

RENATA PINASSI ANTUNES

Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas construídas da ETE da Comunidade de Serviços Emaús (Ubatuba, SP) como adubo orgânico.

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

**São Carlos – SP
2009**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

A636a	<p>Antunes, Renata Pinassi Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas construídas da ETE da Comunidade de Serviços Emaús (Ubatuba, SP) como adubo orgânico / Renata Pinassi Antunes ; orientador Evaldo Luiz Gaeta Espíndola. -- São Carlos, 2009.</p> <p>Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2009.</p> <p>1. Áreas alagadas construídas. 2. Macrófitas aquáticas. 3. Resíduo orgânico. 4. Compostagem. 5. Adubo orgânico. 6. Toxicidade. I. Título.</p>
-------	---

Dedico esta dissertação, com muito amor, aos meus pais Maria Orlanda e Fernando, ao meu irmão André, ao meu companheiro Luiz, aos meus avós (em memória) e à tia Nair, aqueles que deram cada pedaço da pessoa que sou.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e meu irmão, pela força e amor que me dão em todos os momentos.

Ao meu querido companheiro Luiz, que me acompanha todos os dias...

Ao meu orientador Prof. Dr. Evaldo. Quando tudo parecia impossível, ele apareceu e clareou meus pensamentos. Tornando esse trabalho bem mais agradável.

A todos os moradores da Comunidade Emaús, em especial ao Sr. Jorge, um exemplo de força de vontade e atitude.

À Dra. Luciana Massukado e Msc. Maria Edna Tenório Nunes, pelo aprendizado, grande colaboração para o trabalho e principalmente pela amizade.

Aos membros da banca examinadora, pela dedicação a leitura e contribuição com esta dissertação.

Ao Prof. Dr. Valdir Schalch, um grande professor e uma grande pessoa.

Às queridas amigas e companheiras de pós graduação Pati, Dani, Fer, De, Clara e Vivi.

Aos amigos desde sempre Ci, Cata, Leis, Vovô e Vovó, Cris, Si, Nati, Cuscus, Naná, Guava, Madu, Ipê, Siri, Chico, Zaba, Duda, Xica, Bul, Zuca, Jordão e Zazá, pelos momentos de descontração!

A todo pessoal que contribuiu com a mão na massa nesta pesquisa: Fábio, Vítor, Sr. Wilson, Clarice, Andréa, Amandio, Marcelo, Evellyn, Danilo e Ana Paula.

À Prof. Dra. Eneida Salati, que me abriu as portas para esse mestrado.

Aos funcionários do CRHEA, em especial Nelson, Achilles, Mara e Claudete.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de mestrado.

“Adubos artificiais levam inevitavelmente à
alimentação artificial das plantas e dos animais,
produzindo animais artificiais e, finalmente,
homens e mulheres também artificiais.”

Sir Albert Howard

RESUMO

ANTUNES, R. P. **Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas construídas da ETE da Comunidade de Serviços Emaús (Ubatuba, SP) como adubo orgânico.** 2009. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

Áreas alagadas construídas (*wetlands* construídas) são sistemas de tratamento de efluentes líquidos domésticos e industriais que reproduzem “ecossistemas naturais” manejáveis, nos quais as macrófitas aquáticas desempenham importantes funções, promovendo a remoção de poluentes e contaminantes hídricos. No entanto, as taxas de crescimento das macrófitas são elevadas, requerendo, periodicamente, a retirada do excedente para otimizar a eficiência do sistema, acarretando na geração de um resíduo orgânico. Dentro desse contexto, procurou-se, nessa pesquisa, avaliar o potencial de uso das macrófitas aquáticas como adubo orgânico (via compostagem), considerando as plantas provenientes do sistema de áreas alagadas construídas da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), da Comunidade de Emaús, em Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo. Para tanto foram utilizadas as espécies *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Lemna minor*, em diferentes tratamentos: **T1** – 20% do volume de macrófitas e 80% do volume de resíduo sólido domiciliar orgânico (RSD); **T2** – 100% macrófitas e **T3** – 60% do volume de macrófitas e 40% de (RSD), buscando-se avaliar o processo da compostagem, a qualidade do adubo frente à legislação (variáveis físicas, químicas e biológicas) e possíveis efeitos tóxicos (testes ecotoxicológicos agudos utilizando organismos terrestres e aquáticos). Os resultados obtidos demonstram que a utilização das macrófitas aquáticas como adubo orgânico, por meio do processo de compostagem, é uma alternativa viável, reduzindo o descarte da biomassa retirada do sistema. No entanto, a utilização das macrófitas aquáticas, de forma isolada (T2), não é pertinente, pois o processo é mais lento e não atinge a temperatura considerada ideal, o que ocorre somente após adição de RSD (T1 e T3). Em relação aos macro e micro nutrientes, metais pesados e organismos patogênicos todos os tratamentos se enquadraram nos limites recomendados. No entanto, a adição de RSD (T1 e T3) tornou o adubo orgânico menos apropriado ao uso (maior toxicidade aos organismos terrestres e aquáticos), o que está associado ao aumento da condutividade elétrica. No adubo proveniente das macrófitas aquáticas (T2) não foi verificada toxicidade aos organismos terrestres, ocorrendo efeitos deletérios aos organismos aquáticos somente na utilização de 75% do percolado. Conclui-se, portanto, que o uso da biomassa vegetal é possível, desde que em conjunto ao RSD em proporções adequadas, evitando-se, nesse caso, alimentos condimentados, uma vez que a elevada salinidade dos mesmos, associado aos conservantes, torna-se prejudicial à biota, podendo comprometer o uso do composto orgânico.

Palavras-chave: áreas alagadas construídas, macrófitas aquáticas, resíduo orgânico, compostagem, adubo orgânico, toxicidade.

ABSTRACT

ANTUNES, R. P. **Analysis of the potential use of the aquactic plants from the ETE of Comunidade de Serviços Emaús (Ubatuba, SP) as organic fertilizer.** 2009. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

Constructed wetlands are treatment systems for domestic and industrial liquid wastes which reproduce manageable "natural ecosystems", in which aquatic macrophytes play important roles, promoting pollutants and water contaminants removal. However, the macrophytes growth rates are high, requiring periodical surplus removing to improve the system efficiency, generating an organic residue. Taking this into account, this research aimed to evaluate the potential use of aquatic macrophytes as organic fertilizer, through the composting of plants from the constructed wetlands system of the Sewage Treatment Plan of Emaus Community, Ubatuba, São Paulo State northern coast. The species *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* and *Lemna minor* had been used in different treatments: T1 - 20% of the macrophytes and 80% of organic household solid waste, T2 - 100% macrophytes and T3 - 60 % of macrophytes and 40% of organic household solid waste, aiming to evaluate the composting process; the quality of fertilizer (physical, chemical and biological parameters), in accordance with regulatory thresholds; and the possible toxic effects (through acute ecotoxicological tests with terrestrial and aquatic organisms). The results showed that the use of aquatic macrophytes as organic fertilizer, through the process of composting, is a viable alternative which could reduce the disposal of biomass removed from the system. However, the use of aquatic macrophytes alone (T2) is not pertinent because the process is slower and does not reach the ideal temperature, which occurs only after addition of organic household solid waste (T1 and T3). For macro and micro nutrients, heavy metals and pathogens all treatments fitted in the recommended limits. However, the addition of organic household solid waste (T1 and T3) resulted in greater toxicity of the compost to the aquatic and terrestrial organisms, which was associated to increased electrical conductivity. Toxicity to terrestrial organisms had not been observed for fertilizer deriving from aquatic macrophytes alone (T2), but a 75% dilution of the leachate from this treatment caused deleterious effects to aquatic organisms. It can be concluded that the use of plant biomass is suitable when associated to appropriate proportions of organic household solid waste, but, in this case, the use of spicy food, since their high salinity, associated with the food preservatives, is detrimental to the biota, and may endanger the use of organic compost.

Keywords: constructed wetlands, aquatic plants, organic waste, composting, organic fertilizers, toxicity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Desenho esquemático de um canal com plantas aquáticas flutuantes. São construídos normalmente canais longos e estreitos com aproximadamente 0,70 m de profundidade.....	7
Figura 3.2: Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial. A água a ser tratada escorre pela superfície do solo cultivado com plantas emergentes. Geralmente são construídos canais longos, sendo a lâmina de água variável.....	8
Figura 3.3: Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial. A água a ser tratada é mantida com fluxo horizontal em substrato formado por pedras, sendo cultivadas plantas emergentes. Em geral são construídos canais longos, sendo variável a espessura da camada das pedras, porém pó volta de 0,50 cm.....	8
Figura 3.4: Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes de fluxo vertical. A água a ser tratada dever ter um fluxo vertical em uma camada de solos sobre brita, no qual são cultivadas plantas emergentes. O desenho é variável, porém predominam os sistemas de canal longo com pouca profundidade.....	8
Figura 3.5: Desenho esquemático de um sistema com macrófitas fixas submersas. As macrófitas são cultivadas em um substrato com solo especial. A lâmina de água varia em torno de 1 m. A forma geométrica é normalmente de um canal longo.....	8
Figura 3.6: Desenho esquemático de um solo filtrante com fluxo descendente. A água a ser tratada é lançada sobre o solo cultivado com arroz ou outra macrófita emergente.....	9
Figura 3.7: Desenho esquemático de um canal de solo filtrante com fluxo ascendente. A água a ser tratada é introduzida no sistema de drenagem sobre o qual está colocada a camada de solo filtrante.....	9
Figura 3.8: Desenho esquemático da estrutura de um solo filtrante. Este tipo de configuração é utilizado tanto para solos filtrantes de fluxo ascendente como para fluxo descendente.....	10
Figura 3.9: Curva da variação da temperatura do resíduo durante o processo de compostagem.....	16
Figura 4.1: A - Vista da Comunidade de Emaús, em destaque a Estação de Tratamento de Esgoto (Fonte: Google Earth); B – Vistas esquemáticas plana e lateral da Estação de Tratamento de Esgoto da Comunidade de Emaús.....	26

Figura 4.2: Compartimento central da ETE da Comunidade Emaús-Ubatuba/SP, com grades para a remoção de sólidos grosseiros.....	27
Figura 4.3: Sistema de Despoluição Hídrica com Solos Filtrantes (DHS) da ETE da Comunidade Emaús-Ubatuba/SP.....	28
Figura 4.4: Canais de Macrófitas Aquáticas Flutuantes (MAF) da ETE da Comunidade Emaús-Ubatuba/SP.....	28
Figura 4.5: Saída do efluente da Comunidade Emaús-Ubatuba/SP, após ter passado pelo sistema de tratamento.....	29
Figura 4.6: Pátio de compostagem utilizado para o desenvolvimento dos experimentos com macrófitas aquáticas.....	30
Figura 4.7: Vista das leiras de compostagem logo após serem montadas- A: tratamento T1; B: tratamento T2; C: tratamento T3.....	30
Figura 4.8: A: Pesagem e verificação do volume do material a ser compostado. B: Trituração do material.....	31
Figura 4.9: Monitoramento da leiras de compostagem – A: Umidade (rega). B: Temperatura. C: Revolvimento (aeração).....	31
Figura 4.10: Minhocas da espécie <i>Eisenia andrei</i> utilizadas no teste de ecotoxicidade aguda.....	34
Figura 4.11: Testes de ecotoxicidade aguda com minhocas <i>E. andrei</i>	34
Figura 4.12: Indivíduo de <i>Daphnia similis</i> utilizado no teste de ecotoxicidade aguda.....	35
Figura 5.1: Variação da temperatura durante o processo de compostagem na Leira 1 (20% de macrófitas e 80% de resíduos sólidos domiciliares) em relação à temperatura ambiente.....	38
Figura 5.2: Variação da temperatura durante o processo de compostagem na Leira 2 (100% de macrófitas) em relação à temperatura ambiente.....	38
Figura 5.3: Variação da temperatura durante o processo de compostagem na Leira 1 (60% de macrófitas aquáticas e 40% de resíduos sólidos domiciliares) em relação à temperatura ambiente.....	38
Figura 5.4: Variação do volumes de resíduos, verificando-se acentuada redução de peso nas leiras de compostagem.....	41
Figura 5.5: Imagens das leiras T1, T2 e T3 no início do processo de compostagem, e ao final, quando o adubo está estabilizado.....	41
Figura 5.6: Percentual de mortalidade de minhocas da espécie <i>E. andrei</i> expostas	

a diferentes concentrações dos adubos orgânicos, considerando os dois tratamentos em relação ao controle.....	46
Figura 5.7: Efeito adverso em <i>Daphnia similis</i> expostas às diferentes diluições do lixiviado (A) e percolado (B) dos compostos orgânico T2 e T3.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Métodos propostos para avaliação da estabilidade de composto de lixo urbano.....	19
Tabela 3.2: Classificação do composto de resíduo urbano quanto às suas características físicas e químicas.....	22
Tabela 4.1: Composição das leiras de compostagem realizada nos experimentos com macrófitas aquáticas (M: macrófitas, RD: resíduo domiciliar; T1, T2 e T3: tratamento 1, 2 e 3 respectivamente.....	30
Tabela 4.2: Relação dos parâmetros analisados e metodologia utilizada.....	33
Tabela 5.1: Caracterização das macrófitas aquáticas no início da compostagem...	36
Tabela 5.2: Temperaturas (oC) consideradas mínimas, ótimas e máximas para as bactérias, segundo ISWAPWA (1970).....	39
Tabela 5.3: Resultado das análises microbiológicas dos adubos orgânicos T1, T2, e T3 e o limite permitido pela legislação brasileira (CF: Coliformes Fecais e CT: Coliformes Totais).....	40
Tabela 5.4: Resultados das análises físico-químicas dos adubos T1, T2 e T3.....	42
Tabela 5.5: Sistematização dos resultados das análises dos adubos orgânicos T1, T2 e T3 para teor de matéria orgânica carbono, nitrogênio, macro e micronutrientes, capacidade de troca catiônica (CTC), os valores limites estabelecidos pela legislação e de fertilizante orgânico comercial.....	43
Tabela 5.6: Sistematização dos resultados das análises de metais pesados dos adubos T1, T2 e T3, e os teores permissíveis na legislação brasileira, nos Estados Unidos e na Europa.....	44
Tabela 5.7: Características físico-químicas dos adubos orgânicos T2 e T3 e do TAS (CE: Condutividade Elétrica e CRA: Capacidade de Retenção de Água).....	46
Tabela 5.8: Biomassa (em gramas) inicial e final das minhocas da espécie <i>E. andrei</i> utilizadas nos ensaios ecotoxicológicos nas diferentes concentrações do adubo T2 e do controle (TAS).....	47
Tabela 5.9: Características químicas do percolado e lixiviado dos adubos orgânicos T2 e T3 para os ensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos.....	47

SUMÁRIO

RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
LISTA DE FIGURAS	xiii
LISTA DE TABELAS	xvii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Áreas alagadas construídas.....	4
3.2 Macrófitas aquáticas e áreas alagadas construídas.....	5
3.3 Biomassa e a geração de resíduo.....	13
3.4 O aproveitamento de macrófitas e a compostagem.....	14
3.4.1 Temperatura.....	15
3.4.2 pH.....	16
3.4.3 Umidade e oxigenação.....	17
3.4.4 Relação Carbono/Nitrogênio.....	17
3.4.5 Trituração.....	18
3.5 Grau de maturação do adubo orgânico.....	18
3.6 Métodos de compostagem.....	20
3.7 Legislação.....	20
3.8 Qualidade do adubo orgânico: nutrientes, metais pesados e ecotoxicidade.....	21
3.8.1 Nutrientes.....	22
3.8.2. Salinidade e CTC.....	23
3.8.3 Metais Pesados.....	23
3.8.4 Ecotoxicidade.....	24
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 Local de Estudo.....	26
4.1.2 A estação de tratamento de esgoto da comunidade.....	27
4.1.2.1 Sistema de despoluição Hídrica com Solos Filtrantes (DHS).....	27
4.1.2.2 Canais de Macrófitas Aquáticas Flutuantes (MAF).....	28
4.2 Compostagem experimental com macrófitas aquáticas.....	29
4.2.1 Análises dos adubos orgânicos.....	32
4.2.1.1 Caracterização química, físico-química e biológica.....	32
4.2.1.2 Ensaios ecotoxicológicos.....	33
4.2.1.2.1 Organismos do solo.....	33
4.2.1.2.2 Organismos aquáticos.....	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 Análise do processo de compostagem.....	36
5.1.1 Macrófitas aquáticas como matéria prima de compostagem.....	36
5.1.2 Temperatura e microbiológicos.....	37
5.1.3 Peso e volume.....	40
5.2 Qualidade do adubo orgânico.....	42

5.2.1 Umidade, pH e granulometria.....	42
5.2.2 Matéria orgânica, macro e micronutrientes e capacidade de troca catiônica...	43
5.2.3 Metais pesados.....	44
5.3 Avaliação ambiental.....	45
5.3.1 Ensaios ecotoxicológicos com organismos do solo (minhocas da espécie <i>E. andrei</i>).....	46
5.3.2 Ensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos (<i>Daphnia similis</i>).....	47
6 CONCLUSÕES.....	50
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51

1 INTRODUÇÃO

Áreas alagadas construídas, mundialmente conhecidas como “*wetlands*” construídas, são sistemas de tratamento de efluentes líquidos domésticos e industriais que reproduzem “ecossistemas naturais” manejáveis. Várias técnicas desses sistemas foram desenvolvidas nos últimos anos e, segundo Brix (1993), elas podem ser classificadas de acordo com as plantas aquáticas (emergentes ou flutuantes) que utilizam. Essas plantas, chamadas de macrófitas aquáticas, são componentes estruturais dominantes nesses sistemas, pois elas promovem a remoção de poluentes e contaminantes através de processos físicos (retenção e filtragem), físico-químicos (adsorção e trocas iônicas) e biológicos (absorção e exudação). Assim, a eficiência das áreas alagadas construídas está estritamente relacionada com o monitoramento e manejo adequados da biomassa vegetal (SALATI, 2000).

A maioria das macrófitas aquáticas apresenta, em condições favoráveis, elevadas taxas de crescimento, devido à eficiência da reprodução vegetativa, alta capacidade de absorção de nutrientes e da radiação solar e reduzido espectro de inimigos naturais (herbivoria e fitopatologias).

A alta produtividade de biomassa vegetal nos alagados construídos requer um manejo periódico de retirada das plantas, para que não haja queda na eficiência do tratamento, o que transforma a massa vegetal em resíduo sólido, tornando-se um problema ambiental dependendo do destino dado a ela.

