

BÁRBARA SANTOS SOARES

**COMPARAÇÃO DE MODELOS DE DEGRADAÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS TRATANDO  
ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2016**

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

S676c  
2016

Soares, Bárbara Santos, 1990-  
Comparação de modelos de degradação de matéria orgânica  
em sistemas alagados construídos tratando esgoto sanitário /  
Bárbara Santos Soares. – Viçosa, MG, 2016.  
ix, 64f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Alisson Carraro Borges.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Alagadiços - Escoamento. 2. Biodegradação - Modelos matemáticos. 3. Águas residuais - Purificação. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.39

BÁRBARA SANTOS SOARES

**COMPARAÇÃO DE MODELOS DE DEGRADAÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS TRATANDO  
ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 19 de fevereiro de 2016

---

André Pereira Rosa

---

Fernanda Fernandez Heleno

---

Mauro Aparecido Martinez

---

Alisson Carraro Borges  
(Orientador)

À Deus,

Aos meus pais Adilson e Sandra,

*Pelo amor e apoio incondicionais,  
Dedico e ofereço este trabalho.*

*“Tudo que temos de decidir é o que fazer com o tempo que nos é dado”*

*Gandalf*

## **Agradecimentos**

À Deus, pelas oportunidades e pela fé para superar cada dificuldade.

A Universidade Federal de Viçosa e Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização deste trabalho.

À FAPEMIG, pelo suporte financeiro.

Ao professor Alisson Carraro Borges, pela orientação, confiança e conhecimentos transmitidos.

Aos coorientadores Antônio Teixeira de Matos e Fabyano Fonseca e Silva, pelas sugestões, conselhos e ensinamentos.

A todos os integrantes do Grupo de Pesquisa em Qualidade Ambiental (GPQA) pelo apoio e amizade.

Aos meus pais, Sandra e Adilson, por serem os meus maiores incentivadores e pelo apoio em cada passo para mais essa conquista.

Aos amigos feitos ao longo dessa caminhada que me renderam bons momentos de alegria e cumplicidade, Dandara, Daniel, Fernanda, Renan, Monalisa e Tiago. Edson e Geraldo pela farofada, em especial ao Vinícius pela parceria, viagens, shows e aventuras inesquecíveis. À Laura pela amizade e apoio durante esses anos.

E a todos aqueles que contribuíram e torceram pelo desenvolvimento desse trabalho, a minha gratidão.

## Conteúdo

Resumo.....	vii
Abstract.....	ix
1. Introdução Geral.....	1
1.1. Introdução .....	1
1.2. Objetivos .....	3
2. Revisão Bibliográfica .....	4
2.1. Tratamento de Esgotos .....	4
2.2. Sistemas Alagados Construídos (SACs).....	6
2.3. Cinética de Reações.....	9
2.3.1. Cinética de Reações em Sistemas Alagados Construídos.....	10
2.3.2. Modelos Cinéticos .....	11
2.4. Análises Estatísticas .....	17
2.4.1. Análise de Agrupamento .....	17
2.4.2. Comparação dos Modelos .....	19
2.5. Referências.....	20
3. Artigo Técnico-Científico .....	28
3.1. Introdução .....	28
3.2. Material e Métodos .....	31
3.3. Resultados e Discussão .....	34
3.3.1. Relação do Coeficiente n com Características dos SACs .....	40
3.3.1.1. Relação do Coeficiente n com o Coeficiente de Remoção de Matéria Orgânica k .....	40
3.3.1.2. Relação do Coeficiente n Com a Carga Orgânica Volumétrica Total COVt..	41
3.3.1.3. Relação do Coeficiente n com a Concentração Inicial de DQO (C <sub>0</sub> ).....	43
3.3.1.4. Relação do Coeficiente n com o Tempo de Retenção Hidráulica t <sub>h</sub> .....	44

<b>3.3.1.5. Relação do Coeficiente n com o Número de Dispersão d .....</b>	<b>45</b>
<b>3.4. Conclusões .....</b>	<b>47</b>
<b>3.5. Referências.....</b>	<b>48</b>
<b>4. Conclusões e Recomendações.....</b>	<b>53</b>
<b>Apêndice.....</b>	<b>55</b>

## Resumo

SOARES, Bárbara Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2016. **Comparação de modelos de degradação de matéria orgânica em sistemas alagados construídos tratando esgoto sanitário.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: Fabyano Fonseca e Silva e Antônio Teixeira de Matos.

Sistemas alagados construídos (SACs) são tecnologias utilizadas nos sistemas de tratamento descentralizado por serem eficientes, de pequeno custo e manutenção. A capacidade de um SAC em remover poluentes é função das suas características físicas, químicas e biológicas. Estas características e o desempenho do sistema podem ser descritos por meio de modelos matemáticos que podem auxiliar na compreensão de como se processa a remoção de poluentes e a dinâmica desta remoção no sistema. Os modelos mais comuns utilizados em projetos de SACs são aqueles que predizem um decaimento exponencial entre as concentrações de entrada e saída, sob condições permanentes do líquido residente. Para o desenvolvimento do presente trabalho foram utilizadas informações de 42 SACs de escoamento horizontal subsuperficial empregados no tratamento esgoto sanitário, operados em diferentes países, e avaliados quatro modelos: de primeira ordem, tipo sigmoidal, residual e de retardamento. O objetivo foi propor qual desses modelos representa melhor o decaimento de matéria orgânica em esgoto sanitário. Realizou-se o agrupamento dos dados (*Cluster analysis*) por meio das cargas orgânicas totais ( $COV_t$ ) aplicadas a cada SAC e comparou-se, dentro desses grupos, por meio dos valores do erro padrão da regressão (*standard error of the regression* – SE) qual modelo se destacou com melhor ajuste. O modelo que apresentou melhor ajuste para remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos foi o modelo tipo sigmoidal, porém o coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico ( $n$ ), utilizado por esses autores para corrigir os valores do coeficiente de decaimento de matéria orgânica ( $k$ ) ao longo dos SACs, continua sendo uma variável inexplicada. Buscou-se relacionar os valores de  $n$ , obtidos por meio dos ajustes matemáticos, com outras características imprescindíveis para projeto de SACs. A sua relação com o coeficiente  $k$  é inversamente proporcional, assim, um menor valor de  $n$  implica na redução da sua influência sobre a taxa de remoção de matéria orgânica; a mesma tendência é observada para a relação da  $COV_t$  e de  $n$ , de modo que existe uma carga orgânica ótima na qual o SAC apresentará eficiência máxima; a relação entre o coeficiente  $n$  e o tempo de retenção hidráulica ( $t_h$ ) é proporcional, demonstrando que elevados valores de  $t_h$ , elevam a

eficiência do sistema; já o aumento do número de dispersão ( $d$ ) não tem influência sobre o comportamento do coeficiente  $n$ , possibilitando concluir que o tipo de escoamento do SAC não influencia nos valores de  $n$ , quando este é obtido por meio do modelo tipo sigmoidal para escoamento pistonado.

## Abstract

SOARES, Bárbara Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Comparison of organic matter degradation models in constructed wetlands treating municipal sewage.** Advisor: Alisson Carraro Borges. Co-advisers: Fabyano Fonseca e Silva and Antônio Teixeira de Matos.

Constructed wetlands (CW) are technologies used in decentralized treatment systems for being efficient, low-cost and low-maintenance. The capacity of a wetland to remove pollutants is a function of its physical, chemical and biological features. These features and the system performance can be described by mathematical models that can assist in the understanding of how to handle the removal of pollutants and the dynamics of this removal in the system. The most common models used in CW projects are those that predict an exponential decay between the input and output concentrations, in permanent conditions of the resident fluid. For the development of this work data of 42 horizontal subsurface-flow CW were used. These CW have treated municipal sewage in different countries. Four models were evaluated: the first order, sigmoidal-type, residual model and time-dependent retardation model. The objective was to propose which of these models best represents the organic matter degradation in sewage. Cluster analysis was performed using total organic loading rate (OLR) applied to each wetland and compared within these groups, through the standard error values of regression (SE), which model stood out with better fit, a greater number of times. The model that best fit for organic matter removal in CW was the sigmoidal-type, but the representative coefficient of increased of organic matter degradation resistance ( $n$ ), used to correct the values of the coefficient of organic matter degradation ( $k$ ), remains an unexplained variable. Searched to relate the values of  $n$ , obtained by means of mathematical adjustments with other essential features for wetlands project. The relation of  $n$  with the coefficient  $k$  is inversely proportional, so a lower value of  $n$  implies in reduction of its influence on the removal rate of organic matter; the same trend is observed for the relation of TOC and  $n$ , so there is a great organic load in which the wetland will present maximum efficiency; the relation between the coefficient  $n$  and the hydraulic retention time ( $t_h$ ) is proportional, demonstrating that high values of  $t_h$ , increase system efficiency; however the increase of the number of dispersion ( $n$ ) has no influence on the behavior of the coefficient  $n$ , allowing to conclude that the type of flow of the wetland does not influence on values of  $n$ , when it is obtained through the sigmoidal type model under plug flow pattern.

