

**A PRODUÇÃO DE BIOCHAR: um caminho para a circularidade**

**FLAVIA BITTENCOURT MORE**  
UFSC UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

**CARLA TOGNATO DE OLIVEIRA**  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

**FABÍOLA TOMASSONI**  
UFSC UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

**JORGE MANUEL RODRIGUES TAVARES**

### 1. INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico acelerado, aliado a diversificação das atividades humanas nas últimas décadas, vem resultando em maior demanda pela água, e, conseqüentemente, em maior geração de efluentes. Na tentativa de minimizar a contaminação dos recursos hídricos, os efluentes sanitários são tratados em estações de tratamento de esgoto (ETEs), apresentando como principal subproduto, em termos de volume, o lodo de esgoto. Na União Europeia, estima-se que o peso seco anual de lodo de esgoto produzido seja entre 10 a 13 milhões de toneladas (COMISSÃO EUROPEIA, 2010). Isso devido ao aumento acentuado da população, tratamento de efluentes mais rigoroso e o aumento do número de domicílios conectados à rede de esgoto.

O lodo de esgoto é um resíduo que contém altos níveis de nitrogênio, fósforo e concentrações significativas de micronutrientes, oligoelementos, microrganismos e micropoluentes (AGRAWAL; SINGH, 2008; SUMNER, 2000). Normalmente este resíduo é destinado a aterros sanitários. Entretanto, os problemas ambientais decorrentes desse método e o alto custo que representa para as estações de tratamento promovem uma crescente necessidade de implementação de novas alternativas de disposição final que sejam mais eficazes, de baixo custo e menos impactantes ambientalmente (VELGHE et al., 2012).

O reaproveitamento desse resíduo surge como uma tendência mundial abordada pelo conceito de economia circular (EC). A EC descreve a disruptura dos paradigmas econômicos, apresentando uma melhor alternativa para o atual modelo de desenvolvimento econômico, baseado na lógica linear “extrair, produzir e descartar” (NESS, 2008). Kirchherr et al. (2017) conceituam a EC como um sistema econômico que substitui o conceito de 'fim-de-vida' pela redução, reutilização, reciclagem, e recuperação de materiais nos processos de produção, distribuição e consumo. Dito isso, a circularidade do processo de tratamento do lodo de esgoto e a inserção de seus nutrientes no solo, constitui a agricultura regenerativa, que tem como objetivo devolver a matéria orgânica à biosfera, reconstruindo a qualidade do solo e o capital natural, ao invés de esgotá-lo (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2019).

Em decorrência da sua composição em termos de matéria orgânica e nutriente, o lodo de esgoto pode ser aplicado ao solo atuando como fertilizante e melhorando suas características físicas como taxa de infiltração, capacidade de retenção de água, respiração e agregação (ANGIN, 2013). Contudo, a sua utilização direta no solo pode ser arriscada, pois este resíduo pode apresentar microrganismos patogênicos e metais pesados (HE et al., 2010). Neste contexto, métodos termoquímicos são alternativas promissoras para o tratamento e reutilização do lodo de esgoto, em razão da sua inerente melhoria na eliminação dos microrganismos patogênicos e compostos orgânicos tóxicos, além de melhor constituição microbiana do solo (INTERNATIONAL BIOCHAR INICIATIVE, 2018; JAYARAMAN; GOKALP, 2015). Em virtude disso, a pirólise por micro-ondas vem ganhando espaço dentre as tecnologias em processamento térmico, mostrando vantagens em relação aos métodos convencionais.

Atualmente, muitos estudos vêm sendo realizados utilizando a técnica de pirólise no lodo de esgoto (INGUANZO et al., 2000). Entretanto, esta técnica quando aplicada em materiais orgânicos, como o lodo de esgoto, gera a emissão de hidrocarboneto aromático policíclico (HPA) que são compostos de baixa hidrossolubilidade, considerados potencialmente carcinogênicos, sendo associados diretamente à carcinogênese em humanos (SHIMADA, 2006; TARANTINI et al., 2011). Sua síntese é influenciada pelo tipo de

biomassa presente, pressão, quantidade de oxigênio disponível e, principalmente, a temperatura de combustão (CONDE et al., 2004).