Numa gestão sustentável de resíduos sólidos, almeja-se evitar ao máximo a produção de resíduos, porém nas “*wetlands*” construídas não é possível evitar a geração e retirada da matéria orgânica. Quando a produção de resíduos é inevitável, a hierarquia imposta pela Política Nacional de Resíduos Sólidos quanto ao seu manejo, tem a minimização de resíduos como primeiro plano, seguido pelo reuso, reciclagem (incluindo a compostagem), a recuperação de energia, incineração e por último a disposição em aterros sanitários (HAMADA, 2004). Portanto, o ato de disposição de resíduos é considerado última opção, devendo ser aterrados somente os resíduos que não puderam ser reduzidos, reutilizados, reciclados ou tratados.

De acordo com Schalhch (2007), na maioria das cidades brasileiras a matéria orgânica é a maior fração de todo resíduo sólido urbano produzido (cerca de 60%) (informação verbal)¹, o que aumenta a importância do tratamento desse tipo de material, uma vez que o resíduo

¹ Informação fornecida por Valdir Schalhch na disciplina de Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos na Escola de Engenharia de São Carlos, em 2007.

compostável depositado em aterros sanitários e lixões é responsável pela geração do chorume e produção de gás metano, devido à situação de anaerobiose na qual se encontra.

Por outro lado, essa biomassa vegetal, se trabalhada adequadamente, passa da condição de resíduo à matéria prima. Uma das formas é transformando-a em adubo orgânico pela compostagem (também chamado de composto orgânico), que é um processo de decomposição microbiana onde são gerados sais minerais e húmus, servindo como condicionador e melhorador das propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo.

As macrófitas aquáticas podem ser consideradas boa matéria prima nesse processo, pois têm reconhecida capacidade de estocar nutrientes, os quais são devolvidos em parte para o ambiente através da decomposição de sua biomassa.

Neste trabalho a compostagem foi o método escolhido para tentar solucionar a problemática do descarte inadequado da biomassa vegetal de macrófitas aquáticas retiradas dos sistemas de áreas alagadas construídas e, para testar esse método, foi utilizado o sistema de alagados construídos da Estação de Tratamento de Esgoto da Comunidade Emaús, localizada em Ubatuba, SP.

2 OBJETIVOS

O objetivo da pesquisa foi avaliar a eficiência do processo de compostagem na produção de adubo orgânico a partir da biomassa de macrófitas aquáticas retirada do sistema de *wetlands* construídas da estação de tratamento de esgoto (ETE) da comunidade de Serviços Emaús, Ubatuba/SP, contribuindo, desta forma, como uma alternativa ao descarte de biomassa vegetal retirada do sistema.

Para alcançar esse objetivo, essa pesquisa foi fundamentada:

- No desempenho do processo de compostagem com macrófitas aquáticas;
- Na avaliação da qualidade do adubo orgânico através de análises químicas, físicas e biológicas;
- Na avaliação ambiental através de ensaios ecotoxicológicos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Áreas alagadas construídas

As áreas alagadas construídas (*wetlands* construídas) são ecossistemas artificiais que utilizam os princípios de modificação das características da água das áreas alagáveis naturais, porém o seu regime hidrológico é controlado para otimizar a condutividade hidráulica do sistema (SALATI, 2000). Segundo Kadlec e Knight (1996), o primeiro de todos os objetivos do sistema de *wetlands* construídas é a melhoria da qualidade da água, seguido por objetivos secundários, tais como, produção fotossintética e produção de energia, da sua utilização recreacional, comercial e para educação ambiental.

A primeira pesquisa sobre tratamento de efluentes líquidos através de macrófitas aquáticas foi realizada por Seidel em 1952, no Instituto Max Planck, Alemanha. Este estudo considerou a possibilidade de remover fenóis utilizando a espécie *Scirpus lacustris*. O tema continuou a ser explorado e após o uso da espécie *Phragmites australis*, esse tipo de tratamento de efluentes popularizou-se na Europa a partir de 1975, onde foram instalados aproximadamente 200 sistemas de áreas alagadas construídas municipais e industriais para tratamento de efluentes (BASTIAN; HAMMER, 1993). No Brasil, a utilização de sistemas de tratamento de efluentes através de áreas alagadas artificiais é escassa. A primeira tentativa de utilização desta capacidade de modificação da qualidade das águas no sentido de sua purificação foi realizada por Salati et al. (1982), com a construção de um lago artificial nas proximidades de um córrego poluído (Rio Piracicamirim) na ESALQ (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”), em Piracicaba-SP. Manfrinato et al.(1989) realizaram estudo no qual o fluxo de efluentes passava por sistemas de canais ocupados com *Eichhornia crassipes* e, em seguida, era desviado para os canteiros de solos filtrantes cultivados com arroz (*Oryza sativa*). O sistema obteve eficiência média de remoção de D.B.O₅ de 70%; coliformes fecais de 99%; nitrato de 95%; cor de 90% e turbidez de 95%.

Outros trabalhos utilizando *wetlands* construídas foram desenvolvidos no Brasil, entre os quais cabe ressaltar: Roquette Pinto et al. (1998) do Instituto Nacional de Tecnologia; Valentin e Roston (1998) da UNICAMP; Giovannini e Marques (1998) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul; Philippi et al. (1998) da Universidade Federal de Santa Catarina e Henry-Silva (2001) da Universidade Estadual Paulista.

Do ponto de vista da comunidade científica internacional, estes trabalhos vêm apresentando um grande avanço, com a realização de conferências internacionais para a troca

de informações e avaliação das eficiências dos diversos sistemas utilizados. Cerca de 550 trabalhos científicos foram apresentados nestas conferências internacionais as quais foram realizadas na Flórida, Reino Unido, Austrália, China, Áustria, Brasil, África, França e Portugal, no período de 1986 a 2006.

Os sistemas de alagados construídos apresentam uma série de vantagens em relação aos tratamentos de efluentes convencionais (tratamento secundário e avançado). Algumas destas vantagens estão no baixo custo de construção e, especialmente, de manutenção, e gastos reduzidos de energia. Além disso é um sistema menos susceptível às variações da taxa de entrada do fluxo do que os sistemas de tratamentos convencionais e não utilizam processos químicos intensivos (BRIX, 1993; BASTIAN; HAMMER, 1993). Por isso é que as tecnologias de tratamento de efluentes mais acessíveis, principalmente direcionadas as pequenas comunidades de países em desenvolvimento acabam sendo uma boa alternativa (SMITH, 1989; HAMMER; BASTIAN, 1989; GOPAL, 1999). De acordo com Moshiri et al. (1998), o uso de sistemas híbridos – sistemas convencionais de tratamento e sistemas *wetlands* construídas – parece ser a solução mais prática e econômica para resolver os problemas da poluição dos corpos d'água no Brasil e em outros países da América do Sul.

Segundo Brix (1993) a principal desvantagem do uso de áreas alagadas construídas para tratamento de efluentes é a necessidade de implantação em grandes áreas e a diminuição de sua eficiência durante o inverno em regiões temperadas. Porém, para Elias (2003), ambas as desvantagens não devem ser consideradas para um país como o Brasil, que ainda dispõe de extensas áreas desocupadas e onde o clima, que varia de tropical a subtropical, favorece o crescimento da vegetação aquática durante todo o ano.

3.2 Macrófitas aquáticas e áreas alagadas construídas

Uma das primeiras menções ao termo *macrófitas aquáticas* foi proposta por Weaner e Clements em 1938, que as definiram como plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água. Apesar de existirem outras terminologias para descrever o conjunto de vegetais adaptados ao ambiente aquático, como hidrófitas, helófitas, euhidrófitas e limnófitos, no Brasil o termo macrófita aquática é de uso corrente (POMPEO et al., 2003).

Entre as macrófitas aquáticas incluem-se vegetais que variam desde macroalgas, como o gênero *Chara*, até angiosperma, como o gênero *Typha* (ESTEVEVES, 1988). Do ponto de vista

taxonômico, 42 famílias de dicotiledôneas, 30 de monocotiledôneas, 17 de briófitas e 6 de pteridófitas apresentam exemplares de plantas aquáticas (ESTEVEES, 1988; PÉREZ, 1992).

Segundo Esteves (1988), os principais grupos de macrófitas aquáticas, quanto ao seu biótipo, denominados genericamente de grupos ecológicos, são:

- macrófitas aquáticas emersas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas para fora d'água;
- macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água;
- macrófitas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento que crescem totalmente submersas na água. Podem crescer, via de regra, até 11 m de profundidade, dependendo da disponibilidade de luz. A maioria tem seus órgãos reprodutivos flutuando na superfície ou aéreos;
- macrófitas aquáticas submersas livres: plantas que têm rizóides pouco desenvolvidos e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Geralmente ficam presas aos pecíolos e caules das macrófitas emersas. Durante o período reprodutivo emitem flores emersas (exceção da *Ceratophyllum*);
- macrófitas aquáticas flutuantes: são aquelas que flutuam na superfície da água. Geralmente seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos do vento.

Por serem vegetais que retornaram do ambiente terrestre para o aquático, as macrófitas apresentam ainda várias características de vegetais terrestres, como cutícula e estômatos, não funcionais na maioria das espécies, além de grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, possibilitando que a mesma espécie colonize os mais diferentes tipos de ambientes: fitotelmos, fontes termais, cachoeiras, lagos, lagoas, represas, brejos, rios, riachos, corredeiras, ambientes salobros (estuários, lagunas e lagos de regiões áridas) e salinos (baías, recifes de corais, praias arenosas e rochosas) (ESTEVEES, 1988).

Para Hoehne (1948) é possível registrar a presença de plantas aquáticas onde houver água, pois são capazes de se distribuir nos extremos e de se adaptar as situações mais adversas, já que aparecem no gelo dos mares polares, nos picos mais altos das serras e nas águas mais profundas dos oceanos. No Brasil, sua maior ausência verifica-se nas regiões das caatingas, mas onde se formam açudes, elas surgem numa profusão semelhante à das lagoas naturais.

Nos sistemas de alagados construídos, as macrófitas aquáticas representam um dos componentes mais importantes, desempenhando papel crucial na transformação e redução de

nutrientes. Além do processo de absorção, que pode ser responsável por até 75% da remoção de nitrogênio e 73% da remoção de fósforo nestes sistemas (REDDY; DEBUSK, 1987^a), o crescimento vegetal favorece uma variedade de complexos processos químicos, biológicos e físicos que podem ser muito importantes para a remoção total de nutrientes, tais como a sedimentação e desnitrificação (GUMBRICHT, 1993).

Conforme Brix (1993) os sistemas de *wetlands* construídas são classificados de acordo com o hábito da espécie dominante de macrófita aquática do sistema. Com base nisso se obtém a seguinte classificação:

a) Sistemas dominados por macrófitas aquáticas flutuantes (Figura 3.1)

São sistemas altamente diversos em forma e hábito que utilizam desde plantas grandes, como *Eichhornia crassipes*, até plantas diminutas e com poucas raízes, como *Lemna* sp. A alta produtividade de *E. crassipes* em regiões tropicais e subtropicais pode ser largamente explorada em tratamento de depuração de efluentes.

A presença de *E. crassipes* aliada à biota microbiana propicia, entre outros processos, a remoção de nutrientes (= tratamento terciário) e a diminuição da demanda bioquímica de oxigênio (D.B.O₅).

Em ambos os processos o manejo de *E. crassipes* consiste em retirar parte desta vegetação antes que a mesma se decomponha, liberando nutrientes ao corpo de água.

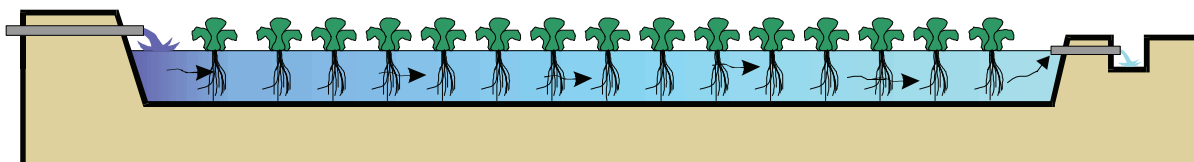


Figura 3.1: Desenho esquemático de um canal com plantas aquáticas flutuantes. São construídos normalmente canais longos e estreitos com aproximadamente 0,70 m de profundidade. Fonte: Salati (2000).

b) Sistemas dominados por macrófitas aquáticas emergentes (Figuras 3.2, 3.3 e 3.4)

Nestes sistemas as espécies vegetais comumente empregadas são *Phragmites australis*, *Typha latifolia* (taboa), *Oryza sativa* e *Scirpus lacustris*. Todas as espécies são morfológicamente adaptadas para crescerem em sedimento saturado, anóxico. Possuem extenso sistema lacunar interno (50 – 70% do volume total) que propicia a transferência do oxigênio do ar à rizosfera. Este tipo de sistema pode apresentar fluxo hídrico superficial, subsuperficial horizontal ou fluxo subsuperficial vertical. O tipo de fluxo e sua direção proporcionarão um grau diferente de interação do efluente com a raiz, rizomas e componentes pela biota microbiana.

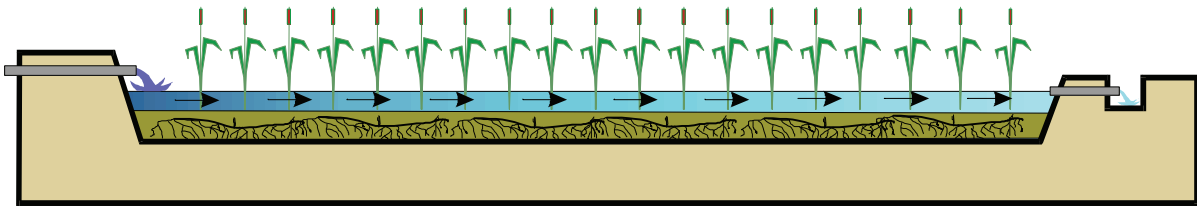


Figura 3.2: Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial. A água a ser tratada escorre pela superfície do solo cultivado com plantas emergentes. Geralmente são construídos canais longos, sendo a lâmina de água variável. Fonte: Salati (2000).

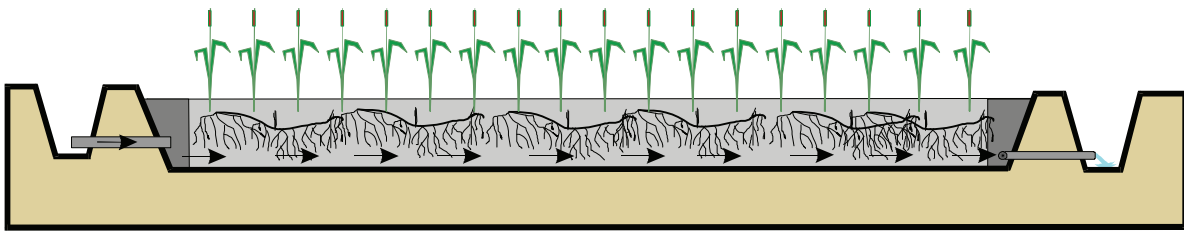


Figura 3.3: Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial. A água a ser tratada é mantida com fluxo horizontal em substrato formado por pedras, sendo cultivadas plantas emergentes. Em geral são construídos canais longos, sendo variável a espessura da camada das pedras, porém pó volta de 0,50 cm. Fonte: Salati, (2000).

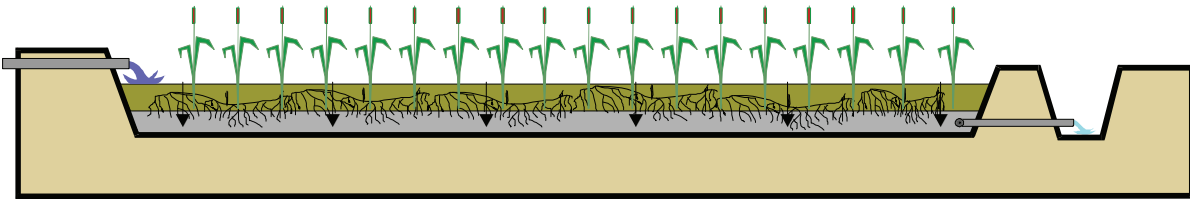


Figura 3.4: Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes de fluxo vertical. A água a ser tratada dever ter um fluxo vertical em uma camada de solos sobre brita, no qual são cultivadas plantas emergentes. O desenho é variável, porém predominam os sistemas de canal longo com pouca profundidade. Fonte: Salati (2000).

c) Sistemas dominados por macrófitas aquáticas submersas (Figura 3.5)

Nestes sistemas empregam-se desde espécies de baixa produtividade (*Isoetes lacustris*) para o tratamento de águas oligotróficas até espécies de alta produtividade (*Elodea canadensis*, *Egeria densa*) para depuração de águas eutróficas. Estas macrófitas absorvem nutrientes da água, porém não sobrevivem em águas com teor alto de matéria orgânica. São espécies bastante úteis no “polimento” de águas que receberam tratamento secundário.

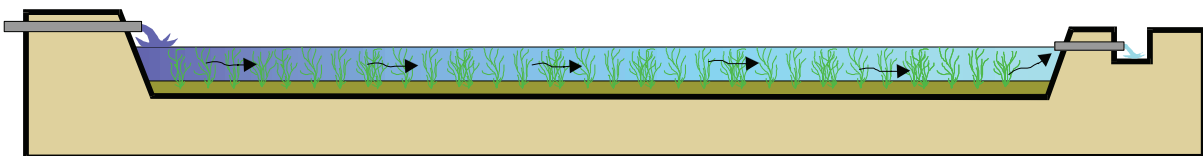


Figura 3.5: Desenho esquemático de um sistema com macrófitas fixas submersas. As macrófitas são cultivadas em um substrato com solo especial. A lâmina de água varia em torno de 1 m. A forma geométrica é normalmente de um canal longo. Fonte: Salati (2000).

d) Sistemas de tratamento dispostos em multi-estágios

Neste sistema se utiliza a combinação de vários tipos de sistemas de áreas alagáveis artificiais entre si ou com tratamentos convencionais cujo objetivo é explorar as vantagens de cada um.

Salati, em 1987, projetou um sistema que utiliza solos filtrantes denominado Sistema DHS (Figuras 3.6, 3.7 e 3.8) (Despoluição Hídrica com Solos – Patente PI 850.3030). Trata-se de uma técnica onde o processo de tratamento ocorre através de ações físico-químicas, biológicas e mecânicas proporcionadas por esse tipo de solo constituído por camadas superpostas de brita, pedrisco e cultivado com arroz (*Oriza sativa*). Esse tipo de sistema, dependendo da qualidade do efluente a ser tratado, pode funcionar com fluxo descendente ou ascendente.

