

## **II-574 - POTENCIAL AGRONÔMICO DE BIOSSÓLIDOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO: UMA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA**

**Valéria Sun Hwa Mazucato<sup>(1)</sup>**

Administradora pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS). Mestre em Administração pela Universidade Municipal de São Caetano do Sul (USCS). Acadêmica e pesquisadora PIBIC do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Católica Dom Bosco (UCDB).

**Sergio Siqueira Amorim Junior**

Acadêmico de Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Católica Dom Bosco (UCDB).

**Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho**

Engenheiro Sanitarista e Ambiental. Doutor em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. Bolsista Produtividade pelo CNPq. Professor e pesquisador pela Universidade Católica Dom Bosco (UCDB).

**Denilson de Oliveira Guilherme**

Engenheiro Agrônomo pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Ciências Agrárias pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Doutor em Produção Vegetal (Fruticultura) pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Professor e pesquisador pela Universidade Católica Dom Bosco (UCDB).

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Av. Tamandaré, 6000, 79117-900. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e Centro de Tecnologia do Agronegócio. Universidade Católica Dom Bosco.

### **RESUMO**

Este artigo avaliou o potencial agronômico dos bio sólidos (SS) e suas características físico-químicas e biológicas para o atendimento das exigências legais brasileiras. Foram analisadas amostras do leito de secagem quanto aos macronutrientes nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) e a demanda desses macronutrientes nas culturas de eucalipto, soja, laranja e tomate. Foi analisada a presença de patógenos e seus limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 375/06 (BRASIL, 2006), Norma 503 (USEPA, 1994), Diretiva 86/278 EEC (UE, 1986). A mesma base de referência foi adotada para a avaliação dos contaminantes inorgânicos (metais), com adição da Instrução Normativa nº 27 (MAPA, 2006). Para os poluentes orgânicos emergentes (POE) utilizou-se somente a Resolução Conama nº 375/06 (BRASIL, 2006), uma vez que as demais legislações não abordam este tema. Os resultados evidenciaram que os SS apresentam potencial agronômico para atendimento das necessidades nutricionais das culturas analisadas, especialmente para o fósforo e que se enquadram nas determinações legais para reciclagem agrícola. Estes resultados reforçam e evidenciam a viabilidade e importância da reciclagem agrícola dos SS, principalmente pela necessidade de diminuição das descargas em aterros sanitários e pela possibilidade de reincorporar na cadeia produtiva os nutrientes que já foram utilizados pela sociedade, diminuindo a exploração das reservas naturais.

**PALAVRAS-CHAVE:** Potencial Agronômico, Bio sólidos, Reciclagem Agrícola.

### **ABSTRACT**

This article aimed to investigate the agronomic potential of biosolids and their physicochemical and biological characteristics to meet the existing legal requirements. Samples from the drying bed were analyzed for nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg) and sulfur (S) and the demand for these macronutrients in eucalyptus, soy, orange and tomato. For the analysis of the legal viability, the presence of inorganic contaminants (metals) and their concentrations in relation to the limits established by Conama Resolution 375 (MMA, 2006), USEPA (source) and Normative Instruction nº 27/2006 (MAPA). This same structure analysis was adopted for pathogens and for emerging organic pollutants (EOP). The results showed that the biosolids present agronomic potential to meet the nutritional needs of the analyzed crops, especially for phosphorus and that they fit the legal determinations for agricultural recycling. These results reinforce the current research that shows the viability and importance of agricultural recycling of biosolids, mainly due to the need to reduce discharges in sanitary landfills and the possibility of reincorporating in the production chain the nutrients that have already been used by human society, reducing exploitation of nature reserves.

**KEYWORDS:** Agronomic potential; sewage; sludge biosolids.

## INTRODUÇÃO

A aplicação agrícola de SS de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) consiste em uma interessante alternativa para o atendimento das necessidades nutricionais das culturas, por dispor em sua composição de uma grande concentração de nutrientes como fósforo (P), nitrogênio (N), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) (GUIMARÃES et al., 2018). Ao mesmo tempo, a aplicação agrícola contribui para a diminuição dos custos para disposição final deste resíduo, que pode chegar até a 60% dos custos de operação das ETEs (WEBBER; SHAMESS, 1984; PEREIRA et al., 2013), e para a mitigação de impactos negativos da disposição inadequada de SS, que pode comprometer os benefícios ambientais e sanitários esperados dos sistemas de tratamento de esgoto (ANDREOLI et al., 1998; LUDOVICE, 2000; BITTENCOURT, 2018).

Para tanto, tem se estudado as características dos SS e o comportamento dos nutrientes em sua composição quando feita a adubação com SS de diversas culturas (FARIA et al., 2017; RIAZ et al., 2018; MELO et al., 2018). Arduini et al. (2018), por exemplo, aplicando SS ao cultivo de cevada, identificou aumento da porosidade do solo e do teor de nitrato do solo, que afetou positivamente o crescimento e a absorção de N pela cevada. Comparado aos fertilizantes minerais, os SS produziu biomassa vegetativa 18% maior e 40% maior rendimento de grãos.

Existe, entretanto, relevantes preocupações acerca da sua utilização em áreas agrícolas produtivas deve ser feita de maneira cuidadosa. A presença de contaminantes inorgânicos (metais), patógenos e poluentes orgânicos emergentes representa um desafio para sua reciclagem agrícola, principalmente no que tange a segurança alimentar (BETTIOL e CAMARGO, 2006; BITTENCOURT et al., 2016).

Quando se projeta a utilização agrícola dos SS, os contaminantes inorgânicos (metais) consistem em uma das preocupações mais importantes. Fjällborg *et al.* (2005) explicam que os contaminantes inorgânicos (metais) podem acumular-se no solo depois de repetidas aplicações e, dependendo das concentrações, podem gerar impactos indesejáveis sobre os micro-organismos, as plantas e os animais. Entretanto, se tem sido defendido que a concentração presente nos SS normalmente se enquadra nas legislações existentes, além de representar quantidades muitas vezes menores que outros tipos de adubos orgânicos amplamente utilizados na agricultura (ALFTHAN et al., 2015; FIJALKOWSKI et al., 2017; SWATI e HAIT, 2017; LI et al., 2018). Diversos pesquisadores observaram que a concentração de metais no solo tem aumentado em escala global com o acréscimo da atividade agrícola e industrial, justamente pelo uso de fertilizantes e pesticidas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992). Ademais, Melo et al. (2018) em um estudo de 10 anos de aplicação de SS em solo tropical, observou que os impactos nos parâmetros biogeoquímicos no solo da aplicação de SS foi semelhante aos impactos provenientes da aplicação de fertilizantes minerais.