# 1. Introdução Geral

## 1.1. Introdução

Com o desenvolvimento da sociedade e o crescimento populacional houve um aumento expressivo na produção de águas residuárias e, por conseguinte, da preocupação com os efeitos da emissão das mesmas de forma indiscriminada no ambiente, uma vez que sua disposição inapropriada provoca alterações nas propriedades físicas e químicas do corpo hídrico receptor e também oferece riscos à saúde pública e ao abastecimento de água potável pela introdução de seres ou elementos contaminantes, patogênicos ou tóxicos.

Com o intuito de evitar a depreciação ambiental, diversos métodos de tratamento foram desenvolvidos, alguns são complexos e envolvem elevada tecnologia e intensa manutenção, como sistemas de lodos ativados e filtros percoladores; enquanto outros são simples e utilizam sistemas naturais controlados, como é o caso das lagoas de estabilização, da disposição controlada no solo e dos sistemas alagados construídos (SACs).

Devido à simplicidade e pequenos custos de implantação e manutenção, os SACs têm sido amplamente utilizados em países europeus para o tratamento de águas residuárias de pequenas comunidades. No Brasil esse sistema está começando a ganhar espaço, se tornando foco de pesquisas com a finalidade de aprimorar a compreensão de seu funcionamento para as condições tropicais locais.

Nestes sistemas ocorrem diversos processos físicos, químicos e biológicos paralelamente e simultaneamente, que influenciam uns aos outros.

Os SACs são canais construídos em alvenaria com profundidade inferior a um metro, preenchidos com meio suporte e podem ser vegetados, sendo cultivados com espécies adaptadas a ambientes úmidos.

Enquanto escoar, a água residuária é tratada, passando por zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A zona aeróbia ocorre próxima às raízes e rizomas, que contribuem com a incorporação de oxigênio ao substrato, e em estreita camada localizada próxima à superfície dos SACs, onde ocorre a difusão de oxigênio; a zona anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio; e a anóxica ocorre em locais onde não há presença de oxigênio nem de gás carbônico, sendo comumente o nitrato utilizado como aceptor final de elétrons, no processo denominado desnitrificação.

O substrato utilizado nesses sistemas pode ser areia, brita, cascalho, solo ou escória de alto forno, e este funciona como filtro, removendo sólidos suspensos além de servir como meio suporte para o desenvolvimento de biofilme, de ação fundamental na remoção de material orgânico e nutrientes da água residuária em escoamento no sistema.

A vegetação exerce efeito sobre a sedimentação de partículas suspensas ao reduzir a velocidade do vento na superfície do SAC; as raízes proporcionam a remoção de nutrientes, por absorção, além de ter finalidade econômica, como a produção de silagem para alimentação animal, matéria-prima para a produção de fármacos e artesanato e até produção de grãos.

A classificação dos SACs se dá devido à forma de escoamento da água residuária no mesmo, que pode ser de forma horizontal ou vertical, e ao tipo de superfície, podendo ser sob o substrato (subsuperficial) ou lâmina livre (superficial). Os SACs de escoamento horizontal subsuperficial apresentam vantagens por serem de alimentação contínua e evitar o contato de animais e insetos com a água residuária, não sendo um ambiente propício para proliferação de mosquitos, além de evitar mau cheiro, quando bem operado.

O projeto para dimensionamento dos SACs pode ser elaborado de duas formas: baseado na taxa de aplicação ou no tempo de retenção hidráulica. O primeiro baseia-se na taxa de aplicação superficial de matéria orgânica, de modo a determinar conseqüentemente, a área do sistema. No segundo assume-se uma concentração de saída desejada - ou exigida pela legislação - e determina-se o tempo necessário para atingi-la por meio de equações de predição de decaimento de matéria orgânica.

Tais equações, em sua maioria, são baseadas na cinética de remoção de primeira ordem, em que a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente e predizem um decaimento exponencial entre as concentrações de entrada e saída. Com o uso do modelo de primeira ordem é possível determinar o tempo, o volume e a área superficial necessários para atingir a eficiência desejada no sistema, porém tal modelo assume pressupostos que não condizem com a realidade, como a concentração do poluente sempre inferior a de microrganismos; condição de escoamento em pistão nos sistemas; ignora a influência de fatores como precipitação e evapotranspiração; além da ocorrência de zonas mortas, curtos-circuitos e a resistência das raízes ao escoamento.

O principal objetivo da modelagem matemática é obter-se uma melhor compreensão dos processos que regem a transformação e degradação biológica e química que ocorrem nos SACs. Uma vez que existam modelos matemáticos confiáveis, estes poderão ser usados para avaliação e melhoramento de critérios de concepção atuais.

Assim, novos modelos têm sido desenvolvidos para predição de remoção de matéria orgânica em SACs tratando águas residuárias, porém a utilização de variados parâmetros empíricos pode levar a resultados ineficientes de remoção. Essas variações causam diferentes soluções dos projetos de SACs, pois, para as mesmas condições, variando-se o modelo, têm-se configurações distintas, o que gera o questionamento de qual modelo representa com maior fidelidade o que realmente ocorre no sistema. Para validar esses modelos deve-se avaliá-los com vasto número de dados de SACs, com o intuito de verificar suas eficácias para previsão de remoção de matéria orgânica.

## **1.2. Objetivos**

O objetivo geral da pesquisa foi comparar equações de predição de decaimento de matéria orgânica para sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs). Foram estabelecidos, ainda, os seguintes objetivos específicos:

- extensiva análise de dados de SACs utilizados no tratamento de esgotos do tipo sanitário;
- determinar qual modelo apresentou melhor ajuste para cada grupo;
- propor um modelo que represente melhor o decaimento de matéria orgânica em esgoto sanitário para as condições analisadas.

## 2. Revisão Bibliográfica

### 2.1. Tratamento de Esgotos

Na Assembleia Geral da ONU, em 28 de julho de 2010, reconheceu-se como direito humano o acesso à água e ao saneamento, os quais que foram reafirmados, posteriormente, pelo Conselho de Direitos Humanos da ONU, em abril de 2011, como um direito humano: um direito à vida e à dignidade humana.

Segundo o Relatório Mundial sobre Desenvolvimento de Recursos Hídricos, divulgado pela Unesco, 748 milhões de pessoas, o que representa 10,3% da população mundial, ainda não têm acesso à água potável e 2,5 bilhões não tem acesso ao saneamento básico (40% da população).

No Brasil, a Constituição Federal de 1988 determina que a instituição de diretrizes para o desenvolvimento urbano, inclusive habitação, saneamento básico e transporte público são de competência da União; assim como é competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios a promoção de programas de construção de moradias e melhorias nas condições habitacionais e de saneamento básico.

No Brasil, embora 90,16% dos 5570 municípios brasileiros tenham serviço de abastecimento de água, apenas 39,85% têm rede coletora de esgoto. O cenário apresenta-se mais preocupante quando se observa que apenas 28,58% desses declararam possuir tratamento do esgoto coletado (SNIS, 2013).

