}^{-1}$ , sendo 96,9% proveniente da zona  $A^2O$ -óxica. Já na ETE com RBS, a emissão de  $N_2O$  foi de  $339,24 \text{ kg d}^{-1}$ , sendo 99,9% proveniente dos períodos de alimentação e aeração. Com relação a carga de nitrogênio no afluente, 6,52% foi transformada em  $N_2O$  emitido na ETE com RBS, sendo esta percentagem 3,35 vezes superior à da ETE  $A^2O$ . Hu et al. (2010) avaliaram a emissão de  $N_2O$  em reatores em batelada de sequenciamento aeróbio-anóxico (O/ A RBS) sob diferentes taxas de aeração. A maior parte da emissão de  $N_2O$  também foi produzida durante a fase aeróbia, independentemente da taxa de aeração.

Liu et al. (2021) avaliaram o efeito da aeração intermitente como mecanismo de minimização da emissão de N<sub>2</sub>O durante o tratamento de águas residuais. Para tal foram utilizados dois reatores RBS em escala de laboratório, sendo um operado em modo aerado intermitentemente e outro, continuamente. O reator com aeração intermitente atingiu não apenas uma maior eficiência de remoção de nitrogênio total (em média 93,5%), mas também um fator de emissão de N<sub>2</sub>O mais baixo.

- **Aterros**

Zhang et al. (2019) avaliaram a influência do ambiente e do espaço na emissão de gases de efeito estufa (GEE) em um aterro controlado. Segundo os autores os fluxos de emissão de N<sub>2</sub>O na área não se correlacionaram com quaisquer fatores ambientais medidos, mas sim com a idade dos resíduos depositados. Baixas emissões de N<sub>2</sub>O foram encontradas em locais com resíduos envelhecidos. No entanto, Nag, Shimaoka e Komiya (2016) verificaram que fatores ambientais como temperatura influenciam na produção de N<sub>2</sub>O, onde temperaturas mais altas favorecem o processo de nitrificação e conseqüentemente geram uma maior produção de N<sub>2</sub>O. As maiores emissões de N<sub>2</sub>O foram encontradas no sistema de tratamento de lixiviado, sendo as emissões no tanque de aeração bem superiores as das outras unidades.

Wang et al. (2017) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em três aterros localizados na China. Os aterros de Dongbu (DB) e Dongfu (DF), ambos situados na cidade de Xiamen/Província de Fujian, são classificados como sanitários. O primeiro começou a entrar em operação em 2009, já o segundo foi fechado no mesmo ano. O aterro de Nanjing (NJ), localizado no condado de Nanjing/Província de Fujian, foi classificado como controlado. Os resultados mostraram que para as áreas de aterro, as emissões de N<sub>2</sub>O ocorreram principalmente em áreas operacionais (16,3 e 19,0 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup> para os aterros DB e NJ, respectivamente) e contribuíram de forma insignificante para as emissões totais de GEE em termos de CO<sub>2</sub> equivalente. Porém, emissões significativas de N<sub>2</sub>O foram encontradas nos sistemas de tratamento de lixiviado nos aterros sanitários e contribuíram com 72,8% e 45,6% das emissões totais em termos de CO<sub>2</sub> equivalente nos aterros DB e DF, respectivamente.

Long et al. (2018) compararam a emissão de N<sub>2</sub>O em aterros de diferentes idades, sendo um já fechado e os outros dois ainda estão em funcionamento. As maiores emissões de N<sub>2</sub>O foram encontradas nos aterros sanitários que constantemente recebem os resíduos. Além disso os fatores relacionados aos nutrientes do solo (C orgânico dissolvido, N orgânico dissolvido e C orgânico total), a relação C: N, e a abundância e atividade de nitrificantes e desnitrificantes foram os principais responsáveis pela emissão desse gás. Wang et al. (2014) ao compararem a emissão de N<sub>2</sub>O em plantas de tratamento de lixiviado também verificaram que as de aterros mais novos foi maior.

He et al. (2011) avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O em um biorreator operado sob condições de degradação aeróbia limitada. Os resíduos simulados carregado nas colunas simuladas do aterro sanitário foi preparado de acordo com a composição real dos resíduos em Xangai. As emissões de N<sub>2</sub>O foram medidas em condições de resíduos frescos ou parcialmente estabilizados com ou sem recirculação do lixiviado ou aeração intermitente. Cinco colunas simuladas do que ocorre em um aterro sob diferentes operações foram estabelecidas para comparar as emissões de N<sub>2</sub>O: a coluna 1 simulou um aterro sanitário tradicional e serviu como controle; a coluna 2 foi configurada para um aterro jovem no qual o lixiviado foi recirculado; a coluna 3 foi configurada com aeração intermitente para um aterro jovem, onde o lixiviado foi recirculado; as colunas 4 e 5 foram para simular um aterro antigo aerado para o tratamento de lixiviado fresco e antigo, respectivamente. Os resultados mostraram que a maior emissão de N<sub>2</sub>O (12,4 mg-N/L da coluna) foi observada na coluna aerada carregada com resíduo parcialmente estabilizado e com recirculação de lixiviado de baixa relação C/N, já uma emissão

baixa (menos de 0,33 mg-N/L da coluna) foi gerada nas outras colunas. A produção de N<sub>2</sub>O foi diretamente correlacionada ao tempo aeróbio prolongado e indiretamente correlacionada com a relação C / N no lixiviado recirculado.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Metodologia Analítica do Lixiviado

Foram coletadas amostras de lixiviado em 5 lagoas de um aterro sanitário localizado no Estado do Rio de Janeiro. A Tabela 4 apresenta os parâmetros físico-químicos avaliados, bem como as respectivas metodologias usadas para suas determinações. O nitrogênio orgânico foi obtido pela diferença entre o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal.

**Tabela 4.** Parâmetros físico-químicos do lixiviado avaliados.

Parâmetros	Metodologia
DQO	5220 D (APHA, 2017)
Nitrato	Método da Brucina (FRIES, GETROST, 1977)
Nitrito	4500-NO <sub>2</sub> B (APHA, 2017)
NTK	4500-Norg C (APHA, 2017)
Nitrogênio Amoniacal	4500-NH <sub>3</sub> B (APHA, 2017)

As análises foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental I - Águas e Efluentes do Departamento de Engenharia (DE), pertencente ao Instituto de Tecnologia (IT) da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) e na Embrapa Agrobiologia.

Para a amostragem do lixiviado, foi utilizado um recipiente de polietileno unido a uma corda e este foi imerso na lagoa. Após a coleta, o lixiviado foi transferido do recipiente para outros frascos de polietileno e estes foram mantidos sob refrigeração, a fim de serem transportados até o laboratório. No laboratório, as amostras foram divididas em 5 frascos com a finalidade de avaliar os parâmetros citados anteriormente (Figura 22).