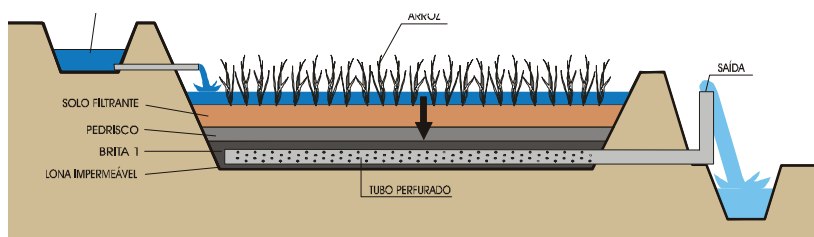


Figura 3.6: Desenho esquemático de um solo filtrante com fluxo descendente. A água a ser tratada é lançada sobre o solo cultivado com arroz ou outra macrófita emergente. Fonte: Salati (2000).

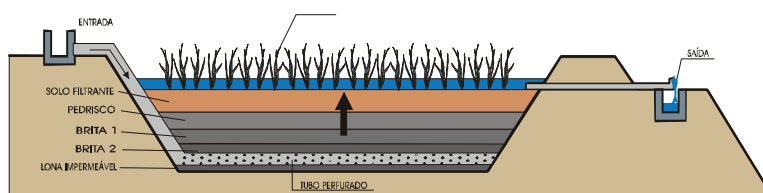


Figura 3.7: Desenho esquemático de um canal de solo filtrante com fluxo ascendente. A água a ser tratada é introduzida no sistema de drenagem sobre o qual está colocada a camada de solo filtrante. Fonte: Salati (2000).

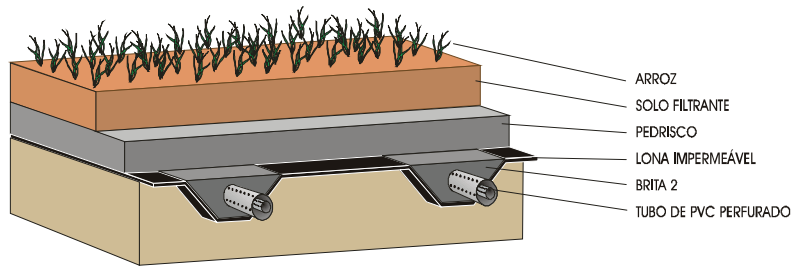


Figura 3.8: Desenho esquemático da estrutura de um solo filtrante. Este tipo de configuração é utilizado tanto para solos filtrantes de fluxo ascendente como para fluxo descendente. Fonte: Salati (2000).

Para Hatano et al. (1993) a vegetação aquática também é um dos agentes principais no processo depurador hídrico nos sistemas de *wetlands* construídas. A maior parte destes sistemas consiste de um ou vários tanques ou lagoas rasas ocupadas por uma ou mais macrófitas aquáticas, nas quais o fluxo de água pode ser superficial ou subsuperficial. As macrófitas aquáticas removem nutrientes através da assimilação direta e oferecem substratos para microorganismos (bactérias, actinomicetos e fungos) que degradam compostos orgânicos solúveis. As macrófitas aquáticas têm reconhecida capacidade de absorver grandes quantidades de nutrientes da água, incorporando-os em sua biomassa (PETRACCO, 1995). Essa capacidade de assimilação dos nutrientes pelas macrófitas aquáticas está diretamente relacionada à taxa de crescimento, produção de biomassa e composição de seus tecidos. Entre as características desejáveis em uma planta para absorver e estocar nutrientes devem-se incluir: crescimento rápido, elevada concentração de nutrientes nos seus tecidos e capacidade para atingir uma biomassa elevada por unidade de área. Macrófitas aquáticas flutuantes, como *Pistia stratiotes*, são conhecidas por sua elevada capacidade em absorver nitrogênio e fósforo (REDDY; DEBUSK, 1987^b).

A concentração de nitrogênio (N) nos tecidos vegetais varia consideravelmente entre as espécies, entre as partes da planta e entre os locais de coleta. Vários fatores afetam a remoção do N em sistemas de *wetlands* construídas, entre eles: a concentração de N no efluente de entrada, as formas químicas de N, o pH, as condições climáticas, a composição da comunidade de macrófitas e as características do solo, a altura da coluna d'água e o tempo de residência hidráulico (NIXON; LEE, 1986). Knight et al. (1985) relataram que a taxa de remoção de N na maioria dos sistemas de *wetlands* construídas varia entre 46 e 72%. Em sistemas que recebem altas cargas de N, observou-se significativa redução na taxa de remoção.

A absorção de fósforo (P) pelas macrófitas, fator que depende da concentração de P no sedimento e na água, varia de espécie para espécie (SCULTHORPE, 1967). Algumas macrófitas utilizam-se das raízes adventícias, localizadas próximas à superfície da água para a absorção do P; entretanto, a maior parte da absorção ocorre através do sistema radicular localizado abaixo da superfície do solo. A absorção do P-32 (fósforo radioativo) pelas macrófitas ocorre em semanas (RICHARDSON; MARSHALL, 1986). Sobre o ortofosfato absorvido pelas macrófitas, parte é incorporado à sua biomassa e a outra parte é excretada para a água, tornando-o disponível.

Segundo Esteves (1988) a influência das macrófitas aquáticas sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais pode ocorrer principalmente das seguintes maneiras:

- através da redução de turbulências na água pelas macrófitas, observa-se na região litorânea o efeito denominado de “filtro”, que compreende a sedimentação de grande parte do material de origem alóctone;
- as macrófitas aquáticas, notadamente as enraizadas, através do efeito chamado “bombeamento”, são de fundamental importância na ciclagem de nutriente. As raízes absorvem os nutrientes das partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis para as outras formas de plantas e, posteriormente, ocorre a liberação para a coluna d’água por excreção ou durante a decomposição da biomassa;
- através da alta taxa de produtividade primária, em especial das macrófitas emersas, estes vegetais podem se constituir na principal comunidade produtora de matéria orgânica de todo o ecossistema;
- as comunidades de macrófitas aquáticas são de grande importância na cadeia de herbivoria e detritívora de muitas espécies de animais, tanto aquáticos como terrestres. Além disto, são utilizadas como substrato para desova e refúgio por vários invertebrados;
- através da associação de macrófitas aquáticas com bactérias e algas perifíticas fixadoras de nitrogênio, estes vegetais desempenham importante papel na produção de nitrogênio assimilável. Em consequência, na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais, a região litorânea é o compartimento com maiores taxas de fixação de nitrogênio.

A maioria das macrófitas aquáticas apresenta elevadas taxas de produtividade de biomassa que, segundo Esteves (1988), ocorre por diferentes fatores, que tanto podem atuar em conjunto como, em certos casos, pode haver predominância de um ou de outro isoladamente. Dentre estes fatores, se destacam:

1. a eficiência da reprodução vegetativa da grande maioria das espécies;

2. a absorção dos nutrientes, tanto através das folhas como das raízes, favorecida pela maior biomassa destas;
3. a forma das folhas e sua distribuição no caule possibilitam que as macrófitas aquáticas emersas tenham maior eficácia no aproveitamento da radiação solar;
4. as macrófitas aquáticas emersas e flutuantes sofrem poucas perdas por herbivoria (consumo da biomassa por organismo herbívoro).

A *Eichhornia crassipes* (aguapé) é uma macrófita que pode atingir uma taxa de crescimento de 1t/ha/dia (MUKUNO, 1985). Wolverton e McDonald (1979) verificaram uma produtividade dessa espécie de 360 a 480 t/ha/ano. Para Kawai e Grieco (1983) pode-se adotar a produção de aguapé de 100 a 150 kg/ha/dia em peso seco ou 2 a 3 t /ha/dia em peso úmido em sistema de tratamento e 50 a 100 kg/ha/dia em peso seco e 1 a 2 t/ha/dia em peso úmido no reservatório. Mees (2006), utilizando o sistema de áreas alagadas construídas para tratamento de efluente de um frigorífico, obteve uma produtividade da *E. crassipes* de 270 kg/ha/dia nas oito semanas iniciais e de 150 kg/ha/dia após esse período. De acordo com Perazza et al. (1985) o tempo médio de duplicação dessas plantas é de duas semanas. Já o alface d'água (*P. stratiotes*) produz 70-90t/ ha/ ano de biomassa (CORREA, 1978).

Em estudos realizados no centro e no sul da Flórida foram verificados os seguintes valores médios de produtividade de biomassa:

-*Eichhornia crassipes*: 242 kg/ha/dia (DEBUSK et al., 1981); 271 kg/ha/dia (REDDY; DEBUSK, 1984).

- *Pistia stratiotes*: 142 kg/ha/dia (TUCKER; DEBUSK, 1981).

- *Lemna minor*: 38 kg/ha/dia e 45 kg/ha/dia (REDDY et al., 1983).

Para DeBusk et al. (1987) os principais fatores que contribuem para a alta produtividade dessas plantas é a grande eficiência delas em utilizar a radiação solar e carbono inorgânico, convertendo em energia química. Porém, a alta taxa de crescimento se dá no período de colonização do ambiente, uma vez que um denso tapete é formado, a produtividade é reduzida devido à aglomeração de plantas e ao sombreamento. Para manter o rápido crescimento, as plantas devem ser colhidas. Assim, a eficiência do tratamento com macrófitas depende do manejo dessas plantas, pois é durante a fase de crescimento que ocorre a maior remoção dos nutrientes.

Biudes et al. (2006) também concluem que o sistema de áreas alagadas remove mais N e P do efluente quando a produtividade de *E. crassipes* é maior. Eles encontraram uma alta correlação positiva entre essa produtividade e remoções de nitrogênio Kjeldahl total e

dissolvido, nitrogênio inorgânico, fósforo total e dissolvido, e P-ortofosfato, sugerindo manutenção da biomassa em densidades nas quais ocorrem altas produtividades.

3.3 Biomassa e a geração de resíduo

Para Kawai e Grieco (1983) as desvantagens na utilização de sistemas de tratamento com plantas aquáticas são a remoção e disposição final da biomassa vegetal. Pompêo (2005) ressalta ser essencial, ao se planejar um sistema de tratamento com aplicação de macrófitas aquáticas, as unidades de beneficiamento e de armazenamento de biomassa. Essa preocupação se deve ao fato de que o descarte da biomassa vegetal sem um planejamento adequado contribui para um problema ambiental. A disposição irregular da matéria orgânica gerada nas *wetlands* construídas traz uma desvantagem para o sistema, pois, apesar de ser um sistema eficiente no tratamento de efluentes, torna-se um gerador de resíduo sólido. No Brasil ainda não há um gerenciamento de resíduos adequado, considerando que mais de 75% de todo o lixo recolhido é depositado em céu aberto, sem controle sanitário e sem aproveitamento. Em grande parte das cidades o lixo depositado em céu aberto chega a 100% (TEIXEIRA et al., 2002).

Comparando-se os dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada em 1989 e a mais recente de 2000 infere-se que os resultados apontam uma situação ainda alarmante, pois a falta de tratamento e/ou a disposição inadequada de resíduos é um dos grandes causadores de poluição ambiental, tendo conseqüências diretas e indiretas na saúde da população em geral. No Brasil, do total de resíduos sólidos domiciliares produzidos, mais de 50% em peso é constituído de material compostável e que por não ser coletado separadamente, acaba sendo encaminhado para um destino final, juntamente com os resíduos perigosos e com aqueles que deixaram de ser coletados seletivamente. Esta forma de destinação gera, para a maioria dos municípios, despesas que poderiam ser evitadas caso o material compostável também fosse separado e encaminhado para um tratamento específico. Fehr e Calçado (2000), defendem a idéia de que seja realizada a coleta diferenciada dos materiais compostáveis, pois eles representam quantidade significativa no total de RSD gerados e, como já existe uma tecnologia para transformar este material em fertilizante orgânico, o esforço gerencial é merecido e justificado. Newman (2005) também é enfático ao afirmar que a separação do material compostável realizado na fonte dá condições para que seja produzido um composto de melhor qualidade. Desta forma, evita-se o depósito da fração compostável em aterro, como por exemplo, por meio da compostagem, e permite-se aumentar

a vida útil do aterro, ou para que em um mesmo período sejam construídos aterros menores. Do ponto de vista econômico, pode-se diminuir os gastos com transporte (caso a compostagem seja realizada em local mais próximo aos geradores), disposição final e com o tratamento do chorume.

3.4 O aproveitamento de macrófitas e a compostagem

Diversos autores vêm mostrando, através de pesquisas sobre a composição química das macrófitas aquáticas, que esses vegetais têm grande valor como adubo, podendo-se destacar Esteves (1988); Esteves e Camargo (1986); Gomes (1987); Henry-Silva e Camargo (2006); Junk (1979); Lutzemberger (1985); Medeiros et al. (1999) e Mees (2006). Apesar disso, Jackson (1998) e Corrêa et al. (2002) alertam sobre a pouca informação referente tanto às características químicas do material vegetal retirado de ambientes eutrofizados, como sobre a segurança ambiental necessária na área de descarte.

As macrófitas aquáticas têm reconhecida capacidade de estocar nutrientes, os quais são devolvidos em parte para o ambiente, através da excreção e decomposição de sua biomassa, portanto a decomposição desempenha importante papel na reciclagem de nutrientes (BIANCHINI JR., 1982; PETRACCO, 1995). Esteves & Camargo (1986) mostram a importância das macrófitas em estocagem e ciclagem de nutrientes através de extensa revisão bibliográfica. Sendo assim, as plantas aquáticas podem ser compostadas, já que por esse processo há liberação de macronutrientes e de micronutrientes (KIEHL, 2004). Mees (2006) produziu adubo orgânico com aguapé encontrando valores satisfatórios de N total (2,3%), para a legislação brasileira (Portaria nº. 1 de 4 de março de 1983).

Segundo Kiehl (2004), compostagem é um processo controlado de decomposição microbiana de oxidação e oxigenação de uma massa heterogênea de matéria orgânica no estado sólido e úmido, passando pelas seguintes fases: fitotoxicidade, bioestabilização e a humificação.

Como resultado da compostagem são gerados dois importantes componentes: sais minerais, contendo nutrientes para as raízes das plantas, e húmus, como condicionador e melhorador das propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo. O processo de compostagem é um dos métodos mais antigos de tratamento e disposição de resíduos sólidos conhecidos pelo homem. De maneira geral, todos os resíduos orgânicos, animais ou vegetais, assim como o lixo, lodo de esgoto e resíduos industriais podem ser utilizados no preparo do composto (KIEHL, 1979, 1985). O objetivo do processo é a redução do volume dos resíduos

sólidos, produção de um produto estável, além da reciclagem dos resíduos orgânicos sem a destruição do seu valor energético intrínseco (GOLUEKE, 1976). Além disso, o interesse no uso de resíduos orgânicos na agricultura brasileira, quando devidamente tratados ou compostados, está fundamentado nos elevados teores de C de compostos orgânicos (CO) e de nutrientes neles contidos, no aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) e na neutralização da acidez. Aumentar os teores de CO e nutrientes do solo pode significar melhorias nas suas propriedades físicas e químicas e, conseqüentemente, incrementos na produtividade e na qualidade dos produtos agrícolas, bem como redução nos custos de produção (ABREU Jr., 2005).

Os microrganismos (bactérias, fungos e actinomicetos) são os principais responsáveis pela transformação da matéria orgânica crua em húmus. Participam também outros organismos como algas, protozoários, nematóides, vermes, insetos e suas larvas. Agentes bioquímicos, tais como enzimas e hormônios, também contribuem para a degradação da matéria orgânica (KIEHL, 2004). Por ser microbiano, o controle desse processo envolve necessariamente a inter-relação de vários parâmetros, cujos principais são: temperatura, aeração, teor de umidade, pH, tamanho da partícula, relação C/N, fibra e microrganismos (FINSTEIN, 1975; GOLUEKE, 1976).

3.4.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro fundamental durante a compostagem, já que se trata de um processo de fermentação aeróbia por microrganismos de metabolismo exotérmico (FINSTEIN, 1975). Além disso, segundo Bianchini Jr. (1982), a temperatura influencia a velocidade de decomposição das plantas aquáticas, tanto na qualidade, como na quantidade de substâncias húmicas formadas a partir do material decomposto.

Segundo Poincelot (1974) a curva padrão de temperatura versus tempo apresenta um aspecto sigmóide e divide-se em quatro estágios: mesofílico, termofílico, resfriamento e maturação. No início do processo a massa se encontra na temperatura ambiente, à medida que a flora mesofílica autóctona multiplica-se, a temperatura aumenta rapidamente. Quando a temperatura ultrapassa 40°, cessa a atividade da população microbiana mesofílica e tem início a atividade da população microbiana termofílica autóctone. Kiehl (1979) apresenta outro tipo de curva padrão de temperatura, que não segue a forma sigmóide simples, subdividindo-se também nos quatro estágios (mesofílico, termofílico, resfriamento e maturação). O mesmo autor, em 1985, afirma que o composto partindo de uma temperatura ambiente, passa

rapidamente pela fase de temperatura mesofílica, subindo para termofílica, onde se mantém por um espaço de tempo, formando um platô; prosseguindo a decomposição, a temperatura volta à fase mesofílica, formando novo platô, e por tempo geralmente mais longo que a fase anterior, após cerca de quatro meses ocorre a cura completa do composto, cuja matéria orgânica torna-se humificada atingindo níveis de temperatura próximos aos da temperatura ambiente.

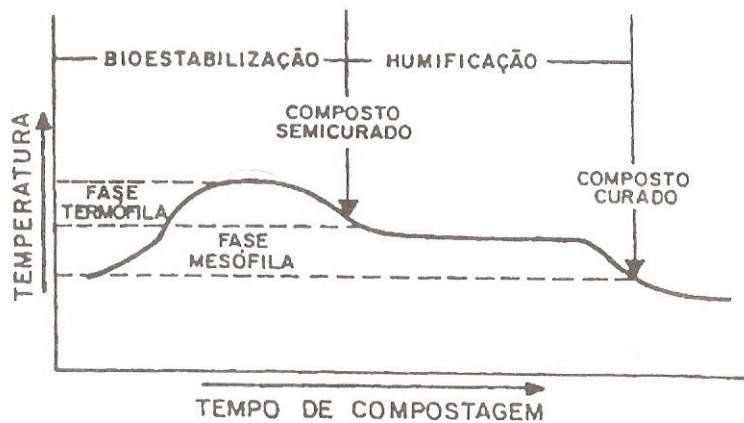


Figura 3.9: Curva da variação da temperatura do resíduo durante o processo de compostagem. Fonte: Kiehl (2004).