Visto isso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o método de pirólise por micro-ondas para a produção de biochar como potencial retorno do lodo de estação de tratamento de esgoto para o ciclo biológico. O artigo apresenta-se estruturado da seguinte forma: Seção 2 explana os conceitos abordados por esse artigo e seu contexto atual. Seção 3 apresenta a metodologia de produção do biocarvão, métodos de extração e medição dos HPAs. Seção 4 indica o programa de extração escolhido e discute os resultados obtidos na análise das amostras reais de biocarvão. Por fim, temos as conclusões apontadas na seção 5.

## 2. PRODUÇÃO DE BIOCHAR, CIRCULARIDADE E OS HPAs

### 2.1 *Economia Circular*

O atual modelo linear de extração-produção-uso-despejo e fluxo de energia do sistema econômico moderno é insustentável (FROSCHE; GALLOPOULOS, 1989). Desta forma, a abordagem da Economia Circular (EC) dá ênfase à reutilização de produtos, componentes e materiais, remanufatura, reformas, reparos, e modernização, bem como a utilização de energia solar, eólica, de biomassa e derivada de resíduos na cadeia de valor dos produtos e ciclo de vida do berço ao berço (MIHELICIC et al., 2003; BRAUNGART et al., 2007).

Segundo Korhonen et al. (2018), a EC limita o fluxo de produção a um nível que a natureza tolera e utiliza ciclos ecossistêmicos em ciclos econômicos, respeitando suas taxas de reprodução natural. Os fluxos materiais liberados da economia para a natureza devem estar em uma forma que a natureza possa utilizar em suas próprias funções. Não apenas a bioenergia, a celulose, o papel, a madeira, os alimentos e os biomateriais podem fazer parte dos ciclos da economia da natureza, economia natural etc., mas também outros resíduos produzidos pela sociedade podem servir como parte desses ciclos renováveis conjuntos. Este tipo de atividade é fortemente defendido em visões de negócios recentes do berço ao berço, onde os chamados “nutrientes biológicos” dentro das indústrias que utilizam biomassa são devolvidos à biosfera, onde contribuem para o crescimento da biomassa e para a manutenção da biodiversidade, ou seja, trabalhar e apoiar a base de origem das economias na natureza.

### 2.2 *Biochar*

Para Mayer et al. (2016), o biochar (biomassa carbonizada), é um material rico em carbono de origem pirogênica, similar a outros tipos de carvão, sendo definido como subproduto da geração de energia térmica ou elétrica e da produção de biodiesel ou bio-óleo a partir de biomassa, além de que, é uma fonte renovável de energia (PETTER; MADARI, 2012). Sua produção é feita por termo-decomposição de materiais orgânicos (biomassa como madeira, estrume ou folhas) sob oferta limitada de oxigênio (O<sub>2</sub>) e temperaturas relativamente baixas (<700 °C) (INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE, 2018).

Petter e Madari (2012) indicam que o biochar contribui com a melhoria dos atributos do solo em função de suas características físico-químicas, proporcionando, assim, o aumento da produtividade seja em função da melhoria das características dessa superfície ou através de um possível efeito eletrofisiológico. Para Yu et al. (2007), quando adicionado aos solos, o biochar pode aumentar o pH, aperfeiçoar a capacidade de troca catiônica, melhorar as propriedades físicas (como a capacidade de agregação, porosidade, aeração e armazenamento de água), adsorver poluentes orgânicos hidrofóbicos e, portanto, aumentar a sua produtividade (Glaser et al., 2002).

Desta forma, a conversão pirolítica do lodo de esgoto em biochar vem de encontro a uma nova abordagem para a sustentabilidade proposta pela Europa, converter fluxos / resíduos / rejeitos em produtos mais valiosos (ZABANIOTOU; KAMATEROU, 2019).

### *2.3 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos*

Toro, McGrath e Hansen (2000) definem o termo Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos como os componentes que possuem apenas carbono e hidrogênio em sua constituição. Quimicamente, os HPA constituem-se por dois ou mais anéis de benzeno ligados em arranjos lineares, cluster ou angulares.