A preocupação em relação ao não tratamento das águas residuárias se dá devido aos impactos sanitários e ambientais que sua disposição inapropriada pode gerar. O primeiro consiste na propagação de doenças – problemas de saúde pública; e o segundo na degradação do ambiente e, conseqüentemente, diminuição na disponibilidade de recursos naturais imprescindíveis à sobrevivência do ser humano. Dentre esses problemas pode-se citar (UFRRJ, 2005):

- Estético: aparência desagradável do esgoto bruto em escoamento a céu aberto pelas ruas, servindo de criadouro de mosquitos, fonte de doenças e atrapalhando o trânsito das pessoas.
- Doenças: disenterias, leptospirose, dengue, varíola, amebíase, boubá, tétano, difteria, ascaridíase e outras.

- Maus odores: devido à presença de gases no esgoto urbano, como o sulfídrico; já nos esgotos industriais, por conterem substâncias odorantes.
- Consumo de oxigênio nos cursos de água: com prejuízos aos peixes e demais fauna aquática, além de elevação nos custos do tratamento da água para consumo.

O conceito atual de coleta de esgoto, tratamento e descarga é baseado em sistemas de esgoto centralizado, que tem sido considerado como a solução ideal para o controle da poluição da água e têm prevalecido em muitos países industrializados (Gikas e Tchobanoglous, 2009). A ideia básica por trás do uso de tratamento centralizado é transportar a água residuária para fora da cidade, afastada de áreas residenciais, a fim de reduzir os riscos de saúde pública (Otterpohl et al., 2003).

O desafio crescente de fornecimento de água potável e saneamento de águas residuárias implica que são necessários grandes investimentos e, na maioria das vezes, a economia é o critério mais importante na tomada de decisões em grande parte dos países em desenvolvimento (Massoud et al., 2009; Libralato et al., 2012). Assim, a construção de um sistema de tratamento centralizado para as pequenas comunidades rurais ou áreas periurbanas em países de baixa renda resulta em um pesado encargo para os agentes da administração pública e para a sociedade (Parkinson e Tayler, 2003; Seidenstat et al., 2003).

A necessidade de sustentabilidade na gestão dos recursos hídricos está se tornando cada dia mais indispensável devido aos níveis de contaminação e a frequente carência de tratamento dos resíduos gerados em atividades antrópicas. Na verdade, o ambiente tem enfrentado grandes estresses em virtude dos fenômenos relacionados à produção de águas residuárias e seu tratamento deficiente ou inexistente, comprometendo a acessibilidade à água e ao saneamento, resultando em problemas de saúde. Para lidar com isso, a descentralização, em associação com o governo local, é cada vez mais reconhecida como um modo potencialmente adequado para contribuir com o aumento do percentual da população mundial assistida com saneamento adequado (Bieker et al., 2010).

O manejo descentralizado de uma água residuária pode ser definido como o tratamento com disposição envolvendo ou não seu reaproveitamento, seja este oriundo de residências individuais, agrupamento de residências, indústrias ou comunidades isoladas (Crites e Tchobanoglous, 1998).

As tecnologias utilizadas nos sistemas de tratamento descentralizado devem ser eficientes e confiáveis, com baixo custo para a construção, gestão e manutenção, além de suportarem autossuficiência e aceitação pelas partes interessadas (Chung et al., 2008; Massoud et al., 2009; Afferden van et al., 2010). Como um exemplo desse tipo de tecnologia tem-se os sistemas alagados construídos (SACs).

Nas últimas décadas, sistemas alagados construídos, devido à sua alta eficiência de remoção de poluentes, fácil operação e manutenção, baixos requisitos de energia e altas taxas de reciclagem de água, tornaram-se uma opção popular para o tratamento de águas residuárias e foram reconhecidos como alternativas atraentes para os métodos descentralizados de tratamento de esgoto.

Este tipo de tratamento apresenta como vantagens a economia na instalação e operação, pouca necessidade de mecanização do processo, diminuta exigência de manutenção e fácil operação. Assim, os SACs oferecem uma relação custo/benefício atraente, apresentando-se como boa alternativa às tecnologias convencionais para a eliminação de diversas contaminantes (Kadlec et al., 2000). Em adição, tem-se o fato que o Brasil é um país que oferece condições climáticas e ambientais satisfatórias para implantação dos SACs, pois possui clima tropical e áreas disponíveis (Brasil et al., 2007).

## **2.2. Sistemas Alagados Construídos (SACs)**

Por usarem recursos naturais e renováveis, além de apresentarem fácil operação e manutenção, estes sistemas se tornaram indicados para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente aos países de clima tropical, como é o caso do Brasil (Brasil, 2005). De acordo com Valentim (2003), por sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, seu baixo consumo de energia, sua incorporação à paisagem, por sua versatilidade e longevidade, os SACs são aplicados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias.

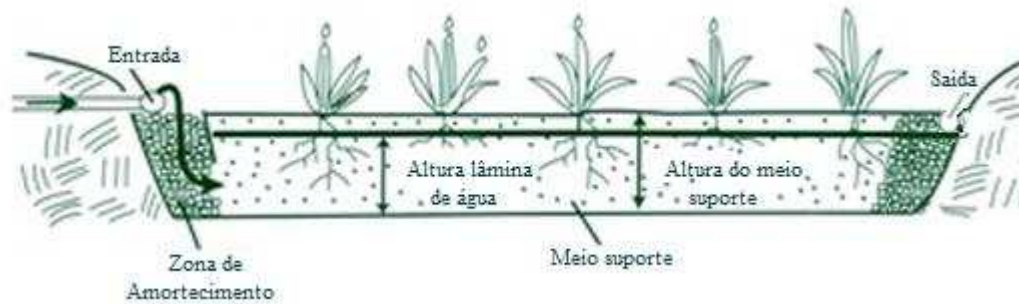
O tratamento de águas residuárias em SACs reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em ambientes alagados naturais, sendo a diferença a introdução de tecnologia com o objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas (Matos, 2011).

Os SACs são constituídos por um conjunto de canais com fundo e laterais de baixa permeabilidade, preenchidos com algum substrato poroso (areia grossa, brita, cascalho), o qual serve de suporte para o desenvolvimento de biofilme bacteriano e para o crescimento de plantas (Kadlec e Wallace, 2008).

Os principais mecanismos de remoção de poluentes são: físicos (sedimentação, filtração e adsorção), químicos (adsorção) e biológicos (degradação microbiana e absorção de nutrientes). Pesquisas têm mostrado que a remoção orgânica não sofre flutuações relacionadas com as oscilações térmicas (IWA, 2000). Isso sugere que o primeiro mecanismo de remoção é físico, seguido pelo mecanismo de degradação biológica, de modo que os sólidos suspensos são comumente removidos, inicialmente, por filtração e, em seguida, são degradados via aeróbia e, ou, anaeróbia na superfície ou nos interstícios do meio suporte (Batchelor e Loots, 1997).

Os SACs são classificados de acordo com a forma com que ocorre o escoamento do líquido, sendo de escoamento superficial ou subsuperficial. No primeiro, a água residuária é visível a uma profundidade relativamente rasa acima da superfície dos materiais do substrato, que são, geralmente, solos nativos e argilas ou materiais geotécnicos (Reed et al., 1995). No segundo a água esco a partir de uma extremidade do SAC a outra, através de substratos permeáveis (mistura de solo e cascalho ou rocha triturada). Como a água residuária não apresenta exposição livre durante o processo de tratamento, o risco associado à exposição humana ou de animais aos organismos patogênicos é minimizada, além de não construir um habitat apropriado para mosquitos, quando bem operada.

SACs com escoamento subsuperficial (Figura 2.1) são muito eficientes na remoção de produtos orgânicos, sólidos suspensos, poluição microbiológica, e metais pesados, sendo menos sensíveis às oscilações de temperatura. No entanto, a remoção de nitrogênio neste tipo de SAC depende da disponibilidade de carbono e de oxigênio, como consequência das condições de alagamento do mesmo; além disso, a menos que o substrato utilizado seja de alta capacidade de adsorção, uma baixa remoção de fósforo é normalmente obtida (Babatunde et al., 2010).