As temperaturas termofílicas atuam como agentes pasteurizadores fortes e relativamente rápidos (GOLUEKE, 1983). A maioria das formas patogênicas é rapidamente eliminada pela ação direta do calor sobre componentes vitais como DNA e proteínas. Além disso, os efeitos antagônicos, resultantes do crescimento ativo da população microbiana do composto, também ajudam a eliminar os microrganismos patogênicos (FINSTEIN, 1980).

3.4.2 pH

A matéria orgânica crua é naturalmente ácida, com pH aproximadamente entre 4,5 e 6,0 (KIEHL, 1985). Durante a fase mesofílica inicial ocorre a produção de ácidos orgânicos voláteis que provocam a redução do pH para a faixa de 5 a 5,5. A seguir o pH do processo começa a aumentar, possivelmente provocado pela volatilização e decomposição microbiana dos ácidos orgânicos, assim como pela volatilização da amônia mineralizada a partir do nitrogênio orgânico (FINSTEIN, 1975). As perdas de amônia aumentam quando a reação do composto entra na zona de alcalinidade; quando o pH alcança valores acima de 8,0 ou 9,0,

grande parte do nitrogênio se transformou em amoniacal, podendo se perder na atmosfera (KIEHL, 1985).

O pH tem relação inversa com a disponibilidade dos metais, a qual aumenta em condições de solo com pH ácido e diminui com elevação do pH (KIEHL, 2004).

3.4.3 Umidade e oxigenação

Durante o processo de compostagem, a água é produzida metabolicamente e também há perda pela evaporação dos materiais (FINSTEIN, 1975), fatores que estão diretamente relacionados com a aeração e temperatura. Os teores de umidade e aeração devem ser fornecidos em níveis ótimos para o bom desempenho do processo (GOLUEKE, 1976). Leiras de compostagem sem revolvimentos para promover aeração e com excesso de umidade entram em um processo de fermentação anaeróbia, acompanhada de putrefação e mau cheiro, eliminando na atmosfera, na forma de gás ácido sulfídrico, mercaptanas (dimetildisulfeto, dimetilsulfeto, metilmercaptanas) e outros produtos contendo enxofre, provocando o odor desagradável, que pode ser reduzido com o revolvimentos da leira, transformando o processo anaeróbio para aeróbio, desprendendo gás carbônico e vapor d'água, componentes inodoros (KIEHL, 2004). O excesso de água pode ainda gerar chorume. O revolvimento introduz ar novo, rico em oxigênio e libera o ar contido na leira, saturado de gás carbônico gerado pela respiração dos organismos.

Segundo Kiehl (2004) o fertilizante orgânico não pode estar encharcado (com valores acima de 60%), pois o agricultor estaria utilizando mais água do que propriamente o adubo.

3.4.4 Relação Carbono/Nitrogênio

A relação C/N reflete o equilíbrio dinâmico de microrganismos, sendo que a mais recomendada para uma rápida e eficiente compostagem deve estar situada entre os limites 26 e 35, isso porque os microrganismos absorvem o carbono e o nitrogênio sempre na relação C/N 30 para 1; das 30 partes de carbono assimiladas, 20 partes (2/3) são eliminadas na atmosfera na forma de dióxido de carbono; 10 partes (1/3) são imobilizadas, convertidas da forma mineral para a orgânica, e incorporadas no protoplasma do microrganismo, vindo posteriormente constituir o húmus. Ao final do processo essa relação deve apresentar-se por volta de 10:1. Se a relação for elevada, por exemplo 60 ou 80/1, o tempo de compostagem será maior, pois faltará nitrogênio para os microrganismos. Esse elemento será reciclado entre

as células microbianas até a degradação total da matéria orgânica, enquanto o excesso de carbono é eliminado na forma de gás carbônico. Se a relação for baixa, 6/1 por exemplo, os microrganismos eliminarão o excesso de nitrogênio na forma de amônia, até atingir a relação 30/1. Para corrigir a alta relação C/N pode-se utilizar resíduos animais (KIEHL, 1985).

3.4.5 Trituração

De acordo com Bidoni e Povinelli (1999) as dimensões ideais de partículas para montar uma leira de compostagem devem estar compreendidas entre 1 cm e 5 cm. Se as partículas forem muito finas, pode ocorrer compactação excessiva do material; se ao contrário, as partículas forem muito grossas, deve-se triturá-las antes da montagem das leiras. A textura da matéria prima, segundo Kiehl (2004), tem grande importância no processo de compostagem, governando o movimento de líquidos e gases da leira. Além disso, quanto menor a partícula, maior é a superfície que pode ser atacada e digerida pelos microrganismos, e mais rápida a decomposição da matéria orgânica.

3.5 Grau de maturação do adubo orgânico

A incorporação ao solo de resíduos orgânicos crus ou composto orgânico imaturo pode causar problemas às plantações, pois esses materiais apresentam características de fitotoxicidade, por possuírem reações ácidas (KIEHL, 2004).

Para aplicação correta do adubo orgânico no solo agrícola, recomenda-se uma compostagem completa até que o composto esteja estabilizado ou curado, ou seja, que esse material tenha um pH acima de 6,5 e relação C/N abaixo de 18 (SILVA et al., 2002).

A temperatura e a relação C/N (1:11 a 1:15) podem ser utilizadas isoladamente como indicadores do grau de maturidade do composto, desde que a umidade seja mantida em intervalos adequados (20 a 35%) e a aeração seja suficiente (ABREU Jr., 2005).

Em relação ao período que se leva para a completa maturação do composto de resíduos orgânicos, Cravo et al. (1998), utilizando os critérios de pH, teores totais de P, N, matéria orgânica, temperatura interna da leira e evolução de CO₂, definiram que oito semanas é o tempo suficiente para a compostagem do material, porém para Kiehl (1985) não se consegue a maturação ou humificação antes de 90 a 120 dias. Stentifold et al. (2001) propuseram diversos testes para avaliação da estabilidade do composto, conforme apresentado na Tabela 3.1:

Tabela 3.1: Métodos propostos para avaliação da estabilidade de composto de lixo urbano.

Tipo de teste	Método
Teste físico	Declínio de temperatura Odor Cor
Análise química	Sólidos voláteis pH Relação C/N fase sólida Relação C/N extrato aquoso NO ₃ ⁻ e NO ₂ ⁻ Ácidos orgânicos NH ₃ , H ₂ S CTC Condutividade elétrica Matéria orgânica solúvel em água
Ensaio microbiológico	Teste de recuperação <ul style="list-style-type: none"> a. consumo de O₂ b. produção de O₂ c. auto aquecimento Contagem de microrganismos ATP Atividade enzimática
Ensaio com plantas	Germinação de sementes e comprimento radicular
Matéria orgânica humificada	Cromatografia circular Teor e relação de ácidos húmicos e ácidos fúvicos e fração humina: vários índices de humificação Espectroscopia infravermelho Espectrometria NMR

Fonte: Stentifold (2001).

3.6 Métodos de compostagem

As técnicas de compostagem podem variar desde a utilização de altas tecnologias e orçamentos até as soluções operacionais mais simples e financeiramente menos onerosas. Em resumo, a compostagem pode ser realizada, basicamente, segundo três métodos: natural ou sistema “windrow”, leira estática aerada e sistema dinâmico ou acelerado.

No processo natural a pilha de resíduos (leiras) é montada sobre o solo e a aeração é realizada de forma natural, ou seja, por meio principalmente de revolvimentos manuais (existem equipamentos específicos para o revolvimento da leira). Neste sistema as leiras devem ser dimensionadas de forma a manter o calor para manutenção do processo. Em leiras estáticas aeradas o processo difere do anterior, pois não recebe nenhum revolvimento e a aeração ocorre por meio de insuflamento e exaustão de ar. No processo dinâmico a diferença está na utilização de dispositivos tecnológicos, tais como digestores e bioestabilizadores para acelerar a compostagem (Massukado, 2008).

3.7 Legislação

Há muito tempo os resíduos das atividades humanas vêm sendo empregados na agricultura, mas, com o uso cada vez mais intenso destes e com a preocupação crescente da população com respeito ao ambiente, foram sendo elaboradas normas legais referentes ao uso dos resíduos na agricultura. As legislações federais que dispõem sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes (Lei 6.984/80) foram regulamentadas pelo Decreto 4.954 (16/12/2004). O adubo produzido na compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos enquadra-se na categoria de fertilizante orgânico, sendo esse definido no artigo 2º desse decreto como o “*produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processos físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais*”.

A Portaria nº. 01 de 4 de março de 1983, do Ministério da Agricultura, estipula como especificações os parâmetros físicos, químicos e granulometria e as características dos fertilizantes orgânicos comercializados, que devem ser obedecidas.

Com relação ao composto produzido a partir de resíduos sólidos urbanos, a Instrução Normativa nº 23 de 31 de agosto de 2005, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, enquadra o composto proveniente de “lixo” como um fertilizante orgânico

composto, obtido pela separação da parte orgânica dos resíduos sólidos domiciliares e sua compostagem, resultando em produto de utilização segura na agricultura e atendendo aos limites estabelecidos para contaminantes.

Já a Instrução Normativa nº 27 de 5 de junho de 2006, também do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, estabelece limites no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas.

3.8 Qualidade do adubo orgânico: nutrientes, metais pesados e ecotoxicidade

O adubo orgânico de resíduos sólidos para ser utilizado com segurança e eficiência deve ser corretamente estabilizado. Isto significa que a matéria orgânica original deve ser convertida para uma forma que seja mais resistente à degradação, contenha quantidades mínimas de componentes fitotóxicos e contaminantes, e seja livre de patógenos de plantas e animais (DICK e McROY, 1993).

Quando bem processado, o composto orgânico maduro é livre de odor, possui coloração característica e tem seu manuseio, transporte e estocagem muito facilitados. O composto cru não possui essas qualidades e pode se tornar tóxico para as plantas (KIEHL, 2004).

A aplicação de fertilizante orgânico devidamente maturado em solos cultivados tem apresentado efeitos desejáveis do ponto de vista agrônômico. Aumento do teor de matéria orgânica e na disponibilidade de N, P, K, Ca e Mg, elevação do pH e redução da acidez total (H + Al) são os principais efeitos desse material no solo (HORTENSTINE; ROTHWELL, 1972; OLIVEIRA, 2000).

Com o aumento da matéria orgânica é de se esperar que a adição de fertilizante orgânico aumente as populações dos microrganismos presentes no solo, por oferecer um substrato carbônico e também por intensificar as atividades enzimáticas envolvidas nos ciclos de N, P e S. Esse aumento de bactérias e fungos, em quantidade e atividade, foi verificado por Silveira et al (1995) logo no primeiro dia após a aplicação do fertilizante orgânico.

Os aspectos biológicos, físicos e químicos do adubo orgânico variam conforme sua qualidade. Cerca de 50% do fertilizante são constituídos de matéria orgânica, variando esse teor em função da fonte e natureza do resíduo, da temperatura e nível de maturação final (EGREJA et al., 1999).

Com relação à composição do fertilizante orgânico, Kiehl e Porta² (1979 apud ABREU Jr., 2005) sugeriram classificação entre ótimo, bom, baixo, indesejável ou excessivo, considerando um conjunto de características químicas e físicas, conforme apresentado na Tabela 3.2 a seguir.

Tabela 3.2: Classificação do composto de resíduo urbano quanto às suas características físicas e químicas

Características	Ótimo (Alto)	Bom (Médio)	Baixo (Baixo)	Indesejável	Excessivo
Umidade (g kg ⁻¹)	< 250	250-350			>350
pH (em água)	>7,5	6,0-7,5		<6	
Relação C/N	9-12/1	12-18/1		>18/1	
	----- g kg ⁻¹ -----				
Matéria orgânica total	>600	500-600	<500		
Matéria orgânica resistente	<100	100-150		>150	
Cinzas	<200	200-400		>400	
N total	>35	18-35		<18	
P	>6	2-6	<2		
K	>12	12-4	<4		
Ca	>28	14-28	<14		
Mg	>12	6-12	<6		
S	>5	2-5	<2		

Fonte: Kiehl e Porta²(1979 apud ABREU Jr., 2005).

3.8.1 Nutrientes

O uso de resíduos orgânicos, devidamente caracterizado, pode ser uma fonte importante de nutrientes às plantas. De acordo com Berton e Valadares (1991) um composto de lixo quando aplicado na dose 30 t ha⁻¹, com 40% de umidade, adicionaria ao solo cerca de 200 kg de N, 36 kg de P, 56 kg de K e 54 kg de S.

Os macro e micronutrientes exercem funções específicas na vida da planta, embora em uma ou outra possa haver certo grau de substituição. As funções se classificam, segundo Malavolta (2006), do seguinte modo:

- Estrutural: o elemento faz parte da molécula de um ou mais compostos orgânicos.
- Constituinte de enzima: é um caso particular do primeiro; refere-se a elementos, geralmente metais ou elementos de transição como o Mo, que fazem parte do grupo prostético de enzimas e, que são necessários para a atividade das mesmas, como o Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn.
- Ativador enzimático: sem participar do grupo prostético, o elemento, dissociável da fração protéica da enzima (apoenzima), é necessário à atividade da mesma.

² KIEHL, E. J.; PORTA, A. Métodos de amostragem de lixo e composto e interpretação dos resultados obtidos. 1979. 11p. Não publicado.

3.8.2. Salinidade e CTC

Concomitantemente ao aumento do pH do solo, em decorrência da aplicação do adubo orgânico de lixo, também tem sido relatado o aumento da salinidade (HORTENSTINE; ROTHWELL, 1972), o qual pode ser facilmente avaliado pela determinação da condutividade elétrica.

O aumento da salinidade do solo, atribuído a altas doses de fertilizante orgânico, diminui o potencial osmótico da água no solo, resultando em potencial total da água em solução do solo mais negativo que o potencial total da água nas células da raiz. Como consequência, a planta perde água para o solo e sofre danos fisiológicos que podem levá-la a morte. Altos valores de salinidade podem também levar a efeitos drásticos na germinação de plântulas, uma vez que elas são muito mais susceptíveis a alterações do ambiente do que as plantas em outras fases de desenvolvimento (ABREU Jr., 2000, 2005).

Esse mesmo autor, aplicando composto de lixo com valor de condutividade elétrica de 7,25 dS/m em solos ácidos, encontrou valores de 0,33 a 1,37 dS/m. Apesar do aumento em relação à testemunha, esse efeito foi inferior àquele causado pelos adubos minerais. Abreu Jr. (2000) verificou ainda uma forte correlação negativa entre a capacidade de troca catiônica inicial dos solos e o efeito do incremento na condutividade elétrica, o que caracteriza a CTC como uma das propriedades mais importantes dos solos a ser levada em consideração na decisão de qual a dose do fertilizante orgânico a ser aplicada.

Em solos de regiões tropicais, onde predominam minerais de baixa CTC, a matéria orgânica contida nos resíduos orgânicos é de fundamental importância, pois pode contribuir com até mais de 90% da CTC do solo, consequência dos grupos funcionais carboxílicos (-COOH), fenólicos (-OH), álcoois (-OH) e metoxílicos (-OCH₃), localizados na periferia dos ácidos orgânicos presentes no húmus (FASSBENDER³, 1975 apud ABREU Jr., 2005).

3.8.3 Metais Pesados

Metais pesados podem estar presentes naturalmente nos solos, já que a maioria deles, embora em pequenas concentrações, faz parte da constituição tanto da crosta terrestre quanto dos próprios organismos, mas também podem ser introduzidos por meio de diferentes fontes não naturais, como através do uso de fertilizantes, corretivos orgânicos e inorgânicos (todos

³ FASSBENDER, H. W. Química de suelos, com énfasis em suelos de América Latina. Turrialba, Instituto Interamericano de Ciência Agrícolas de la OEA, 1975. 398p.

decorrentes da atividade agrícola), esgotos domésticos e resíduos de atividades industriais, materiais esses que podem conter diferentes quantidades de vários metais (ALVES, 2002).

O projeto de instrução normativa (portaria N° 49 de 25/04/2005) estabelece teores permissíveis de metais pesados que possam conter em um composto de resíduos. Porém deve-se analisar o metal quanto a sua forma química, e não somente quanto ao teor, já que a fitodisponibilidade de um metal no solo e, conseqüentemente, sua entrada na cadeia alimentar, depende dos dois fatores.

De acordo com Abreu Jr. et al. (2000) a disponibilidade dos metais deverá diminuir com o aumento do pH, da CTC e do teor de matéria orgânica do solo. Essa disponibilidade é dependente ainda da condição de decomposição, pois o processo aeróbio é muito mais eficiente que o anaeróbio para a remoção de carga orgânica.

Para Canet et al. (1997) o uso agrônômico de resíduos poderá ser feito quando neles não existirem concentrações altas de Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn, pois estes metais podem ser absorvidos pelas raízes das plantas e transferidos para os alimentos.

A preocupação no monitoramento de metais pesados se deve também ao fato de que esses componentes podem afetar a biota do solo. Lima et al. (2006) verificaram que cádmio, cobre e cromo (nas concentrações 202,27 mg/kg, 241 mg/kg e 864,58 mg/kg respectivamente) são tóxicos para minhoca da espécie *Eisenia foetida*, causando sua morte.

3.8.4 Ecotoxicidade

Apesar de inúmeros benefícios, os adubos orgânicos podem apresentar potencial contaminante, como a introdução de elementos tóxicos e/ou patógenos na cadeia alimentar, contaminação do solo e das plantas por metais pesados (OLIVEIRA et al., 2002), salinização do solo (ABREU Jr., 2000), entre outros efeitos adversos.

A caracterização química fornece uma estimativa dos efeitos que a aplicação do fertilizante orgânico pode causar no solo. Entretanto, essa caracterização não é suficiente quando analisada isoladamente, devido à complexidade das interações e efeitos sinérgicos que ocorrem no solo. Além disso, a adoção dos limites máximos estabelecidos nas legislações pode não assegurar a utilização intermitente desses resíduos na agricultura em longo prazo, pois os níveis críticos preconizados são, geralmente, baseados em estudos isolados de cada elemento químico.

Portanto, é imprescindível que haja outros mecanismos que forneçam mais informações sobre a qualidade do adubo orgânico para aplicações agrícolas, levando em conta tanto os aspectos de saúde pública quanto de possíveis danos ao ambiente. Nesse sentido,

ensaios ecotoxicológicos com diferentes espécies são recomendados como uma ferramenta adicional, permitindo atenuar essas limitações e avaliar os riscos ecológicos em solos e outras matrizes (ALVARENGA et al., 2007; MOREIRA et al., 2008). Segundo Adams (1995) os testes de toxicidade agudos são baseados nos efeitos severos sofridos pelos organismos em função de um curto período de exposição. No Brasil, esse tipo de avaliação não tem sido realizado para fertilizantes orgânicos.

