

COMPOSTAGEM COMO ALTERNATIVA DE BIORREMEDIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS

COMPOSTING AS ALTERNATIVE BIOREMEDIATION CONTAMINATED AREA

Ritielli Berticelli¹, Andressa Decesaro¹, Francisco Magro¹, Luciane Maria Colla^{2*}

¹Acadêmicos de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo - BR 285, km 171. Passo Fundo/RS. E-mails: 100480@upf.br, 91526@upf.br, chicomagro2@hotmail.com

²Docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo - BR 285, km 171. Passo Fundo/RS. E-mail: lmcolla@upf.br

*Autor para correspondência: Campus I, Prédio L1, Universidade de Passo Fundo - BR 285, Bairro São José - Passo Fundo/RS, CEP: 99052-900 - Cx. Postal 611 - Fone: (54) 3316-8193.

RESUMO

O aumento da contaminação no meio ambiente tem levado a comunidade científica a procurar meios de reparar tais perturbações de forma barata, viável e menos impactante possível. A compostagem é uma alternativa biotecnológica muito utilizada para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, podendo também ser utilizada com êxito na biorremediação de áreas contaminadas com compostos orgânicos tóxicos. Objetivou-se apresentar os principais parâmetros envolvidos no processo de compostagem, bem como relatar o uso da compostagem como tecnologia de biorremediação. Quando bem controlados os parâmetros físicos, químicos e biológicos, a compostagem pode se apresentar como uma tecnologia de baixo custo e apropriada para o tratamento de solos contendo compostos orgânicos tóxicos, como por exemplo, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), pesticidas e explosivos.

Palavras-Chave: Biotecnologia, Compostos Orgânicos Tóxicos, Biodegradação.

ABSTRACT

The increase in the environment contamination has led the scientific community to look for ways to repair such disturbances cheaply, viable and less intrusive as possible. Composting is a biotechnological alternative widely used for the treatment of organic solid waste that can also be successfully used in the bioremediation of contaminated with toxic organic compounds. The objective was to present the main parameters involved in the composting process, and report the use of compost as bioremediation technology. When the physical, chemical and biological parameters is well controlled, composting can be considered a low cost technology, appropriate for the treatment of soils containing toxic organic compounds, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), pesticides, explosives.

Keywords: Biotechnology, Organic Compounds Toxic, Biodegradation.

1. INTRODUÇÃO

A biorremediação é uma técnica de remediação que ganhou expressão na década de 90, apresentando vantagens como o menor custo e maior eficiência na remoção dos contaminantes do que as técnicas físicas e químicas (como incineração e lavagem do solo), sendo utilizada em escala comercial no tratamento de diversos resíduos e na remediação de áreas contaminadas (BANFORTH e SINGLETON, 2005; CHEN *et al.*, 2015). Apesar de fundamentadas em um único processo básico (biodegradação), as técnicas de biorremediação podem ser classificadas em função do local onde se desenvolve a biodegradação, como *in situ* (no local) e *ex situ* (fora do local), ou ainda em função do tipo de modificação que é realizado

no ambiente contaminado, podendo haver desde apenas o monitoramento da contaminação na atenuação natural, até a adição de nutrientes ou microrganismos na bioestimulação e bioaumentação, respectivamente. A partir das técnicas previamente estabelecidas de remediação, surgiram as tecnologias de bioventilação, *airsparing*, *landfarming*, compostagem, inserção de nutrientes em águas subterrâneas, reatores de lodo, entre outras (EPA, 2006).

As técnicas de compostagem e *landfarming* assemelham-se enquanto forma de realização. A *landfarming* consiste na aplicação e incorporação de contaminantes ou rejeitos contaminados na superfície de solo não contaminado para degradação, de modo a reduzir as concentrações dos constituintes por meio da biodegradação microbiana, através de operações adequadas de manejo e gestão do solo (PAULA *et al.*, 2006). A compostagem é uma alternativa biotecnológica de tratamento de resíduos sólidos orgânicos com finalidades agrônomicas (YU *et al.*, 2011) sendo utilizada também como uma opção de baixo custo para a biorremediação de solo contaminado com compostos orgânicos tóxicos como hidrocarbonetos e pesticidas (PLAZA *et al.*, 2008; MEGHARAJ *et al.*, 2011). O processo permite o controle de microrganismos patogênicos (HAUG, 1980; BURGE *et al.*, 1981; POLPRASERT, 1996) e pode produzir um insumo agrícola de boa qualidade (LLEÓ *et al.*, 2013). Segundo Butler *et al.* (2001) a compostagem é uma estratégia sustentável e depende da qualidade do produto final, pois, se não houver a estabilização do composto, o mesmo poderá causar fitotoxicidade e afetar adversamente o ambiente. A compostagem pode ser definida como uma biooxidação exotérmica aeróbica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável (FERNANDES *et al.*, 1993).

A biorremediação através da compostagem consiste em misturar o composto orgânico obtido de uma compostagem com a matriz contaminada, sendo que os microrganismos ativos transformam o contaminante em compostos inofensivos (SEMPLE *et al.*, 2001.; SINGH e WARD, 2004; PLAZA *et al.*, 2008). Sendo assim, na compostagem há um controle mais adequado de volatilização, lixiviação e escoamento superficial do material contaminado, sendo, portanto, seguro e apropriado para o tratamento de solos contendo compostos que oferecem elevado risco ambiental. O sucesso do processo de compostagem e utilização do composto em biorremediação de solos contaminados dependem de fatores químicos, físicos e biológicos, que determinam a acessibilidade microbiana para as moléculas alvo (SEMPLE *et al.*, 2001; WICK *et al.*, 2007).

Objetivou-se apresentar os principais parâmetros envolvidos no processo de compostagem, descrevendo algumas de suas aplicações na biorremediação de áreas contaminadas.

2. COMPOSTAGEM

2.1 Etapas da produção do composto

O processo de compostagem prevê duas etapas distintas no seu desenvolvimento, a primeira de biodegradação do resíduo orgânico e a segunda a de maturação, cura ou humificação do composto (DIAZ, 1999; JAHNEL, 1999). Vários são os fatores que influem neste processo e muitos deles podem ser monitorados utilizando-se técnicas adequadas (CASALI, 2011).

As fases de biodegradação e humificação são bem distintas entre si. Na fase de biodegradação, também chamada de bioestabilização, há intensa atividade microbiológica e rápida transformação da matéria orgânica. Portanto, há grande consumo de O₂ pelos microrganismos, elevação da temperatura e mudanças visíveis na massa de resíduos em

compostagem, pois ela se apresenta escura e não apresenta odor. Na fase de maturação, a atividade biológica é pequena, e a necessidade de aeração diminui. O processo ocorre à temperatura ambiente e com predominância de transformações de ordem química: polimerização de moléculas orgânicas estáveis no processo conhecido como humificação (MOREIRA, 2006).