**Figura 2.1. Esquema de um Sistema Alagado Construído de escoamento subsuperficial (Fonte WetlandInfo, 2014)**

Os SACs podem ser cultivados em monocultura ou com uma seleção de espécies. Dentre as funções da parte vegetal do sistema, estão incluídas: remoção de nutrientes da água residuária; transferência de oxigênio para o substrato; servir de suporte (rizomas e raízes) para o crescimento de biofilme, além da melhoria na permeabilidade do substrato e na estética do ambiente. Nos EUA, as espécies utilizadas no tratamento de águas residuárias têm sido o *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Juncus gerardii* e *Phragmites australis* (Turker et al., 2016). No Brasil, algumas avaliações têm sido feitas com o cultivo da taboa (*Typha* sp.) (Borges et al., 2009; Fia et al., 2010), do capim-tifton-85 (*Cynodon* spp.) (Matos et al., 2008), alternantera (*Alternanthera phytolaxeroides*) (Fia et al., 2010) e do capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) (Matos et al., 2010a; Matos et al., 2010b).

Em países desenvolvidos, SACs são utilizados para o tratamento de vários tipos de águas residuárias, como esgotos domésticos (Chung et al., 2008; Kipasika et al., 2014), efluente de drenagem ácida de mina de carvão (Manyin et al., 1997; Nicomrat et al., 2008), efluentes agrícolas (Shpigel et al., 2013; Huang et al., 2015), chorume (McCarthy et al., 2011; Morand et al., 2011), e águas pluviais urbanas (Li et al., 2007; Mangangka et al., 2015).

Na Tabela 2.1 encontram-se os valores de eficiências de remoção de diferentes poluentes em SACs com escoamento subsuperficial, tratando esgoto sanitário, obtidos por diferentes autores.

**Tabela 2.1. Valores de eficiência de tratamento de esgotos sanitários em sistemas alagados construídos com escoamento subsuperficial**

Local	Eficiências de Remoção (%)								Vegetação
	DQO	DBO	SST	N <sub>T</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	
Portsmouth Reino Unido <sup>(a)</sup>	88,8	99	96,4	-	98,1	46,5	-	91,6	<i>Pennisetum purpureum</i>
Portsmouth Reino Unido <sup>(a)</sup>	91,8	98,3	97,3	-	99,6	75	-	87,2	<i>Phragmites australis</i>
Viçosa Brasil <sup>(b)</sup>	87- 90	-	90 - 91	33 - 57			35 - 48		<i>Typha sp.</i>
Santa Cruz do Sul Brasil <sup>(c)</sup>	81,6	88,9	-	-	-	14,7	-	51,6	<i>Hymenachne grumosa</i>
Viçosa Brasil <sup>(d)</sup>	81 - 91	83 - 91	-	51 - 77	-	-	30 - 58	-	<i>Mentha aquatica</i>

(a) Costa (2004); (b) Brasil (2005); (c) Horn (2014); (d) Avelar (2012).

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; N<sub>T</sub>: nitrogênio total; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: nitrogênio amoniacal; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrato; P: fósforo; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: fosfato

### 2.3. Cinética de Reações

Grande parte das reações que ocorrem no tratamento de esgotos é lenta e a consideração da sua cinética é importante. As ordens das reações mais frequentemente encontradas neste ramo são as de ordem zero e de primeira ordem. As reações de ordem zero são aquelas nas quais a taxa de reação independe da concentração dos reagentes; nessas condições, a taxa de mudança da concentração do reagente é constante (Von Sperling, 2014).

As reações de primeira ordem são aquelas nas quais a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente. Assim, em um reator em batelada, a taxa de mudança da concentração do reagente é proporcional à concentração deste reagente em um dado instante (Von Sperling, 2014).

Na área de tratamento de esgotos há várias reações que ocorrem segundo a cinética de primeira ordem. A introdução de oxigênio pela aeração artificial é um exemplo. Outros exemplos são a degradação da matéria orgânica e o decaimento de organismos patogênicos (Von Sperling, 2014). Embora vários componentes estejam envolvidos, como a concentração de oxigênio, o número de microrganismos e a concentração da matéria orgânica, a taxa pode ser proporcional à concentração de um único composto, desde que os outros estejam em abundância relativa (Arceivala, 1981).

### 2.3.1. Cinética de Reações em Sistemas Alagados Construídos

Um grande número de processos físicos, químicos e biológicos ocorre nos SACs e influenciam uns aos outros (Langergraber et al., 2009). Entretanto esses processos ainda não são totalmente compreendidos, devido à falta de modelos que consigam incorporá-los de maneira fundamentada. As equações de modelagem mais utilizadas geram apenas um perfil exponencial de entrada e saída de concentrações de poluentes (Rousseau et al., 2004), sem considerar toda a gama de variabilidade de poluentes presentes nos sistemas alagados construídos (Garcia et al., 2010).

A degradação de primeira ordem representa a equação básica de modelagem, que tem sido utilizada para o projeto e estimativa do desempenho desses sistemas na remoção de diversos poluentes, tais como: matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo. Suas deficiências são reconhecidas (Bavor et al., 1988; Kadlec e Knight, 1996), mas ainda é vista como a equação de projeto mais apropriada para descrever a remoção de poluentes, à luz dos conhecimentos atuais (IWA, 2000).

Modelos baseados na cinética de primeira ordem, aplicáveis a reatores do tipo escoamento em pistão, são os mais amplamente utilizados para se calcular o volume e a área superficial necessários para se efetuar o tratamento secundário de águas residuárias, e estes modelos têm sido utilizados em SACs (Reed et al. 1995; Vymazal e Kröpfelová, 2009).

A incapacidade dos modelos tradicionais de primeira ordem em expressar a diversidade existente em sistemas de alagados construídos pode ser atribuída aos seus postulados simplificados, tais como: (a) a concentração de reagente (isto é poluente) é limitada, e a presença de catalisadores (ou seja, de microorganismos) está em excesso (Mitchell e McNevin, 2001), e (b) assume-se que a água residuária segue em escoamento do tipo pistão nesses sistemas.

Estes pressupostos básicos de modelos de primeira ordem, muitas vezes não se enquadram nas condições operacionais complexas de sistemas alagados construídos. Por exemplo, a rota clássica de desnitrificação, que ainda é considerada como o principal mecanismo para a remoção de nitrogênio (Bachand e Horne, 2000; Reilly et al., 2000) em SACs, apresenta inter-relação complicada entre microorganismos desnitrificantes, disponibilidade de nitrato e carbono orgânico (Hamersley e Howes, 2002; Lavrova e Koumanova, 2010). A interdependência entre os reagentes limitantes (nitrato e carbono

orgânico) e os catalisadores (ou seja, biomassa) demonstra que biomassa em excesso não pode ser uma condição predominante nestes sistemas para que ocorra eficiente remoção de nitrogênio.

Posteriormente, o pressuposto da condição idealizada de escoamento pistonado pode não ser apropriado para sistemas alagados construídos. Estes sistemas são normalmente alimentados com água residuária, que é susceptível a divergir, em termos de fluxo de massa devido, de direção, devido às tortuosidades e curtos-circuitos que ocorrem no sistema.

Para superar a incapacidade de modelos de primeira ordem, modelos mecanicistas têm sido desenvolvidos recentemente (Langergraber e Simunek, 2005; Mayo e Bigambo, 2005; Wang et al., 2009; Giraldi et al., 2010). No entanto, a presença de numerosos parâmetros empíricos nestes modelos pode levar a uma previsão de remoção ineficiente (Rousseau et al., 2004), em diferentes circunstâncias. O desempenho eficiente dos modelos preditivos depende, predominantemente, da ligação entre dois fatores importantes: (*a*) a cinética de degradação biológica; e (*b*) o comportamento hidrodinâmico.

A cinética de Monod proporciona uma inter-relação estreita entre a disponibilidade do substrato e o crescimento da biomassa, podendo ser uma solução alternativa para o desenvolvimento de modelos mais realistas de previsão de eficiência em sistemas alagados construídos.

No entanto, os modelos alternativos propostos devem ser verificados por uma quantidade substancial de dados de SACs, antes de ser aceito como ferramentas de previsão geral. Consequentemente, a eficácia dos modelos propostos, em termos de prever a remoção de nitrogênio e matéria orgânica em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal não foi explorada até à data, apesar de estes sistemas serem eficazes para a remoção desses contaminantes (Garcia et al., 2004;. Vymazal et al., 2006). A aceitação dos modelos alternativos é intrinsecamente dependente de sua precisão, em termos de prever os caminhos de remoção de todos os contaminantes de interesse.