De acordo com Lima (2006) o objetivo desses ensaios é a proteção dos ecossistemas frente aos impactos provocados por compostos tóxicos. Os estudos toxicológicos avaliam as condições ambientais e monitoram suas tendências ao longo do tempo, predizem os efeitos dos agentes tóxicos e orientam a seleção de práticas de remediação. Em comparação à ecotoxicologia aquática, a ecotoxicologia terrestre começou a ser pesquisada consideravelmente mais tarde, o que pode ser verificado pelo número de métodos padronizados para cada um desses ambientes e que se reflete na considerável diferença entre o número de pesquisas realizadas em cada uma dessas áreas (RÖMBKE; KNACKER, 2003). Porém, quando se aplica adubo orgânico é importante verificar os efeitos em organismos de ambos os hábitos, pois os terrestres são diretamente afetados e os aquáticos podem ser intoxicados com a lixiviação e/ou escoamento superficial.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de Estudo

Para a realização deste trabalho, foi estudado o sistema de áreas alagadas construídas da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Comunidade de Serviços Emaús em Ubatuba, litoral norte do estado de São Paulo, localizada nas coordenadas geográficas 23°26' 03,40"S; 45°06'37,94"W. O clima da região de Ubatuba é classificado, segundo Köppen (1948), como do tipo Af, que indica clima tropical chuvoso com chuvas o ano todo e o município.

A Comunidade Emaús foi fundada em 1990 e hoje abriga cerca de 300 moradores. Localiza-se na estrada que parte da região central de Ubatuba sentido ao município de Taubaté.

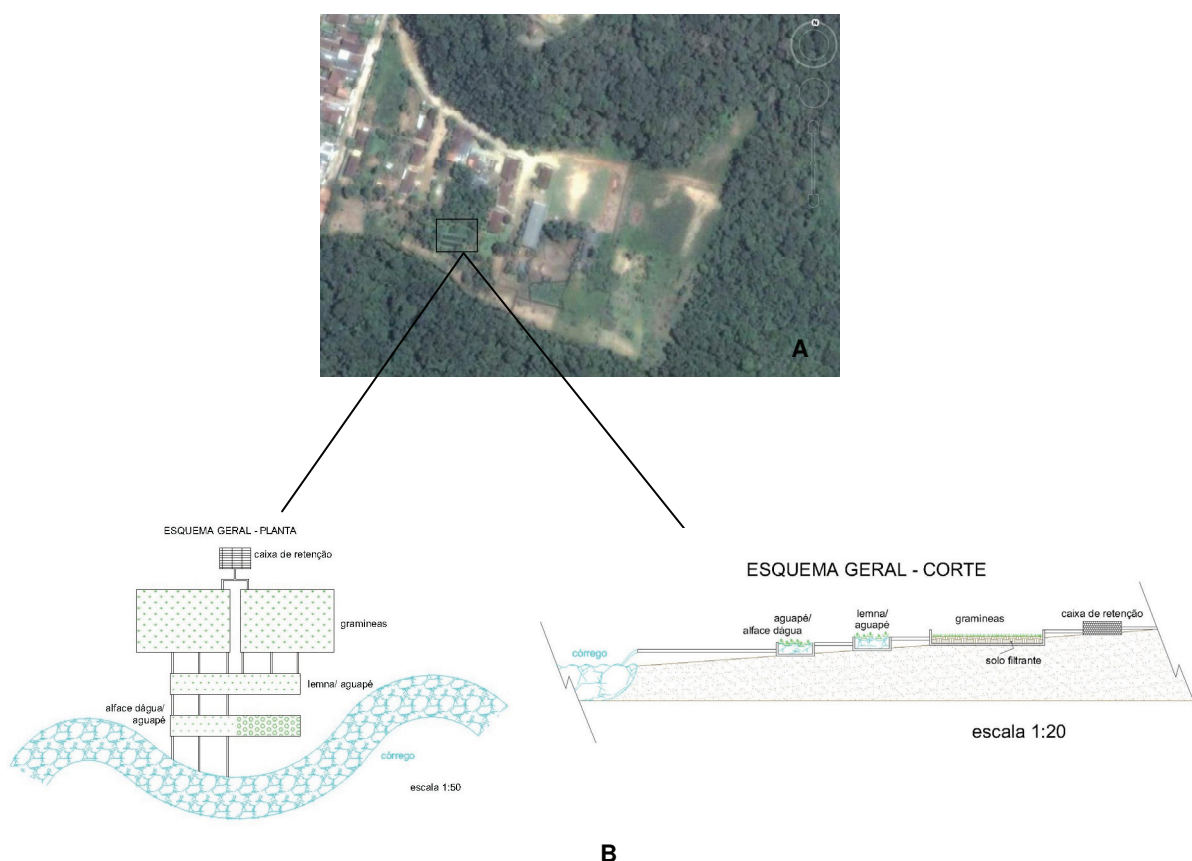


Figura 4.1: A - Vista da Comunidade de Emaús, em destaque a Estação de Tratamento de Esgoto (Fonte: Google Earth); B - Vistas esquemáticas plana e lateral da Estação de Tratamento de Esgoto da Comunidade de Emaús.

4.1.2 A estação de tratamento de esgoto da comunidade

A E.T.E. consiste na utilização de fossa séptica para tratamento primário, sistemas combinados de *wetlands* construídas para tratamento secundário e terciário. Cada residência possui uma fossa séptica e caixa de gordura, e os efluentes destas se encontram em um compartimento central com grades para a remoção de sólidos grosseiros (Figura 4.2). O efluente dessa fossa central é conduzido para uma área com dois módulos de solos filtrantes e depois o efluente é encaminhado para dois canais com macrófitas aquáticas flutuantes dispostos sequencialmente.



Figura 4.2: Compartimento central da ETE da Comunidade Emaús-Ubatuba/SP, com grades para a remoção de sólidos grosseiros.

4.1.2.1 Sistema de despoluição Hídrica com Solos Filtrantes (DHS)

Os dois módulos de solos filtrantes (Figura 4.3), que inicialmente foram cultivados com arroz (*Oriza sativa*), possuem fluxos ascendentes e ocupam uma área de 108 m².

Apesar de o arroz ter obtido boa produtividade, a comunidade optou por outra espécie de gramínea para cobrir os solos, já que durante as coletas do arroz compactava-se o solo.

Cada célula do sistema DHS funciona alternadamente, a cada três meses, para promover o processo de drenagem e o período de pousio. Os solos filtrantes foram projetados para funcionar com um fluxo hidráulico de até 0,55 L. s⁻¹ e com taxa média de aplicação de 100 L.s⁻¹.ha⁻¹.

O sistema de drenagem, assentado sobre uma lona impermeável, é constituído de tubos de PVC perfurados. As valas são preenchidas com brita, solo vermelho, solo preto e pó de serra misturados.



Figura 4.3: Sistema de Despoluição Hídrica com Solos Filtrantes (DHS) da ETE da Comunidade Emaús-Ubatuba/SP.

4.1.2.2 Canais de Macrófitas Aquáticas Flutuantes (MAF)

Após a passagem pelo sistema DHS, o fluxo do efluente é conduzido para os canais de macrófitas aquáticas flutuantes (Figura 4.4) que ocupam uma área de 50 m², com profundidade média de 0,80 m. O tempo de residência hidráulico teórico (TRH) é de aproximadamente 1 dia.

O primeiro canal contém aguapé (*Eichhornia crassipes*) e *Lemna minor*, e o segundo canal contém alface d'água (*Pistia stratiotes*) e aguapé. O efluente tratado é lançado a um córrego próximo à comunidade (Figura 4.5).



Figura 4.4: Canais de Macrófitas Aquáticas Flutuantes (MAF) da ETE da Comunidade Emaús-Ubatuba/SP.



Figura 4.5: Saída do efluente da Comunidade Emaús-Ubatuba/SP, após ter passado pelo sistema de tratamento.

4.2 Compostagem experimental com macrófitas aquáticas

Foi realizado um estudo de compostagem com as plantas da ETE da comunidade Emaús, as quais atualmente são incorporadas à horta sem qualquer avaliação prévia ou monitoramento. As macrófitas aquáticas (*Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*.) foram retiradas do sistema de tratamento de esgoto manualmente com o auxílio de garfo e a *Lemna minor* foi retirada com auxílio de uma peneira. Em seguida foram levadas para o Pátio de Compostagem (ambiente protegido) (Figura 4.6), que é a Unidade Descentralizada de Compostagem (UDC) em São Carlos/SP, onde foi desenvolvido um projeto de doutorado com auxílio financeiro da FAPESP (processo 06/50784-4). A UDC existe desde 2005 e se localiza dentro da área de uma escola pública estadual. Esse projeto utiliza resíduos orgânicos provenientes de 60 domicílios de um bairro de São Carlos e também do resto da merenda da escola, onde o pátio está instalado, para a produção de adubo orgânico através da compostagem. O material compostável é coletado seletivamente, três vezes por semana, pela equipe do projeto utilizando-se um kombi como veículo. Os moradores separam previamente os restos de preparo de alimentos, sobra das refeições e folhagens, acondicionando-os em uma sacola específica do projeto.

Para o presente estudo foram montadas três leiras em forma de montes, com aproximadamente 1,0 X 1,0 X 1,0 m (comprimento X largura X altura) cada, utilizando as três espécies de macrófitas aquáticas (*Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Lemna minor*) e os resíduos coletados nos domicílios, nas seguintes proporções: tratamento **T1** – 20% do volume de macrófitas e 80% do volume de resíduo sólido domiciliar orgânico; tratamento **T2** – 100%

macrófitas e tratamento **T3** – 60% do volume de macrófitas e 40% do volume de resíduo sólido domiciliar orgânico (Tabela 4.1 e Figura 4.7).

O resíduo sólido domiciliar orgânico foi utilizado para avaliar se havia uma melhora no processo de compostagem e na qualidade do adubo, pois segundo Howard (2007) o sucesso de uma compostagem está na diversificação das matérias-primas a serem empregadas. Além disso, é uma fonte de matéria-prima sem custo. Esse resíduo orgânico foi separado dos não-orgânicos previamente na origem, conforme recomendado por Kiehl (1985) e por Oliveira (2000).



Figura 4.6: Pátio de compostagem utilizado para o desenvolvimento dos experimentos com macrófitas aquáticas.

Tabela 4.1: Composição das leiras de compostagem realizada nos experimentos com macrófitas aquáticas (M: macrófitas, RD: resíduo domiciliar; T1, T2 e T3: tratamento 1, 2 e 3 respectivamente).

	Volume M/ Peso M (%)	Volume RD / Peso RD (%)	Volume total (L) /Peso total (Kg)	Densidade Kg/m³
T1	20 / 10	80 / 90	1745 / 680,40	389,91
T2	100 / 100	0 / 0	900 / 78,80	87,55
T3	60 / 55	40 / 45	850 / 237,65	279,59



Figura 4.7: Vista das leiras de compostagem logo após serem montadas- A: tratamento T1; B: tratamento T2; C: tratamento T3.

O material foi pesado (peso fresco) em balança digital com capacidade para 150 Kg, e seu volume foi verificado por meio de balde plástico (volume de 120 litros) graduado (Figura 4.8). As três espécies de macrófitas aquáticas foram pesadas juntas, já que a separação da espécie *Lemna* não foi possível.

Após aproximadamente 15 dias o material foi triturado. Cabe ressaltar que, apesar da literatura revisada sugerir que sejam montadas leiras com tamanhos de partículas até 5 cm, adotou-se o procedimento de não triturar os resíduos na entrada do processo. Isto porque a umidade do material é muita alta, prejudicando o funcionamento do triturador.

O monitoramento da temperatura e o revolvimento manual da leira (Figura 4.9) foram realizados semanalmente, bem como, o teor de umidade, que foi verificado *in loco* via teste da “bolota”, descrito por Kiehl (2004). Esse teste permite avaliar se há demanda ou não de rega.



Figura 4.8: A: Pesagem e verificação do volume do material a ser compostado. B: Trituração do material.



Figura 4.9: Monitoramento da leiras de compostagem – A: Umidade (rega). B: Temperatura. C: Revolvimento (aeração).

Ao início do tratamento foram analisados os parâmetros que, segundo Kiehl (2004), são os principais para avaliar a matéria prima a ser compostada, o que incluiu: matéria orgânica, nitrogênio total, umidade, pH e relação C/N das macrófitas aquáticas. Essas análises foram realizadas no Instituto Agronômico de Campinas (IAC), onde os teores totais de Carbono e Nitrogênio foram feitos pelo equipamento de análise elementar de CNS (marca ELEMENTAR CNS) e matéria orgânica compostável calculada: $MO(\%) = C \text{ org } (\%) \times 1,8$.

Outro fator analisado foi a diferença entre o volume e o peso no início e no final da compostagem do material.

4.2.1 Análises dos adubos orgânicos

Após o processo de compostagem as leiras foram revolvidas e peneiradas. Todas as amostras foram coletadas segundo recomendações da NBR 10.007 (ABNT, 2004) e armazenadas em sacos plásticos. Foram realizadas as análises químicas, físicas, físico-químicas, biológicas e ecotoxicológicas do adubo orgânico.

4.2.1.1 Caracterização química, físico-química e biológica

Macro e micronutrientes (N, Ca, Mg, P, K, S, Fe, Mn, Cu, Zn), C orgânico, relação C/N, matéria orgânica, matéria seca e matéria mineralizada foram analisados pelo laboratório da Embrapa Instrumentação Agropecuária. Os metais pesados (arsênio, cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, selênio, zinco) e capacidade de troca catiônica (CTC) foram caracterizados pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC). Umidade, pH, granulometria, condutividade elétrica (CE), extrato 1:4 (v/v) em água e capacidade de retenção de água (CRA) foram analisados no laboratório do NEEA/CRHEA/SHS/EESC/USP. A análise microbiológica (*Salmonella*, termotolerantes, coliformes fecais e totais e ovos viáveis) foi realizada no laboratório Bioeng - Serviços de Análises e Qualidade de Água Ltda.

Tabela 4.2: Relação dos parâmetros analisados e metodologia utilizada.

Parâmetro	Metodologia
Macro e micronutrientes	Oliveira et al. (2000)
C orgânico	Nogueira; Souza (2005)
Relação C/N	Kiehl (1985)
Matéria orgânica	Kiehl (1985)
Metais pesados	EPA (1995) SW-846, método 3051
CTC	Rodella; Alcarde (1994)
Umidade	EMBRAPA (1997)
pH	EPA (1994)
Condutividade elétrica	EMBRAPA
CRA	Monteiro; Frighetto (2000)
Salmonella	APHA (1998)
Termotolerantes	APHA (1998)
Coliformes fecais e totais	APHA (1998)
Ovos viáveis de helmintos	APHA (1998)

4.2.1.2 Ensaios ecotoxicológicos

Os ensaios ecotoxicológicos com os adubos orgânicos foram realizados no laboratório do NEEA/CRHEA/SHS/EESC/USP. Os organismos utilizados nos testes foram *Eisenia andrei* (Annelida, Oligochaeta) e *Daphnia similis* (Cladocera, Crustacea).

A avaliação de toxicidade foi feita apenas para os tratamentos T2 (100% macrófitas aquáticas) e T3 (60% do volume de macrófitas aquáticas e 40% de resíduo domiciliar) excluindo T1 (20% do volume de macrófitas aquáticas e 80% de resíduo domiciliar) devido à baixa quantidade de macrófitas aquáticas em sua composição.

4.2.1.2.1 Organismos do solo

Os testes de toxicidade aguda com minhocas da espécie *Eisenia andrei* (Figura 4.10 e 4.11) foram baseados nas normas OECD 207 (OECD, 1984), ISO 11262-1 (ISO, 1993) NBR 15537 (ABNT, 2007), adaptando-se a quantidade de substrato (250 g) e o número de organismos (5) por réplica. A norma OECD recomenda que se utilize um solo artificial para a condução de ensaios de toxicidade, padronizado pela mistura de areia industrial, caulim e matéria orgânica, na proporção, em peso, de 7:2:1. A matéria orgânica indicada por essa norma é a turfa de esfagno (sphagnum peat). Devido à dificuldade de aquisição e utilização da turfa e, considerando a recomendação da NBR 15537 (ABNT, 2007) quanto à utilização da fibra de coco como matéria orgânica, optou-se por utilizá-la como componente da mistura.

Essa mistura de areia industrial, caolin e fibra de coco foi denominada por Garcia (2004) de Solo Artificial Tropical (TAS – sigla do nome em inglês, *Tropical Artificial Soil*).

Foram testadas misturas dos adubos orgânicos com o Solo Artificial Tropical nas concentrações de 0%, 25%, 50% e 100%. Foram utilizadas três réplicas para cada concentração. A duração do teste foi de 14 dias. A análise estatística dos dados foi realizada por meio do Teste Exato de Fisher.



Figura 4.10: Minhocas da espécie *Eisenia andrei* utilizadas no teste de ecotoxicidade aguda.



Figura 4.11: Testes de ecotoxicidade aguda com minhocas *E. andrei*.

4.2.1.2.2 Organismos aquáticos

Para avaliar o possível impacto ao ecossistema aquático, que pode ocorrer pelo escurrimento ou pela infiltração de contaminantes do adubo orgânico, foram realizados testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, utilizando-se lixiviado e percolado dos tratamentos T2 e T3. O lixiviado foi feito com 1 parte de adubo para 4 partes de água de cultivo, sendo mantido sob agitação moderada durante 12 horas. Após um período de decantação retirou-se o sobrenadante para os testes. Para o percolado foi colocado 20g de adubo no papel filtro, adicionado 100g de água destilada, aos poucos, sobre o material, e deixados em repouso por uma noite.

Os ensaios foram realizados conforme ABNT – NBR 12713 de 30/06/2004: “Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* spp.(Cladocera, Crustacea). Utilizou-se as diluições 100, 50, 25, 12,5, 6,25, sendo 3 réplicas para o lixiviado e 4 para percolado. Os resultados dos testes, expressos em CE50, 48h, foram calculados através do método estatístico Trimmed Spearman – Karber (HAMILTON et al.,1977).



Figura 4.12: Indivíduo de *Daphnia similis* utilizado no teste de ecotoxicidade aguda.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram analisados em três diferentes aspectos: processo da compostagem, qualidade do adubo diante à legislação e avaliação ambiental.