Segundo Abdel-Shafy e Mansour (2016), os HPA são gerados principalmente durante a combustão incompleta de materiais orgânicos (ex. carvão, óleo, petróleo e madeira). Muitos possuem propriedades tóxicas, mutagênicas e/ou cancerígenas. Os HPA são altamente lipossolúveis e, portanto, absorvidos prontamente a partir do trato gastrointestinal dos mamíferos.

De acordo com Mayer et al. (2016), o biochar possui elevado coeficiente de adsorção para HPA. É essa capacidade de adsorção que regula em grande parte a exposição dos HPA que estão ligados às partículas desses materiais. Para Cornelissen e Gustafsson (2004) e Koelmans et al. (2006), essa forte sorção pode ser responsável por altos níveis de HPA em partículas pirogênicas. Muitos dos HPA encontrados no biochar são classificados como poluentes prioritários e são duramente regulados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, devido às suas propriedades carcinogênicas, mutagênicas ou teratogênicas (SIMONEIT, 1998; SIMONEIT, 2002; ABRANJO et al., 2003).

### *2.4 Legislação para hidrocarbonetos policíclicos aromáticos presentes no biochar*

De acordo com o “Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil” (Diretrizes Padronizadas para a Definição de Produtos e Testes de Produtos para Biochar que é Usado no Solo, em tradução livre), todos os materiais de biochar devem atender a limiares de avaliação de toxicidade do solo. Os compostos tóxicos podem ser divididos em duas categorias: as que podem estar presentes nas matérias-primas utilizadas (metais e bifenilos policlorados), e aqueles que podem ser produzidos pelo processo de conversão termoquímica usado para criar biochar (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e dioxinas). Devido à presença potencial dessas substâncias, o biochar deve atender à frequência de teste de avaliação de substâncias tóxicas e apresentar soma total de HPA abaixo de 6 mg/kg (INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE, 2015).

## **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

### *3.1 Produção do biocarvão*

O lodo de esgoto sanitário foi coletado na estação de tratamento de esgoto da cidade de Karlovy Vary, localizada na região ocidental da República Tcheca. A produção do biocarvão foi realizada no Centro de Pesquisa AdMaS da Faculdade de Engenharia Civil em cooperação com Bionic E&M spol., pertencente à Universidade Tecnológica de Brno, situada na cidade de Brno, República Tcheca.

As amostras do lodo de esgoto foram processadas por um reator de pirólise por micro-ondas com capacidade de tratamento de até 80 quilos de biomassa seca. O reator funciona a temperaturas de até 250°C, e é constituído também por um sistema de tratamento e purificação de gases liberados durante a pirólise. Primeiramente as amostras são peletizadas e moídas para então serem carbonizadas, conforme a metodologia de Keiluweit et al. (2012). Para a execução deste trabalho, foram testadas 10 amostras de biochar em duplicata (n=10), as quais foram produzidas com três tempos de pirólise (40, 50 e 60 °C), variação de temperatura

na faixa de 100 a 220°C e pressão na faixa de 350 a 400 mBar. As amostras 1 e 2 correspondem a porções de lodo seco, não pirolizado, enquanto as amostras de 3 à 12 passaram pelo processo de pirólise.

### 3.2 Método de extração com solvente pressurizado (ESP)

Com o intuito de encontrar a melhor condição de operação do reator de pirólise por micro-ondas em função da menor emissão de HPA foi utilizado o método de extração com solvente pressurizado (ESP) para a extração dos HPAs. Este método oferece maior automação do processo de extração, menor demanda de solvente utilizado durante o processo, elevado rendimento na extração, recuperação dos compostos e tempos de processo mais curtos.