### **2.3.2. Modelos Cinéticos**

Modelos cinéticos de primeira ordem são frequentemente usados em delineamento de sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal para a predição das concentrações médias nos efluentes. O modelo hidráulico a ser adotado dependerá, entre

outros fatores, da geometria do reator, especialmente da razão de comprimento/largura. Apesar das controvérsias na literatura sobre as condições hidrodinâmicas reais de SACs de escoamento subsuperficial horizontal, a maioria dos projetistas adota, para condições de estado estacionário, o modelo de escoamento pistonado (Von Sperling et al., 2013).

A taxa de reação é usada para descrever o desaparecimento ou a formação de um composto ou espécie química. A relação entre a taxa de reação, a concentração do reagente e a ordem da reação são dadas pela Equação 2.1 (Von Sperling, 2014):

$$\frac{dC}{dt} = k \cdot C^{n_r} \quad \text{Equação 2.1}$$

sendo:

$$\frac{dC}{dt} = \text{taxa de reação (mg.L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}\text{)};$$

$$C = \text{concentração de matéria orgânica (mg.L}^{-1}\text{)};$$

$$n_r = \text{ordem da reação (adimensional)};$$

$$k = \text{coeficiente de remoção de matéria orgânica (mg}^{1-n_r} \cdot \text{L}^{n_r-1} \cdot \text{d}^{-1}\text{)};$$

Assim, o modelo clássico para remoção de matéria orgânica (MO) segundo cinética de primeira ordem é apresentado na Equação 2.2.

$$\frac{dC}{dt} = -k \cdot C \quad \text{Equação 2.2}$$

Considerando o escoamento pistonado e integrando a Equação 2.2, fazendo  $C = C_0$ , em  $t = 0$ , com  $C_0$  constante, obtém-se a Equação 2.3.

$$\frac{C}{C_0} = e^{(-k \cdot t)} \quad \text{Equação 2.3}$$

sendo:

$$C_0 = \text{concentração de MO afluente (mg.L}^{-1}\text{)};$$

$$C = \text{concentração de MO efluente (mg.L}^{-1}\text{)};$$

$$k = \text{coeficiente de remoção de MO (d}^{-1}\text{)};$$

$$t = \text{tempo de retenção hidráulica (d)}.$$

Tem-se observado que o coeficiente de remoção  $k$ , para a remoção de MO em SACs de escoamento subsuperficial é dependente da temperatura (U. S. EPA, 1988 e 1993; Reed et al., 1995). A 20 °C, se considera  $k_{20}=1,104 \text{ d}^{-1}$ , e assim, o mesmo pode ser ajustado para diferentes temperaturas (T) por meio da Equação 2.4.

$$k_T = k_{20} \cdot (1,06)^{(T - 20)} \quad \text{Equação 2.4}$$

sendo:

$k_t$  = coeficiente de remoção dependente da temperatura do líquido residente ( $\text{d}^{-1}$ );

$k_{20}$  = coeficiente de remoção a 20 °C ( $\text{d}^{-1}$ );

T = temperatura do líquido residente (°C).

Nesse modelo, os autores assumem que as taxas de reação são funções da concentração da MO e de um específico coeficiente de remoção ( $k$ ), o qual, por sua vez, é função da temperatura. Dessa forma a taxa de remoção da MO seria alta no início dos SACs, onde a concentração é elevada e, à medida que esta decresce, a taxa também decresceria.

A superestimativa na predição de remoção de MO na curva de ajuste ocorre pelo fato de que, no caso de ajuste de modelo de primeira ordem, obtém-se um  $k$  de valor médio, em relação aos obtidos ao longo do SAC. Dessa maneira, ao final do tempo do tratamento ( $t_h$ ), o coeficiente de remoção  $k$  tem menor magnitude, devido à maior resistência à degradação do material mais recalcitrante que prevalece ao final do sistema de tratamento e, assim, não corresponde ao  $k$  de maior magnitude empregado na predição de remoção (Brasil et al., 2007).

Para corrigir essas inadequações do modelo clássico, Brasil et al. (2007) sugeriram a inserção de um novo coeficiente no modelo de primeira ordem, de modo que o novo modelo seja mais representativo em relação à cinética de degradação de MO do SAC – modelo tipo sigmoidal – empregando-se a equação diferencial (Equação 2.5):

$$\frac{dC}{dt} = -n \cdot k \cdot t_h^{n-1} \cdot C \quad \text{Equação 2.5}$$

sendo:

$n$  = coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico (adimensional).

A magnitude de  $n$  pode variar em função das variações da resistência do material orgânico a ser degradado na água residuária e do grau de dispersão no sistema, sendo inversamente proporcional a este (Brasil et al., 2007).

Integrando a Equação 2.5, tem-se a Equação 2.6.

$$\frac{C}{C_0} = e^{(-k \cdot t^n)} \quad \text{Equação 2.6}$$

Estes critérios publicados presumem constância dos parâmetros, tais como velocidade, para a descrição de qualquer SAC. É de se esperar que na realidade ocorra uma variabilidade que não está prevista nas considerações destes parâmetros. Essa variabilidade é causada por eventos imprevisíveis, como as flutuações nos fluxos de entrada e concentrações e por mudanças no armazenamento interno, bem como pelas condições meteorológicas, a atividade dos animais e outros fatores ambientais. Existem variações na taxa de carregamento hidráulico, que podem ter consequências muito importantes para a interpretação dos dados e projeto dos SACs, como variações na vazão de entrada dos SACs, precipitação e evapotranspiração, causando mudanças na carga hidráulica. Na ausência desses efeitos, o modelo tipo sigmoidal de decaimento de MO é aceitável, porém alguns parâmetros adicionais, necessários para o desenvolvimento dos projetos de SACs, dependem da carga hidráulica, tornando, então, esse modelo inválido (Kadlec, 2000).

Segundo Kadlec (2000) existem diferentes efeitos devido à variação da carga: mudanças na velocidade linear e no tempo de retenção, mistura, transferência de massa por difusão e curto-circuito, além de outros atributos que podem depender da velocidade média do esgoto. Além disso, esses modelos não consideram a MO que é produzida dentro do sistema devido à decomposição de resíduos vegetais e outros materiais orgânicos que ocorrem naturalmente.

Reed et al. (1995) observaram que os efluentes de SACs terão tipicamente uma concentração de DBO variando entre 2 e 7 mg.L<sup>-1</sup>, em vez de zero, como exigido pelo modelo. Kadlec e Knight (1996) sugeriram que essa concentração remanescente fosse incluída no modelo de primeira ordem como uma concentração de *background* (fundo), porém eles preconizaram que esse valor provavelmente seria maior que 18,2 mg.L<sup>-1</sup>. No entanto para águas residuárias com elevadas concentrações de matéria orgânica seria inexequível alcançar valores tão ínfimos. Analisando áreas correlatas do conhecimento, percebe-se que esse modelo, considerado “residual” é utilizado na modelagem de reatores há

tempos. Diferentemente dos trabalhos com SACs, a concentração residual ( $C^*$ ) considerada é a fração não passível de degradação, recalcitrante, apresentando diferentes valores, ao contrário dos propostos, sendo um parâmetro dependente da constituição e degradabilidade da água residuária a ser tratada. Assim, abre-se precedente para uso de valores mais elevados de  $C^*$  como os obtidos por Villaseñor et al., (2011) 39, 24, 26, 32 e 18  $\text{mg.L}^{-1}$  de DQO para SACs tratando água residuária municipal. Assim considerou-se, neste trabalho, essa concentração de "*background*" como concentração residual do sistema.

Kadlec e Knight (1996) sugeriram que esta concentração fosse incluída no modelo – modelo residual –, sendo escrito pela Equação 2.7.

$$\frac{(C - C^*)}{(C_0 - C^*)} = e^{(-k \cdot t)} \quad \text{Equação 2.7}$$

sendo:

$$C^* = \text{concentração residual do sistema (mg.L}^{-1}\text{)}.$$

Kadlec e Knight (1996) reconheceram que o coeficiente de remoção natural de MO é tempo-dependente, porém não analisaram a taxa de retardamento do coeficiente de decaimento. No modelo de retardamento tempo-dependente, a variável constante – taxa de sedimentação (ou de remoção) das partículas – é combinada em um único termo. Assim, quanto mais partículas são depositadas, menor a concentração remanescente no líquido que necessita de maior tempo para sedimentar (Crites e Tchobanoglous, 1998).