5.1 Análise do processo de compostagem

Para o processo de compostagem foram analisadas as macrófitas aquáticas como matéria prima, o tempo de duração para a completa maturação do adubo, o comportamento da temperatura e sua relação com microrganismos patogênicos e a eficiência na redução das dimensões do resíduo.

5.1.1 Macrófitas aquáticas como matéria prima de compostagem

Os resultados das análises das macrófitas aquáticas utilizadas na compostagem são apresentados na tabela 5.1. Verifica-se que o maior conteúdo de matéria orgânica foi obtido para a espécie *Lemna minor* (81%), enquanto as demais apresentaram percentual próximo a 70%. Em relação ao conteúdo de Nitrogênio, os valores obtidos variaram entre 2,9 e 5,33%, sendo também maior para *Lemna minor*. Os valores de pH foram caracterizados como ácidos (igual ou abaixo de 6,0) e a relação C/N variou entre 8,3 e 9,0. Deve-se mencionar, no entanto, que as plantas não foram utilizadas de forma isolada, mas sim agrupadas.

Tabela 5.1: Caracterização das macrófitas aquáticas no início da compostagem

	Matéria Orgânica (%)	N Total (%)	pH	Relação C/N
<i>Eichhornia crassipes</i>	68	4,21	5,7	9
<i>Pistia stratiotes</i>	66	2,9	5,3	8,3
<i>Lemna minor</i>	81	5,33	6,0	8,5

Segundo Kiehl (2004) essas plantas podem ser classificadas como fontes de matérias-primas Classe 1, ou seja, material de fácil e rápida decomposição, mais rico em nitrogênio, apresentando relações C/N menores que 18/1. Não é recomendável a compostagem desse material sozinho, já que a relação C/N deveria ser corrigida com a adição de material rico em carbono, uma vez que os microrganismos decompositores iniciam seu trabalho de decomposição quando essa relação está em torno de 30/1. No caso da relação C/N baixa, há desprendimento de nitrogênio na forma de amônia por parte dos microrganismos até alcançar

30/1. Ou seja, o tempo de duração da compostagem completa é mais lento. Isso pode ser verificado nesse experimento: as leiras T1 e T3, nas quais foram acrescentados resíduos sólidos domiciliares, tiveram duração de aproximadamente 90 dias; enquanto que T2, somente com macrófitas, durou 140 para a maturação completa. Cabe ressaltar que a maturação foi definida por testes físicos (coloração escura, odor de terra e queda da temperatura).

Segundo Kiehl (2005), os valores de nitrogênio acima de 1,5% são considerados elevados e ótimos para compostagem. As macrófitas coletadas possuem alto teor de nitrogênio por absorverem grande quantidade desse nutriente do efluente doméstico do qual foram retiradas.

Mees (2006) encontrou valores semelhantes em *Eichhornia crassipes* (aguapé) retiradas de sistemas de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico (N total = 4,5%; relação C/N = 8,6). Já Gomes et al. (1987) utilizaram para compostagem aguapé retirado de um dos tributários formadores do reservatório Tietê na região de Novo Horizonte (SP), e obteve valores diferentes (N = 0,99% e relação C/N = 28,7), mais próximos do considerado ideal para o início do processo de decomposição por microrganismos aeróbicos. Nesse caso o ambiente do qual foram extraídas as plantas possui uma concentração de nitrogênio menor do que o obtido por Mees (op cit) e do presente trabalho.

5.1.2 Temperatura e análises microbiológicas

As temperaturas das leiras foram verificadas semanalmente durante o período de compostagem e medidas sempre entre 8:30 h e 9:00 h. As leiras apresentaram curvas de temperatura diferenciadas, como pode ser observado nas figuras 5.1, 5.2 e 5.3.

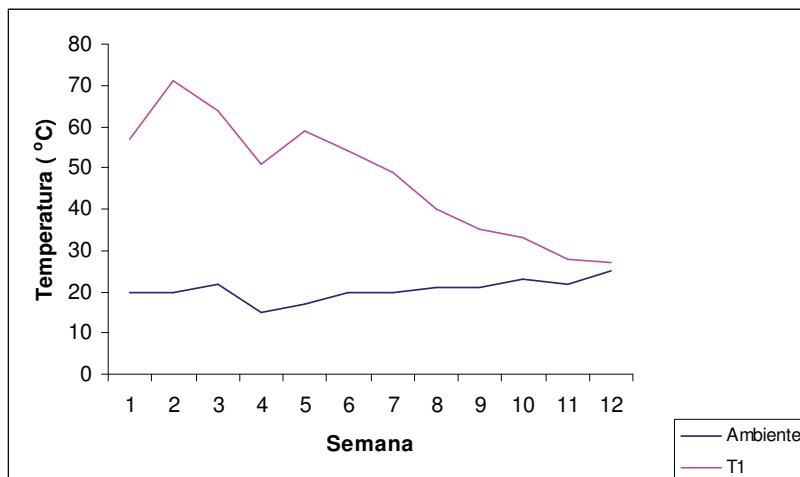


Figura 5.1: Variação da temperatura durante o processo de compostagem na Leira 1 (20% de macrófitas e 80% de resíduos sólidos domiciliares) em relação à temperatura ambiente.

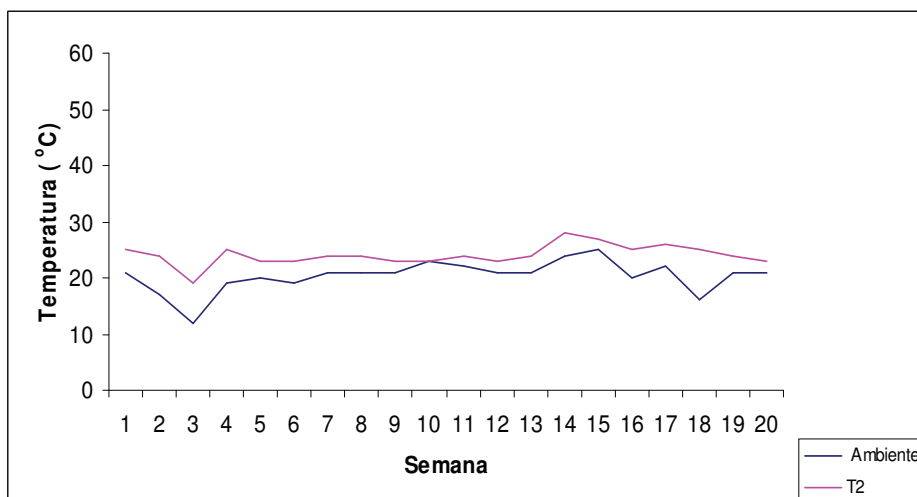


Figura 5.2: Variação da temperatura durante o processo de compostagem na Leira 2 (100% de macrófitas) em relação à temperatura ambiente.

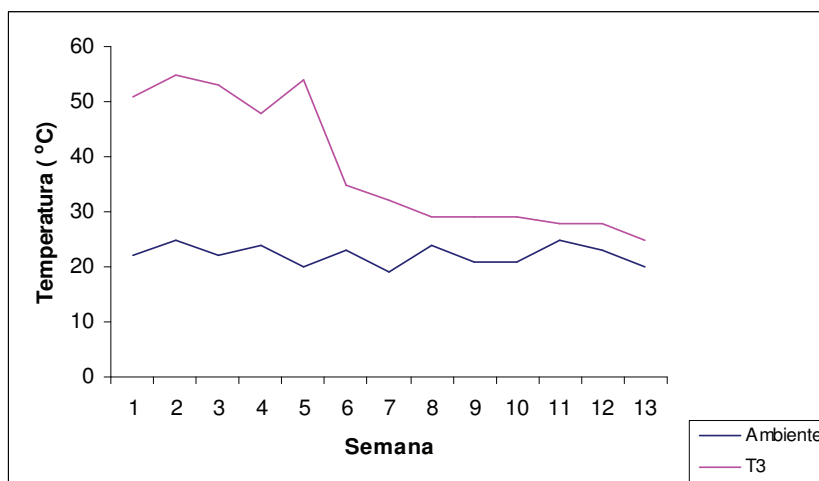


Figura 5.3: Variação da temperatura durante o processo de compostagem na Leira 1 (60% de macrófitas aquáticas e 40% de resíduos sólidos domiciliares) em relação à temperatura ambiente.

A leira T3 apresentou uma curva de temperatura mais próxima do que é considerada ótima, que, segundo valores sugeridos pelo Institute For Solid Wastes Of América Public Works Association (1970), varia de 50°C a 55°C na fase termófila e de 25°C a 40°C na fase mesófila. Inicialmente, caracterizando a fase termófila, ocorreu elevação da temperatura na leira T3, que variou de 55°C a 48°C, baixando para 35°C e iniciando a fase mesófila. Já a leira T2 apresentou temperaturas consideradas mínimas para a fase termófila, alcançando um máximo de 28 °C, e a leira T1, por sua vez, teve temperaturas consideradas acima do ótimo para a mesma fase (40 °C a 71 °C), porém ambas se encontraram dentro de uma faixa esperada (Tabela 5.2).

Tabela 5.2: Temperaturas (°C) consideradas mínimas, ótimas e máximas para as bactérias, segundo ISWAPWA (1970).

Bactéria	Mínima	Ótima	Máxima
Mesófila	15 a 25	25 a 40	43
Termófila	25 a 45	50 a 55	85

Segundo Kiehl (2004), quando a temperatura da leira ultrapassa 70°C os componentes albuminóides da matéria orgânica são coagulados, deixando de ser solúveis em água. Além disso, quando altas temperaturas (70°C a 75°C) se prolongam na leira, as atividades benéficas dos microrganismos são reduzidas, podendo ocorrer perda de nitrogênio por volatilização da amônia. Dentre as leiras, somente T1 alcançou essa temperatura, que não foi prolongada por ter recebido água.

Como na leira T2 só havia macrófitas aquáticas, o tamanho das partículas provavelmente interferiu na temperatura, o que implica na utilização de equipamentos mais eficazes para trituração do material em partículas menores do que o utilizado nesse estudo. O tamanho das leiras é outro fator relevante para a temperatura, uma vez que pilhas maiores conservam melhor o calor. Pode ter ocorrido também falta de microrganismos suficientes para inocular a massa, o que seria remediado com menor número de irrigações.

Cezar et al. (2005) e Mees (2006) obtiveram valores máximos nas temperaturas das leiras de compostagem com macrófitas aquáticas de aproximadamente 27°C. Gomes et al. (1987) observaram temperaturas que chegaram a 33°C na compostagem de aguapé, em leiras de 1000 kg, e de 48°C em leiras com aguapé e estrume de galinha, de 1050 kg.

O monitoramento da temperatura, além de ser importante para a atividade dos microrganismos que participam da decomposição, garante a eliminação de organismos patogênicos. Embora a leira T2 não tenha atingido temperaturas ideais para esse fim, que

segundo Kiehl (2004) é de 55°C, os resultados das análises microbiológicas, apresentados na tabela 5.3, mostram que nenhum dos adubos obteve esse parâmetro acima do previsto na legislação brasileira. Verifica-se, pela tabela 5.3., que em todas as leiras os organismos termotolerantes apresentaram densidade entre 14 (leira T2) e 27 (leira T1), não sendo encontrado nenhum ovo de helminto, sendo que a presença de *Salmonella* esteve sempre abaixo de 2,2 NMP/4g. A ausência ou diminuição dos microrganismos patogênicos pode ter ocorrido também pela ação antibiótica de microrganismos que realizam a digestão da matéria orgânica e pela competição microbiana, já que os patógenos, em geral, sobrevivem em hospedeiros e, portanto, não se multiplicam na matéria em decomposição. Assim, em menores quantidades, podem virar alimentos aos decompositores ou ainda terem menores chances na competição por nutrientes (KIEHL, 2004)

Tabela 5.3: Resultado das análises microbiológicas dos adubos orgânicos T1, T2, e T3 e o limite permitido pela legislação brasileira (CF: Coliformes Fecais e CT: Coliformes Totais)

Tratamento	Termotolerantes NMP/gSTt	Ovos viáveis de helmintos OV/gMS	Salmonella NMP/4g	CF NMP/gSTt	CT NMP/gSTt
T1	27	0	<2,2	<2,2	18
T2	14	0	<2,2	<2,2	<2
T3	15	0	<2,2	<2,2	3
Legislação ⁽¹⁾	1.000,00	1	ausência em 10 g de MS	-	-

⁽¹⁾ Instrução Normativa n° 27, de 05 de junho de 2006, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

5.1.3 Peso e volume

Com relação à redução de peso, as leiras T1 (82,31%) e T3 (84,74%) mostraram-se mais eficientes do que T2 (40%), isso porque as macrófitas aquáticas apresentam baixo peso inicial quando comparadas aos resíduos sólidos domiciliares. No entanto, quando se compara as reduções em volume, os três tratamentos obtiveram grande desempenho (T1: 82,8%; T2: 72,2%; T3: 82,3%), conforme apresentado nas figuras 5.4.e 5.5.

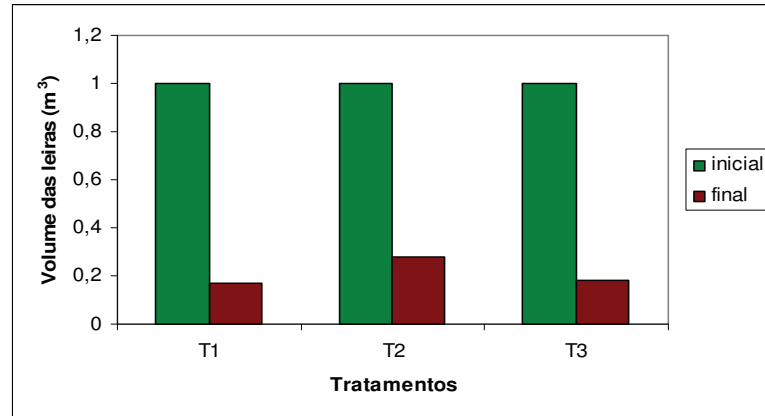


Figura 5.4: Variação do volumes de resíduos, verificando-se acentuada redução de peso nas leiras de compostagem.



Figura 5.5: Imagens das leiras T1, T2 e T3 no início do processo de compostagem, e ao final, quando o adubo está estabilizado.

A redução das dimensões é importante uma vez que estão cada vez mais escassos locais para disposição final dos resíduos. Sendo assim, a compostagem se mostra eficiente como tratamento de resíduo orgânico.

Cezar et al. (2005), em ensaios de compostagem com macrófitas aquáticas em leiras de 2,5m³, obtiveram valores de redução do volume das leiras semelhantes aos encontrados nesse estudo (cerca de 80%), em um período de 90 dias. Já Mees (2006) observou uma redução de aproximadamente 90% do volume da leira de compostagem de plantas aquáticas, com 0,6m³, em um período de 90 dias.

A densidade é definida como sendo a relação existente entre a massa e o volume ocupado pelos componentes sólidos pelos poros. Desta maneira, a densidade depende da natureza dos componentes, das dimensões e da forma como se acham dispostos na massa (KIEHL, 2004). Segundo Barreira (2005) quanto menor a densidade, melhor é a estrutura dos compostos e maiores são as possibilidades de atuar positivamente sobre as propriedades do solo. Nesse caso o adubo do tratamento T2 é considerado melhor, apresentando valor de densidade igual a 181,92, seguido de T3 (223,75) e T1 (400,83). As macrófitas aquáticas se mostram, assim, eficiente para redução da densidade.

5.2 Qualidade do adubo orgânico

Para avaliar a qualidade dos adubos dos tratamentos T1, T2 e T3 foram utilizadas como referências as características químicas e físicas estabelecidas nas legislações, bem como as provenientes de fertilizante orgânico comercial.

5.2.1 Umidade, pH e granulometria

Na tabela 5.4 estão expressos os resultados das análises de parâmetros físico-químicos.

Tabela 5.4: Resultados das análises físico-químicas dos adubos T1, T2 e T3.

Tratamento	Umidade (%)	Granulometria	pH
T1	34,63	farelado	8,49
T2	61,99	farelado	6,15
T3	51,17	farelado	7,15
Legislação brasileira⁽¹⁾	50 (máx)		6,0 (mín)

⁽¹⁾Instrução Normativa n° 23, de 31 de agosto de 2005, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Para a legislação brasileira o adubo do tratamento T1 obteve umidade melhor (34%), enquanto T2 (62%) apresentou umidade acima do máximo permitido, o que pode ter sido ocasionado por excesso de rega. O adubo T3 obteve umidade próxima da máxima permitida (51%). Os três adubos apresentaram valores de pH numa faixa aceita pela legislação (6,0), porém T1 é mais alcalino (8,49); T2 é mais ácido (6,15) e T3 está próximo da neutralidade (7,15).

A granulometria representa a textura do adubo e quanto menor o tamanho dos grânulos maior é o número de partículas oferecendo áreas de contato com a terra, com as raízes e com os pêlos absorventes, ou seja, o adubo com grânulos menores é de melhor qualidade. Segundo Kiehl (2005), existem basicamente três classes granulométricas: pó (0,3mm a 2mm); farelado (2,8mm a 4,8mm) e farelado grosso (25mm a 38mm). Portanto, os adubos T1, T2 e T3 se encontram na classe intermediária.

5.2.2 Matéria orgânica, macro e micronutrientes e capacidade de troca catiônica

A tabela 5.5 apresenta os valores obtidos para o teor de matéria orgânica, carbono, nitrogênio, capacidade de troca catiônica, macro e micronutrientes dos adubos orgânicos T1, T2 e T3, comparando, quando possível, com a legislação existente e com o fertilizante orgânico comercial Ecosolo, que possui certificado para utilização na agricultura orgânica, emitido pelo Instituto Biodinâmico (IBD).

Tabela 5.5: Sistematização dos resultados das análises dos adubos orgânicos T1, T2 e T3 para teor de matéria orgânica carbono, nitrogênio, macro e micronutrientes, capacidade de troca catiônica (CTC), os valores limites estabelecidos pela legislação e de fertilizante orgânico comercial.

Tratamento	MO (%)	C (%)	C/N	N (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	S (%)	Fe (g/Kg)	Mn (mg/kg)	CTC (mmol_c/kg)
T1	34,66	19,26	11,36	1,7	0,36	1,2	2,24	0,19	0,29	28,41	195,46	371
T2	38,48	21,38	13,03	1,6	0,68	1,5	2,02	0,19	0,19	29,71	527,15	135
T3	38,74	21,52	9,81	2,2	0,47	1,9	2,27	0,21	0,16	22,99	219,46	538
Lei (IN 23/05)⁽¹⁾	40 (mín)	15(min)	18(max)	1% (mín)								200 ⁽²⁾
Comercial⁽³⁾	50,13	24,6	17	1,5	0,8	1	3,5	0,6	0,7			500

⁽¹⁾ Instrução Normativa nº 23, de 31 de agosto de 2005, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

⁽²⁾ Instrução Normativa nº 35, de 04 de julho de 2006, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

⁽³⁾ Ecosolo® (certificado pelo Instituto Biodinâmico) (<http://www.ecosolo.com.br/>).