As amostras destinadas às análises de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal foram filtradas com auxílio de membrana de acetato de celulose (47 mm, 0,45µm) e posteriormente armazenadas em freezer. Já as amostras destinadas à análise de DQO e NTK, foram armazenadas diretamente em freezer de acordo com o volume necessário para a realização da mesma.



**Figura 22.** Análises do Lixiviado

### 3.2 Emissão de N<sub>2</sub>O em Lagoas de Acúmulo de Lixiviado

As concentrações de N<sub>2</sub>O na interface líquido-atmosfera foram medidas por intermédio da técnica da câmara estática (BROTTO et al.,2010). Este método consiste no uso de uma câmara de PVC (policloreto de vinila) em formato cilíndrico que é ajustada a um flutuador. As dimensões originais da câmara eram de 25 cm de diâmetro e 20 cm de altura, sendo a altura adaptada nesse estudo para 10 cm.

Na parte superior da câmara foram acopladas duas válvulas de três vias e a cada válvula uma mangueira de 3 mm de diâmetro, de comprimento variável de acordo com a profundidade da lagoa. Na ponta oposta de cada mangueira, outra válvula de três vias foi acoplada. As válvulas permaneciam abertas somente para a coleta da amostra de biogás e após o procedimento foram novamente fechadas. O volume que seria ocupado pelo biogás no interior da mangueira foi previamente calculado e descontado antes da amostragem.

A câmara permaneceu na superfície de cada lagoa de lixiviado por 20 minutos e posteriormente a amostra foi coletada. A partir desta foi obtida a concentração de N<sub>2</sub>O.



**Figura 23.** Câmara Estática

Para a coleta da amostra, foi utilizada uma seringa de polipropileno de 20 mL acoplada a uma das válvulas. Após esse procedimento, a amostra de gás foi transferida da seringa para um frasco de vidro contendo solução salina para posterior análise em laboratório. Este procedimento foi realizado para cada uma das lagoas.



**Figura 24.** Análise de Emissão de N<sub>2</sub>O

As amostras foram analisadas em um cromatógrafo a gás (Shimadzu, modelo GC-2014), equipado com detector de captura de elétrons (<sup>63</sup>Ni), operado a uma temperatura de 325 °C, e coluna empacotada com Porapak-Q, mantida a 80°C.

A partir desse resultado, foi calculado a taxa de emissão para cada uma das lagoas, utilizando a Equação 1 (Borba et al., 2018; Biszek, Pawłowska e Czerwiński, 2006).

$$T = \frac{V_{câmara} \cdot C_{N_2O}}{A_{câmara} \cdot t} \quad (1)$$

Onde:

T = Taxa de emissão de N<sub>2</sub>O (μg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)

V<sub>câmara</sub> = Volume da câmara (m<sup>3</sup>)

A<sub>câmara</sub> = Área da seção transversal da câmara (m<sup>2</sup>);

C<sub>N<sub>2</sub>O</sub> = Concentração de N<sub>2</sub>O obtida a partir da análise cromatográfica (μg m<sup>-3</sup>)

t = Tempo de duração da coleta da amostra (h).

Posteriormente, calculou-se a taxa de emissão média das 5 lagoas, em μg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

### 3.3 Estimativa da emissão de N<sub>2</sub>O pelas Lagoas de Acúmulo de Lixiviado

A partir da taxa de emissão de N<sub>2</sub>O média encontrada, esse valor foi extrapolado para as lagoas de lixiviado de aterros sanitários localizados no Estado do Rio de Janeiro. Segundo Cunha et al. (2020), existem 26 aterros sanitários situados no Estado do Rio de Janeiro: CTR Barra Mansa, CTR Rio, CTR São Gonçalo, CTR Santa Maria Madalena, Aterro de Macaé, Aterro de Campos, Aterro de Piraí, CTR Belford Roxo, Aterro de São Pedro da Aldeia, CTR Itaboraí, Aterro de Nova Friburgo, Aterro de Miguel Pereira, CTR Nova Iguaçu, Aterro de Rio das Ostras, Aterro de Sapucaia, Aterro de Teresópolis, CTR Vassouras, CTR Angra dos Reis, Aterro de Paracambi, Aterro de São Fidélis, Aterro de Niterói, Aterro de Bongaba, Aterro de Barra do Piraí, Aterro de Petrópolis, Aterro de Gericinó e Aterro de Resende. No entanto, os aterros de Piraí, Miguel Pereira, Sapucaia, Teresópolis, Niterói, Bongaba, Barra do Piraí, Gericinó, Petrópolis e Resende não estão em funcionamento, já no aterro de Angra dos Reis não foram encontradas lagoas de acúmulo de lixiviado. Por essa razão, para a emissão de N<sub>2</sub>O, foram considerados 15 aterros sanitários.

Utilizando o *Google Earth*, foi obtida a localização de cada um dos aterros sanitários, bem como a quantidade de lagoas de lixiviado e suas respectivas áreas. A estimativa da emissão de N<sub>2</sub>O pelas lagoas de acúmulo de lixiviado foi obtida a partir da Equação 2.

$$E = T \cdot A_{\text{lagoas}} \quad (2)$$

Onde:

E = Emissão de N<sub>2</sub>O (μg h<sup>-1</sup>)

T = Taxa de emissão de N<sub>2</sub>O (μg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)

A<sub>lagoas</sub> = Área das lagoas de acúmulo de lixiviado (m<sup>2</sup>)

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização do Lixiviado e Emissão de N<sub>2</sub>O

Na Tabela 5 são apresentadas as características do lixiviado de cada uma das 5 lagoas, bem como suas respectivas taxas de emissão de N<sub>2</sub>O.

**Tabela 5.** Caracterização do Lixiviado.

Lagoa	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	Namoniacal (mg. L <sup>-1</sup> )	Norgânico (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	Taxa N <sub>2</sub> O (µg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )
1	1448,87	618,94	493,31	125,63	0,23	26,86	2,30E+04
2	4363,85	701,83	646,61	55,22	0,71	36,75	2,45E+03
3	2200,03	1357,80	1076,15	281,65	0,34	21,85	9,63E+03
4	6541,00	2023,63	1339,78	683,85	1,31	76,38	1,15E+03
5	5863,75	2043,10	1650,74	392,36	1,26	73,06	1,29E+04
Média	4083,50	1349,06	1041,32	307,74	0,77	46,98	9,82E+03
Mínimo	-	-	-	-	-	-	1,15E+03
Máximo	-	-	-	-	-	-	2,30E+04
DP	-	-	-	-	-	-	8,85E+03

O valor médio da DQO do lixiviado é compatível com aterros de idade intermediária (de 5 a 10 anos de operação), o que é corroborado por Foo e Hameed (2009). É possível observar também que o lixiviado acumulado na Lagoa 1, foi gerado em uma área do aterro que já está mais estabilizada, visto que o valor de DQO foi mais baixo em comparação as outras. Já na Lagoa 4, o lixiviado possui um valor de DQO mais alto, o que demonstra que a área onde ele é gerado, está recebendo constantemente resíduos.