Outra preocupação existente para a aplicação agrícola dos SS é o comportamento de poluentes orgânicos emergentes (POEs), que tem sua concentração dependente das características do esgoto afluente da ETE e do processo de tratamento empregado no esgoto e no lodo (BITTENCOURT et al., 2016). Muitos desses poluentes orgânicos não são degradados durante os processos de tratamento de águas residuais (SMITH, 2009), e atingem os solos onde podem potencialmente causar danos aos organismos. Embora seu potencial tóxico e as concentrações encontradas no solo não signifiquem necessariamente uma preocupação com efeitos tóxicos agudos, muitos desses agentes químicos são conhecidos ou suspeitos de serem disruptores endócrinos e podem causar efeitos crônicos (DAMSTRA, 2002; CAVANAGH et al., 2018). O risco de efeitos adversos decorre não só da sua toxicidade, mas também da persistência e exposição a longo prazo. Concentrações internas altas, como observado quando os poluentes orgânicos se bioacumulam nos organismos, podem contribuir para o risco ambiental (ZHANG et al., 2017).

Em vista da importância deste tema, diversos estudos investigam a transferência dos poluentes para as plantas para plantas (EGGEN et al. 2013, MACHERIUS et al., 2012), a captação em raízes ou folhas ou partes de plantas aéreas similares (Prosser e Sibley, 2015), a toxicidade e a bioacumulação de produtos químicos analíticos, (Macherius et al., 2012) e a transferência de poluentes orgânicos dos SS para a macrofauna do solo (RIVIER et al., 2019). No intuito de contribuir para a disseminação dos conhecimentos sobre as características

dos SS, este trabalho objetiva investigar o potencial agrônomo dos SS e suas características físico-químicas e biológicas para o atendimento das exigências legais existentes para a reciclagem agrícola dos SS.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização deste trabalho, foram utilizados os SS gerados pela ETE Los Angeles, localizada na cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul (Latitude: 20° 26' 37" S; Longitude: 54° 38' 52" O; altitude de 612 m; 780 mil habitantes). A ETE Los Angeles é operada pela concessionária de saneamento Águas Guariroba e, recebe 90% do esgoto coletado na capital, sendo equipada por um sistema de tratamento com três etapas.

A primeira etapa consiste em tratamento preliminar gradeamento e desarenador; em sequência, tem-se o tratamento primário, por meio de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB); a terceira etapa consiste em tratamento com floco-decantador físico-químico; e por fim os SS gerados na segunda etapa, são destinados ao sistema de secagem e desidratação.

Os dados do estudo foram obtidos a partir dos relatórios oficiais disponibilizados pela operadora da ETE Los Angeles, referente as amostras coletadas trimestralmente diretamente do leito de secagem e enviadas para laboratório especializado. As análises laboratoriais foram realizadas conforme os parâmetros e metodologias a seguir: nitrogênio *kjeldahl* (SMEWW 22a Ed 2012 Método 4500-Norg B POPDAM106); enxofre (Ref. Externa CRL 0172: EPA 5050 e 300.0); coliformes termotolerantes (POP PA 040); ovos viáveis de helmintos (USEPA 625/R-92/013); *Salmonella sp.* (IOP - A 5.089 Rev.02); contaminantes inorgânicos (USEPA 6010C:2007 ver.3); dioxinas e furanos (EPA 023A/ EPA 8290A: 2007); poluentes orgânicos emergentes (rev.03 e USEPA 8270 D rev. 04:2007)

No que tange ao potencial agrônomo investigou-se os macronutrientes nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) e a demanda desses macronutrientes para as culturas de eucalipto, soja, laranja e tomate. Foram consideradas as necessidades de macronutrientes destas culturas para a produção esperada em um hectare (Malavolta, 1996), vistas na Tabela 1.

**Tabela 1. Produção esperada por 1 hectare de cultivo.**

Cultura	Quantidade de produção
Soja	2,5 toneladas de grãos
Eucalipto	100 m <sup>3</sup> de madeira
Laranja	18 toneladas de frutos
Tomate	40 toneladas de frutos

**Fonte:** Malavolta (1996).

Em paralelo, para efeito de comparação, considerou-se uma taxa de aplicação de 1 tonelada de SS por hectare e comparou-se também os teores de macronutrientes dos SS da ETE Los Angeles com os de outras ETEs (escolhidas por possuírem estudos de caracterização de SS e localizarem-se em cidades de até 1 milhão de habitantes de clima tropical), na intenção de situar as quantidades dentro de um cenário semelhante.

Para a análise dos aspectos legais, analisou-se a presença de patógenos em relação aos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 375/06 (BRASIL, 2006a), Norma 503 (USEPA, 1994), Diretiva 86/278 EEC (UE, 1986). A mesma base de referência foi adotada para a avaliação dos contaminantes inorgânicos (metais), com adição da Instrução Normativa nº 27 (BRASIL, 2005). Para os poluentes orgânicos emergentes (POE) utilizou-se somente a Resolução Conama nº 375/06 (BRASIL, 2006a), uma vez que as demais legislações não abordam este tema.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Potencial Agronômico

A Tabela 2 apresenta o teor dos macronutrientes encontrados nos SS da ETE Los Angeles, para cada 1 tonelada de resíduo, comparados aos valores encontrados na literatura a respeito de outras ETEs brasileiras de clima tropical.