Os dados obtidos permitem inferir que somente os teores de matéria orgânica das três amostras (variando de 35,66% a 38,74%) não se enquadraram nas exigências da legislação (mínimo de 40%), apresentando valores inferiores, mas próximos, aos estabelecidos. O adubo orgânico do tratamento T2 apresentou CTC (135 mmol_c/kg) abaixo do valor exigido pela

legislação. A capacidade de troca catiônica é a quantidade de cátions que o adubo orgânico pode adsorver, a um determinado pH. Ou seja, é a capacidade dos íons adsorvidos poderem ser cedidos por troca para as raízes ou para a solução do solo. A matéria orgânica crua não possui CTC e essa capacidade vai aumentando com a compostagem, atingindo o máximo com a humificação, com valores de 200 a 400 mmol_c/kg. O adubo do tratamento T3 foi o que obteve a maior CTC (538 mmol_c/kg), enquanto T1 teve valor intermediário (371 mmol_c/kg).

Bidlingmaier (1985) analisou os parâmetros de mais de 600 amostras de composto de resíduos e a quantidade média encontrada para os nutrientes foram: N = 1,1%; P = 0,9%; K = 0,6%; Ca = 4,9%; Mg = 0,7% e para matéria orgânica = 39,7%; C = 19,6%. Comparando-se com os resultados deste trabalho pode-se inferir que as concentrações de nitrogênio de T1 (1,7%) e T2 (1,6%) estão acima da média e a de T3 (2,2%) está acima do considerado máximo pelo autor (2,1%). Para fósforo, os três adubos estão abaixo da média (0,36%; 0,68; 0,47% em T1, T2 e T3 respectivamente), porém, estão acima do mínimo (0,3%) estabelecido. Com relação ao nutriente potássio, os valores obtidos em T1 (1,2%); T2 (1,5%) e T3 (1,9%) estão próximos ou acima do máximo (1,4%). Os três adubos são deficientes para cálcio e magnésio, pois estão abaixo do mínimo recomendado (2,7% e 0,3% respectivamente). Apesar de T1, T2 e T3 apresentarem matéria orgânica abaixo do estabelecido pela legislação, os valores obtidos estão acima do mínimo (22,4%).

5.2.3 Metais pesados

O adubo T1 foi o que apresentou maiores teores de metais pesados (Chumbo = 5,9 mg/kg⁻¹; Níquel = 3 mg/kg⁻¹; Cobre = 35,96 mg/kg⁻¹ e Zinco = 160,2 mg/kg⁻¹), com exceção para o teor de Cromo, maior no adubo T2 (26,6 mg/kg⁻¹). A tabela 5.6 a seguir resume os teores de metais presentes nos adubos.

Tabela 5.6: Sistematização dos resultados das análises de metais pesados dos adubos T1, T2 e T3, e os teores permissíveis na legislação brasileira, nos Estados Unidos e na Europa.

Tratamento	Arsênio	Cádmio	Chumbo	Cromo	Mercúrio	Níquel	Cobre	Zinco	Selênio
	mg/kg ⁻¹								
T1	<0,5	<0,5	5,9	15,8	<0,5	3,0	35,96	160,2	<0,5
T2	<0,5	<0,5	1,7	26,6	<0,5	2,9	29,32	58	<0,5
T3	<0,5	<0,5	1,4	<0,5	<0,5	<0,5	25,04	58,03	<0,5
Legislação brasileira⁽¹⁾	20	3	150	200	1	70			80
União Européia⁽²⁾		0,7	150	100	0,5	50	100	200	
EUA⁽²⁾	20	10	100	600	8	210	750	1.400	

⁽¹⁾ Instrução Normativa n° 27, de 05 de junho de 2006, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento;

⁽²⁾ Hogg et al. (2002).

Esses resultados apontam para uma não contaminação dos adubos por metais pesados de acordo com as normas, uma vez que todos os teores estão abaixo dos estabelecidos pelas legislações brasileira, da União Européia e dos Estados Unidos. Para a classificação de Genevini et al. (1997) os três adubos são de qualidade muito alta (Cádmio<1; Cromo<70; Níquel<30; Chumbo<100; Cobre<100 e Zinco<200). No entanto, isso não garante que esses compostos não apresentem potencial risco ambiental, já que os elementos verificados não são estáticos, ou seja, eles apresentam dinâmicas de transformação e interação, bem como os efeitos sobre os organismos do solo podem ser diferenciados em função das características biológicas de cada um.

Os metais estão envolvidos em um complexo sistema de reações que ocorrem no sistema solo – água - seres vivos, como adsorção na superfície de argilominerais e óxidos; a complexação com os ácidos húmicos, fúlvicos, ligantes orgânicos e inorgânicos; e a precipitação como carbonatos, hidróxidos, óxidos, sulfetos; o que vai depender principalmente da forma química na qual o metal se encontra e não apenas do teor total isoladamente. Portanto, deve-se conhecer o comportamento do elemento químico no solo para avaliar o impacto ambiental (ABREU Jr et al., 2005).

Além disso, a disponibilidade dos metais pesados é dependente das características do solo, como pH, CTC e matéria orgânica. De maneira geral, a disponibilidade dos metais pesados aumenta em condições de solo com pH ácido, diminuindo com a elevação do pH. Assim como a CTC, o seu aumento torna os metais menos disponíveis. Com relação à matéria orgânica, esta absorve os cátions de metais pesados, reduzindo a mobilidade no solo (KIEHL, 2004).

Visto a complexidade de características que envolvem os metais pesados, deve-se lançar mão de outras ferramentas para avaliar o possível impacto da aplicação desses adubos no ambiente.

5.3 Avaliação ambiental

A ecotoxicologia é uma importante ferramenta para análise de risco ambiental, e foi utilizada neste estudo para avaliar os impactos nos meios terrestre, afetado diretamente com a adição de adubo, e aquático, que pode sofrer interferência por escoamento ou pela infiltração de contaminantes do adubo orgânico.

5.3.1 Ensaio ecotoxicológico com organismos do solo (minhocas da espécie *E. andrei*)

Os ensaios ecotoxicológicos foram realizados com os adubos T2 e T3, por conterem a maior quantidade de macrófitas aquáticas.

Na tabela 5.7 estão apresentados os resultados das características físico-químicas dos adubos orgânicos T2 e T3 e do TAS (utilizado como controle).

Tabela 5.7: Características físico-químicas dos adubos orgânicos T2 e T3 e do TAS (CE: Condutividade Elétrica e CRA: Capacidade de Retenção de Água).

	pH	CE ⁽¹⁾	CRA (%)
T2	6,15	7,65 mS/cm	315,0
T3	7,15	13,04 mS/cm	105,24
TAS	5,72	171,85 uS/cm	99,17

⁽¹⁾ Extrato 1:5 (m/v).

Nos ensaios ecotoxicológicos com minhocas (*E. andrei*), comparando os resultados da mortalidade após 14 dias de exposição em diferentes concentrações dos dois compostos orgânicos, verificou-se que os resultados obtidos em T3 indicam efeito tóxico em todas as concentrações (Figura 5.6), com diferença significativa ($p = 0,05$) em todas as concentrações testadas. No entanto, pelo Teste Exato de Fisher verifica-se que os resultados obtidos em T2 não apresentam diferença significativa ($p = 0,05$) em relação aos do controle em nenhuma das concentrações. Conclui-se, portanto, que este não apresenta efeito tóxico para os organismos testados.

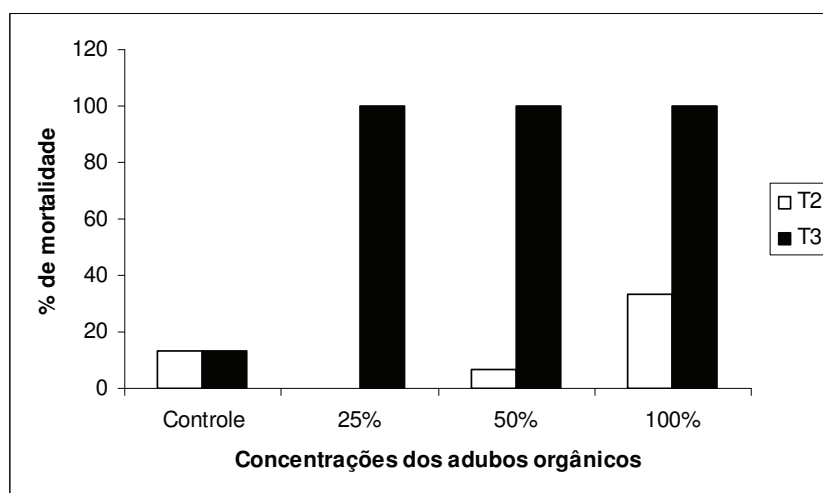


Figura 5.6: Percentual de mortalidade de minhocas da espécie *E. andrei* expostas a diferentes concentrações dos adubos orgânicos, considerando os dois tratamentos em relação ao controle.

Com relação à diferença da biomassa inicial e final das minhocas testadas no adubo T2, houve maior ganho de peso quando os organismos foram mantidos na concentração de

25% (média de 0,064g), com menores valores em 50% (média de 0,028g) e 100% (média de 0,007g). No controle verificou-se perda de biomassa de aproximadamente 8% em relação ao peso inicial. No tratamento T3 não foi possível realizar a medida da biomassa dos organismos, pois houve 100% de mortalidade (Tabela 5.8).

Tabela 5.8: Biomassa (em gramas) inicial e final das minhocas da espécie *E. andrei* utilizadas nos ensaios ecotoxicológicos nas diferentes concentrações do adubo T2 e do controle (TAS).

Réplica	Controle		T2 (25%)		T2 (50%)		T2 (100%)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final	inicial	final
1	0,280	0,145	0,242	0,324	0,280	0,304	0,210	0,254
2	0,230	0,218	0,250	0,320	0,270	0,277	0,300	0,283
3	0,170	0,267	0,266	0,304	0,240	0,294	0,256	0,250
Média	0,227	0,210	0,252	0,316	0,263	0,291	0,255	0,262
Diferença	-0,017 (PP) ⁽¹⁾		0,064 (GP) ⁽¹⁾		0,028 (GP)		0,007 (GP)	

⁽¹⁾ PP: perda de peso e GP: ganho de peso

O resultado da medida de biomassa mostra que o melhor ganho de peso ocorreu quando os organismos foram mantidos na concentração de 25% do tratamento 2, com redução nas demais, indicando que o aumento da concentração (para 50 e 100%), mesmo no tratamento T2, interfere no metabolismo dos organismos. As causas para essa redução não foram evidenciadas nos testes, mas podem estar relacionadas às alterações químicas decorrentes do aumento da matéria orgânica, além de interferências na estrutura física do substrato. Uma redução de peso foi verificada no controle, o que, a princípio pode ter relação direta com a ausência de matéria orgânica no substrato, a qual serve de fonte alimentar para os organismos.

5.3.2 Ensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos (*Daphnia similis*)

Na tabela 5.9 estão apresentados os valores de pH e condutividade elétrica medidos dos percolados e lixiviados dos adubos orgânicos T2 e T3 utilizados nos ensaios de ecotoxicologia aquática.

Tabela 5.9: Características químicas do percolado e lixiviado dos adubos orgânicos T2 e T3 para os ensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos.

	Controle	T2(Percolado)	T3 (Percolado)	T2 (Lixiviado)	T3 (Lixiviado)
pH	7,43	6,78	8,03	7,52	8,41
CE (mS/cm)	1,64	6,66	10,92	6,24	12,24

Nos ensaios realizados com *Daphnia similis* o adubo orgânico T3 apresentou maior toxicidade em ambas as formas (lixiviado e percolado) em relação ao adubo T2 (Figura 5.7).

Os valores de CE50, 48h obtidos para o lixiviado e o percolado do adubo T3 foram de 35,35% e 36,6%, respectivamente. Em relação ao adubo T2, apenas o percolado apresentou toxicidade aguda, com valor de CE50,48h de 75%.

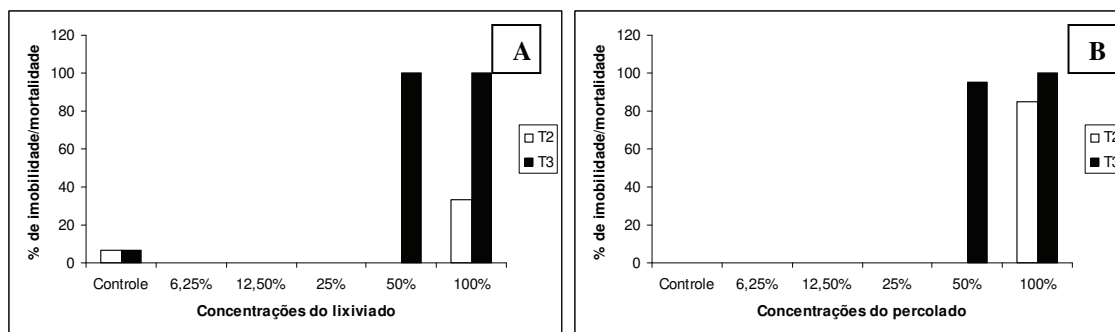


Figura 5.7: Efeito adverso em *Daphnia similis* expostas às diferentes diluições do lixiviado (A) e percolado (B) dos compostos orgânico T2 e T3.

Acredita-se que a toxicidade apresentada pelo adubo orgânico T3 esteja relacionada à alta condutividade elétrica, corroborando com os resultados encontrados em estudos realizados por Alvarenga et al. (2007); Gonçalves et al. (2007); Massukado (2008); e por Rocha et al. (2007).

Rocha et al. (2007), por exemplo, avaliaram a influência da salinidade da água de rega na sobrevivência de minhocas da espécie *Eisenia foetida*, concluindo que quando a água apresentava condutividade de 0,5 a 5 dS m⁻¹ não havia diferença significativa na massa das minhocas, com ausência de mortalidade. Os autores verificaram ainda que para cada incremento de 1 dS m⁻¹ na água de rega, ocorria redução de 1,69g na massa da população final, sendo que na condutividade elétrica de 15 dS m⁻¹ da água de rega nenhuma minhoca sobreviveu.

Já Gonçalves et al. (2007) avaliaram os efeitos da salinidade na sobrevivência de duas espécies de *Daphnia*, demonstrando que níveis relativamente baixos de salinidade são deletérios para ambas (CE50 de 5,9 gL⁻¹ e 5,0 gL⁻¹ toxicidade aguda e crônica respectivamente, para *D. magna*; CE50 de 2,9 gL⁻¹ e 2,2 gL⁻¹ toxicidade aguda e crônica respectivamente, para *D. longispina*). Esses resultados indicam que a intrusão de salinidade nos ecossistemas de água doce é um problema grave.

No estudo de Alvarenga et al. (2007) foram analisadas as características químicas e ecotoxicológicas de três diferentes tipos de resíduos orgânicos biodegradáveis: lodo de esgoto, adubo orgânico de lixo proveniente da coleta misturada e adubo orgânico de resíduos de poda. O adubo proveniente do lixo foi o que apresentou os maiores efeitos tóxicos nos

testes com minhocas, sendo que a concentração de metais pesados (Cd=4,3; Cr=56; Cu=357; Ni=56; Pb=269 e Zn= 583, em mg/kg) e a alta condutividade elétrica foram considerados os responsáveis pela toxicidade.

No presente experimento, a diferença na condutividade elétrica foi elevada (em 100% do composto a condutividade em T3 foi de 13,04 mS/cm e de 7,65 mS/cm em T2), o que pode ser atribuído ao fato de T3 ter recebido sobras de alimentos condimentados, enquanto T2 continha somente macrófitas aquáticas.

Esses resultados podem ser comparados àqueles obtidos por Massukado (2008), que também realizou ensaios ecotoxicológicos utilizando minhocas (*E. andrei*) com compostos orgânicos provenientes de fontes diferentes, sendo que um deles foi similar ao utilizado no presente estudo (o do Pátio de compostagem) e o outro foi da Horta Municipal de São Carlos/SP. Os resultados dos testes de toxicidade aguda com o composto do Pátio de compostagem mostraram que uma concentração de 13,25% ocasionou a morte de 50% das minhocas; enquanto que o composto produzido na Horta Municipal (que somente continha restos de alimentos, incluindo talos, cascas de frutas, legumes, etc.) não apresentou nenhum efeito tóxico aos organismos. A conclusão foi que a alta condutividade elétrica do composto do Pátio de compostagem (que incluía restos de alimentos condimentados) causou a toxicidade.

6 CONCLUSÕES

A utilização das macrófitas aquáticas do sistema de *wetlands* da Comunidade de Emaús como adubo orgânico, por meio do processo de compostagem, é uma alternativa viável, reduzindo o descarte desordenado da biomassa retirada do sistema. No entanto, a compostagem das macrófitas aquáticas, de forma isolada, não é pertinente, pois a transformação da biomassa vegetal em adubo é lenta, já que essas plantas apresentam baixa relação C/N. Além disso, durante o processo de compostagem a leira T2 não atingiu as temperaturas consideradas ótimas, o que ocorre quando são adicionados outros materiais orgânicos, como as sobras de alimentos (resíduo sólido domiciliar - RSD).

O adubo orgânico proveniente das macrófitas aquáticas apresentou alta umidade e baixa capacidade de troca catiônica (CTC), o que foi alterado após a adição de RSD, se enquadrando nos valores recomendados pela legislação. Em relação aos macro e micro nutrientes, metais pesados e organismos patogênicos o adubo orgânico proveniente das macrófitas aquáticas esteve dentro dos limites recomendados, bem como aqueles onde foram adicionados os RSD.

A adição de sobras de alimentos condimentados tornou o adubo orgânico menos apropriado ao uso, o que foi verificado em relação à sua toxicidade aos organismos terrestres e aquáticos, associando tal fato ao aumento da condutividade elétrica. Por outro lado, o adubo orgânico proveniente das macrófitas aquáticas não causou toxicidade para os organismos terrestres, o que somente foi verificado aos organismos aquáticos quando se utilizou 75% do percolado. Portanto, alimentos condimentados não podem ser adicionados à leira de compostagem, uma vez que a elevada salinidade dos alimentos, além dos conservantes, se torna prejudicial à biota, podendo comprometer o uso do composto orgânico.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15537**: Ecotoxicologia terrestre- Ecotoxicidade aguda-Método de ensaios com minhocas. Rio de Janeiro: ABNT. 11p., 2007.