A técnica de ESP foi realizada em extrator automático – modelo: ASE 350 Dionex. Para esta etapa do trabalho foram utilizadas 3 amostras (n=3) do mesmo biochar comercial, por este ser mais estável. Primeiramente, foi preparada a amostra correspondente ao branco, na qual adicionaram-se esferas de vidro a uma célula de extração de aço inoxidável de 66mL (patron), mais 15µL dos Padrões Deuterados, naftaleno-d8, acenafteno-d10, antraceno-d10, criseno-d12, perileno-d12 (HPA – mix 24,10 ng/µL). Os Padrões Deuterados foram adicionados às amostras, em concentração e quantidade conhecidas para que se pudesse controlar as perdas de HPA para o ambiente, que usualmente ocorrem durante o processo de análise. Para a preparação das amostras de biomassa foram misturados 1g de biochar com 1g de hidromatrix, material que visou o aumento da estabilidade do processo. Posteriormente, 1g da mistura foi adicionada no patron, que recebeu 15 µL de Padrões Deuterados e o resto da mistura de biochar e hidromatrix. As condições de processo foram: pressão de 140 bar, temperatura de 100°C e solvente o diclorometano (CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>). Neste contexto, foram escolhidos três programas para análise (X: três ciclos de 15 minutos; Y: dois ciclos de 20 minutos e Z: dois ciclos de 15 minutos), realizadas sequencialmente por três vezes, conforme Tabela 1.

**Tabela 1.** Parâmetros variáveis e fixos utilizados no processo de ESP.

<b>PARÂMETROS VARIÁVEIS</b>		
<b>PROGRAMA</b>	<b>Número de ciclos</b>	<b>Tempo de Duração do ciclo</b>
<b>X</b>	3	15 min
<b>Y</b>	2	20 min
<b>Z</b>	2	15 min
<b>PARÂMETROS FIXOS</b>		
	<b>Temperatura</b>	100 °C
	<b>Pressão</b>	140 bar
	<b>Solvente</b>	Diclorometano
	<b>Lavagem Solvente</b>	<b>com</b> 20 s
	<b>Lavagem Nitrogênio</b>	<b>com</b> 1 min

As extrações das amostras foram avaliadas a partir dos gráficos gerados por Calorimetria Gasosa – Espectrometria de Massa (CG-EM), equipamento Leco Inc. – Pegasus III GC-TOF-MS. Os compostos de controle de hidrocarbonetos foram separados das amostras com o equipamento Agilent 6890 GC, método autosampler com injeção de 1µL de amostra na coluna. Obtendo como resposta o tempo de residência, concentração, massa molar, nível de similaridade do tempo de retorno medido e o tabelado, área de pico, altura do pico e a massa molecular.

Para a análise dos resultados foram utilizadas as concentrações máximas descritas nas Diretrizes Padronizadas para a Definição de Produtos e Testes de Produtos para Biochar que é Usado no Solo, em tradução livre (“Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil”), desenvolvido pelo International Biochar Initiative (IBI) e que é constantemente atualizado (INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE, 2018).

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

##### 4.1 Determinação do programa de extração com solvente pressurizado (ESP)

É importante referir que uma amostra de biocarvão pode possuir dezenas de compostos, no entanto, apenas os 16 HPA US EPA prioritários foram considerados na análise dos dados. A Tabela 2 apresenta as porcentagens das concentrações finais relativas a cada amostra de biochar em relação aos três programas de extração utilizados.

**Tabela 2** - Porcentagens referentes às concentrações finais de HPA nos programas de extração testados

NOME	PROGRAMA X		PROGRAMA Y		PROGRAMA Z	
	P.D. %	Final %	P.D. %	Final %	P.D. %	Final %
NAFTALENO <sup>1</sup>		-		-		48,35
ACENAFTILENO <sup>2</sup>		2,68		1,47		2,22
ACENAFTENO		1,44		2,76		0,82
FLUORENO		4,41		4,74		1,61
FENANTRENO <sup>3</sup>		31,47		29,11		18,09
ANTRACENO		5,37		5,39		3,16
FLUORETANO		13,99		15,26		8,37
PIRENO		16,18		18,03		9,78
BENZO[A]ANTRACENO <sup>4</sup>		5,50		5,97		3,29
CRISENO		6,55		7,28		4,31
BENZO[J]FLUORANTENO <sup>5</sup>		0,00		0,00		-
BENZO[K]FLUORANTENO		4,10		4,59		-
BENZO[A]PIRENO		4,90		5,39		-