Para que todo ciclo esteja completo são necessários aproximadamente de 90 a 120 dias após mistura dos materiais orgânicos, tendo como resultado um composto normalmente escuro e de textura turfa, utilizado como condicionador de propriedades físicas e biológicas do solo, ou seja, um composto fertilizante que fornece os nutrientes às plantas (OLIVEIRA *et al.*, 2008).

2.2 Parâmetros físico-químicos e biológicos do processo de compostagem

Para que ocorra o pleno desenvolvimento das fases da compostagem, certos fatores de controle fazem-se necessários, tais como: temperatura, taxa de oxigenação, concentração de nutrientes, teor de umidade, pH, homogeneização e tamanho da partícula (DALTRO FILHO *et al.*, 1999). As informações sobre as propriedades biológicas e bioquímicas incluindo a atividade enzimática também são importantes no processo de compostagem (GODDEN *et al.*, 1983.; GARCIA *et al.*, 1992.; VUORINEN, 2000, MONDINI *et al.*, 2004).

2.2.1 Temperatura

A evolução da temperatura é um indicador de atividade microbiana durante o processo de compostagem e, conseqüentemente, pode ser considerada como um parâmetro conveniente e direto para determinar o estado de processos de compostagem (TANG *et al.* 2011).

Para melhor compreensão da variação da temperatura na compostagem, foram identificadas quatro importantes fases da temperatura durante o processo (BERNAL *et al.*, 1998):

1ª) Fase mesofílica: é a fase em que predominam temperaturas moderadas, até cerca de 40 °C.

2ª) Fase termofílica: quando o material atinge sua temperatura máxima (> 40 °C) e é degradado mais rapidamente. Esta fase pode ter a duração de poucos dias a vários meses, de acordo com as características do material sendo compostado.

3ª) Fase de resfriamento: é marcada pela queda da temperatura para valores da temperatura ambiente.

4ª) Fase da maturação: é o período de estabilização que produz um composto maturado, altamente estabilizado e humificado, livre de toxicidade.

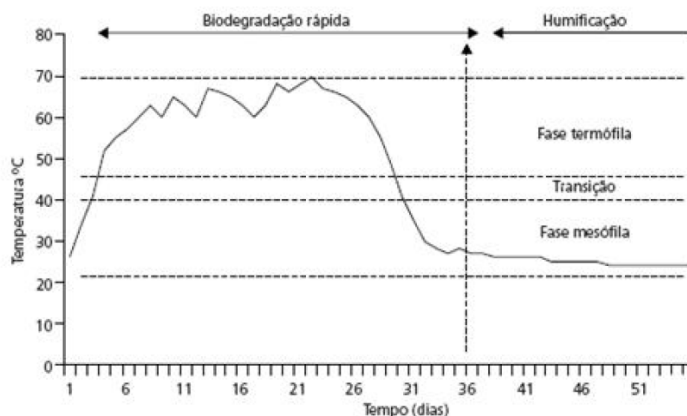


Figura 1: Fases da compostagem
Fonte: Andreoli (2001)

Na Figura 1 podem-se observar as fases da compostagem relacionando a temperatura do composto.

No início do processo ocorre o crescimento de microrganismos mesófilos. Com o processo de degradação dos compostos mais prontamente assimiláveis começam a liberar calor para o meio. Sendo assim, população de mesófilos diminui e os microrganismos termófilos proliferam com mais intensidade. A população termófila é extremamente ativa, composta basicamente por actinomicetos, fungos e bactérias termofílicas que degradam a hemicelulose, transformando-a em subprodutos (açúcares simples), provocando intensa e rápida degradação da matéria orgânica e maior elevação da temperatura, eliminando assim os microrganismos patogênicos (ANDREOLI, 2001). Na fase termofílica as espécies de bactérias mais comuns são os bacilos, como *B. subtilis* e *B. circulans*, sendo encontradas em mais de 87% das colônias isoladas durante esta fase (BEFFA *et al.*, 1996). Também são encontradas actinobactérias, como *Norcardia*, *Streptomyces*, *Thermoactinomyces* e *Micronomospora* (STROM, 1995) e um pequeno grupo de fungos termofílicos como *Aspergillus fumigatus*, *Talaromyces emersonii* (KIEHL, 1985).

Quando o substrato orgânico é em sua maior parte transformado a temperatura diminui, a população termófila se restringe, a atividade biológica global se reduz de maneira significativa e os mesófilos se instalam novamente, durante esta fase, fungos e actinomicetos situados nas zonas periféricas da massa em compostagem (menor temperatura) recomeçam o ataque degradativo aos compostos mais resistentes. Os microrganismos mesófilos tornam-se predominantes, e a temperatura continua decrescendo, até igualar-se à temperatura ambiente. Nesta etapa, com temperaturas mais baixas, ocorrerá a maturação do material, etapa em que os fungos e os actinomicetos tornam-se os grupos microbianos dominantes, prosseguindo com a degradação de substâncias mais resistentes, como a celulose e a lignina. Também acontecem complexas reações enzimáticas, ocorrendo a produção de húmus (humificação), principalmente, através da condensação entre ligninas e proteínas, fase denominada maturação (ANDREOLI, 2001; PRÁ *et al.*, 2009). A maioria dos fungos é constituída de espécies mesófilas, e as espécies mais comuns encontradas no processo de compostagem são: *Aspergillus fumigatus*, *Chaetomium thermophilum*, *Humicola grisea*, *Humicola isolens*, *Humicola Lanuginosas*, *Mucor pusilus*, *Talaromyces duponti* e *Scytalidium thermophilum* (STRAATSMA *et al.*, 1995).

A compostagem tem demonstrado ser viável sob condições de clima temperado, com temperaturas do ar ambiente que ficam em torno de 20 °C - 30 °C (TIQUIA *et al.*, 2002 a, b). O processo não é muito utilizado sob condições de baixa temperatura, devido aos baixos índices de atividade de degradação microbiana (MARGESIN *et al.*, 2006). Porém, existem relatos de estudos que referem à compostagem bem sucedida em baixas temperaturas, como Smith (1984) que utilizou lodo de esgoto e Lynch e Cherry (1996) que utilizaram esterco animal, ambos em temperatura ambiente entre -15 e -28 °C.