Da mesma forma, em águas residuárias contendo vários constituintes de diferentes capacidades de degradação, os compostos mais facilmente degradados são removidos em primeiro lugar, deixando uma solução contendo os compostos que são mais difíceis de degradar. Como resultado, a solução exibe uma cinética de remoção mais lenta. Em águas residuárias contendo diversos componentes indefinidos, é possível assumir uma mudança contínua na composição da solução em que a mudança na constante de velocidade de remoção aparente também é contínua ao longo do tempo.

Pelos motivos expostos, o  $k$  é um coeficiente, não uma constante, e depende não só do tipo de água residuária que está sendo tratada ou da sua concentração inicial no sistema, mas também do tempo de retenção.

Neste caso, um coeficiente de velocidade em função do tempo,  $k_t$ , pode ser definido de forma similar à do retardo de contaminantes em sistemas de águas subterrâneas, tal como proposto por Shepherd et al. (2001) (Equação 2.8).

$$k = \frac{k_0}{(b \cdot t + 1)} \quad \text{Equação 2.8}$$

sendo:

$k_0$  = constante de degradação inicial ( $d^{-1}$ )

$b$  = coeficiente de retardamento ( $d^{-1}$ )

$k$  = coeficiente de degradação em função do tempo ( $d^{-1}$ )

Substituindo a Equação 2.8 na Equação 2.2 e integrando, tem-se o modelo de retardamento (Shepherd et al., 2001) (Equação 2.9).

$$\frac{C}{C_0} = e^{\left[\left(\frac{-k_0}{b}\right) \cdot \ln(b \cdot t + 1)\right]} \quad \text{Equação 2.9}$$

Existem vários outros modelos de predição de degradação como o quadrático (Equação 2.10) e o potencial (Equação 2.11) (Wieder e Lang, 1982), porém suas estimativas não superam as dos modelos de primeira ordem modificados. Além disso, pode-se combinar tais modelos de modo a tentar reproduzir as condições mais próximas a realidade, como foi estudado por Von Sperling e Paoli (2013), que adaptou as equações de primeira ordem tradicionais de escoamento pistonado, escoamento disperso e tanques em série com mistura completa, para modelos com concentração residual (Equações 2.12, 2.13 e 2.14).

$$\frac{C}{C_0} = A_q + k_1 \cdot t + k_2 \cdot t^2 \quad \text{Equação 2.10}$$

$$\frac{C}{C_0} = A_p \cdot t^k \quad \text{Equação 2.11}$$

$$\frac{C - C^*}{C_0 - C^*} = e^{-k \cdot t} \quad \text{Equação 2.12}$$

$$\frac{C - C^*}{C_0 - C^*} = \frac{4 \cdot a \cdot e^{1/2d}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}} \quad \text{Equação 2.13}$$

$$\frac{C - C^*}{C_0 - C^*} = \frac{1}{\left(1 + k \cdot \frac{t}{N}\right)^N} \quad \text{Equação 2.14}$$

sendo:

$A_*$  = coeficientes da equação;

$k_*$  = coeficiente de degradação;

$t$  = tempo de retenção hidráulica;

$a = \sqrt{1 + 4 \cdot k \cdot t \cdot d}$ ;

$N$  = número de células.

## 2.4. Análises Estatísticas

### 2.4.1. Análise de Agrupamento

A análise de agrupamento (*Cluster Analysis*) tem como objetivo dividir um conjunto de observações em grupos homogêneos, segundo algum critério conveniente de similaridade. Assim, os elementos pertencentes a um mesmo grupo serão homogêneos (similares) entre si, com respeito a certas características medidas, enquanto que os pertencentes a grupos diferentes deverão ser heterogêneos entre si em relação às mesmas características (Mingoti, 2013).

Essa análise está presente em estudos de diversas áreas, como em ecologia, psicologia, pesquisa de mercado, geoquímica, ergonomia, geografia, medicina, psiquiatria, sociologia, geologia, sensoriamento remoto, economia e engenharia (Mingoti, 2013) e já foi utilizada por Souza et al. (2005) e Rodrigues et al. (2002) para estudos de divergência genética; por Melo Júnior et al. (2005) e Lyra et al. (2006) em estudos de climatologia. Matos Júnior et al. (1999) compararam curvas de maturação de laranjas e Peternelli et al. (2005) compararam modelos logísticos através da análise de agrupamento.

Se for considerado que para cada elemento amostral têm-se informações de  $p$ -variáveis armazenadas em um vetor, a comparação de diferentes elementos amostrais poderá ser feita através de medidas matemáticas (métricas), que possibilitem a comparação de vetores, como as medidas de distância. Assim, podemos calcular as distâncias entre os vetores (observações dos elementos amostrais) e agrupar aqueles de menor distância (Mingoti, 2013).

O processo de agrupamento pode ser sintetizado em cinco etapas: (i) a escolha da medida de dissimilaridade; (ii) escolha do método de agrupamento (hierárquico ou não-

hierárquico); (iii) escolha do tipo de agrupamento para o método escolhido; (iv) determinação do número de grupos; e (v) interpretação do resultado do agrupamento (Gnanadesikan, 1997).

Assim, para iniciar o processo é necessário decidir até que ponto dois elementos do conjunto de dados podem ser considerados como semelhantes (Mingoti, 2013). Para isso é preciso determinar uma medida de proximidade, a qual pode ser classificada como medidas de similaridade ou dissimilaridade (Khatree e Naik, 2000). Nas medidas de dissimilaridade quanto menor os seus valores, mais similares serão os elementos comparados; enquanto quão maiores forem os valores de similaridade, mais parecidas serão as observações (Mingoti, 2013).

O conceito mais utilizado é o de dissimilaridade (Mardia et al., 1997), sendo as principais medidas a distância euclidiana, a distância euclidiana média e a distância de Mahalanobis (Mingoti, 2013).

Dos métodos de agrupamento, os mais utilizados são os hierárquicos e os de otimização. O agrupamento hierárquico talvez seja o mais antigo; neste, inicialmente, cada observação é considerada como um grupo isolado, e esses grupos são unidos em casa passo do processo, formando novos grupos até que se tenha um único grupo (Mingoti, 2013).

Dentre os métodos de agrupamento mais utilizados encontram-se: do vizinho mais próximo (*single linkage*); do vizinho mais distante (*complete linkage*); da média das distâncias (*average linkage*); do centroide (*centroid method*); e de Ward (*Ward's method*) (Mingoti, 2013).

O método *Ward* foi proposto por Ward (1963) e também denominado de "Mínima variância". Nesse método os grupos são formados pela maximização da homogeneidade dentro dos grupos. A soma de quadrados dentro dos grupos é usada como medida de homogeneidade, isto é, esse método tenta minimizar a soma de quadrados dentro do grupo (Sharma, 1996).

Uma questão de importância é como se deve proceder para escolher o número de grupos que define a partição do conjunto de dados analisados. Algumas medidas estatísticas podem ajudar a resolver essa questão, como a soma de quadrados entre grupos, a correlação semiparcial, o desvio padrão conjunto de todas as variáveis que formam o grupo e a distância entre grupos, além da análise do nível de similaridade, da estatística pseudo F, da estatística

pseudo  $T^2$ , do *Cubic Clustering Criterium* (CCC) e da estatística de *Rand* (Khatree e Naik, 2000; Mingoti, 2013; Sharma, 1996; Chae et al., 2006).

Assim formam-se os grupos, e inicia-se a interpretação dos resultados obtidos.

#### 2.4.2. Comparação dos Modelos

As equações a serem ajustadas são não lineares. A regressão não linear é uma poderosa ferramenta de análise que pode ajustar qualquer curva. Porém não é possível calcular um  $R^2$  válido para esse tipo de regressão, uma vez que pesquisas em literatura apontam que esse seria um indicador de qualidade de ajuste estatístico inválido (Frost, 2014).