O lixiviado possui uma alta carga nitrogenada. O nitrogênio encontrado no lixiviado pode estar na forma orgânica constituindo aminoácidos, proteínas ou na forma inorgânica como íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) ou amônia livre (NH<sub>3</sub>), onde a combinação dessas duas formas é denominada de NTK. A maior parte do nitrogênio presente no lixiviado está na forma amoniacal (RENOU et al., 2008). Campos et al. (2013) ao avaliarem a remoção de nitrogênio do lixiviado de um aterro sanitário também localizado no Rio de Janeiro, encontraram uma concentração média de nitrogênio amoniacal no valor de 19998 mg L<sup>-1</sup>.

O N<sub>2</sub>O pode ser formado tanto durante a nitrificação, onde ocorre a oxidação do íon amônio a nitrito e posteriormente a nitrato, como durante a desnitrificação, onde o nitrato é reduzido a gás nitrogênio (condições anóxicas) (WRAGE et al., 2001). Pela presença de nitrito e nitrato no lixiviado, é possível identificar que estão ocorrendo as fases de nitrificação.

A maior taxa de emissão de N<sub>2</sub>O foi encontrada na Lagoa 1 (2,30E+04 µg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). O lixiviado encontrado nesta lagoa é gerado a partir de resíduos mais antigos e grande parte do material presente no lixiviado é pouco biodegradável, o que influencia na eficiência da desnitrificação e, conseqüentemente na emissão de N<sub>2</sub>O. Além disso, a concentração de oxigênio na Lagoa 1 pode ser menor do que nas outras lagoas, favorecendo também a emissão de N<sub>2</sub>O.

A taxa de emissão média de N<sub>2</sub>O nas lagoas de acúmulo de lixiviado foi de 9820 µg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. O valor encontrado foi superior ao de áreas de pastagem (CÔRREA et al., 2016) e no cultivo de cana de açúcar (LOPES et al., 2017).

## 4.2 Extrapolação para outros Aterros Sanitários do Rio de Janeiro

A partir da taxa de emissão de  $N_2O$  média encontrada, esse valor foi extrapolado para os outros aterros sanitários do Rio de Janeiro.

### 4.2.1 CTR Barra Mansa

A CTR de Barra Mansa ( $22^{\circ}35'14.05''S$   $44^{\circ}12'53.84''O$ ) está em funcionamento desde o ano de 2012 e a Foxx Haztec é a empresa responsável por sua operação. A CTR recebe cerca de 750 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes dos municípios de Barra Mansa, Volta Redonda, Porto Real, Quatis, Rio Claro, Pinheiral, Bananal e Arapuí.



**Figura 25.** CTR Barra Mansa

Fonte: *Google Earth*

A Tabela 6 apresenta a emissão de  $N_2O$  na CTR de Barra Mansa.

**Tabela 6.** Emissão de  $N_2O$  - CTR Barra Mansa

Número de Lagoas	Área Total das Lagoas (m <sup>2</sup> )	Emissão de $N_2O$ ( $\mu g h^{-1}$ )
14	29253	2,87E+08

### 4.2.2 CTR Rio

Localizada no município de Seropédica ( $22^{\circ}47'30.55''S$   $43^{\circ}45'36.96''O$ ), a CTR Rio está em funcionamento desde o ano de 2011 e a Ciclus é a empresa responsável por sua operação. A CTR recebe cerca de 10.000 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes dos

municípios do Rio de Janeiro, Seropédica, Itaguaí, Mangaratiba, São João de Meriti, Pirai e Miguel Pereira.



**Figura 26.** CTR Rio  
Fonte: *Google Earth*

A Tabela 7 apresenta a emissão de  $N_2O$  na CTR Rio.

**Tabela 7.** Emissão de  $N_2O$  - CTR Rio

Número de Lagoas	Área Total das Lagoas (m <sup>2</sup> )	Emissão de $N_2O$ ( $\mu g h^{-1}$ )
36	102267	1,00E+09

#### 4.2.3 CTR São Gonçalo

A CTR de São Gonçalo (22°51'26.90"S 42°59'3.02"O) está em funcionamento desde o ano de 2012 e a Orizon é a empresa responsável por sua operação. A CTR recebe cerca de 1.131,53 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes apenas do município de São Gonçalo.



**Figura 27.** CTR São Gonçalo  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 8 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O na CTR de São Gonçalo.

**Tabela 8.** Emissão de N<sub>2</sub>O - CTR São Gonçalo

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
10	39528	3,88E+08

#### 4.2.4 CTR Santa Maria Madalena

A CTR de Santa Maria Madalena (22°2'56"S 41°53'32"O) está em funcionamento desde o ano de 2008 e a Mtr Madalena Tratamento de Resíduos Urbanos é a empresa responsável por sua operação. A CTR tem capacidade para receber 100 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes dos municípios de Santa Maria Madalena, Bom Jardim, Cantagalo, Carapebus, Conceição de Macabu, Cordeiro, Duas Barras, Macuco, Quissamã, São Sebastião do Alto e Trajano de Morais.



**Figura 28.** CTR Santa Maria Madalena  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 9 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O na CTR de Santa Maria Madalena.

**Tabela 9.** Emissão de N<sub>2</sub>O - CTR Santa Maria Madalena

Número de Lagoas	Área Total das Lagoas (m <sup>2</sup> )	Emissão de N <sub>2</sub> O (µg h <sup>-1</sup> )
2	583	5,73E+06

#### 4.2.5 Aterro de Macaé

O Aterro de Macaé (22°13'30.46"S 41°46'57.88"O) está em operação desde o ano de 2009 e a Construtora Zadar é a empresa responsável por seu gerenciamento. O aterro recebe, diariamente, cerca de 210 toneladas de resíduos e, na alta temporada, o número chega a 240 toneladas. Os resíduos são provenientes da própria cidade.



**Figura 29.** Aterro de Macaé  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 10 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O no Aterro de Macaé.

**Tabela 10.** Emissão de N<sub>2</sub>O - Aterro de Macaé

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
8	12851	1,26E+08

#### 4.2.6 Aterro de Campos

O Aterro de Campos (21°28'24.25"S 41°20'45.53"O) está em operação desde 2011 e a Vital Engenharia Ambiental é a empresa responsável por seu gerenciamento. O aterro recebe, diariamente, cerca de 1.155,6 toneladas de resíduos, sendo estes provenientes dos municípios de Campos dos Goytacazes, São Francisco de Itabapoana, São João da Barra, Lage do Muriaé, Miracema e Itaperuna.



**Figura 30.** Aterro de Campos  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 11 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O no Aterro de Campos.

**Tabela 11.** Emissão de N<sub>2</sub>O - Aterro de Campos

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
5	2451	2,41E+07

#### 4.2.7 CTR Belford Roxo

A CTR de Belford Roxo (22°41'58.18"S 43°23'26.93"O) está em funcionamento desde o ano de 2012 e a Bob Ambiental é a empresa responsável por sua operação. A CTR tem capacidade para receber 2.000 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes de Belford Roxo e Duque de Caxias.