Margesin *et al.* (2006) avaliaram a viabilidade da compostagem utilizando lodo de esgoto em uma região onde a temperatura varia em torno de 0 °C. Para que ocorra redução de patógenos a temperatura máxima deverá atingir entre 55 e 60°C. A máxima temperatura observada na pilha de compostagem no estudo foi de aproximadamente 57 °C, após 34 dias. Nos casos relatados onde foi realizada compostagem em climas frios a temperatura máxima atingida também foi em torno de 55 °C. Smith (1984) relatou que foram necessários 20 dias para atingir a temperatura máxima e Linchy e Cherry (1996) entre 12 e 26 dias, sendo que a temperatura máxima nos dois exemplos variou entre 50 e 55 °C. Em relação a casos aplicados em regiões com clima quente, como Amir *et al* (2005) que utilizou lodo de esgoto com palhas, atingiu a temperatura máxima após 4 dias de compostagem, sendo a temperatura em torno de 70 °C. Sendo assim, comparando os estudos em diferentes ambientes, percebe-se que

a temperatura máxima atingida em condições ambientais quentes e condições de frio foram semelhantes, porém, o tempo necessário foi maior sob condições de frio.

2.2.2 Umidade

A água é fundamental para o crescimento microbiano. O ajuste da umidade pode ser feito pela criteriosa mistura de componentes ou pela adição de água. Na prática se verifica que o teor de umidade depende também da eficácia da aeração, das características físicas dos resíduos (estrutura, porosidade). Elevados teores de umidade (> 65%) fazem com que a água ocupe os espaços vazios do meio, impedindo a livre passagem do oxigênio, o que poderá provocar aparecimento de zonas de anaerobiose. Se o teor de umidade de uma mistura é inferior a 40% a atividade biológica é inibida, bem como a velocidade de biodegradação. Porém, como há perdas de água devido à aeração, em geral, o teor de umidade do composto tende a diminuir ao longo do processo. O teor de umidade é um dos parâmetros que devem ser monitorados durante a compostagem para que o processo se desenvolva satisfatoriamente (ANDREOLI, 2006).

A compostagem como processo de biooxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido ou semissólido, caracteriza-se pela produção de CO₂ e H₂O, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável. Durante o processo de compostagem, ocorre perda de água para o meio ambiente em função da produção de calor originado pela atividade microbiana. Ao final do processo, a densidade do composto é geralmente menor do que o material que lhe deu origem, devido principalmente à perda de umidade e à degradação de matéria orgânica. O conteúdo de umidade no processo de compostagem afeta as mudanças nas propriedades físicas e químicas do composto, níveis de umidade entre 50% e 60% são os mais indicados para que o processo ocorra com eficiência (PRÁ *et al.*, 2009).

2.2.3 Nutrientes

De acordo com Pereira Neto (1996), os microrganismos necessitam da presença de macro e micro nutrientes para o exercício de suas atividades metabólicas. Dentre os principais nutrientes utilizados pelos microrganismos, dois são de extrema importância, carbono e nitrogênio, cuja concentração e disponibilidade biológica de ambos afetam o desenvolvimento do processo.

Os microrganismos necessitam de carbono, como fonte de energia, e de nitrogênio para síntese de proteínas. É por esta razão que a relação C/N (carbono/nitrogênio) é considerada como fator que melhor caracteriza o equilíbrio dos substratos. Tanto a falta de nitrogênio quanto a falta de carbono limita a atividade microbiológica. Se a relação C/N for muito baixa pode ocorrer grande perda de nitrogênio pela volatilização da amônia. Se a relação C/N for muito elevada os microrganismos não encontrarão N suficiente para a síntese de proteínas e terão seu desenvolvimento limitado. Como resultado, o processo de compostagem será mais lento. Independentemente da relação C/N inicial, no final da compostagem a relação C/N converge para um mesmo valor, entre 10 e 20, devido a perdas maiores de carbono que de nitrogênio, no desenvolvimento do processo (AN *et al.*, 2012; ANDREOLI, 2006).

Na compostagem de resíduos com baixo teor de carbono, ou seja, resíduos ricos em nitrogênio (lodos, dejetos de animais, etc.) ocorre a eliminação do excesso de nitrogênio, através da volatilização da amônia, como uma tendência natural de restabelecer o balanço entre os dois elementos. O equilíbrio da relação C/N é um fator de importância fundamental na compostagem, de modo que, o principal objetivo do processo é criar condições para fixar nutrientes, de modo que possam ser posteriormente reciclados, quando da utilização do

composto. A relação C/N inicial satisfatória para obtenção de uma alta eficiência nos processos de tratamento biológico dos resíduos sólidos orgânicos deve situar-se em torno de 30:1 (PRÁ et al., 2009).

O fósforo também é um elemento importante para o crescimento microbiano, pois é utilizado na síntese dos ácidos nucleicos constituinte dos fosfolipídios, que são componentes da membrana celular e são encontrados como componentes das ligações ricas em energia, como no ATP (adenosina trifosfato). O potássio, cálcio e magnésio são elementos necessários para o crescimento microbiano e frequentemente atuam como cofatores em reações enzimáticas, e o enxofre é constituinte de aminoácidos sulfurados e de vitaminas, tais como tiamina e a biotina. Outros elementos minerais como ferro, zinco, molibdênio e cobre, recebem denominação de elementos traços, sendo necessários para o crescimento microbiano em quantidades muito pequenas, e muitas vezes são utilizados como cofatores essenciais para a atividade de alguma enzima (PRÁ et al., 2009).

2.2.4 Aeração e pH

Como um fator significativo em sistemas de compostagem, aeração é importante tanto para o crescimento microbiano e de emissão de gases (GUO *et al*, 2012). A compostagem deve ser feita em ambiente aeróbico, pois a abundância de ar na decomposição, além de mais rápida e melhor conduzida, não produz mau cheiro, nem proliferação de moscas, o que constitui um fator estático para o local e recomendável para a saúde pública. Os microrganismos aeróbicos necessitam de oxigênio para efetuar seu metabolismo; o consumo de oxigênio depende, principalmente, da temperatura, umidade, granulometria e da composição química da matéria-prima, bem como da intensidade dos revolvimentos (PRÁ et al., 2009).

O pH do composto pode ser indicativo do estado de compostagem dos resíduos orgânicos. Segundo Jimenez e Garcia (1989) durante as primeiras horas de compostagem, o pH decresce até valores de 5, e posteriormente, aumenta gradualmente com a evolução do processo de compostagem e estabilização do composto, alcançando, finalmente, valores entre 7 e 8. Assim, valores baixos de pH são indicativos de falta de maturação devido à curta duração do processo ou à ocorrência de processos anaeróbicos no interior da pilha em compostagem.

Para Kiehl (1995), o valor do pH fornece boa informação sobre o estado de decomposição da matéria orgânica que foi submetida a um processo de fermentação. Considerando-se uma interpretação prática, uma matéria prima crua tem reação ácida, e quando neutra ou quase neutra, indica que o composto está bioestabilizado. Já um composto humificado apresentará reação alcalina. Valores de pH muito baixos ou muito elevados podem reduzir ou até inibir a atividade microbiana.