**Tabela 2. Teor de macronutrientes nos SS da ETE Los Angeles.**

	ETE Los Angeles	ETE Barueri <sup>(1)</sup>	ETE Jundiaí <sup>(1)</sup>	ETE Mangueira <sup>(2)</sup>	ETE Paranavaí <sup>(3)</sup>	ETE Franca <sup>(1)</sup>
<b>Nitrogênio (N)</b>	31,64 ± 6,72	42,1	27	22,5	22,2	68,2
<b>fósforo (P)</b>	14,5 ± 1,31	26,9	7,2	45	0,95	12,9
<b>potássio (K)</b>	1,85 ± 0,95	1	1	2,1	0,34	1
<b>cálcio (Ca)</b>	12,95 ± 6,32	47,8	9,8	9,4	8,3	24,8
<b>magnésio (Mg)</b>	6 ± 2,66	4,5	1,7	1,2	3	2,2
<b>enxofre (S)</b>	11,63 ± 1,23	17,1	26,8	0	0	15,7

**Fonte:** (1) Bettiol e Camargo (2006); (2) Galdos et. al. (2004); (3) Nascimento et. al. (2004).

Percebe-se que os teores de N, P, K, Ca e S variam entre as ETEs, sendo decorrentes das composições do esgoto recebido. Observa-se que o teor de N é maior do que das ETEs Jundiaí, Mangueira e Paranavaí, bem como de outros estudos, como de Rocha et al. (2003) (21,0 kg.t<sup>-1</sup>) e Simonete et al. (2003) (29,1 kg.t<sup>-1</sup>) e o teor de P, menor que os teores encontrados nas ETEs Barueri e Mangueira, mas maiores que as ETEs Jundiaí, Paranavaí e Franca. O teor de K, assim como nas demais ETEs, encontrou-se abaixo de 2,5 kg.t<sup>-1</sup>. O teor de Ca, por sua vez, foi menor que os teores encontrados nas ETEs Barueri e Franca, mas maiores que as ETEs Jundiaí, Mangueira e Paranavaí. O Mg apresentou teor maior que as demais ETEs comparadas (6 ± 2,66) e o S apresentou teor menor que as ETEs de Barueri, Jundiaí e Franca, considerando que Mangueira e Paranavaí não tiveram quantidades consideráveis observadas de S.

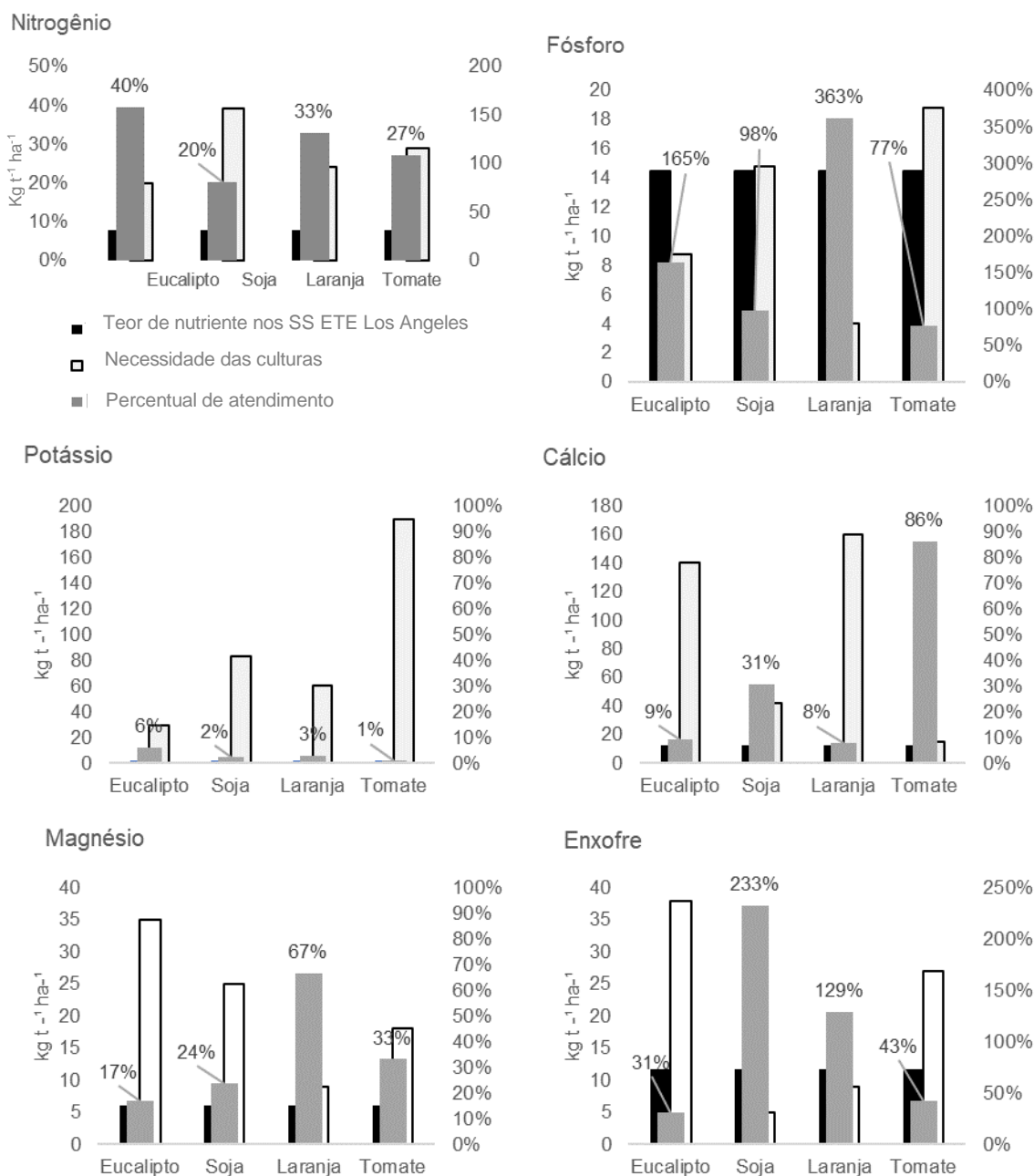
O percentual de atendimento do teor de macronutrientes encontrados nos SS da ETE Los Angeles, comparados com as culturas de eucalipto, soja laranja e tomate, está apresentado na Figura 1. Observa-se na figura 1 que o teor de N de 38kg t<sup>-1</sup> representou um percentual de atendimento de 40% para eucalipto, 20% para soja, 33% para laranja e 27% para tomate. Quanto ao fósforo, o teor encontrado nos SS foi de 14,5kg t<sup>-1</sup> e o percentual de atendimento dos SS foi de 165% para eucalipto, 363% para laranja, 98% para soja e 77% para tomates.