**Figura 31.** CTR Belford Roxo

Fonte: *Google Earth*

A Tabela 12 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O na CTR de Belford Roxo.

**Tabela 12.** Emissão de N<sub>2</sub>O - CTR Belford Roxo

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
6	7050	6,93E+07

#### **4.2.8 Aterro de São Pedro da Aldeia**

O Aterro de São Pedro da Aldeia (22°49'38.22"S 42° 3'11.47"O) está em operação desde 2008 e a Dois Arcos é a empresa responsável pela mesma. O aterro recebe cerca de 381 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes dos municípios de São Pedro da Aldeia, Cabo Frio, Arraial do Cabo, Búzios, Iguaba Grande, Araruama, Saquarema, Casimiro de Abreu e Silva Jardim.



**Figura 32.** Aterro de São Pedro da Aldeia  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 13 apresenta a emissão de  $N_2O$  no Aterro de São Pedro da Aldeia.

**Tabela 13.** Emissão de  $N_2O$  - Aterro de São Pedro da Aldeia

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de <math>N_2O</math> (<math>\mu g\ h^{-1}</math>)</b>
6	12993	1,28E+08

#### 4.2.9 CTR Itaboraí

A CTR de Itaboraí (22°47'12.69"S42°50'28.63"O) está em funcionamento desde o ano de 2011. A CTR recebe cerca de 878 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes de Itaboraí, Maricá, Cachoeira de Macacu, Niterói, Rio Bonito, Tanguá, Paty do Alferes e Guapimirim.



**Figura 33.** CTR Itaboraí

Fonte: *Google Earth*

A Tabela 14 apresenta a emissão de  $N_2O$  na CTR de Itaboraí.

**Tabela 14.** Emissão de  $N_2O$  - CTR Itaboraí

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de <math>N_2O</math> (<math>\mu g h^{-1}</math>)</b>
7	5574	5,48E+07

#### **4.2.10 CTR Nova Iguaçu**

A CTR Nova Iguaçu (22°40'29.62"S 43°28'48.52"O) está em funcionamento desde o ano de 2003 e a Orizon é a empresa responsável por sua operação. A CTR recebe cerca de 5.000 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes de Nova Iguaçu, Queimados, São João de Meriti, Mesquita e Nilópolis.



**Figura 34.** CTR Nova Iguaçu  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 15 apresenta a emissão de  $N_2O$  na CTR de Nova Iguaçu.

**Tabela 15.** Emissão de  $N_2O$  - CTR Nova Iguaçu

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de <math>N_2O</math> (<math>\mu g\ h^{-1}</math>)</b>
10	8993	8,83E+07

#### **4.2.11 Aterro de Rio das Ostras**

O Aterro de Rio das Ostras (22°27'59.84"S 42°01'03.76"O) está em operação desde 2004. A CTR recebe cerca de 190 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes apenas do próprio município.



**Figura 35.** Aterro de Rio das Ostras  
 Fonte: Google Earth

A Tabela 16 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O no Aterro de Rio das Ostras.

**Tabela 16.** Emissão de N<sub>2</sub>O - Aterro de Rio das Ostras

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
8	5383	5,29E+07

#### 4.2.12 CTR de Vassouras

A CTR Vassouras (22°20'29.64"S 43°36'35.44"O) está em funcionamento desde o ano de 2012. A CTR é operada pela Concessionária Vale do Café e recebe cerca de 190 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes do próprio município, de Rio das Flores, de Barra do Piraí e Valença.



**Figura 36:** CTR Vassouras  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 17 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O na CTR de Vassouras.

**Tabela 17.** Emissão de N<sub>2</sub>O - CTR Vassouras

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
2	1436	1,41E+07

#### **4.2.13 Aterro de Paracambi**

O Aterro de Paracambi (22°37'49.39"S 43°40'49.96"O) está em funcionamento desde o ano de 2012. O aterro é operado pela Concessionária Centro Sul e recebe cerca de 30 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes dos municípios de Paracambi, Queimados, Mendes, Engenheiro Paulo de Frontin e Japeri.



**Figura 37.** Aterro de Paracambi  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 18 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O no Aterro de Paracambi.

**Tabela 18.** Emissão de N<sub>2</sub>O - Aterro de Paracambi

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
8	3245	3,19E+07

#### 4.2.14 Aterro de São Fidélis

O Aterro de São Fidélis (21°32'46.31"S 41°50'43.32"O) está em funcionamento desde o ano de 2010 e é gerenciado pelo Consórcio Noroeste Fluminense. O aterro recebe cerca de 29,2 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes dos municípios de São Fidélis, Aperibé, Cambuci, Cardoso, Moreira, Italva, Miracema e Santo Antônio de Pádua.



**Figura 38.** Aterro de São Fidélis  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 19 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O no Aterro de São Fidélis.

**Tabela 19.** Emissão de N<sub>2</sub>O - Aterro de São Fidélis

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
3	653	6,41E+06

#### **4.2.15 Aterro de Nova Friburgo**

O Aterro de Nova Friburgo (22°15'55.70"S 42°33'43.26"O) está em funcionamento desde o ano de 1998 e é operado pela Empresa Brasileira de Meio Ambiente. O aterro recebe cerca de 220 toneladas de resíduos por dia, sendo estes provenientes do próprio município.



**Figura 39.** Aterro de Nova Friburgo  
 Fonte: *Google Earth*

A Tabela 20 apresenta a emissão de N<sub>2</sub>O no Aterro de Nova Friburgo.

**Tabela 20.** Emissão de N<sub>2</sub>O - Aterro de Nova Friburgo

<b>Número de Lagoas</b>	<b>Área Total das Lagoas (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Emissão de N<sub>2</sub>O (µg h<sup>-1</sup>)</b>
3	683	6,71E+06

#### **4.3 Comparação da emissão de N<sub>2</sub>O em Lagoas de Acúmulo de Lixiviado em Aterros Sanitários e outros Setores**

Tendo em vista as emissões totais dos aterros sanitários avaliados, obteve-se uma emissão de 20 t N<sub>2</sub>O ano<sup>-1</sup> nas lagoas de acúmulo de lixiviado.

A Tabela 21 apresenta a emissão média de N<sub>2</sub>O nos outros setores no Estado do Rio de Janeiro, considerando o período de 2010-2019.

**Tabela 21.** Emissão média de N<sub>2</sub>O no Estado do Rio de Janeiro (2010-2019)

<b>Setor</b>	<b>Emissão (t N<sub>2</sub>O ano<sup>-1</sup>)</b>
Energia	1.803
Agropecuária	3.630
Processos Industriais	114
Resíduos	658
Mudança de Uso da Terra e Florestas	65

Fonte: SEEG (2020)

É importante ressaltar que para o cálculo da emissão média de N<sub>2</sub>O no setor de resíduos, os aterros sanitários não são incluídos como fonte de emissão (Tabela 21). No inventário feito pelo SEEG, a emissão de N<sub>2</sub>O neste setor é calculada utilizando a incineração dos resíduos como fonte de emissão.