2.2.5 Granulometria e Homogeneização

Os resíduos a serem compostados não devem ser em partículas muito pequenas para evitar a compactação durante o processo de compostagem, comprometendo a aeração (exemplo, serragem). Por outro lado, resíduos com colmos inteiros retardam a decomposição por reterem pouca umidade e apresentarem menor superfície de contato com os microrganismos (OLIVEIRA, et al, 2008).

A homogeneização consiste em tornar o material que está sendo compostado semelhante em toda a sua extensão, sem partes diferentes. Deste modo, a homogeneização possibilita que os resíduos fiquem bem misturados com o substrato, para aumentar a área de exposição ao ataque microbiano e se obter uma boa decomposição. Além disso, este processo

facilita a aeração, que é fundamental para a decomposição. A frequência de homogeneização deve ser realizada pelo menos duas vezes por semana, com a finalidade de favorecer as reações aeróbias, evitar a formação de maus odores (reações anaeróbias) e homogeneizar o material (PRÁ et al., 2009).

2.2.6 Microrganismos

Quando estuda-se o composto orgânico com vistas para sua composição microbiológica, o mesmo é basicamente determinado pela concentração de grupos funcionais de microrganismos como: bactérias aeróbicas e anaeróbicas, fungos, actinomicetos e bactérias fixadoras de nitrogênio, que vão se sucedendo de acordo com as características do meio (ANDREOLI, 2006; INÁCIO e MILLER, 2009). Estes microrganismos são fundamentais no processo de compostagem, pois atuam na decomposição dos resíduos orgânicos. Estudos mostram que as bactérias atacam preferencialmente os lipídeos e as frações de hemicelulose, enquanto a celulose é decomposta actinomicetos e fungos (PEIXOTO, 2005). O Quadro 1 apresenta algumas características dos principais grupos de microrganismos predominantes no processo de compostagem.

Segundo Miller (1993), diferentes populações de microrganismos podem ser identificados no processo de compostagem, assim como demonstra a Tabela 1.

Quadro 1: Características dos principais grupos de microrganismos envolvidos no processo de compostagem.

Discriminação	Bactérias	Actinomicetos	Fungos
Substrato	Carboidratos, amidos, proteínas e outros compostos orgânicos de fácil decomposição	Substratos de difícil decomposição	Substratos de difícil decomposição
Oxigênio	Menos necessidade	Regiões bem aeradas	Regiões bem aeradas
Condições do meio	Neutro até levemente ácido	Neutro até levemente alcalino	Ácido à alcalino
pH	6,0 a 7,7		2,0 a 9,0
Temperatura	Até 75°C; redução da capacidade de degradação quando essa temperatura for ultrapassada.	Supõe que o limite de temperatura seja de 65°C	Limite de temperatura de 60°C
Função	Decompor a matéria orgânica, animal ou vegetal, aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo e fixar o nitrogênio	Decomposição dos resíduos resistentes de animais e vegetais, formação de húmus, decomposição em alta temperatura de adubação verde, feno, composto, entre outros. Fixação do nitrogênio	Decomposição dos resíduos resistentes de animais e vegetais, formação de húmus, decomposição em alta temperatura de adubação verde, feno, composto, entre outros. Fixação do nitrogênio

Fonte: Adaptado de HEIDEMANN (2005).

Tabela 1: Bactérias, fungos e actinomicetos identificadas na compostagem de diferentes substratos e em diversos sistemas.

Bactérias	Fungos	Actinomicetos
<i>Bacillus</i>	<i>Zigomicetos</i>	<i>Actinobifida chromogena</i>
<i>Clostridium</i>	<i>Absidia sp.</i>	<i>Nicrobispora bispora</i>
<i>Pseudomonas sp.</i>	<i>Mortierella turficola</i>	<i>Nocardia SP.</i>
	<i>Mucor</i>	<i>Pseudonocardia thermophila</i>
	<i>Ascomicetos</i>	<i>Streptomyces</i>
	<i>Basidiomicetos</i>	<i>Thermoactinomyces</i>
	<i>Deuteromicetos</i>	<i>Thermomonospora</i>

Fonte: Adaptado MILLER, (1993).

2.3 Processos metabólicos durante o processo de compostagem

Uma característica muito importante do processo de compostagem é a eficiência de conversão do substrato em biomassa microbiana, isto é, quanto do carbono utilizado é convertido em novas células. Os coeficientes de utilização do substrato variam em função da sua natureza, podendo atingir 60%, dependendo da sua degradabilidade pela população do solo que a decompõe (CASALI, 2011). Em relação ao grau de assimilação, os substratos variam de prontamente assimiláveis a assimilação muito lenta, conforme Tabela 2.

Tabela 2: Classificação dos substratos quanto à degradabilidade microbiana e persistência no solo.

Grau de assimilabilidade	Grau de persistência	Exemplos de substratos
Prontamente assimiláveis	Não persistentes	Glicose, frutose e outras hexoses, xilanose e outras pentoses, sacarose, celulose e outros dissacarídeos, ácidos orgânicos e ácidos graxos.
Pronta a moderadamente assimiláveis	Não persistentes a moderadamente persistentes	Amido e polímeros vegetais de glicose e frutose, glicogênio, hemicelulose, ácidos urônicos, pectinas, lipídeos, complexos de glicerol e ácidos graxos, peptídeos e proteínas não queratinizadas.
Assimilação lenta a muito lenta (difícil decomposição)	Persistente a muito persistente	Celulose, microfibrilar, agregados de polímeros de glicose, componentes de parede celular vegetal, cutina, lignina, suberina, quitina, queratina, ceras e hidrocarbonetos oleosos.

Fonte: Moreira, (2006).

As maneiras pelas quais os diferentes microrganismos captam energia e obtêm carbono podem ser classificadas como autotrofismo ou heterotrofismo. Os seres autotróficos utilizam o dióxido de carbono (fonte de carbono inorgânica) para sintetizar moléculas orgânicas. Incluem os fotoautotróficos, que obtêm energia proveniente da luz, e os quimioautotróficos, que obtêm energia a partir da oxidação de substâncias inorgânicas

simples, tais como sulfatos e os nitritos. Os seres heterotróficos utilizam moléculas orgânicas previamente produzidas obtidas de outros organismos, vivos ou mortos como fonte de carbono. Incluem os fotoheterotróficos, que obtêm energia proveniente da luz, e os quimioheterotróficos, que obtêm energia a partir da oxidação química de compostos orgânicos (BLACK, 2002).