<b>BENZO[GHI]PERILENO</b>	1,41	0,00	-
<b>INDENO[1,2,3-CD]PIRENO</b>	0,00	0,00	-
<b>DIBENZ[A,H]ANTRACENO</b>	2,01	0,00	-
<b>NAFTALENO-D8</b>	0,00	0,00	36,60
<b>ACENAFTENO-D10</b>	83,67	82,65	155,86
<b>ANTRACENO-D10</b>	132,83	147,47	121,51
<b>CRISENO-D12</b>	110,83	121,53	89,17
<b>PERILENO-D12</b>	116,17	111,93	0,00

**1 CICLO BENZÊNICO: D-NAFTALENO; 2 CICLO BENZÊNICO: D-ACENAFTENO; 3 CICLO BENZÊNICO: D-ANTRACENO; 4 CICLO BENZÊNICO: D-CRISENO; 5 CICLO BENZÊNICO: D-PERILENO.**

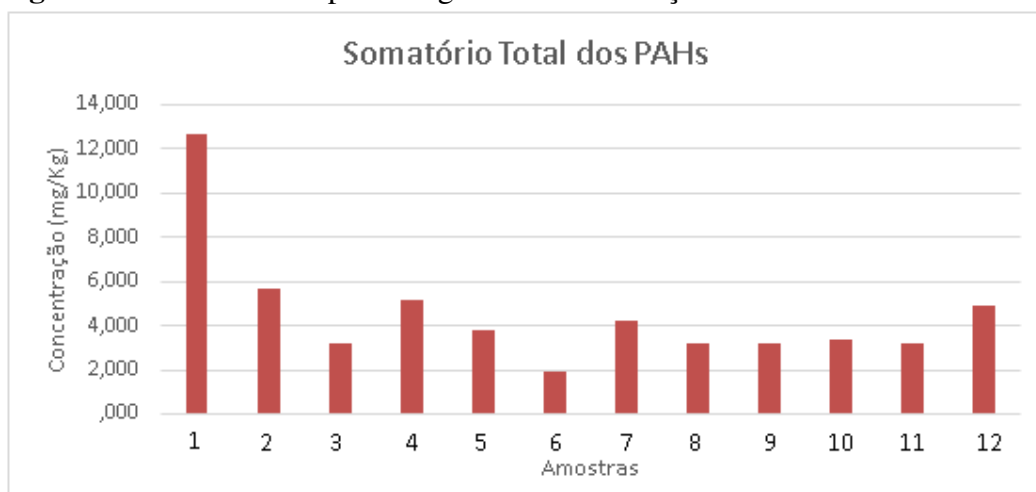
Os 16 HPA US EPA prioritários encontrados foram divididos em 5 ciclos benzênicos a fim de simplificar a avaliação dos resultados. Nota-se que o composto controle naftaleno-d8 sofreu evasão total nos programas X e Y, impossibilitando a medição do hidrocarboneto. Já no programa Z o Naftaleno apresentou porcentagem de 48,35%, porém houve ausência na medição de outros seis compostos relacionados ao perileno-d12. As concentrações dos compostos de controle acenafteno-d10 e criseno-d12 foram de aproximadamente 83% e 110%, respectivamente, para o programa X e de 82% e 121%, para o programa Y. Valor superior foi encontrado para o composto controle acenafteno-d10, aproximadamente 155%, e inferior para o composto controle criseno-12, aproximadamente 89%, para programa Z. Valores relativamente parecidos foram encontrados para a concentração do composto controle antraceno-d10 nos três programas avaliados, a faixa de concentração ficou entre 120 a 150%.