Faria *et. al.* (2017) explica que a importância do P encontrado nos SS consiste em sua biodisponibilidade, que aumenta a função nutricional e é importante em solos tropicais, que possuem níveis de P muito baixos. Os autores citam que SS tratados por pirolise (biochar), por exemplo, tem uma considerável quantidade de P em formas solúveis, o que aumenta o nível de biodisponibilidade do P para consumo das plantas. Shiba e Ntuli (2017) utilizaram ácidos para a precipitação de P como estruvita, hydroxyapatites ou fosfatos de cálcio, porém como aspecto negativo desta técnica ocorre a precipitação conjunta de metais, sendo necessários procedimentos posteriores para extração dos mesmos, que encarecem o processo. Falayi (2019), na tentativa de solucionar este efeito negativo, estabilizou SS por meio de lixiviação alcalina, encontrando resultados positivos.

O teor de potássio, similar a outros estudos brasileiros (BETTIOL e CAMARGO 2006; GALDOS *et. al.* 2004; NASCIMENTO *et. al.* 2004; MELO et al 2018), atingiu baixos percentuais de atendimento, sendo o maior deles de 6% para eucalipto (Figura 1). Faria *et. al.* (2017) encontraram resultados parecidos, em que a aplicação de SS não aumentou a quantidade de K disponível no solo quando comparada ao tratamento mineral, mas tiveram resultados positivos quando aplicados de forma conjunta com fertilizantes minerais.

O cálcio atendeu 31% para a cultura de soja e para as culturas de eucalipto e laranja, que tem maiores necessidades de cálcio, foi de 9% e 8%, respectivamente. Quanto ao magnésio, o percentual de atendimento

para eucalipto foi de 17%, 24% para soja e 33% da demanda para tomate. A cultura da laranja obteve melhor percentual, atingindo 67%. O teor de enxofre atendeu parcialmente as culturas de eucalipto e tomate, com percentual de 31% e 43%, respectivamente. Para culturas de soja o percentual de atendimento foi de 233% e para laranja foi de 129%. A importância da fertilização de solos com enxofre se dá pelo crescimento da quantidade de áreas naturalmente deficientes deste macronutriente, bem como por causa do aumento de demanda por maior produtividade (SCHERER, 2001).



**Figura 1. Percentual de atendimento dos macronutrientes demandados pelas culturas de eucalipto, soja, laranja e tomate, para 1 hectare e uma taxa de aplicação de 1 ton ha<sup>-1</sup>**



Este resultado reitera resultados obtidos por outros autores que evidenciam que os SS podem substituir ou complementar fertilizantes minerais para N e P (SINGH e AGRAWAL, 2008; ARDUINI et al., 2018, SCAGLIA et al., 2018). No que tange ao P, a importância do uso de SS como fertilizante se fortalece pelo fato das reservas naturais de P estarem se esgotando ao redor do mundo (MOREIRA e SIQUERA, 2006; VACCARI e STRIGUL, 2011, FALAYI, 2019). Além disso, 80% do fósforo disponível em reservas rochosas contém baixos níveis de P e altos níveis de elementos radioativos como urânio (CIESLIK e KONIECZKA, 2017).

### Microrganismos Patogênicos

A tabela 3 apresenta a concentração de microrganismos patogênicos encontrados nos SS da ETE Los Angeles em comparação com as legislações brasileira, americana e da união europeia, sendo que as três normas estabelecem dois níveis de qualidade, Classe A e Classe B.

**Tabela 3. Concentração de microrganismos patogênicos nos SS da ETE Los Angeles.**

	Resultado	Resolução CONAMA 375 (Brasil) <sup>(1)</sup>			Norma 503 (EUA) <sup>(2)</sup>			Diretiva 86/278 EEC (União Europeia) <sup>(3)</sup>		
		Classe A	Classe B	Classificação	Classe A	Classe B	Classificação	Classe A	Classe B	Classificação
<b>E. coli<sup>(1)</sup></b>	9100 NMP. g <sup>-1</sup> ST	< 10 <sup>3</sup> NMP. g <sup>-1</sup> ST	< 10 <sup>6</sup> NMP. g <sup>-1</sup> ST	B	<10 <sup>3</sup> NMP. g <sup>-1</sup> ST	< 20 <sup>6</sup> NMP. g <sup>-1</sup> ST	B	<10 <sup>3</sup> NMP.g <sup>-1</sup> ST	<10 <sup>5</sup> NMP.g <sup>-1</sup> ST	B
<b>Salmonella</b>	ND	ND em 10g ST	NE	A	< 3 NMP em 4g ST	NE	A	ND em 2 g ST	NE	A
<b>Vírus entéricos</b>	<3,59	< 0,25 UFP.g <sup>-1</sup> de ST	NE	A	< 0,25	NE	A	NE	NE	A
<b>Ovos de helminthos</b>	<0,25	< 0,25 g <sup>-1</sup> ST	< 10 g <sup>-1</sup> ST	A	< 1 .(4g) <sup>-1</sup> ST	NE	A	NE	NE	A

NMP: número mais provável; UFP: unidade formadora de placa; UFF: unidade formadora de foco; ST: sólidos totais; ND: não detectável; NE: não especificado. **Fonte:** Dados da pesquisa, (1) BRASIL (2006); (2) USEPA (1994); (3) EU (1986).

Pelos resultados apresentados na tabela 3, os SS provenientes da ETE Los Angeles classificam-se nas três legislações como classe B, pois possuem concentração de *Escherichia coli* maior do que o limite permitido para a Classe A. No entanto, as possibilidades de aplicação de SS de Classe B se diferenciam nestas legislações.