_____. **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* spp (cladocera, crustácea). Rio de Janeiro: ABNT. 21p., 2004.

_____. **NBR 10.007**: Resíduos sólidos: Amostragem. São Paulo, 2004.

ADAMS, W. J. Aquatic toxicology testing methods. In: HOFFMAN, D. J. *et.al.* Handbook of ecotoxicology. Boca Raton, Lewis Publishers. 1995. p. 25-46.

ALVES, M. R. **Influência da incorporação de resíduos orgânicos a um latossolo vermelho amarelo e a ação das minhocas como agentes de descontaminação ambiental.** 2002. 150 f. Tese (Doutorado em Química Analítica) – Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T. LAVORANTE A. F. & ALVAREZ, V. F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, Viçosa, v. 24, p. 635-647, 2000.

ABREU JUNIOR, C. H; BOARETTO A. E.; MURAOKA, T; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. *Tópicos Ci. Solo*, v. 4, p. 391-470, 2005.

ALVARENGA, P.; PALMA, P.; GONÇALVES, A. P.; FERNANDES, R. M.; CUNHA-QUEDA, A.C.; DUARTE, E.; VALLINI, G. Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land. *Environmental International*, v.33, p.505-513, 2007.

BARREIRA, L. P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção.** 2005. 187 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

BASTIAN, R. K.; HAMMER, D. A. The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. In: Moshiri, G. A. (Ed.) **Constructed wetlands for quality improvement.** Pensacola: Editora Lewis Publishers, Florida, 1993, p. 3-8.

BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. Potencial agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo. *O Agrônomo*, v. 4, p. 87-93, 1991.

BIANCHINI JR., I. **Contribuição ao estudo da decomposição de plantas aquáticas.** 1982. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Ciências Naturais) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1982.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** São Carlos: EDUSP, 1999. 109 p.

BIDLINGMAIER I. W. Quality-testing of waste sewage sludge composts. *Acta Hort.* 172, p. 99-116, 1985.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M.. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 66, n. 3, Aug. 2006 . Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842006000500003&lng=en&nrm=iso>. access on 03 June 2009. doi: 10.1590/S1519-69842006000500003.

BRASIL. Decreto nº. 4954, de 14 de janeiro de 2004. Aprovar o regulamento da Lei nº. 6894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados

à agricultura, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 15 jan. 2004. Seção 1, Página 2.

_____ Lei nº. 6894, de 16 de dezembro de 1980. Dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados à agricultura, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 dez. 1980. Seção 1, Página 25289.

_____ Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Aprova as definições e normas sobre as especificações e garantias, a tolerância, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Instrução Normativa nº. 23, 31 de agosto de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 8 set. 2005. Seção 1, Página 12.

_____ Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. Instrução Normativa nº. 27, 05 de junho de 2006. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 jun. 2006. Seção 1, Página 15.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In: Moshiri, G. A. ed. **Constructed wetlands for water improvement**. Pensacola, Florida, 1993, 9-22, 632 p.

CANET, R.; POMARES, F.; TARAZONA, F. Chemical extractability and availability of heavy metals after seven years application of organic wastes to citrus soil. *Soil Use Manag.* v. 13, p. 117-121, 1997.

CEZAR, V. R. S.; VILLAS BOAS, R. L.; CORRÊA, M. R.; NEGRISOLI, E.; VELLINI, E. D. Avaliação da degradação de macrófitas aquáticas descartadas em ambiente protegido. *Planta Daninha*, v. 23, n. 2, p. 255-261, 2005.

CORREA, M. P. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas**. 6 ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1978. v.1, 747 p.

CORRÊA, M. R.; VELINI, E. D.; ARRUDA, D. P. Teores de metais na biomassa de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. *Planta daninha*, v. 20, p. 45-49, Edição Especial, 2002.

CRAVO, M. S.; MURAOKA, T.; GINÉ, M. F. Caracterização química de composto de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 22, p. 547-53, 1998.

DICK, W.A.; MCROY, E.L. Enhancing soil fertility by addition of compost. In: Hoitink e Keener (Ed.). **Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbial and utilization aspects**. Wooster (Ohio): The Ohio State University; 1993, p. 622-644.

EGREJA FILHO, F. B; REIS, E.L.; JORDÃO, C.L.; PEREIRA NETO, J. T. Avaliação quimiométrica da distribuição de metais pesados em composto de lixo urbano domiciliar. *Química Nova*, v.22, p. 324-328, 1999.

DEBUSK, T. A.; RYTHER, J. M. Biomass production on yields of aquatic plants. In: REEDY, K. R.; SMITH, W. H. (Ed.) **Aquatic plants for waste treatment and resource recovery**. Magnólia Orlando: Publishing, 1987.

DEBUSK, T. A.; RYTHER, J. H.; HANISAK, M. D.; WILLIAMS, L. D. Effects of seasonality and plant density on the productivity of some freshwater macrophytes. *Aquat. Bot.*, v. 10, p. 133-142, 1981.

ECOSOLO – Tecnologia em Compostagem. Resultados das análises do ecosolo. Disponível em: <<http://www.ecosolo.com.br>>. Acesso em: 20/01/2009.

ELIAS, J. M. **Análise da eficiência global do sistema de “wetlands” construído na estação de tratamento de água para abastecimento público no município de Analândia**. 2003. 214 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro, 1997.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988, 575 p.

ESTEVEES, F. A. & CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. *Acta Limnol*, v. 1, p 273-298, 1986.

FEHR, M.; CALÇADO, M.R. A coleta diferenciada do lixo domiciliar funciona. *Saneamento Ambiental*, n. 11, p. 24-28, 2000.

FINSTEIN, M. S.; MORRIS, M. L. Microbiology of municipal solid waste composting. *Advance Applied Microbiology*, 19: 113-151, 1975.

FINSTEIN, M. S. Microbial ecosystems responsible for anaerobic digestion and composting. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 52 (11), p. 2675-2685, 1980.

GARCIA, M. **Effects of pesticides on soil fauna: development of ecotoxicological test methods for tropical regions**. 2004. 291f. Tese (Doutorado) – Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät, Universidade de Bonn, 2004.

GENEVINI, P. L.; ADANI, F.; BORIO, D. TAMBONE, F. Heavy metal content in select european commercial compost. *Compost Science & Utilization*, Emmaus, v.5, n.4, p. 31-39, 1997.

GIOVANINNI, S.G.T; MARQUES, D.M.L.M. Establishment of Three Emergent Macrophytes Under Different Water Regimes. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Proceedings...** Águas de São Pedro: UNESP, 1998, IWA. p.95.

GOLUEKE, C. G. Composting: A review of rationale principles and public health. *Compost Science*, 17 (3): 11-5, 1976.

GOLUEKE, C. G. Epidemiological aspects of sludge handling and management. *Biocycle* 52-8, 1983.

GOMES, J.A., KAWAI, H., JAHNEL, M.C. Estudo piloto sobre obtenção de composto orgânico a partir de aguapé. *Ambiente*, v. 1, n. 1, p. 12-17, 1987.

GONÇALVES, A. M. M.; CASTRO, B. B.; PARDAL, M. A.; GONÇALVES, F. Salinity effects on survival and life history of two freshwater cladocerans (*Daphnia magna* and *Daphnia longispina*). *Ann. Limnol.*, 43(1), p. 13-20, 2007.

GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n.3, p.27-35, 1999.

GUMBRICHT, T. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering*, v. 2, p. 1-30, 1993.

HAMADA, J. Política nacional de resíduos sólidos. In: SICON – Simpósio sobre compostagem – Ciência e Tecnologia, 2004, Botucatu. **Anais...**Universidade Estadual Paulista, 2004, p 1-14.

HAMMER, D.A.; BASTIAN, R.K. Wetlands ecosystems: natural water purifiers In: HAMMER, D.A. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment municipal, industrial and agricultural**. Lewis Publishers, 1989. p. 5-19.

HAMILTON, M. et al. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental ScienceTechnology*. v.11, n.7, p.714-719, 1997.

HATANO, K.; TRETIN, C. C.; HOUSE, C. H.; WOLLUM, A. G. Microbial population and decomposition activity in three subsurface constructed wetlands. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.). **Constructed wetlands for water improvement**. Pensacola: Editors Lewis Publishers, 1993. p. 541-548

HENRY-SILVA, G. G. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal**. 2001. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Acta Scientiarum*, v. 24. n. 2, p. 519-526, 2002.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta daninha**, Viçosa, v. 24, n. 1, 2006. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582006000100003&lng=en&nrm=iso>. access on 03 June 2009. doi: 10.1590/S0100-83582006000100003.

HOEHNE, F. C. **Plantas Aquáticas**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1948. 168p.

HOGG, D.; BARTH, J.; FAVOINO, E.; CENTEMERO, M.; CAIMI, V.; AMLINGER, F.; DEVLIEGHER, W.; BRINTON, W.; ANTLER, S. Comparison of compost standards within the EU, North American and Australiasia. Oxon The Waste and Resources Action Programme - WRAP, 2002. 97p.

HORTENSTINE, C. C.; ROTHWELL, D. F. Use of municipal compost in reclamation of phosphate-mining sand tailings. *J. Environ. Qual.*, v. 1, p. 415-418, 1972.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 11262-1. Soil quality: effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*)**. Part 2: Determination of acute toxicity using soil substrate. Geneva: ISO. 1993.

JACKSON, L. J. Paradigms of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants. *Sci. Total Environ.*, v. 219, p. 223-231, 1998.

JUNK, W. J. **Macrófitas aquáticas nas várzeas da Amazônia e possibilidades do seu uso na agropecuária**. Manaus: INPA, 1979, 24p.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton, CRC, 1996. 893 p.

KAWAI, H. GRIECO, V. M. Utilização de aguapé para tratamentos de esgoto doméstico. Estabelecimento de critérios de dimensionamento de lagoa de aguapé e abordagem de alguns problemas operacionais. Revista DAE, n. 135, p. 79-90, 1983.

KIEHL, E. J. **Preparo do composto na fazenda**. Piracicaba: ESALQ-USP, 1979. 12p.

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

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: E. J. Kiehl, 4a edição do autor, 2004, 173 p.

KIEHL, E. J. **Adubação orgânica - 500 perguntas e respostas**. Piracicaba: E. J. Kiehl, 2005. 243p.

KNIGHT, R. L.; WINCHESTER, B. H.; HIGMAN, J. C. Ecology, hidrology, and advanced wastewater treatment potencial of an artificial wetland in north-central Florida. *Wetlands*, 1985, 5:167-180.

KÖEPPEN, W. **Climatologia; con un Estudio de los Climats de la Tierra**. México : Fondo de Cultura Economica, 1948. 478 p.

LIMA, N. C. Caracterização da atividade agrícola em Bom Repouso (MG) e avaliação dos seus efeitos ecotoxicológicos por meio de testes com *Eisenia foetida* (Annelida, Oligochaeta). 2006. 83 f. Monografia (Bacharelado) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2006.

LUTZENBERGER, J. **Em defesa do aguapé. Ecologia – Do Jardim ao Poder**. Porto Alegre: L&PM Editores Ltda., 1985.

MANFRINATO, E. S. **Avaliação do Método Edafo-fitopedológico para o Tratamento Preliminar de Águas**. 1989. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, 1989.

MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares.** 2008.182 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

MEDEIROS, R. M. L.; SABAA SRUR, A. U. O.; ROQUETTE PINTO, C. L. Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado protéico. Revista da sociedade brasileira de ciência e tecnologia de alimentos, v. 2, n. 19, p 226-230, 1999.

MEES, J. B. R. **Uso de aguapé (*Eichhonia crassipes*) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem.** 56 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

MONTEIRO, R. T. R.; FRIGHETTO, R. T. S. Determinação da umidade, pH e capacidade de retenção de água do solo. In: FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. (Ed.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 2000. p.37- 40.

MOREIRA, R.; SOUSA, J.P.; CANHOTO, C. Biological Testing of a digested sewage sludge and derived composts. Bioresource Technology, doi: 10.1016/j.biortech.2008.02.046

MOSHIRI, G. A. Potentials for uses of treatment wetlands in South America applicability to water pollution problems in Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Proceedings...** Águas de São Pedro: UNESP, 1998, IWA. p. 25-35.

MUKUNO, D.R.O.; VALIO, I.F.M. Efeito de fatores ambientais na morfologia das folhas de *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms. (aguapé). Revta. brasil. Bot., v. 8, p. 231-239, 1985.

NEWMAN, D. Organic Waste Treatment in Italy, a European Leader. In: ISWA – Hacia un Sistema Integral de Resíduos Sólidos Urbanos, 2005, Buenos Aires, Argentina. 2005. **Anais CD...** Buenos Aires: 2005.

NIXON, S. W.; LEE, V. Wetlands and Water Quality. A Regional Review of Recent Research in the United State on the Role of Freshwater and Saltwater Wetlands as Sources, Sinks, and Transformers of Nitrogen, Phosphorus and Various Heavy Metals. Final Report Prepared for the Department of the Army, U. S. Army Corps of Engineers. Waterways Experiment Station. Technical Report, Y-86-2, 1986.

NOGUEIRA, A.R.A., SOUZA, G. B. **Manual de Laboratório: Solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos.** São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2005. 313p.

OECD – ORGANISATION FOR ECONOMIC DEVELOPMENT. **Guideline for Testing of Chemicals n. 207:** Earthworm Acute Toxicity Test. Paris: OECD. 1984.

OLIVEIRA, F. C. **Disposição de “resíduo orgânico” e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar.** 2000. 247f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2000.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU J. R.; C.H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. Pesquisa Agropecuária Brasileira. v.37, n.4, p. 529-538, 2002.

PERAZZA, M. C. D.; PEREIRA, D. N; MARTINS, M. T. O aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. Revista DAE, São Paulo. n. 125, p. 18-24, 1985.

PÉREZ, G. R. **Fundamentos de limnologia neotropical.** Medellín: Editora da Universidade de Antioquia, 1992. 529 p.

PETRACCO, P. **Determinação da biomassa e estoque de nitrogênio e fósforo de *Polygonum spectabile* Mart. e *Paspalum repens* Berg. da Represa de Barra Bonita (SP).** 1995. 108 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

PHILLIPI, L. S.; COSTA, R. H. R. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Proceedings...** Águas de São Pedro: UNESP, 1998, IWA. p. 670-679.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. Editora Rima. São Carlos, 2003. 143 p.

POMPÊO, M. L. M. Hidropônica e as macrófitas aquáticas. Disponível em <http://vivimarc.sites.uol.com.br/hidrponia.htm>. Acesso em: 25 fev. 2005.

POINCELOT, R. P. A scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Science/ Land Utilization*, 15 (3): p. 24-31, 1974.

REDDY, K. R.; DEBUSK, W. F. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient enriched water: I. water hyacinth, water lettuce and pennywort. *Econ. Bot.* 38: 229-239, 1984.

REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. State-of-art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Wat. Sci. Tech.*, 19 (10): 61-79, 1987a.

REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. Nutrient storage capabilities of aquatic plants and wetlands plants. In: REEDY, K. R.; SMITH, W. H. (Ed.). **Aquatic plants for waste treatment and resource recovery**. Magnólia Orlando: Publishing, 1987b.

RICHARDSON, C. J.; MARSHALL, P. E. Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. *Ecol. Monogr.*, v. 56, n. 4, p. 279-302, 1986.

ROCHA, F. R. F.; BARBOSA, K. B.; SILVA, R. B.; ROSAS, N. S. A. Influência da salinidade da água de rega na sobrevivência da minhoca. *Caatinga*, v. 20, n.1, p. 81-88, janeiro/março, 2007.

RODELLA, A.A.; ALCARDE, J.C. Avaliação de materiais orgânicos empregados com fertilizantes Scientia Agrícola, v 51(3), 556-563,1994.

ROQUETTE PINTO, C. L.; PALADINO, L. T.; TEOBALDO, J. M.; ANTUNES. Integrated rural sustainable development with aquatic plants. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Proceedings...** Águas de São Pedro: UNESP, 1998, IWA. p. 660-669.

RÖMBKE, J.; KNACKER, T. Standardisation of terrestrial ecotoxicological effect methods: an example of successful international co-operation. Soils & Sediments, v. 3, n. 4, p. 237-238, 2003.

SALATI, E.; RODRIGUES, N. S. De poluente a nutriente, a descoberta do aguapé. Revista Brasileira da Tecnologia, 13(3): 37-42, 1982.

SALATI, E. **Apostila:** Utilização de sistemas *wetlands* construídas para tratamento de águas. Piracicaba, SP, 2000.

SCULTHORPE, C. D. The biology of aquatic vascular plants. Edward Arnold Ltd., p. 157-164, 1967.

SILVA, F. C.; BERTON, R. S.; CHITOLINA, J. C.; BALESTEIRO, S. D. **Agropecuária:** Uso agrícola do composto de lixo no Estado de São Paulo: recomendações técnicas. Campinas, MAPA, EMBRAPA. 2002. 17 p. (Circular técnica da Embrapa Informática Agropecuária).

SILVEIRA, A. P. D.; BERTON, R. S.; ABREU, C. A. Microbial activity as influenced by organic residue application to soil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON MICROBIAL ECOLOGY, 7., 1995, Santos. **Anais...**Santos, 1995. p. 108.

SMITH, A.J. Wastewater: a perspective. In: HAMMER, D.A. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment municipal, industrial and agricultural.** Lewis Publishers, 1989, p.3-4.

STENTIFOLD, E.; LASARIDI, K.; HOBBS, P. Stability and biodegradability measurement in composting. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ORGANIC RECYCLING, 2001. China. **Proceedings...** China, 2001. p. S 4. 1-6.

TEIXEIRA, L. B.; OLIVEIRA, R. F.; GERMANO, V. L. C.; FURLAN JR., J. Composição química de composto de lixo orgânico urbano de Barcarena. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2002. 4p. (Embrapa Amazônia Oriental. Comunicado Técnico, 071).

VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M. Project of constructed wetland for treating septic tank effluent. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Proceedings...** Águas de São Pedro: UNESP, 1998, IWA. p. 126-129.

WEANER, J. E.; CLEMENTS, F. E. **Plants ecology**. New York, Mc. Gantill, 1938.

WOLVERTON, B. C.; McDONALD, R. The water hyacinth: From prolific pest to potencial provider. *Ambio. USA*, v.8, n.1, p. 2-9, 1979.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)