Em relação à variação média dos valores calculados para os compostos controles entre os três programas avaliados obteve-se 2,1% para os compostos acenafteno-d10 e criseno-d12. Porém o grupo representado pelo antraceno-d10 apresentou desvios maiores (até 13%), o que indica problemas na extração desses compostos. Como resposta da otimização dos três programas para a extração de HPA, o mais eficiente seria aquele que apresentasse concentrações finais de HPA superiores, ou seja, o que sofreu perdas menores para o ambiente (Programa Y: 2 ciclos de 20 minutos). Todavia, para extração das amostras reais foi selecionado o Programa Z (2 ciclos de 15 minutos), pois o tempo para análise e a quantidade de solvente utilizados são menores.

#### *4.2 Resultado das análises em amostras reais: comparação entre os resultados obtidos e a legislação vigente*

A Figura 1 apresenta o somatório das concentrações totais de HPA encontradas nas amostras reais analisadas. De acordo com as diretrizes desenvolvidas pelo IBI, os valores máximos de HPA no biocarvão permitidos para aplicação no solo é de  $6\text{mg.kg}^{-1}$ .

**Figura 1-** Somatório das porcentagens de concentração final de HPA nas amostras reais



Dos resultados obtidos cabe ressaltar que nenhuma amostra pirolisada (3 a 12) excedeu a concentração máxima indicada, permitindo considerar que os processos de pirólise aplicados foram eficazes. A única amostra que excedeu o permitido pela legislação foi a número 1, que ultrapassou o valor em 110%, possivelmente isso se deve a falhas durante as medições.

Os resultados acima mostram o potencial que a produção de biochar apresenta como processo de retorno dos resíduos do tratamento de efluentes para o ciclo biológico. Além de que, o processo de pirólise por micro-ondas não gerou HPA em quantidades consideradas perigosas para a sua aplicação, refletindo sua viabilidade como condicionante de solos na agricultura.

## 5. CONCLUSÕES

O processo de otimização do método de extração por solvente pressurizado não considerou fatores importantes, tais como a concentração final de HPA presente nas amostras comerciais e a necessidade de se promover uma análise estatística. Tal fato poderá ter contribuído para os resultados obtidos em fases posteriores do estudo.

A volatilidade dos compostos a serem extraídos e a falta de métodos especificamente adaptados e validados para as amostras reais resultaram na taxa de evasão elevada desses hidrocarbonetos. As baixas concentrações medidas durante o estudo indicam uma aparente determinação de que esses biocarburantes apresentaram níveis seguros para aplicação no solo.

Os resultados mostraram que o método de extração precisa ser mais eficiente para que, com o conhecimento das concentrações dos 16 HPA US EPA seja possível determinar a quantidade real de hidrocarbonetos presentes nesse biochar. Contudo, foi possível inferir que para o método utilizado, os resultados foram promissores para o lodo pirolisado, pois não excederam 5,15 mg/kg.

As concentrações finais de HPA obtidas apontam o tratamento do lodo de esgoto por pirólise de micro-ondas promissor para a transição da economia linear, em relação à disposição final de resíduos, para uma economia circular. A reinserção de nutrientes no ambiente tem um papel fundamental para a manutenção das taxas de reprodução naturais, além de apresentar uma solução eficiente para a disposição final deste tipo de resíduo.