No Brasil, a Resolução CONAMA 375 determina que para a reciclagem agrícola, os SS devem estar no mínimo na Classe B e o uso de SS classificados como Classe B é restrito à silvicultura, e ao cultivo de café, ou culturas para produção de fibras e óleos, com a aplicação mecanizada (BRASIL, 2006). Nas normas internacionais o uso de SS Classe B pode ser feito em quaisquer culturas, observando os intervalos para cultivo/colheita determinados.

No cenário de comparação deste estudo, de acordo com a Conama 375/2006 apenas a cultura de eucalipto poderia receber SS Classe B. Soja, laranja e tomate poderiam receber SS, se classificados como Classe A, sendo que para a cultura de tomate seria necessário uma espera de 48 meses entre a aplicação e o cultivo. Já conforme Diretiva 86/278 da união europeia e da Norma 503, a aplicação dos SS Classe B poderia ser feita em todas as culturas, resguardando o intervalo de 12 a 30 meses entre aplicação e plantio, para as culturas alimentícias, ou seja, tomate, soja e laranja.

Certamente, procedimentos de tratamento dos SS poderiam ser adotados, como a digestão anaeróbia por meio de biodigestores, que permitiriam a devida esterilização dos SS para atendimento da legislação da Classe A, além de ter os custos energéticos do processo cobertos pela geração de biogás (SCAGLIA et. al., 2018).

Outra tecnologia testada ao redor do mundo consiste na pirolise em condições anóxicas. Faria et. al. (2017) testaram durante dois anos SS e como resultado obteve padrões microbiológicos adequados para a aplicação agrícola.

### Contaminantes inorgânicos (metais)

A Tabela 4 compara os valores das amostras de SS em relação aos os limites estabelecidos pelas legislações brasileiras, americana e europeia.

**Tabela 4. Concentração de metais nos SS da ETE Los Angeles.**

	<b>Resultados</b>	<b>IN n° 27/06 (1) (Brasil)</b>	<b>Resolução CONAMA 375(2) (Brasil)</b>	<b>Norma 503(3) (EUA)</b>	<b>Diretiva 86/278 EEC (União Europeia) (4)</b>
Arsênio (As) (mg kg <sup>-1</sup> )	<0,5 ± 0	20 Atende	41 Atende	75 Atende	- N/E
Bário (Ba) (mg kg <sup>-1</sup> )	178,95 ± 120,76	- N/E	1300 Atende	- N/E	- N/E
Cádmio (Cd) (mg kg <sup>-1</sup> )	<0,05 ± 0	3 Atende	39 Atende	85 Atende	3 Atende
Chumbo (Pb) (mg kg <sup>-1</sup> )	26,85 ± 23,75	150 Atende	300 Atende	840 Atende	300 Atende
Cobre (Cu) (mg kg <sup>-1</sup> )	247,23 ± 189,04	- N/E	1500 Atende	4300 Atende	400 Atende
Crômio (mg kg <sup>-1</sup> )	76,025 ± 56,37	200 Atende	1000 Atende	- N/E	135 Atende
Merúrio (mg kg <sup>-1</sup> )	<0,5 ± 0	1 Atende	17 Atende	57 Atende	1 Atende
Molibdênio (mg kg <sup>-1</sup> )	5,5 ± 7,37	- N/E	50 Atende	75 Atende	- N/E
Níquel (mg kg <sup>-1</sup> )	22,43 ± 15,91	- N/E	420 Atende	420 Atende	75 Atende
Selênio (mg kg <sup>-1</sup> )	<0,5 ± 0	70 Atende	100 Atende	100 Atende	- N/E
Zinco (mg kg <sup>-1</sup> )	817,43 ± 445,98	80 Não atende	2800 Atende	7500 Atende	300 Não atende

NE: não especificado. **Fonte:** Dados da pesquisa, (1) BRASIL (2005); (2) BRASIL (2006); (3) USEPA (1994); (4) EU (1986).

Observa-se que as concentrações de contaminantes inorgânicos encontrados nos SS estão dentro dos limites estabelecidos pela Instrução Normativa 27/06 (MAPA, 2006), Conama 375 (BRASIL, 2006), Norma 503 (USEPA, 1994) e Diretiva da Comunidade Europeia 86/278; com exceção do Zn.

Li et al. (2018), estudou concentrações de contaminantes inorgânicos em estrumes de gado (corte e leite), frango de corte, galinhas poedeiras, ovelhas e suínos de corte e constatou que a concentração de As nestes fertilizantes são superiores a concentração encontrada nos SS da ETE Los Angeles. A quantidade de Cd dos SS da ETE Los Angeles (<0,05 ± 0), além de atender aos limites das legislações, é inferior ao encontrado em estrume de suínos (QIAN et al., 2018) e de outros adubos orgânicos, como estrume de gado de corte e leite, e galinhas poedeiras (LI et al., 2018). O mesmo acontece com a quantidade de Cu (247,23 mg.kg<sup>-1</sup>), que atende os limites das legislações e é inferior ao encontrado por Swati e Hait (2017) e por Li et al. (2018) (2.484 mg.kg<sup>-1</sup> em estrumes de suínos).

A concentração de Pb (26,85 ± 23,75), mesmo sendo maior do que as encontradas por Riaz et al. (2018) (74.2 ± 6.2, 47.6 ± 3.7, 18.1 ± 1.1, 124 ± 9.9 mg kg<sup>-1</sup>) e por Li et al. (2018) em estrumes de suínos (9,6 mg kg<sup>-1</sup>) e ovelhas (25,7 mg kg<sup>-1</sup>), está dentro dos limites permitidos pela legislação e é menor que outros SS (KCHAOU et al., 2018). Os mesmos autores também encontraram quantidades maiores de Hg, do que a ETE Los Angeles.

No que tange ao Ni, a quantidade encontrada nos SS da ETE Los Angeles foi menor do que as concentrações de Ni em SS na Alemanha de 1977 a 2012, estudados por Fijalkowski et al. (2017). Já o Se nos SS da ETE LA foi encontrado em quantidade menor que Alfthan et al. (2015), segundo o qual, este elemento, quando em baixas quantidades, serve como micronutriente, sendo essencial a funções da biota.