Para a maioria dos microrganismos a glicose é a principal fonte de energia. Entretanto, outras moléculas orgânicas mais complexas podem ser utilizadas na obtenção de energia pelos microrganismos (BLACK, 2002). A oxidação total da glicose pode ser dividida em três etapas distintas: a sua conversão a piruvato, a conversão de piruvato em acetil-CoA e a oxidação de acetil-CoA pelo Ciclo de Krebs. A etapa inicial da degradação de glicose é uma via metabólica composta por uma sequência de reações designada glicólise. Esta via serve também à oxidação de outros monossacarídeos, como frutose e galactose, e constitui a via terminal de oxidação dos polissacarídeos, já que estes são degradados por conversão prévia a monossacarídeos (BARBOSA e TORRES, 1998). Dentre os polissacarídeos mais comuns, o amido deve ser previamente convertido até glicose pela ação de amilases e a celulose, por enzimas do complexo celulolítico.

Os microrganismos quimioautotróficos oxidam substâncias inorgânicas para obter energia, com esta energia e dióxido de carbono como fonte de carbono, eles podem sintetizar uma grande variedade de substâncias, incluindo carboidratos, gorduras, proteína e ácidos nucleicos. As proteínas são utilizadas para obtenção de energia, pela hidrólise inicial até aminoácidos por enzimas proteolíticas. Em seguida, os aminoácidos são desaminados – isto é, seus grupamentos amina são removidos. As moléculas desaminadas resultantes entram na glicólise, na fermentação ou no Ciclo de Krebs. Quanto ao metabolismo dos lipídeos, as gorduras são hidrolizadas a glicerol e três ácidos graxos. O glicerol é metabolizado pela glicólise. Os ácidos graxos hidrolizados e convertidos em acetil-CoA através de uma via metabólica chamada beta-oxidação. Neste processo, um ácido graxo inicialmente se combina com a coenzima A. A oxidação do carbono beta (segundo carbono a partir do grupamento carboxila) do ácido graxo resulta na liberação de acetil-CoA e na formação de um ácido graxo menor com menos dois átomos de carbono. O processo então é repetido, e uma outra molécula acetil-CoA é liberada. O novo acetil-CoA formado é então oxidado via Ciclo de Krebs, para obter energia complementar (BLACK, 2002).

Na compostagem, inicialmente, atuam microrganismos que metabolizam o nitrogênio orgânico transformando-o em nitrogênio amoniacal e com o decorrer da decomposição, a amônia pode ser perdida por volatilização ou convertida à forma de nitratos, pela nitrificação, fenômeno que é acidificante e contribui para que o composto maturado seja mais ácido do que o material original. Porém, se houver condições de anaerobiose, o nitrato será perdido por desnitrificação e este fenômeno tem efeito alcalinizante (OLIVEIRA et al, 2008).

A decomposição do material orgânico é diferenciada segundo as características físicas, químicas e biológicas dos seus diversos componentes. Os principais constituintes da matéria orgânica são carboidratos (celulose), proteínas, lipídeos e lignina. A capacidade dos microrganismos para assimilar a matéria orgânica depende de sua habilidade em produzir as enzimas necessárias para a degradação do substrato (TUOMELA et al., 2000). Os açúcares, amidos e proteínas simples, são decompostos primeiro; a seguir, há a decomposição da proteína bruta e da hemicelulose. Outros componentes, como a celulose, a lignina e as gorduras, são mais resistentes podendo, com o tempo, dar origem às substâncias orgânicas de estrutura química mais complexa, genericamente denominadas húmus (MIYASAKA *et al.*, 1983; IGUE, 1984).

Na decomposição aeróbia, as proteínas são primeiramente hidrolizadas por enzimas proteolíticas produzidas pelos microrganismos, gerando polipeptídeos, aminoácidos e outros derivados nitrogenados, os quais podem ser utilizados por outros microrganismos; o

nitrogênio orgânico é convertido à forma amoniacal, sendo a quantidade produzida função do teor de proteína, de carboidratos e de outros constituintes de menor importância (KIEHL, 1985). A etapa de humificação do composto é conduzida por microrganismos específicos que sintetizam os polímeros complexos criando substratos para futuras atividades biológicas (SHARMA *et al.*, 1997).

As enzimas são macromoléculas predominantemente proteica, imprescindíveis a qualquer sistema vivo, pois aceleram as reações químicas que mantêm e regulam os processos vitais. Os microrganismos através das enzimas, sintetizam e excretam várias substâncias por reações de oxidação e hidrólise durante a degradação da matéria orgânica. Por sua vez, estes biocatalizadores têm reflexo no ciclo natural do carbono, nitrogênio, fósforo e outros elementos. Existem importantes enzimas envolvidas no processo de compostagem, inclui-se as celulases que hidrolisam celulose, β -glucosidases que hidrolisam glucósidos, amidohidrolase, proteases e uréases envolvidas na mineralização do nitrogênio, fosfatases e arilsulfatase que removem fosfato e sulfato dos compostos orgânicos (MONDINI *et al.*, 2004).

A atividade enzimática indica a capacidade de degradação de uma ampla gama de substratos orgânicos. Além disso, Tate (1987) afirma que existe uma boa relação entre a atividade enzimática e a qualidade e quantidade de matéria orgânica, o que poderia dar uma boa informação sobre a estabilidade ou grau de decomposição do composto (Garcia *et al.*, 1993).

Sendo assim, as atividades enzimáticas poderiam fornecer uma caracterização do processo de compostagem, tanto em termos de taxa de transformação quanto na estabilidade final do composto. Por isso, Mondini *et al.* (2004) desenvolveu um estudo objetivando observar a evolução da atividade enzimática no processo de compostagem utilizando amostras com e sem umidade como parâmetro, incluindo também qual o relacionamento existente entre atividade enzimática e matéria orgânica. Os resultados obtidos indicam que a atividade enzimática poderia ser proveitosamente utilizada para caracterizar processo de compostagem e que a realização de uma atividade enzimática estável em amostras secas poderia ser um índice de confiança de estabilidade do composto. Porém, estudar a atividade enzimática como índice de estabilidade do processo de compostagem depende do composto utilizado, pois ela pode ser realizada com diferentes substratos orgânicos.

3. APLICAÇÕES DA COMPOSTAGEM PARA BIORREMEDIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS

A técnica de compostagem já foi aplicada com sucesso em solos e biossólido contaminados com hidrocarbonetos de petróleo, solventes, pesticidas, herbicidas, PAHs e explosivos nitro-aromático (EPA, 1998; EPA, 1997; EPA, 2004), porém, a compostagem não é indicada, por exemplo, para degradação de substâncias que são difíceis de degradar biologicamente, tais como substâncias altamente cloradas, como PCBs (EPA, 1998).

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) são um grupo heterogêneo de contaminantes ambientais com efeitos nocivos conhecidos sobre os seres humanos e animais selvagens (ATSDR, 1995; LUCH, 2005). Estes compostos estão amplamente distribuídos na natureza, proveniente da combustão incompleta de materiais orgânicos durante ações antrópicas e processos naturais, tais como a queima de combustíveis fósseis, incineração de resíduos, refino de petróleo, incêndios florestais e erupções vulcânicas (DOUBEN, 2003). A liberação ambiental de HAPs em combinação com fenômenos de transporte pode resultar na contaminação do solo (HEYWOOD *et al.*, 2006).