## 6. AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Shafy, H. I. & Mansour, M. S. M. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal Of Petroleum*, v. 25, n. 1, p.107-123.
- Abrajano, T. A.; Yan, B. & O'Malley, V. (2003). High Molecular Weight Petrogenic and Pyrogenic Hydrocarbons in Aquatic Environments. *Treatise On Geochemistry*, v. 9, p.475-509.
- Agrawal, M. & Singh, R. P. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, v. 28, n. 2, p.347-358.
- ANA – Agência Nacional de Águas. Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas, 2017. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/> (acesso em: 02 jul. 2019).
- Angin, D. (2012). Effect of pyrolysis temperature and heating rate on biochar obtained from pyrolysis of safflower seed press cake. *Bioresource Technology*, v. 128, p. 593-597.
- Bastos, A.C.; Diafas, I.; Jeffery, S.; Van der Velde, M. & Verheijen, F.G.A. (2009). Biochar Application to soils: a critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. Office for the Official Publications of the European Communities, 149p. Disponível em: [http://81.47.175.201/ET2050\\_library/docs/tech/environment/Biochar.pdf](http://81.47.175.201/ET2050_library/docs/tech/environment/Biochar.pdf) (acesso em: 18 jun. 2018).
- Braungart, M.; McDonough, W. & Bollinger, A. (2007). Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions - a strategy for eco-effective product and system design. *Journal of Cleaner Production*, v. 15, n. 13, p.1337-1348.
- Castro, A.; Soares, D.; Vilarinho, C. & Castro, F. (2012). Kinetics of thermal de-chlorination of PVC under pyrolytic conditions. *Waste Management*, v.32, p.847-851.
- Comissão Europeia. Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land: Final Report Part II: Report on Options and Impacts, 2010. Disponível em: [http://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/part\\_ii\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/part_ii_report.pdf) (acesso em: 18 jun. 2018).
- Cornelissen, G. & Gustafsson, Ö. (2004). Sorption of phenanthrene to environmental black carbon in sediment with and without organic matter and native sorbates. *Environmental Science & Technology*, v. 38, n. 1, p.148-155.
- Ellen MacArthur Foundation, 2019. What is the circular economy?. Ellen MacArthur Foundation: Cowes, UK.
- Figueredo, N. A.; Costa, L. M.; Melo, L. C. A.; Siebeneichler, E. A. & Tronto, J. (2017). Characterization of biochars from different sources and evaluation of release of nutrients and contaminants. *Ciência Agrônômica*, v. 48, n. 3, p.03- 403.
- Frosch, D.; Gallopoulos, N. (1989). Strategies for manufacturing. *Scientific American*, v.261, n. 3, p. 94-102.

Glaser, B.; Lehmann, J. & Zech, W. (2002). A meliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology And Fertility Of Soils*, v. 35, n. 4, p.219-230.

He, Y.D.; Zhai, Y. B.; Li, C. T.; Yang, F.; Chen, L.; Fan, X. P.; Peng, W. F. & Fu, Z. M. (2010). The fate of Cu, Zn, Pb and Cd during the pyrolysis of sewage sludge at different temperatures. *Environmental Technology*, v. 31, n. 5, p.567-574.

Hilber, I.; Blum, F.; Leifeld, J.; Schmidt, H. P. & Bucheli T. D. (2012). Quantitative Determination of PAHs in Biochar: A prerequisite to ensure its quality and safe application. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 60, n. 12, p.3042-3050.

IBI (Org.) - International Biochar Institute, 2018. Disponível em: <https://www.biochar-international.org/> (acesso em: 11 mai. 2018).

IBI (Org). Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar 7 That Is Used in Soil. 2015. Disponível em: [https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI\\_Biochar\\_Standards\\_V2.1\\_Final.pdf](https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf) (acesso em: 20 mai. 2018).

Inguanzo, M.; Menéndez, J. A.; Fuente, E. & Pis, J. J. (2001). Reactivity of pyrolyzed sewage sludge in air and CO<sub>2</sub>. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v.58-59, p. 943-954.

Jayaraman, K. & Gokalp, I. (2015). Thermogravimetric and evolved gas analyses of high ash Indian and Turkish coal pyrolysis and gasification. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 121, n. 2, p. 919-927.

Keiluweit, M.; Kleber, M.; Sparrow, M. A.; Simoneit, B. R. T. & Prah, F. G. (2012). Solvent-Extractable Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Biochar: Influence of Pyrolysis Temperature and Feedstock. *Environmental Science & Technology*, v. 46, n.17, p. 9333-9341.

Kirchherr, J.; Reike, D. & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation & Recycling*, n.127, p.221-232.

Koelmans, A. A.; Jonker, M. T. O.; Cornelissen, G.; Bucheli, T. D.; Van Noort, P. C. M. & Gustafsson, Ö. (2006). Black carbon: The reverse of its dark side. *Chemosphere*, v. 63, n. 3, p.365-377.

Korhonen, J.; Honkasalo, A. & Seppälä, J. (2018). Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics*,v.143, p. 37-46.