A concentração de Zn dos SS da ETE Los Angeles ( $817,43 \pm 445,98$ ), embora superior aos limites estabelecidos pela IN nº 27/06 e pela Diretiva 86/278 EEC, e tenha sido maior do que o encontrado em outros SS ( $470 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (KCHAOU et al., 2018), foi inferior ao encontrado em estrume de suínos (LI et al., 2018).

#### **Poluentes Orgânicos Emergente (POEs)**

Em vista a os poluentes orgânicos emergentes, a Resolução Conama 375 (BRASIL, 2006) determina que 34 substâncias orgânicas devem ser fiscalizadas no SS, não determinando limites máximos de concentração no resíduo, mas no solo, para apenas para 24, não incluindo os 12 poluentes orgânicos persistentes contidos na Convenção de Estocolmo (ANNEX, 2008), cuja fabricação e uso estão proibidos no Brasil desde 2004.



**Tabela 5. Concentração de POEs nos SS em comparação com a Resolução 375 Conama.**

POEs	Resultados	Resolução CONAMA 375/06 <sup>(1)</sup>	Unidades	Atendimento
1,2-Diclorobenzeno	<10 ± 0	0,73	(µg/kg)	Atende
1,3-Diclorobenzeno	<10 ± 0	0,39	(µg/kg)	Atende
1,4-Diclorobenzeno	<10 ± 0	0,39	(µg/kg)	Atende
1,2,3-Triclorobenzeno	<10 ± 0	0,1	(µg/kg)	Atende
1,2,4-Triclorobenzeno	<10 ± 0	0,011	(µg/kg)	Atende
1,3,5-Triclorobenzeno	<10 ± 0	0,5	(µg/kg)	Atende
1,2,3,4-Tetraclorobenzeno	<6,75 ± 9,03	0,16	(µg/kg)	Atende
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	<6,75 ± 9,03	0,01	(µg/kg)	Atende
1,2,3,5-Tetraclorobenzeno	<6,75 ± 9,03	0,0065	(µg/kg)	Atende
Di-n-butil ftalato	<6,75 ± 9,03	0,7	(µg/kg)	Atende
Di (2-etilhexil) ftalato (DEHP)	<6,75 ± 9,03	1	(µg/kg)	Atende
Dimetil ftalato	<6,75 ± 9,03	0,25	(µg/kg)	Atende
Cresóis	<77,75 ± 121,94	0,16	(µg/kg)	Atende
2,4-Diclorofenol	<6,75 ± 9,03	0,031	(µg/kg)	Atende
2,4,6-Triclorofenol	<6,75 ± 9,03	2,4	(µg/kg)	Atende
Pentaclorofenol	<11,25 ± 9,47	0,16	(µg/kg)	Atende
Benzo(a)antraceno	<3,38 ± 4,52	0,25	(µg/kg)	Atende
Benzo(a)pireno	<3,38 ± 4,52	0,052	(µg/kg)	Atende
Benzo(k)fluoranteno	<3,38 ± 4,52	0,38	(µg/kg)	Atende
Indeno (1,2,3-c, d) pireno	<3,38 ± 4,52	0,031	(µg/kg)	Atende
Naftaleno	<57,5 ± 107,76	0,12	(µg/kg)	Atende
Fenantreno	<2,03 ± 2,71	3,3	(µg/kg)	Atende
Lindano	<2,03 ± 2,71	0,001	(µg/kg)	Atende
Aldrin	<2,03 ± 2,71	NE	(µg/kg)	-
Dieldrin	<2,03 ± 2,71	NE	(µg/kg)	-
Endrin	<2,03 ± 2,71	NE	(µg/kg)	-
Clordano	<3,38 ± 4,52	NE	(µg/kg)	-
Heptacloro	<0,68 ± 0,90	NE	(µg/kg)	-
DDT	<0,68 ± 0,90	NE	(µg/kg)	-
Toxafeno	<5,75 ± 9,5	NE	(µg/kg)	-
Mirex	<0,68 ± 0,90	NE	(µg/kg)	-
Hexaclorobenzeno	<3,38 ± 4,52	NE	(µg/kg)	-
PCB's	<0,7 ± 0,90	NE	(µg/kg)	-
Dioxinas e Furanos	<0,001 ± 0	NE	(µg/kg)	-

Fonte: Dados da pesquisa. (1) BRASIL (2006).

Pode-se observar na tabela 5 que os SS gerados na ETE Los Angeles não tiveram poluentes orgânicos detectados pela metodologia utilizada. Observa-se também que, com exceção do Lindano, todos os limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira (BRASIL, 2006) são maiores do que os limites mínimos de quantificáveis do estudo. Além disso, outros 11 poluentes orgânicos não regulados pela legislação brasileira foram testados, mas todos se apresentaram abaixo do limite quantificável da metodologia.

Embora os resultados sejam animadores, existe uma genuína preocupação com a presença de poluentes orgânicos emergentes nos SS, que possam ocasionar risco à saúde humana ou ao meio ambiente, principalmente pela falta de informações sobre o comportamento destes compostos, que traz a necessidade de mais estudos sobre o tema (CAVANAGH et al., 2018), inclusive pelo fato de que nem os POEs de meia-vida curta possuem garantia de riscos ambientais mínimos, já que mesmo a exposição a curto prazo pode causar bioacumulação e riscos de efeitos crônicos ou mesmo transgeracionais (RIVIER et al., 2019). Ainda assim, os resultados deste estudo parecem indicar que as medidas legais de precaução quanto ao uso de SS na agricultura são atendidas, o que mais uma vez reitera o potencial agrônomo dos SS.

## CONCLUSÕES

Os resultados deste artigo confirmaram o potencial agrônomo dos SS provenientes da ETE Los Angeles, evidenciando os teores de nutrientes em quantidades suficientes para atender as culturas analisadas, verificando-se a devida dosagem de aplicação dos SS no solo. Também se verificou que os SS atendem aos critérios determinados pela CONAMA 375, sendo viável para uso.