Observa-se que a emissão de N<sub>2</sub>O em lagoas de acúmulo de lixiviado é a menor em relação às demais áreas. O setor responsável pela maior emissão de N<sub>2</sub>O no Estado do Rio de Janeiro é o setor agropecuário, sendo sua emissão superior à das lagoas de acúmulo de lixiviado em 181 vezes. Já nos setores de energia, processos industriais e de mudança de uso da terra e florestas, as emissões foram superiores às das lagoas de lixiviado em 90, 5 e 3 vezes, respectivamente.

Se a emissão por parte das lagoas de acúmulo de lixiviado fossem avaliadas no setor de resíduos, representariam 3% do total de emissão de N<sub>2</sub>O pelo setor.

## 5 CONCLUSÕES

Este trabalho avaliou a emissão de N<sub>2</sub>O em lagoas de acúmulo de lixiviado de um aterro sanitário localizado no Estado do Rio de Janeiro. Obteve-se uma taxa de emissão média de 9820  $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (861 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), sendo esta superior à de áreas de pastagem e no cultivo de cana de açúcar.

O valor da taxa de emissão de N<sub>2</sub>O em lagoas de acúmulo de lixiviado, considerando 15 aterros sanitários localizados no Rio de Janeiro, foi de 20 t N<sub>2</sub>O ano<sup>-1</sup>. Comparada as principais fontes de emissão no Estado, como o setor agropecuário, de energia, processos industriais, mudança de uso de terra e florestas e próprio setor de resíduos, a taxa de emissão de N<sub>2</sub>O em lagoas de lixiviado é inferior. No entanto, no que tange ao setor de resíduos, a emissão de N<sub>2</sub>O em aterros sanitários não é avaliada no inventário de emissões de GEE. Caso esta fonte de emissão fosse considerada, principalmente as lagoas de acúmulo de lixiviado, a emissão de N<sub>2</sub>O no setor de resíduos aumentaria em 3%.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS, A.A.; GUO, J.S.; PING, L.Z.; YA, P.Y.; AL-REKABI, W.S. **Review on Landfill Leachate Treatments**. American Journal of Applied Sciences, v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. ABRELPE, 2020.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. NBR 8419, 1984.

ADVIENTO-BORBE, M.A.; PADILLA, G.N.; PITTELKOW, C.M.; SIMMONDS, M.; KESSEL, C. van; LINQUIST, B. **Methane and Nitrous Oxide Emissions from Flooded Rice Systems following the End-of-Season Drain**. Journal of Environmental Quality, v. 44, p. 1071-1079, 2015.

ALVIM, R.B.; MELLO, W.Z. de; SILVEIRA, C.S.; KLIGERMAN, D.C.; RIBEIRO, R.P. **Emissões de óxido nitroso em águas fluviais não poluídas e poluídas da Bacia do Rio Paquequer (Teresópolis, Rio de Janeiro)**. Eng Sanit Ambient, v. 19, n. 4, p. 471-478, 2014.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. Washington: 23rd ed., 2017.

BARNEZE, A.S.; MAZZETTO, A.M.; ZANI, C.F.; MISSELBROOK, T.; CERRI, C.C. **Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil**. Atmospheric Environment, v. 92, p. 394-397, 2014.

BISZEK, M.; PAWŁOWSKA, M.; CZERWIŃSKI, J. **Evaluation of measurement methods and estimation of biogas emission from landfills**. Rocznik Ochrona Środowiska, v. 8, p. 27-43, 2006.

BORBA, P.F. de S.; MARTINS, E.M.; CORREA, S.M.; RITTER, E. **Emissão de gases do efeito estufa de um aterro sanitário no Rio de Janeiro**. Eng Sanit Ambient, v. 23, n. 1, p. 101-111, 2018.

BRASIL. Lei 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**. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm).> Acesso em 30 de agosto de 2021.

BROTTO, A.C.; DE MELLO, W.Z.; KLIGERMAN, D.C.; PICCOLI, A.S. **Nitrous oxide emissions from activated sludge wastewater treatment plant with prolonged aeration process**. Química Nova, v. 33, p. 618-623, 2010.

CABALLERO, A.R; AYMERICH, I; POCH, M.; PIJUAN, M. **Evaluation of process conditions triggering emissions of green-house gases from a biological wastewater treatment system**. Science of the Total Environment, v. 493, p. 384-391, 2014.

CAMPOS, J.C.; MOURA, D.; COSTA, A.P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F.V. da F.; CAMMAROTA, M.C.; CARDILLO, L. **Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate.** Journal of Environmental Science and Health, v. 48, p. 1105-1113, 2013.

CARVALHO, G.D.; MADARI, B.E.; CARVALHO, M.T. de M.; SILVA, M.A.S. da; SANTOS, A.B. dos; COSTA, A.R. da; CORRÊA, R.S.; OLIVEIRA, J. de M.; LEAL, W.G. de O.; SOUZA, D.M. de; MATSUSHIGE, I.; SANTOS, R.C.G. dos. **Impacto do manejo da adubação nitrogenada sobre a emissão de gás de efeito estufa óxido nitroso e a produtividade de arroz irrigado no Cerrado.** Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, v. 52, 2018.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.) et al. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2003

CORRÊA, R.S.; MADARI, B.E.; CARVALHO, G. D.; COSTA, A.R. DA; PEREIRA, A.C.C.; MEDEIROS, J. C. **Fluxos de óxido nitroso e suas relações com atributos físicos e químicos do solo.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 51, n. 9, p. 1148-1155, 2016.

CUNHA, C.E.S.C.P. da; RITTER, E.; FERREIRA, J.A. **O uso de indicadores de desempenho na avaliação da qualidade operacional dos aterros sanitários do Estado do Rio de Janeiro no triênio 2013-2015.** Eng Sanit Ambient, v. 25, n. 2, p. 345-360, 2020.

FOO, K.Y.; HAMEED, B.H. **An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process.** Journal of Hazardous Materials, v. 171, p. 54-60, 2009.

FRIES, J. GETROST, H. **Organic Reagents for Trace Analysis, MERCK - Método da Brucina,** p. 278, 1977.

FUJII, E.H.; GALVÃO, R.B.; ROSA, J.L.; FERNANDES, F.; KURODA, E.K. **Composição granulométrica do filtro ascendente para pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Eng Sanit Ambient, v. 24, n. 3, p. 525-535, 2019.

GROHS, M.; MARCHESAN, E.; GIACOMINI, S.J.; FILHO, A.C.; WERLE, I.S.; SILVA, A.L. DA; PAGLIARIN, V.L.; FLECK, A.G. **Greenhouse gas emissions during rice crop year affected by management of rice straw and ryegrass.** Rev Bras Cienc Solo, v. 44, 2020.