A degradação dos HAPs no solo pode ser limitada pela incapacidade dos microrganismos autóctones em metabolizar eficientemente esses compostos, pela falta de nutrientes à microbiota degradadora ou pela baixa biodisponibilidade dos HAPs aos

microrganismos degradadores, devido à sorção à fase sólida mineral e orgânica do solo (JOHNSEN *et al.*, 2005). A quantidade de matéria orgânica é a característica do solo que mais influencia a sorção dos HAPs, sendo que vários autores demonstraram relações lineares positivas entre o conteúdo de carbono orgânico do solo e a capacidade de sorção de HAPs (CARMICHAEL e PFAENDER, 1997; NAM *et al.*, 1998; LUEKING *et al.*, 2000). A compostagem pode ser utilizada para o tratamento do solo contaminado com HAPs, sendo o solo removido do local de origem e colocado na forma de pilhas, que permitam o controle da lixiviação e do escoamento superficial dos líquidos originados. Nesse processo os microrganismos aeróbios irão degradar os contaminantes orgânicos, transformando-os em material orgânico estabilizado, CO₂ e água (JACQUES *et al.*, 2007).

Plaza *et al.* (2008) estudaram dois hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), fenantreno e pireno, isolados a partir de substratos orgânicos, em diferentes estágios de compostagem. Os resultados obtidos mostram que o processo de compostagem induz a significativas alterações das propriedades estruturais e químicas da fração orgânica, sendo que a aplicação do composto orgânico no solo contaminado com (HAPs) aumenta a concentração de nutrientes e consequentemente a atividade microbiana, facilitando a degradação, aumentando a afinidade entre o solo e o contaminante, reduzindo assim a sua biodisponibilidade e biodegradabilidade, fazendo com que ocorra a maturidade e estabilidade do composto. Estes efeitos tornam-se importante para os cenários de remediação, em que a degradação rápida e revegetação com processos biológicos são desejáveis.

A eficiência da compostagem para biorremediação de solos contaminados com HAPs também foi demonstrada por Ahtiainen *et al.* (2002), que obtiveram em experimento de larga escala a remoção de 10.960 mg kg⁻¹ de uma complexa mistura de HAPs em solo de uma área de tratamento de madeira. Para isso, pilhas com 100 m³ de solo foram revolvidas mecanicamente durante 150 dias, sendo que ocorreu 96% a remoção dos HAPs com 2 e 3 anéis, de 55% a remoção dos HAPs de 4 anéis e de 58% a remoção dos HAPs de 5 e 6 anéis aromáticos.

O pentaclorofenol (PCP) é um composto orgânico clorado que tem sido amplamente utilizado como conservante de madeira na indústria e pesticida e biocida na agricultura. Embora ele seja absorvido e utilizado no ambiente, um elevado percentual é liberado na água e no solo, o que representa um potencial de risco ambiental (ALEXANDER, 1995). A compostagem tem sido aplicada com sucesso na biorremediação de solos contaminados com PCP, com casos de maturação e estabilização do composto (JIANG *et al.*, 2006). Zeng *et al.* (2011) avaliaram o processo da compostagem com solo contaminado com PCP, obtendo resultados satisfatórios com 72% de remoção, porém, a adição do PCB levou a um grau inferior de maturidade e, consequentemente, um período mais longo de compostagem.

Long *et al.* (2015) investigaram diferentes taxas de degradação do PCB sob diferentes relações de solo e matéria orgânica. As concentrações de PCB diminuiu após 98 dias de compostagem em cada ensaio, mas as concentrações de PCB não diminuiu significativamente no experimento controle (esterilizados). Isto mostra que os PCB foram degradados devido à atividade microbiana durante o processo de compostagem. Os resultados mostraram que a compostagem a uma proporção relativamente baixa de solo-matéria orgânica (2:3), foram vantajosos para a degradação do PCB, e a taxa de degradação PCB totais foi de 25,0%.

Outro caso de utilização da compostagem é na biorremediação de solo contaminado com explosivos, o Depósito do Exército Umatilla em Hermiston, cidade localizada no estado norte-americano de Oregon, que utilizou com sucesso a compostagem para converter 15 mil toneladas de solo contaminado com Trinitrotolueno (TNT) e Real demolição explosivos (RDX), onde os níveis de degradação do contaminante ultrapassaram as expectativas de projeto, sem contar na economia gerada, quando foi usada a compostagem em vez da incineração, deixou-se de gastar cerca de US\$ 2,6 milhões. Custos de remediação foram

estimados em 527 dólares por tonelada para a incineração e 351 dólares por tonelada para compostagem, resultando em uma economia de US\$ 176 por tonelada (EPA, 1997). Enquanto incineradores usam grandes quantidades de combustíveis fósseis, um recurso não renovável, apenas uma pequena quantidade de combustível é necessária para as máquinas que agitam as leiras na compostagem. A incineração do solo com materiais perigosos resulta em cinzas que devem ter destinação ambientalmente adequada como resíduos perigosos. Por contraste, a compostagem produz um composto final rico em nutrientes, comparável a um solo superior enriquecido, que pode ser usado em paisagismo e aplicações agrícolas (EPA, 1997).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A compostagem tem se mostrado uma alternativa viável em vários casos de biorremediação de áreas contaminadas, mesmo sendo uma tecnologia pouco difundida e estudada para este fim. Quando bem controlados os parâmetros físicos, químicos e biológicos, lixiviação, volatilização e escoamento superficial, a compostagem pode se apresentar como uma tecnologia de baixo custo e apropriada para o tratamento de solos contendo compostos orgânicos tóxicos, como PAHs, pesticidas e explosivos. Pode-se considerar que a compostagem também está diretamente relacionada com a bioaugmentação e a bioestimulação, visto que no momento em que se mistura o composto orgânico com a matriz contaminada há a inserção de microrganismos e nutrientes, acelerando o processo de biodegradação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHTIAINEN, J. et al. Microbial toxicity tests and chemical analysis as monitoring parameters at composting of creosote contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, San Diego, v.53, n.3, p.323-329, 2002.

ALEXANDER, M. How toxic are toxic chemicals in soil? **Environ. Sci. Technol.** 29, 2713–2717, 1995.

AMIR, S., HAFIDI, M., MERLINA, G., HAMDI, H., JOURAIPHY, A., EL GHAROUS, M., REVEL, J.C. Fate of phthalic acids during composting of both lagooning and activated sludges. **Process Biochemistry** 40, 2183–2190. 2005a.