Em escala real, devido ao fato de que a maioria dos solos não fornece quantidades adequadas de N para garantir o desenvolvimento das plantas, a reciclagem agrícola de SS para complementação ou substituição dos fertilizantes químicos como fonte de N, poderiam proporcionar redução de custos aos agricultores e impactos positivos ao meio ambiente, já que podem claramente atender as necessidades nutricionais até de culturas mais exigentes, uma vez ajustadas as taxas de aplicação.

Após a análise das determinações legais comparadas para microrganismos patogênicos, observou-se que os SS da ETE Los Angeles atendem aos requisitos para aplicação agrícola, no enquadramento de Classe B, que é rigidamente restrita à silvicultura, café ou culturas para produção de fibras e óleos, com a aplicação mecanizada. Nestas características, dentre as culturas comparadas, apenas a de eucalipto poderia receber SS. Soja, Laranja e tomate poderiam receber os SS da ETE Los Angeles, desde que se aplicassem tratamentos mais eficientes para a remoção de microrganismos patogênicos, para a obtenção da CLASSE A. Já conforme as normas internacionais, poderiam ser aplicados SS de Classe B em quaisquer culturas após o intervalo para cultivo/colheita determinados.

Os resultados de contaminantes inorgânicos evidenciaram o amplo atendimento da Resolução Conama 375 e da Norma 503, enquanto que para a Diretiva 86 (EU, 1986) e para a IN 27 (BRASIL, 2005) houve excesso de Zinco. Entretanto, considerando que a Conama 375 regulamenta a reciclagem agrícola no Brasil, os SS da ETE Los Angeles se enquadram nas exigências para aplicação no solo.

Quanto aos POEs, os resultados ficaram abaixo dos limites mínimos detectáveis, os quais, com exceção do Lindano, são menores do que os estabelecidos pela Resolução Conama 375 (BRASIL, 2006). Outros 11 poluentes orgânicos não regulados pela legislação brasileira foram testados, mas todos se apresentaram abaixo do limite quantificável da metodologia. As legislações internacionais comparadas nos outros parâmetros deste estudo não possuem regulamentos específicos para estes compostos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALFTHAN, Georg et al. Effects of nationwide addition of selenium to fertilizers on foods, and animal and human health in Finland: From deficiency to optimal selenium status of the population. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 31, p. 142-147, 2015.
2. ANDREOLI, C. V. et al. A Gestão dos bio-sólidos gerados em Estações de Tratamento de Esgoto Doméstico. *Engenharia e Construção*, v. 24, p. 18-22, 1998.

3. ANNEX, C. of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Section VB–Part II Source category (b): Cement kilns firing hazardous waste, 2008.
4. ARDUINI, Iduna; CARDELLI, Roberto; PAMPANA, Silvia. Biosolids affect the growth, nitrogen accumulation and nitrogen leaching of barley. *Plant, Soil and Environment*, v. 64, n. 3, p. 95-101, 2018.
5. BASTOS, Rafael KX; BEVILACQUA, Paula Dias; MARA, David Duncan. Análise crítico-comparativa das regulamentações brasileira, estadunidense e britânica de qualidade microbiológica de biossólidos para uso agrícola. *Revista DAE*, v. 191, n. 1, p. 10-20, 2013.
6. BETTIOL, Wagner; DE CAMARGO, Otávio Antônio. Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006., 2006.
7. BITTENCOURT, Simone et al. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 43-53, 2016.
8. BITTENCOURT, Simone. Gestão do uso agrícola do lodo de esgoto: estudo de caso do estado do Paraná, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 6, 2018.
9. BRADY, N.C; WEIL, R.R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 704p.
10. BRAILE, P. M; CAVALCANTI, J. E. W. A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo: CETESB, 1993, 764 p.
11. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Resolução 375, de 29 de agosto de 2.006. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2006.
12. BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução Normativa nº 23 - aprova as definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos Fertilizantes Orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à Agricultura. 2005.
13. CAVANAGH, Jo-Anne E. et al. Assessment of endocrine disruption and oxidative potential of bisphenol-A, triclosan, nonylphenol, diethylhexyl phthalate, galaxolide, and carbamazepine, common contaminants of municipal biosolids. *Toxicology in Vitro*, v. 48, p. 342-349, 2018.
14. DAMSTRA, Terri. Potential effects of certain persistent organic pollutants and endocrine disrupting chemicals on the health of children. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, v. 40, n. 4, p. 457-465, 2002.
15. EGGEN, B. J. L. et al. Microglial phenotype and adaptation. *Journal of Neuroimmune Pharmacology*, v. 8, n. 4, p. 807-823, 2013.
16. EUROPEAN COMMUNITY COUNCIL directive on the protection of the environmental and in particular of the soil when sewage sludge is used in agriculture. Official Journal Euro. Comon L. 187/6. 1986.
17. FARIA, Walda Monteiro et al. Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment. *Archives of Agronomy and Soil Science*, v. 64, n. 4, p. 505-519, 2018.
18. FERREIRA, A. C. ; ANDREOLI, C. V. ; JÜRGENSEN, D. Produção e características dos biossólidos. In: USO e manejo de lodo de esgoto na agricultura. Rio de Janeiro : PROSAB, 1999.
19. FIJALKOWSKI, Krzysztof et al. The presence of contaminations in sewage sludge–The current
20. FJÄLLBORG, B. et al. Identification of metal toxicity in sewage sludge leachate. *Environment International*, v.31, n.1, p.25-31, 2005.
21. GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 3, 2004.
22. GASIC, KSENIJA; KORBAN, SCHUYLER S. Heavy metal stress. In: *Physiology and molecular biology of stress tolerance in plants*. Springer, Dordrecht, 2006. p. 219-254.
23. GUIMARÃES, Juliana Caroni Silva; CORDEIRO, Juni; VITORINO, Diego Carlos Ferreira Rosa. Utilização do lodo de esgoto na agricultura: uma análise cienciométrica. *Research, Society and Development*, v. 7, n. 9, p. 2, 2018.
24. IAWQ. Activated sludge model. International Association on Water Quality. [s.l]: IAWQ Scientific and Technical Reports, [s.v], n.2, 1995.
25. JONES, R. et al. Genome organization and expression. In" *The molecular life of plants*"(JWa Sons, ed.) pp 74-114. 2013.
26. KABATA-PENDIAS, A. e PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. Boca Raton: CRC, 1992, 315p.