HE, P.; YANG, N.; GU, H.; ZHANG, H.; SHAO, L. **N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions from a bioreactor landfill operated under limited aerobic degradation conditions.** Journal of Environmental Sciences, v. 23, n. 6, p.1011-1019, 2011.

HO, Y-S. **Classic articles on social work field in Social Science Citation Index: a bibliometric analysis,** Scientometrics, v. 98, p.137-155, 2014.

HU, Z.; ZHANG, J.; LI, S.; XIE, H.; WANG, J.; ZHANG, T.; LI, Y.; ZHANG, H. **Effect of aeration rate on the emission of N<sub>2</sub>O in anoxic-aerobic sequencing batch reactors (A/O SBRs).** Journal of Bioscience and Bioengineering, v. 109, n. 5, p. 487-491, 2010.

IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press. In Press.

KAWAHIGASHI, F.; MENDES, M.B.; JÚNIOR, V.G. da A.; GOMES, V.H.; FERNANDES, F.; HIROOKA, E.Y.; KURODA, E.K. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado**. Eng Sanit Ambient, v. 19, n. 3, p. 235-244, 2014.

KJELDSSEN, 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.

KLEIN, F.B.; GONÇALVES-DIAS, S.L.F.; JAYO, M. **Gestão de resíduos sólidos urbanos nos municípios da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: uma análise sobre o uso de TIC no acesso à informação governamental**. Revista Brasileira de Gestão Urbana, v. 10, p. 140-153, 2018.

LEITE, V.D.; OLIVEIRA, A.G. de; CAMPOS, A.R.C.; SOUSA, J.T. de; LOPES, W.S.; OLIVEIRA, E.G. de. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. Revista DAE, n. 207, 2017.

LEY, M.B.R.G.; SILVA, L.D.B. da; NASCENTES, A.L. **Estado da arte dos modelos de previsão de geração de lixiviado de aterro sanitário**. In: SANTANA, R.F. DE; JÚNIOR, W.R.A.; EL-DEIR, S.G. (Org.). Resíduos sólidos: desenvolvimento e sustentabilidade. 1 ed. Recife: EDUFRPE, 2020, v. 1, p. 447-459.

LEY, M.B.R.G.; JUNIOR, R.A.F.C.; MENDONÇA, H.V. de; NASCENTES, A.L.; SILVA, L.D.B. da. **Comparison between prediction models and monitored data on leachate generation from a sanitary landfill in the metropolitan region of Rio de Janeiro, Brazil**. Int J Hydro, v. 5, p. 58-64, 2021.

LIU, T.; LIU, S.; HE, S.; TIAN, Z.; ZHENG, M. **Minimization of N<sub>2</sub>O emission through intermittent aeration in a Sequencing Batch Reactor (SBR): main behavior and mechanism**. Water, v. 13, 2021.

LIU, X.-L.; BAI, L.; WANG, Z.-L.; LI, J.; YUE, F.-J.; LI, S.-L. **Nitrous oxide emissions from river network with variable nitrogen loading in Tianjin, China**. Journal of Geochemical Exploration, v. 157, p. 153-161, 2015.

LOMBARDI, F.; COSTA, G.; SIRINI, P. **Analysis of the role of the sanitary landfill in waste management strategies based upon a review of lab leaching tests and new tools to evaluate leachate production**. Ambiente & Água, v. 12, n. 4, 2017.

LONG, X.-E.; HUANG, Y.; CHI, H.; LI, Y.; AHMAD, N.; YAO, H. **Nitrous oxide flux, ammonia oxidizer and denitrifier abundance and activity across three different landfill cover soils in Ningbo, China**. Journal of Cleaner Production, v. 170, p. 288-297, 2018.

LOPES, I.M.; PINHEIRO, E.F.M.; LIMA, E.; CEDDIA, M.B.; CAMPOS, D.V.B.,

ALVES, B.J.R. **Emissões de N<sub>2</sub>O em solos sob cultivo de cana-de-açúcar no bioma Mata Atlântica: Efeito dos sistemas de colheita e da adubação com vinhaça.** Revista Virtual de Química, v. 9, n. 5, p. 1930-1943, 2017.

LUO, J.; WYATT, J.; VAN DER WEERDEN, T.J.; THOMAS, S.M.; KLEIN, C.A.M de; LI, Y.; ROLLO, M.; LINDSEY, S.; LEDGARD, S.F.; LI, J.; DING, W.; QINK, S.; ZHANGK, N.; BOLAN, N.; KIRKHAM, M.B.; BAIK, Z.; MAK, L.; ZHANGK, X.; WANG, H.; LIU, H.; RYS, G. **Potential hotspot areas of nitrous oxide emissions from grazed pastoral dairy farm systems.** Advances in Agronomy, v. 145, p. 205-268, 2017.

MASCARENHAS, Y.S.; SILVA, M.A.S da; CORRECHEL, V.; SANTOS, A.B. dos; CARVALHO, M.T. de M.; MADARI, B.E.; COELHO, A.S.; GONÇALVES, G.M. de O.; CAETANO, P.H.P. **Emissão de óxido nitroso no cultivo de arroz irrigado no Brasil.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 55, e01497, 2020.

MAZZETTO, A.M.; BARNEZE, A.S; FEIGL, B.J.; VAN GROENIGEN, J.W.; OENEMA, O.; CERRI, C.C. **Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions.** Soil Biology & Biochemistry, v. 76, p. 242-248, 2014.

MELLO, W.Z. de; RIBEIRO, R.P.; BROTTTO, A.C.; KLIGERMAN, D.C.; Piccoli, A. de S.; OLIVEIRA, J.L.M. **Nitrous oxide emissions from an intermittent aeration activated sludge system of an urban wastewater treatment plant.** Quimica Nova, v. 36, n. 1, p. 16-20, 2013.

MOHAMMAD-PAJOOH, E.; WEICHHGREBE, D.; CUFF, G. **Municipal landfill leachate characteristics and feasibility of retrofitting existing treatment systems with deammonification - A full scale survey.** Journal of Environmental Management, v. 187, p. 354-364, 2017.

MOODY, C.M.; TOWNSEND, T.G. **A comparison of landfill leachates based on waste composition.** Waste Management, v. 63, p. 267-274, 2017.

MORAVIA, W.G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, EE/UFMG, 2007.

NAG, M.; SHIMAOKA, T; KOMIYA, T. **Nitrous oxide production during nitrification from organic solid waste under temperature and oxygen conditions.** Environmental Technology, v. 37, n. 22, p. 2890-2897, 2016.

NOGUEIRA, A.K. da S.; RODRIGUES, R. de A.R.; SILVA, J.J.N. da; BOTIN, A.A.; SILVEIRA, J.G. da; MOMBACH, M.A.; ARMACOLO, N.M.; ROMEIRO, S, de O. **Fluxos de óxido nitroso em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 51, n. 9, p. 1156-1162, 2016.