AMIR, S., HAFIDI, M., MERLINA, G., REVEL, J.C. Structural changes in lipid-free humic acids during composting of sewage sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation* 55, 239–246. 2005b.

AN, C.J.; HUANG, G.H., S.; YU, H.; SUN, W.; PENG, K. Influence of uric acid amendment on the in-vessel process of composting composite food waste. **J. Chem. Technol. Biotechnol.**, v. 87, p. 1558–1566, 2012.

ANDREOLI, C. **Alternativas do uso dos resíduos do saneamento**. Cleverson Vitório Andreoli (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 417p.:il. Projeto PROSAB, 2006.

ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**/ Cleverson Vitório Andreoli (coordenador). – Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 282p.: il. Projeto PROSAB, 2001.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). **Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons**. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA, 1995.

BAMFORTH, S.; SINGLETON, I. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: current knowledge and future directions. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, Sussex, v.80, n.7, p.723-736, 2005.

BARBOSA, H. R.; TORRES, B. B. **Microbiologia Básica**. Editora Atheneu, São Paulo-SP. 196 p, 1998.

BEFFA, T.; BLANC, M.; ARAGNO, M. 1996. Obligately and facultatively autotrophic, sulfurand hydrogen-oxidizing thermophilic bacteria isolated from hot composts. **Archives Microbiology**, New York, v. 165, n. 1, p. 34-40, jan. 1996.

BERNAL, M. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. **Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil**. Agriculture Ecosystems & Environment, v. 69, p. 175-189, 1998a.

BLACK, J. G. **Microbiologia – Fundamentos e Perspectivas**. Marymount University. Traduzido por Eiler Fritsch Toros. Editora Guanabara Koogan S.A. Rio de Janeiro, RJ, 2002.

BURGE, W. D.; COLLACICCO, D.; CRAMER, W.N. Criteria for achieving pathogen destruction during composting. **Journal of Water Pollution Control**, v.53, n. 12, p. 1863 – 1869, 1981.

BUTLER, T.A., SIKORA, L.J., STEINHILBER, P.M., DOUGLASS, L.W. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. **Journal of Environmental Quality**, 30, p. 2141–2148, 2001.

CARMICHAEL, L.M.; PFAENDER, F.K. The effect of inorganic and organic supplements on the microbial degradation of phenanthrene and pyrene in soils. **Biodegradation**, Dordrecht, v.8, n.1, p.1-13, 1997.

CASALI, D. J. **Tratamento do efluente de uma recicladora de plásticos utilizando coagulante não metálico e compostagem**. 2011. 146 f. Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Engenharia de Processos – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2011.

CHEN, M., XU, P., ZENG, G., YANG, C., HUANG, D., ZHANG, J. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: Applications, microbes and future research needs. **Biotechnology Advances**, v. 33, p.745–755, 2015.

D'ALMEIDA, M. L. O., VILHENA, A. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT: CEMPRE, 2000.

DALTRO FILHO, J. ; CARVALHO, J. S. Pilhas de Compostagem de Resíduos Orgânicos Mistos: Estudo Experimental Em Sergipe, **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, III-079, 2025 – 2034, 1999.

DIAZ, L. F. **Book review: The Science of Composting By Eliot Epstein Laricaster, Technomic Publishing Co.** Waste Management & Research, vol.17, nº. 2, p.66. 1999.

DOUBEN, P.E.T. **PAHs: an ecotoxicological perspective. Ecological and Environmental Toxicology Series.** John Wiley & Sons, New York, NY, 2003.

EPA. **Innovative Uses of Compost. Composting of Soils Contaminated by Explosives,** EPA/530/F-997-045, 1997.

EPA. **An Analysis of Composting as an Environmental Remediation Technology,** EPA/530-B-98-001, 1998.

EPA. **How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites. A Guide for Corrective Action Reviewers,** EPA 510-R-04-002. Washington, DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 2004.

EPA. **In Situ and Ex Situ Biodegradation Technologies for Remediation of Contaminated Sites.** EPA 625-R-06/15. Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory. Cincinnati, OH 45268, 2006.

FERNANDES, F.; PIERRO, A.C.; YAMAMOTO, R. Y. Produção de fertilizante orgânico por compostagem do lodo gerado por estações de tratamento de esgotos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v 28 - nº 5, maio 1993, p 567- 574.

GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F., CECCANTI, B., CIARDI, C. Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes. Canada. **Journal of Soil Science**, 72, 243–253, 1992.

GODDEN, B., PENNINCKX, A.P., PERARD, A., LANNOYE, R. Evolution of enzyme activities during composting of cattle manure. European. **Journal of Applied Microbiology and Biotechnology**. 17, 306–310, 1983.

GUO, R.; LI, G.X.; JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; CHEN, T.B.; ZHAO, Y.Q.; SHEN, Y.J. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresour. Technol**, v. 112, p. 171–178, 2012.

HEIDEMANN, B. R. **Compostagem acelerada: análise microbiológica do composto.** Departamento de Química e Biologia, CEFET – PR. Curitiba: 2005.

HEYWOOD, E., WRIGHT, J., WIENBURG, C.L., BLACK, H.I.J., LONG, S.M., OSBORN, D., SPURGEON, D.J. Factors influencing the national distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in British soils. **Environmental Science & Technology** 40, 7629–763, 2006.

HOLLIGER, C. et al. Contaminated environment in the subsurface and bioremediation: organic contaminants. **FEMS Microbiology Review**, Amsterdam, v.20, n.4, p.517-523, 1997.

HUAG R. T. **Composting Engineering: Principles and Practice.** Ann Arbor Science, USA. 1980.

IGUE, K. **Dinâmica da matéria orgânica e seus efeitos nas propriedades do solo**. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE A ADUBAÇÃO VERDE, 1983, Rio de Janeiro. Anais. Campinas: Fundação Cargill, 1984. p.232-67.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem: ciência e prática para gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 156 p.

JACQUES, R.J.S. et al. Characterization of a polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading microbial consortium from a petrochemical sludge landfarming site. **Bioremediation Journal**, Philadelphia, v.11, n.1, p.1-11, 2007.

JAHNEL, MC; MELLONI, R.; CARDOSO, EJBN. Maturidade de Composto de Lixo Urbano. **Agricola Scientia**. 1999, v. 56, n° 2, p. 301-304.1999.

JIANG, X.Y., ZENG, G.M., HUANG, D.L., CHEN, Y., LIU, F., HUANG, G.H., Li, J.B., Xi, B.D., Liu, H.L. Remediation of pentachlorophenol-contaminated soil by composting with immobilized *Phanerochaete chrysosporium*. **World J. Microb. Biot.** 22, 909– 913, 2006.

JIMÉNEZ, E. I. e GARCÍA, V. P. Instituto de Productos Naturales y Agrobiología de Canarias CSIC, Avda. Francisco Sanchez 3, 38206 La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain .Accepted 4 July 1991.