O  $R^2$  é baseado no pressuposto fundamental de que se está ajustando um modelo linear. Para modelos lineares, a soma do quadrado dos erros é sempre feita de uma forma específica: a variância do modelo de regressão somada à variância do erro resultando na variância total (Equação 2.15).

$$SS\text{-regressão} + SS\text{-erro} = SS\text{-total} \quad \text{Equação 2.15}$$

Assim, tem-se a Equação 2.16.

$$R^2 = \frac{SS\text{-regressão}}{SS\text{-total}} \times 100 \quad \text{Equação 2.16}$$

em que  $R^2$  varia entre 0 e 100%.

Em regressões não lineares, a variância do modelo de regressão somada à variância do erro não resulta na variância total, invalidando o uso do  $R^2$  para modelos não lineares, uma vez esse valor não se encontrará na faixa de 0 a 100%.

Spiess e Neumeier (2010) reproduziram diversas simulações que demonstram como usar o  $R^2$  para avaliar o ajuste de modelos não lineares levam a conclusões incorretas. Especificamente esse estudo apresenta os seguintes apontamentos:

- $R^2$  tende a ser uniformemente alto tanto para bons ajustes, quanto para ruins;
- $R^2$  e  $R^2$  ajustado nem sempre aumentam para modelos não lineares melhores;
- Usar  $R^2$  e  $R^2$  ajustado para escolha final de um modelo conduz ao modelo correto em apenas 28 a 43% das vezes.

Adicionalmente, Spiess e Neumeier (2010) concluíram que embora seja frequentemente utilizado nos campos de farmacologia e bioquímica, o  $R^2$  é uma medida desfavorável para descrever a validade de um ajuste não linear. As simulações realizadas por esses autores mostraram que os coeficientes AIC (*Akaike Information Criterion*), BIC (*Bayesian Information Criterion*) e AICc (*Akaike Information Criterion Corrected*) apresentam desempenhos significativamente melhores.

Outro estimador utilizado para substituir o  $R^2$  e  $R^2$  ajustado é o erro padrão da regressão (*standard error of the regression – SE*), que representa a distância média observada entre os dados e a linha de regressão.

## 2.5. Referências

Afferden VAN, M.; Cardona, J.A.; Rahman, K.Z.; Daoud, R.; Headley, T.; Kilani, Z.; Subah, A.; Mueller, R. A. *A step towards decentralized wastewater management in the Lower Jordan Rift Valley*. *Water Science Technology Water Supply* 10, p. 181-192, 2010.

Arceivala, S.J. *Wastewater Treatment and disposal*. Marcel Dekker, New York, 1981.

Avelar, F.F. *Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com mentha aquática no tratamento de esgoto sanitário*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG – Brasil, 2012.

Babatunde, A.O.; Zhao, Y.Q.; Zhao, X.H. *Alum sludge-based constructed wetland system for enhanced removal of P and OM from wastewater: concept, design and performance analysis*. *Bioresource Technology* 101, p. 6576-6579, 2010.

Bachand, P.A.M., Horne, A.J., *Denitrification in constructed free water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study*. *Ecological Engineering* 14, p. 9-15, 2000.

Batchelor, A.; Loots, P. *A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning*. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p. 337-343, 1997.

Bavor, H.J., Roser, D.J., McKersie, S.A., Breen, P. *Joint Study on Sewage Treatment Using Shallow Lagoon – Aquatic Plant Systems*. Sydney, Water Research Laboratory, Hawkesbury Research Laboratory CSIRO, Centre for Irrigation and Freshwater Research, 1988.

Bieker, S.; Cornel, P.; Wagner, M. *Semicentralised supply and treatment systems: integrated infrastructure solutions for fastgrowing urban areas*. *Water Science Technology* 61, p. 2905-2913, 2010.

Borges, A.C.; Calijuri, M.C.; Matos, A.T.; Queiroz, M.E.L.R. *Horizontal subsurface flow constructed wetlands for mitigation of ametryn-contaminated water*. *Water SA*, v. 35, n. 4, p. 441-446, 2009.

Brasil, M.S. *Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG – Brasil. p. 1-174, 2005.

Brasil, M.S.; Matos, A.T.; Silva, C.M.; Cecon, P.R.; Soares, A.A. *Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow*. *Agrartechnische Forschung Agricultural Engineering Research*, v. 13, n. 2, 2007.

Chae, S.S.; Dubien, J.L.; Warde, W.D. *A method of predicting the number of cluster using Rand's statistic*. *Computacional Statistics & Dara Analysis*, v. 50, p. 3531-3546, 2006.

Chung, G.; Lansley, K.; Blowers, P.; brooks, P.; ELA, W.; Stewart, S.; Wilson, P. *A general water supply planning model: evaluation of decentralized treatment*. *Environmental Modelling & Software* 23, p. 893-905, 2008.

Costa, S.M.P. *Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em “wetlands” construídos*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP. Campinas, SP – Brasil. p. 1-119, 2004.

Crites, R.; Tchobanoglous, G. *Small and decentralized wastewater management systems*. Singapore: Mc Graw Hill Inc. p 1-1084, 1998.

Fia, R.; Matos, A.T. de; Queiroz, M.E.L.R. de; Cecon, P.R.; Fia, F.R.L. *Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro*. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010.

Frost, J. *Why there is no R-squared for nonlinear regression?* The Minitab Blog, 2014.

Gikas, P.; Tchobanoglous, G. *The role of satellite and decentralized strategies in water resources management*. *Journal Environmental Management* 90, p. 144-152, 2009.

Giraldi, D., de'Michieli Vitturi, M., Iannelli, R. *FITOVERT: a dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands*. Environmental Modelling & Software 25, p. 633-640, 2010.

Gnanadesikan, R. *Methods for Statistical Data Analysis of Multivariate Observations*. 2nd ed. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, INC. New York, 1997.

Hamersley, M.R., Howes, B.L. *Control of denitrification in a septage-treating artificial wetland: the dual role of particulate organic carbon*. Water Research 36, p. 4415-4427, 2002.

Horn, T.B.; Zerwes, F.V.; Kist, L.T.; Machado, E.L. *Constructed wetland and photocatalytic ozonation for university sewage treatment*. Ecological Engineering 63, 134-141, 2014.

Huang, X.; Liu, C.; Li, K.; Su, G.; Liu, L. *Performance of vertical up-flow constructed wetlands on swine wastewater containing tetracyclines and tet genes*. Water Research, v. 70. p 109-117, 2015.

IWA. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, desing and operation*. Scientific and Technical Report n. 8. London: IWA Publishing, 2000.

Kadlec, R.H. *The inadequacy of first-order treatment wetlands models*. Ecological Engineering 15, 105-119, 2000.

Kadlec, R.H.; Knight, R.L. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla. 1996.

Kadlec, R.H.; Wallace, S.D. *Treatment wetlands*. 2nd ed. Florida: CRC Press, p. 1-1016, 2008.

Khatree, R.; Naik, D.N. *Multivariate data reduction and discrimination with SAS software*. New York: John Wiley and Sons, 2000.

Kipasika, H.J.; Buza, J.; Lyimo, B.; Miller, W.A.; Njau, K.N. *Efficiency of a constructed wetland in removing microbial contaminants from pre-treated municipal wastewater*. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C. v. 72. p. 68-2, 2014.

Langergraber, G., Simunek, J. *Modelling variably saturated water flow and multi component reactive transport in constructed wetlands*. Vadose Zone Journal 4 (4), p. 924-938, 2005.

Langergraber, G.; Giralardi, D.; Mena, J.; Meyer, D.; Peña, M.; Toscano, A.; Brovelli, A.; Korkusuz, E.A. *Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands*. Science of the Total Environment 407 (13), p. 3931-3943, 2009.

Lavrova, S.; Koumanova, B. *Influence of recirculation in lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate*. Bioresource Technology 101, p. 1756-1761, 2010.

Li, Y.; Deletic, A.; Fletcher, T.D. *Modelling wet weather sediment removal by stormwater constructed wetlands: Insights from a laboratory study*. v. 338, n. 3-4. p. 285-296, 2007.

Libralato, G.; Ghirardini, A.V.; Avezù, F. *To centralize or decentralize: an overview of the most recent trends in wastewater treatment management*. Journal of Environmental Management 94, p. 61-68, 2012.