NOGUEIRA, A.K. da S.; RODRIGUES, R. de A.R.; CASTRO, B.S.; NOGUEIRA, T.F.; SILVA J.J.N. da; BEHLING, M.; MOMBACH, M.; ARMACOLO, N.; SILVEIRA, J.G. **Emissões de óxido nitroso e metano do solo em áreas de recuperação de pastagens na Amazônia Matogrossense.** Química Nova, v. 38, n. 7, p. 937-943, 2015.

OLIVEIRA, P.P.A.; AZENHA, M.V.; RODRIGUES, P.H.M.; ALVES, T.C.; LEMES, A.P.; PEDROSO, A. de F. **Emissão de óxido nitroso em pastagens tropicais de sistemas de produção de bovinos de corte.** In: SOTTA, E. D.; SAMPAIO, F. G.; COSTA, M. de S. N. (org.). Coletânea de fatores de emissão e remoção de gases de efeito estufa da pecuária brasileira. Brasília, DF: MAPA: SENAR, 2020.

PAREDES, D. da S; ALVES, B.J.R.; SANTOS, M.A. dos; BOLONHEZI, D.; SANT'ANNA, S.A.C. de; URQUIAGA, S.; Lima, M.A.; BODDEY, R.M. **Nitrous oxide and methane fluxes following ammonium sulfate and vinasse application on sugar cane soil.** Environ. Sci. Technol., v. 49, p. 11209-11217, 2015.

PAREDES, D. da S.; LESSA, A.C da R.; SANT'ANNA, S.A.C. de; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R. **Nitrous oxide emission and ammonia volatilization induced by vinasse and N fertilizer application in a sugarcane crop at Rio de Janeiro, Brazil.** Nutr Cycl Agroecosyst, v. 98, p. 41-55, 2014.

PINHEIRO, E.F.M.; SANTOS, C. de A.; SILVA, S. N. da; ALVES; B.J.R.; DAVID CAMPOS, D.V.B. de; CEDDIA, M.B. **Emissões de Óxido Nitroso sob Cobertura de Pastagem numa Topossequência em Seropédica, RJ.** Revista Virtual de Química, v. 10, n. 6, p. 1809-1827, 2018.

PORTELA, M.G.T; LEITE, L.F.C; SIGNOR, D.; ALVES, B.J.R.; SILVA, A.L. **Emissões de óxido nitroso em solo com cultivo de cana-de-açúcar sobre palhada.** Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v. 13, n. 3, e5564, 2018.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity.** Journal of Hazardous Materials, v. 150, n.3, p. 468-493, 2008.

RIBEIRO, L. da S.; GOMES, N.A.; ALMEIDA, M.V. de A.; PAIVA, W. de. **Análise da relação de indicadores físico-químicos do lixiviado gerado em um aterro sanitário no Semiárido Brasileiro.** Agropecuária Científica no Semiárido, v. 17, n. 1, p. 36-42, 2021.

RIBEIRO, R.P.; BUENO, R.F.; PIVELI, R.P.; KLIGERMAN, D.C.; MELLO, W.Z. de; OLIVEIRA, J.L.M. **The response of nitrous oxide emissions to diferente operating conditions in activated sludge wastewater treatment plants in Southeastern Brazil.** Water Science & Technology, v. 76, p. 2337-2349, 2018.

RIBEIRO, R.P.; MELLO, W.Z. de; ALVIM, R.B.; ANDRADE, S.A.; BROTTTO, A.C.; KLIGERMAN, D.C.; OLIVEIRA, J.L.M.; ALMEIDA, P.A. de. **Emissões de óxido nitroso do tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos com sistema de lodos ativados convencional.** Quimica Nova, v. 36, n. 7, p. 998-1003, 2013.

SANTOS, M.P.A.; TAVES, R. de F.; NASCENTES, A.L.; JUNIOR, A.B. de C. **Análise bibliométrica da produção científica nacional e internacional sobre tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Gestão de Resíduos Sólidos, Atena Editora, v. 2, p. 190-201, 2019.

SCHROEDER, P.R.; AZIZ, N. M.; LLOYD, C. M.; ZAPPI, P. A. **The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's guide for version 3**. Washington, DC: US Environmental Protection Agency Office of Research and Development, 1994.

SEEG - Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019**. SEEG, 2021.

SEEG - Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa. **Emissões Totais**. Disponível em: < [https://plataforma.seeg.eco.br/total\\_emission#](https://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#).> Acesso em 07 de setembro de 2021.

SHOULIANG, H.; BEIDOU, X.; HAICHAN, Y.; LIANSHENG, H.; SHILEI, F.; HONGLIANG, L. **Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages**. Journal of Environmental Sciences, v. 20, p. 492-498, 2008.

SIGNOR, D.; PISSIONI, L.L.M.; CERRI, C.E.P. **Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo**. Bragantia, Campinas, v. 73, n. 2, p. 113-122, 2014.

SILVA, A. F.; CRUZ, T. N. S.; NOBREGA, S. L. D.; SILVA FILHO, P. A.; ANTUNES, A. F. N. R. **Landfill leachate production through empirical methodologies: A case study of the lajes Site in Northeastern Brazil**. Electronic Journal of Geotechnical Engineering, v. 21, p. 2195-2213, 2016.

SILVEIRA, A.D.; FARIAS, M. de O.; SILVA, G.C. da; SILVA, G.T.; SCIVITTARO, W.B.; SOUSA, R.O. de. **Emissões de metano e óxido nitroso de planossolo cultivado com arroz irrigado e soja**. Anais do Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado. Brasília, DF: Embrapa; Pelotas: Sosbai, 2015.

SORDI, A.; DIECKOWA, J.; BAYER, C.; ALBURQUERQUE, M.A.; PIVA, J.T.; ZANATTA, J.A.; TOMAZI, M.; ROSA, C.M da; MORAES, A. de. **Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland**. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 190, p. 94–103, 2014.

SUN, S.; CHENG, X.; LI, S.; QI, F.; LIU, Y.; SUN, D. **N<sub>2</sub>O emission from full-scale urban wastewater treatment plants: a comparison between A<sup>2</sup>O and SBR**. Water Science & Technology, v. 67.9, 2013.

TAN, J., FU, H-Z., HO, Y-S. **A bibliometric analysis of research on proteomics in science citation index expanded**. Scientometrics, v. 98, p. 1473-1490, 2014.

TAVARES, R.L.M.; SPOKAS, K.; HALL, K.; COLOSKY, E.; SOUZA, Z.M. de; SCALA, N. la. **Sugarcane residue management impact soil greenhouse gas**. Ciência e Agrotecnologia, v. 42, n. 2, p. 195-203, 2018.