27. KCHAOU, R et al. . Agricultural use of sewage sludge under sub-humid Mediterranean conditions : effect on growth , yield , and metal content of a forage plant. *Arabian Journal of Geosciences*, 2018.
28. LI, H. et al. Hydrothermal liquefaction of typical livestock manures in China: Biocrude oil production and migration of heavy metals. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2018. v. 135, n. September, p. 133–140,
29. LUDOVICE, M. Experiência da companhia de saneamento do distrito federal na reciclagem agrícola de biossólido. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds) *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: EmbrapaMeioAmbiente, 2000. p.153-162.
30. MACHERIUS, André et al. Uptake of galaxolide, tonalide, and triclosan by carrot, barley, and meadow fescue plants. *Journal of agricultural and food chemistry*, v. 60, n. 32, p. 7785-7791, 2012. MALAVOLTA, E. Nutri-Fatos. *Arquivo do Agrônomo*, n. 10, Piracicaba: POTAFOS, 1996.
31. MATTIAZO-PREZOTTO, E; ANDRADE, C. A. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: IV Lixiviação de N e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: EMBRAPA, 2000 p. 203-208.
32. MATTIAZZO, M.E.; GLÓRIA, N.A. da. Effect of vinasse on soil acidity. *Water Science and Technology*, London, 19(7):1293-96, 1987.
33. MELO, Wanderley et al. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. *Science of the total environment*, v. 643, p. 1493-1501, 2018.
34. MIAZAWA, M. GIMENEZ, S. M. N.; FERNANDES, F; OLIVEIRA, E. L.; SILVA, S. M. C. P. Efeito do lodo de esgoto nos teores de metais pesado no solo e na planta In: ANDREOLI, C. LARA, A. I.; FERNANDES, F. (orgs). *Reciclagem agrícola de lodo de esgoto: transformando problemas em soluções*. Curitiba: SANEP AR/F INEP, 2001. p. 204 – 224.
35. MOREIRA. F. M. S; SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2 ed. atualizada e ampliada. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729.
36. NASCIMENTO, CWA do et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 2, p. 385-392, 2004.
37. OLIVEIRA, F. C. et al. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. *Scientia Agricola*, p. 360-367, 1995.
38. PAGLIA, Edmilson C. et al. Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 1, p. 94-100, 2007.
39. PEREIRA, Renata Delfino; TAKENAKA, Edilene M. Murashita; FLUMINHAN JR, Antonio. *RECICLAGEM AGRÍCOLA DE BIODSÓLIDOS: ASPECTOS AMBIENTAIS E ACEITAÇÃO*. In: *Colloquium Humanarum*. 2013. p. 90-101.
40. PRADO, R. M. *Nutrição de plantas*. São Paulo-SP: UNESP, 2008. 407 p.
41. QIAN, X. et al. Heavy metals accumulation in soil after 4 years of continuous land application of swine manure: A field-scale monitoring and modeling estimation. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.107>>; *Chemosphere*, v. 210, p. 1029–1034, 2018.
42. RIAZ, Umair; MURTAZA, Ghulam; FAROOQ, Muhammad. Influence of different sewage sludges and composts on growth, yield, and trace elements accumulation in rice and wheat. *Land degradation & development*, v. 29, n. 5, p. 1343-1352, 2018.
43. RIVIER, Pierre-Adrien et al. Transfer of organic pollutants from sewage sludge to earthworms and barley under field conditions. *Chemosphere*, v. 222, p. 954-960, 2019.
44. SCAGLIA, Barbara et al. Sanitation ability of anaerobic digestion performed at different temperature on sewage sludge. *Science of the Total Environment*, v. 466, p. 888-897, 2014.
45. SCHERER, H.W. Sulphur in crop production. *European Journal of Agronomy*, Montpellier, v. 14, p.81-111, 2001.
46. SHIBA, N.C., Ntuli, F., 2017. Extraction and precipitation of phosphorus from sewage sludge. *Waste Manage.* 60, 191–200.
47. SÍGOLO, Joel Barbujani; PINHEIRO, Cynthia Helena Ravena. Lodo de esgoto da ETE Barueri-SP: Proveniência do enxofre elementar e correlações com metais pesados associados. *Geologia USP. Série Científica*, v. 10, n. 1, p. 39-51, 2010.
48. SIMONETE, Marcia Aparecida et al. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, 2003.
49. SINGH, R. P.; AGRAWAL, Manindra. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste management*, v. 28, n. 2, p. 347-358, 2008. *Journal of environmental management*, v. 203, p. 1126-1136, 2017.

50. SMITH, S. R. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, v. 367, n. 1904, p. 4005-4041, 2009.
51. SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Relatórios. Diagnóstico anual Água e Esgotos. 2016 (ano base). Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>
52. SWATI, A.; HAIT, S. Fate and bioavailability of heavy metals during vermicomposting of various organic wastes: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 109, p. 30-45, 2017.
53. TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPAHOL, I.; MELO, J. MARQUES, M. O. *biossólidos na agricultura*. 2. ed. São Paulo: ABES, 2002. 468p.
54. USEPA - United States Environmental Protection Agency. English guide to the EPA 503 part biosolids rule. Washington, 1994 Disponível em: <<http://www.epa.gov/OW-OWM.html/mtb/biosolids/503pe/index.htm>>.
55. VIANA, Eloise Mello et al. Doses de nitrogênio e potássio no crescimento do trigo. *Bragantia*, v. 69, n. 4, p. 975-982, 2010.
56. VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C. O.; VOLSCHAN JUNIOR, I.; FLORÊNCIO, L. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos d'água. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (Coord). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009, pp. 26-51.
57. WEBBER, M. D.; SHAMESS, A. Land utilization of sewage sludge: a Discussion Paper. Toronto: Expert COMMITTEE on Soil and Water Management, 1984. 48 p.
58. ZHANG, Cheng et al. Uptake and translocation of organic pollutants in plants: A review. *Journal of integrative agriculture*, v. 16, n. 8, p. 1659-1668, 2017.