Maina, S.; Kachrimanidou, V. & Koutinas A. (2017). A roadmap towards a circular and sustainable bioeconomy through waste valorization. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, vol. 8, p. 18-23.

Mayer, P.; Hilber, I. & Gouliarmous, V.; Hale, S. E.; Cornelissen, G. & Bucheli, T. D. (2016). How to determine the environmental exposure of PAHs originating from biochar. *Environmental Science & Technology*, v. 50, n. 4, p.1941-1948.

Mihelcic, J. R.; Crittenden, J. C.; Small, M. J.; Shonnard, D. R.; Hokanson, D. R.; Qiong, Z.; Chen, H.; Sorby, S. A.; James, V. U.; Sutherland, J. W. & Schnoor, J. L. (2003).

Sustainability science and engineering: the emergence of a new metadiscipline. *Environmental Science & Technology*, v. 37, p. 5314–5324.

Ness, D. (2008). Sustainable urban infrastructure in China: Towards a Factor 10 improvement in resource productivity through integrated infrastructure systems. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, v. 15, n. 4, p. 288-301.

Petter, F. A. & Madari, B. E. (2012). Biochar: Agronomic and environmental potential in Brazilian savannah soils. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, n. 7, p.761-768.

REPÚBLICA TCHECA. Decreto nº 437, de 2016. Relativo às Condições de Utilização de Lamas Tratadas em Terras Agrícolas. República Tcheca, 19 dez. 2016.

Shimada, T (2006). Xenobiotic-Metabolizing Enzymes Involved in Activation and Detoxification of Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons , v. 21, n. 4, p. 257-276.

Silva, M. I.; Mackowiak, C.; Minogue, P.; Reis, A. F. & Moline, E. F. V. (2016). Potential impacts of using sewage sludge biochar on the growth of plant forest seedlings. *Ciência Rural*, v. 47, n. 1, p.1-2.

Simoneit, B. R. T. (1998). Biomarker PAHs in the Environment. In: A NEILSON, H. *In The Handbook of Environmental Chemistry: Anthropogenic Compounds Part I*. 3. ed. Heidelberg: Springer, 1998. Cap. 5. p. 176-221. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/bfm:978-3-540-49697-7/1.pdf>>. Acesso em: 18 jun. 2018.

Simoneit, B. R.T. (2002). Biomass burning — a review of organic tracers for smoke from incomplete combustion. *Applied Geochemistry*, v. 17, n. 3, p.129-162.

Sumner, M. E. (2000). Beneficial use of effluents, wastes, and biosolids. *Communications In Soil Science And Plant Analysis*, v. 31, n. 11-14, p.1701-1715.

Tarantini, A.; Douki, T.; Personnaz, M. B.; Besombes, J. L.; Jafrezo, J. L. & Maîtrea, A. (2011). Effect of the chemical composition of organic extracts from environmental and industrial atmospheric samples on the genotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons mixtures. *Toxicological and Environmental Chemistry*, v. 93, n. 5, p. 941-954.

Toro, D. M. & Mcgrath, J. A.; Hansen, D. J. (2000). Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. I. Water and tissue. *Environmental Toxicology And Chemistry*, v. 19, n. 8, p.1951-1970.

US EPA - Priority Pollutant List (2014). Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf> (acessado em: 12 maio 2018).

Velghe, I.; Carleer, R.; Yperman, J.; Schreurs, S. & D’Haen, J. (2012). Characterisation of adsorbents prepared by pyrolysis of sludge and sludge/disposal filter cake mix. *Water Research*, v.46, n.8, p.2783-2794.

Yu, F.; Deng, S; Chen, P; Liu, Y.; Wan, Y.; Olson, A.; Kittelson, D. & Ruan, R. (2007). Physical and chemical properties of bio-oils from microwave pyrolysis of corn stover. *Applied Biochemistry And Biotechnology*, v. 137-140, n. 1-12, p.957-970.

Zabaniotou, A. & Kamaterou, P. (2019). Food waste valorization advocating Circular Bioeconomy - A critical review of potentialities and perspectives of spent coffee grounds biorefinery. *Journal of Cleaner Production*, v. 211, p. 1553 – 1566.