TEIXEIRA, L.M.S., RIBEIRO, M.S. **Estudo bibliométrico sobre as características da contabilidade ambiental em periódicos nacionais e internacionais**. Revista de Gestão Social e Ambiental, São Paulo, v.8, n.1, p.20-36, 2014.

TIAN, H.; XU, R.; CANADELL, J.G.; RONA, L.T.; WINIWARTER, W.; SUNTHARALINGAM, P.; DAVIDSON, E.A.; CIAIS, P.; JACKSON, R.B.; JANSSENS-MAENHOUT, G.; PRATHER, M.J.; REGNIER, P.; PAN, N.; PAN, S.; PETERS, G.P.; SHI, H.; TUBIELLO, F.N.; ZAEHLE, S.; ZHOU, F.; ARNETH, A.; BATTAGLIA, G.; BERTHET, S.; BOPP, L.; BOUWMAN, A.F.; BUITENHUIS, E.T.; CHANG, J.; CHIPPERFIELD, M.P.; DANGAL, S.R.S.; DLUGOKENCKY, E.; ELKINS, J.W.; EYRE, B.D.; FU, B.; HALL, B.; ITO, A.; JOOS, F.; KRUMMEL, P.B.; LANDOLFI, A.; LARUELLE, G.G.; LAUERWALD, R.; LI, W.; LIENERT, S.; MAAVARA, T.; MACLEOD, M.; MILLET, D.B.; OLIN, S.; PATRA, P.K.; PRINN, R.G.; RAYMOND, P. A.; RUIZ, D.J.; VAN DER WERF, G.R.; VUICHARD, N.; WANG, J.; WEISS, R.F.; WELLS, K.C.; WILSON, C.; YANG, J.; YAO, Y. **A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks.** *Nature*, v. 586, 2020.

UPSTILL-GODDARD, R.C.; SALTER, M.E.; MANN, P.J.; BARNES, J.; POULSEN, J.; DINGA, B.; FISKE, G.J.; HOLMES, R.M. **The riverine source of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from the Republic of Congo, western Congo Basin.** *Biogeosciences*, v. 14, p. 2267-2281, 2017.

VILHENA, A. **Lixo municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem**, 4. ed. São Paulo, 2018.

WANG, R.; ZHANG, H.; ZHANG, W.; ZHENG, X.; BUTTERBACH-BAHL, K.; LI, S.; HAN, S. **An urban polluted river as a significant hotspot for water-atmosphere exchange of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O.** *Environmental Pollution*, v. 264, 2020.

WANG, X.; JIA, M.; ZHANG, C.; CHEN, S.; CAI, Z. **Leachate treatment in landfills is a significant N<sub>2</sub>O source.** *Science of the Total Environment*, v. 596-597, p.18-25, 2017.

WANG, J.; CHEN, N.; YAN, W.; WANG, B.; YANG, L. **Effect of dissolved oxygen and nitrogen on emission of N<sub>2</sub>O from rivers in China.** *Atmospheric Environment*, v. 103, p. 347-356, 2015.

WANG, X.; JIA, M.; CHEN, X.; XU, Y.; LIN, X.; KAO, C.M.; CHEN, S. **Greenhouse gas emissions from landfill leachate treatment plants: A comparison of young and aged landfill.** *Waste Management*, v. 34, p. 1156–1164, 2014.

WANG, J.; ZHANG, J.; WANG, J.; QI, P.; REN, Y.; HU, Z. **Nitrous oxide emissions from a typical northern Chinese municipal wastewater treatment plant.** *Desalination and Water Treatment*, v. 32, p. 145-152, 2011.

WRAGE, N.; VELTHOF, G.L.; VAN BEUSICHEM, M.L.; OENEMA, O. **Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide.** *Soil Biology and Biochemistry*, v. 33, p. 1723-1732, 2001.

YANG, L.; DENG, Y.; WANG, X.; ZHANG, W.; SHI, X.; CHEN, X.; LAKSHMANAN, P.; ZHANG, F. **Global direct nitrous oxide emissions from the bioenergy crop sugarcane (*Saccharum spp.* inter-specific hybrids).** *Science of the Total Environment*, v. 752, 2021.

YANG, L.; LEI, K. **Effects of land use on the concentration and emission of nitrous oxide in nitrogen-enriched rivers.** *Environmental Pollution*, v. 238, p. 379-388, 2018.

YANG, N.; DAMGAARD, A.; LÜ, F.; SHAO, L-M.; BROGAARD, L.K-S.; HE, P-J. **Environmental impact assessment on the construction and operation of municipal solid waste sanitary landfills in developing countries: China case study.** Waste Management v. 34, p. 929-937, 2014.

YANG, Y.; ZHANG, M.; LI, Y.; FAN, X.; GENG, Y. **Controlled-release urea commingled with rice seeds reduced emission of ammonia and nitrous oxide in rice paddy soil.** Journal of Environmental Quality, v. 42, n. 6, p. 1661-1673, 2013.

YU, Z.; DENG, H.; WANG, D.; YE, M.; TAN, Y.; LI, Y.; CHEN, Z.; XU, S. **Nitrous oxide emissions in the Shanghai river network: implications for the effects of urban sewage and IPCC methodology.** Global Change Biology, v. 19, p. 2999-3010, 2013.

ZHANG, C.; GUO, Y.; WANG, X.; CHENA, S. **Temporal and spatial variation of greenhouse gas emissions from a limited controlled landfill site.** Environment International, v. 127, p. 387-394, 2019.

ZHANG, C.; LIU, J.; YANG, X.; CAO, W.; QIAN, G. **Degradation of refractory organics in biotreated landfill leachate using high voltage pulsed discharge combined with TiO<sub>2</sub>.** Journal of Hazardous Materials, v. 326, p. 221-228, 2017.

ZHANG, Z.S.; CHEN, J.; LIU, T.Q.; CAO, C.G.; LI, C.F. **Effects of nitrogen fertilizer sources and tillage practices on greenhouse gas emissions in paddy fields of central China.** Atmospheric Environment, v. 144, p. 274-281, 2016.

ZHANG, T.; HUANG, X.; YANG, Y.; LI, Y.; DAHLGREN, R.A. **Spatial and temporal variability in nitrous oxide and methane emissions in urban riparian zones of the Pearl River Delta.** Environ Sci Pollut Res, v. 23, p. 1552-1564, 2016.

ZHANG, X.; YIN, S.; LI, Y.; ZHUANG, H.; LI, C.; LIU, C. **Comparison of greenhouse gas emissions from rice paddy fields under different nitrogen fertilization loads in Chongming Island, Eastern China.** Science of the Total Environment, v. 472, p. 381-388, 2014.

ZHU, Y.; MERBOLD, L.; LEITNER, S.; WOLF, B.; PELSTER, D.; GOOPY, J.; KLAUS BUTTERBACH-BAHL, K. **Interactive effects of dung deposited onto urine patches on greenhouse gas fluxes from tropical pastures in Kenya.** Science of The Total Environment, v. 761, 2021.