JOHNSEN, A.R. et al. Principles of microbial PAH-degradation in soil. **Environmental Pollution**, Oxford, v.133, n.1, p.71- 84, 2005.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492p.

LLEÓ, T.; ALBACETE, E.; BARRENA, R.; FONT, X.; ARTOLA, A.; SÁNCHEZ, A. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. **J. Clean. Prod.**, v. 47, p. 70-76, 2013.

LONG, Y.Y; FANG, Y.; ZHANG, C.; DU, Y.; SHENTU, J.; SHEN, D.S. Degradation of Polychlorinated Biphenyls by Sequential Anaerobic–Aerobic Composting. **Water Air Soil Pollut**, v. 44, p. 226:240, 2015.

LUCH, A. **The Carcinogenic Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons**. Imperial College Press, London, UK, 2005.

LUEKING, A.D. et al. Relationship of soil organic matter characteristics to organic contaminant sequestration and bioavailability. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, n.1, p.317-323, 2000.

LYNCH, N.J., CHERRY, R.S. **Winter composting using the passively aerated windrow system**. Compost Science and Utilization 4, 44–52. 1996.

MARGESIN, R.; CIMADOM, J.; SCHINNER F. Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. **International Biodeterioration & Biodegradation** 57, 88 – 92; 2006.

MEGHARAJ, M.; RAMAKRISHNAN, B.; VENKATESWARLU, K.; SETHUNATHAN, N.; NAIDU, R. Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. **Environ. Int.** v. 37, p. 1362–1375, 2011.

MIYASAKA, S.; CAMARGO, O.A.; CAVALERI, P.A. **Adubação orgânica, adubação verde e rotação de culturas no Estado de São Paulo**. Campinas, 1983. 138p. Novotny, E. H.; Blum, W. E. H.; Gerzabek, M. H.; Mangrich, A. S, 2006.

MILLER, F. C. Composting as a process base on the control of ecologically selective factors. In: METTING, F.B. (Ed.). **Soil microbial ecology**: application in agricultural and environmental management. New York: Marcel Dekker Inc, 1993. p. 515-541.

MONDINI, C., FORNASIER, F., SINICCO, T. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. **Soil Biology and Biochemistry** 36, 1587–1594. 2004.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J. O.; **Microbiologia e Bioquímica do Solo**, 2ª edição. Editora da Universidade Federal de Lavras, 2006. 729p.

NAM, K. et al. Relationship between organic matter content of soil and the sequestration of phenanthrene. **Environmental Science and Technology**, Washington, v.32, n.23, p.3785-3788, 1998.

PAULA, A.M., SOARES, C.R.F.S., SIQUEIRA, J.O. “Biomassa, atividade microbiana e fungos micorrízicos em solo de landfarming de resíduos petroquímicos”, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, pp. 448-455, 2006.

PEIXOTO, R. T. dos G. Compostagem: princípios, Práticas e Perspectivas em Sistemas Orgânicos de Produção. In: AQUINO, A. M. de; ASSIS, R. L. de (Ed.). **Agroecologia: Princípios e Técnicas para uma agricultura orgânica sustentável**. Brasília – DF. Embrapa Informação Tecnológica. 2005. 517 p. il.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de Compostagem – Processo de baixo custo**. Belo Horizonte, UNICEF, 1996.

PLAZA, C.; XING, B.; FERNÁNDEZ, J. M.; SENESI, N.; POLO, A. Binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by humic acids formed during composting. **Environmental Pollution** 157, 257 – 263. 2008.

POLPRASERT C. **Organic Waste Recycling: Technology and Management**. (2nd ed.). John Wiley & Sons. USA. 1996.

PRÁ, M.; CORREA, E.; CORREA, L.; LOBO, M.; SPEROTTO, L.; MORES, E. **Compostagem como Alternativa para a Gestão Ambiental na Produção de Suínos**. Porto Alegre: Editora Evandraf Ltda, 2009. 144p.: il.

OLIVEIRA, E.; SARTORI, R.; GARCEZ, T. **Compostagem**. Programa de Pós Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura, Universidade de São Paulo. 2008.

SEMPLE, K.T.; REID, B.J.; FERMOR, T.R. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. **Environmental Pollution** v. 112, p. 269–283, 2001.

SHARMA, V. K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F.; CORNACCHIA. Processing of Urban and Agro-Industrial Residues by aerobic composting: Review. In: **Energy Conversion and Management**, Inglaterra, v. 38, n. 5, p. 453-478. 1997.

SINGH, A., WARD, O.P. Applied Bioremediation and Phytoremediation. **Springer-Verlag**, Heidelberg, Germany. 2004.

SMITH, R.C. **Cold weather composting and outdoor control**. BioCycle. 25, 28–30. 1984.

STRAATSMA, G.; OLIJNSMA, T. W.; F=GERRITS, J. P. G.; AUGUSTIJN, M. P. A. M.; OP den CAMP, H. J.; Microbial interactions in composts: commercial aspects. **Canadian Journal of Botany**, Ottawa, v. 73, p. 1019-1024, 1995. Suppl.

STROM, P. F. Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. **Applied Environmental Microbiology**, Washington, v. 50, n. 4, p. 899-905, 1985.

TATE III., R.L. Soil enzymes and organic matter transformations, in: Tate III, R.L. (Ed.), Soil Organic Matter. **Biological and Ecological Effects**. 1987. Wiley, New York, NY, pp. 69–93.

TIQUIA, S.M., WAN, J.H.C., TAM, N.F.Y. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. **Compost Science and Utilization** 10, 150–161, 2002.

TUOMELA, M. Et al. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology**, Amsterdam, Netherlands, v.72, p. 169-83, 2000.

WICK, L.Y.; REMER, R.; WURZ, B.; REICHENBACH, J.; BRAUN, S.; SCHAFER, F.; HARMS, H. Effect of fungal hyphae on the access of bacteria to phenanthrene in soil. **Environmental Science & Technology** 41, 500–505. 2007.

VUORINEN, A.H. Effect of bulking agent on acid and alkaline phosphomonoesterase and b-glucosidase activities during manure composting. **Bioresource Technology**. 55, 201–206. 2000

YU, Z.; ZENG, G.M.; CHEN, Y.N.; ZHANG, J.C.; YU, Y.; LI, H. Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* on remediation of pentachlorophenol contaminated soil waste by composting. **Process Biochem.**, v. 46, p. 1285–1291, 2011.

ZENG, G.; YU, Z.; CHEN, Y.; ZHANG, J.; LI, H., YU, M.; ZHAO, M. Response of compost maturity and microbial community composition to pentachlorophenol (PCP)-contaminated soil during composting. **Bioresource Technology**. 102, 5905–5911. 2011.