Lyra, G.B.; Garcia, B.I.L.; Piedade, S.M. de S.; Sedyama, G.C.; Sentelhas, P.C. *Regiões homogêneas e funções de distribuição de probabilidade da precipitação pluvial no estado de Táchira, Venezuela*. Pesquisa agropecuária brasileira, v. 41, n. 2, p. 205-215, 2006.

Mangangka, I.R.; Liu, A.; Egodawatta, P.; Goonetilleke, A. *Sectional analysis of stormwater treatment performance of a constructed wetland*. Ecological Engineering, v. 77, p. 172-179, 2015.

Manyin, T.; Williams, F.M.; Stark, L.R. *Effects of iron concentration and flow rate on treatment of coal mine drainage in wetland mesocosms: An experimental approach to sizing of constructed wetlands*. Ecological Engineering. v. 9, n. 3-4, 1997.

Mardia, K.V.; Kent, J.T.; Bibby, J.M. *Multivariate analysis*. New York: Academic Press. 1997.

Massoud, M.A.; Tarhini, A.; Nasr, J.A. *Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries*. Journal of Environmental Management 90, p. 652-659, 2009.

Matos Júnior, D.; Gonzales, A.F.; Pompeu Júnior, J.; Parazzi, C. *Avaliação de curvas de maturação de laranjas por análise de agrupamento*. Pesquisa agropecuária brasileira, v. 34, n. 12, p. 2203-2209, 1999.

Matos, A.T. *Tratamento e disposição final de águas residuárias e resíduos sólidos*. Sério: Caderno Didático. Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, UFV, p. 1-174, 2011.

Matos, A.T.; Abrahão, S.S.; Pereira, O.G. *Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (Cynodon spp.) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios*. Revista Ambiente e Água, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

Matos, A.T.; Freitas, W.S.; Brasil, M.S.; Borges, A.C. *Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos*. Engenharia Agrícola, v. 30, n. 3, p. 518-526, 2010b.

Matos, A.T.; Freitas, W.S.; Lo Monaco, P.A.V. *Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura*. Ambi-Água, v. 5, p. 119-132, 2010a.

Mayo, A.W., Bigambo, T. *Nitrogen transformation in horizontal subsurface-flow constructed wetlands I: model development*. Physics and Chemistry of the Earth 30, p. 658-667, 2005.

McCarthy, G.; Lawlor, P.G.; Harrington, C.; Gardiner, G.E. *Microbial removal from the separated liquid fraction of anaerobically digested pig manure in meso-scale integrated constructed wetlands*. Bioresource Technology, v. 102, n. 20, p. 9425- 9431, 2011.

Melo Júnior, J.C.F. de; Sedyama, G.C., Ferreira, P.A.; Leal, B.G. *Determinação de regiões homogêneas quanto a distribuição de frequência de chuvas no leste do estado de Minas Gerais*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 10, n. 2, p. 408-416, 2005.

Mingoti, S.A. *Análise de dados através de métodos de estatística multivariada, uma abordagem aplicada*. Editora UFMG. Belo Horizonte, 2013.

Mitchell, C.; McNevin, D. *Alternative analysis of BOD removal in surface flow constructed wetlands employing Monod kinetics*. Water Research 35, p. 1295-1303, 2001.

Morand, P.; Robin, P.; Escande, A.; Picot, B.; Pourcher, A.; Jiangping, Q.; Yinsheng, L.; Hamon, G.; Amblard, C.; Luth; Fievet, S.; Oudart, D.; Quééré, C.P.L.; Cluzeau, D.; Landrain, B. *Biomass production and water purification from fresh liquid manure – Use of vermiculture, macrophytes ponds and constructed wetlands to recover nutrients and recycle water for flushing in pig housing*. Procedia Environmental Sciences, v, 9, p 130-139, 2011.

Nicomrat, D.; Dick, W.A.; Dopson, M.; Touvinen, O.H. *Bacterial phylogenetic diversity in a constructed wetland system treating acid coal mine drainage*. Soil Biology and Biochemistry, v. 40, n. 2. p. 312-321, 2008.

ONU – Organização das Nações Unidas. *Objetivos de Desenvolvimento do Milênio das Nações Unidas*. ONU, New York, 2010.

Otterpohl, R.; Braun, U.; Oldenburg, M. *Innovative technologies for decentralized wastewater management in urban and peri-urban areas*. Water Science Technology 48 (11), p. 23-32, 2003.

Parkinson, J.; Tayler, K. *Decentralized wastewater management in periurban areas in low-income countries*. Environmental Urban 15 (1), p. 75-90, 2003.

Peternelli, L.A.; Cecon, P.R., Peternelli, E.F.O.; Souza, E.F.M.; Leite, M.S.O. *Heurística do uso da análise de agrupamento para comparação de modelos de regressão*. In: RBRAS, 50, Londrina, 2005.

Reed, S.C.; Crites, R.W.; Middlebrooks, E.J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. p. 1-435, 1995.

Reilly, J.F., Horne, A.J., Miller, C.D. *Nitrate removal from a drinking water supply with large free surface constructed wetlands prior to groundwater recharge*. Ecological Engineering 14, p. 33-47, 2000.

Rodrigues, L.S.; Antunes, I.F.; Teixeira, M.G.; Silva, J.B. da. *Divergência genética entre cultivares locais e cultivares melhoradas de feijão*. Pesquisa agropecuária brasileira, v. 37, n. 9, p. 1275-1284, 2002.

Rousseau, D.P.L.; Vanrolleghem, P.A.; Pauw, N.D. *Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review*. Water Research, v. 38, p. 1484-1493, 2004.

Seidenstat, P.; Haarmeyer, D.; Hakim, S. *Reinventing Water and Wastewater Systems: Global Lessons for Improving Water Management*. New York: John Wiley & Sons, 2003.

Sharma, S. *Applied multivariate techniques*. New York: John Wiley & Sons. 1996

Shepherd, H.L.; Tchobanoglous, G.; Grismer, M.E. *Time-dependent retardation model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery wastewater treatment*. Water Environmental Research, v. 73 (5). p. 597- 606, 2001.

Shpigel, M.; Bem-Ezra, D.; Shauli, L.; Sagi, M.; Ventura, Y.; Samocha, T.; Lee, J.J. *Constructed wetland with Salicornia as a biofilter for mariculture effluents*. Aquaculture, v. 412-413, p. 52-63, 2013.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Série Histórica: Cidades. 2013. Disponível em: <http://www.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 23/11/2015.

Souza, F.F.; Queiróz, M.A.; Dias, R.S.C. *Divergência genética em linhagens de melância*. Horticultura Brasileira, v. 23, p. 179-183, 2005.

Spiess, A. e Neumeyer, N. *An evaluation of  $R^2$  as an inadequate measure for nonlinear models in pharmacological and biochemical research: a Monte Carlo approach*. BMC Pharmacology, 10:6, 2010.

Turker, O.C.; Ture, C.; Bocuk, H.; Çiçek, A.; Yakar, A. *Role of plants and vegetation structure on boron (B) removal process in constructed wetlands*. Ecological Engineering, v. 88, p. 143-152, 2016.

UFRRJ – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. *Mapa mental dos problemas do esgoto*, 2005. Disponível em: <http://www.ufrrj.br/institutos/it/de/acidentes/mma13.htm>. Acesso em 23/09/2015.

U. S. EPA – United States Environmental Protection Agency. *Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment: A Design Manual*. Cincinnati, Ohio, 1988.

Valentim, M.A.A. *Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, p. 1-233, 2003.

Villaseñor, J.; Mena, J.; Fernández, F.J.; Gómez, R.; Lucas, A. de. *Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period*. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, Mortimer House, p. 37-41 Mortimer Street, London W1T 3JH, UK, 2011.

Von Sperling, M. *Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos*. Editora UFMG, Belo Horizonte, MG. p. 1-211. 2014

Von Sperling, M.; Paoli, A.C. de. *First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands*. *Ecological Engineering*, v. 57, p 205-209, 2013.

Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., Mander, U. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. In: Verhoeven, J.T.A., Beltman, B., Bobbink, R., Whigham, D.F. (Eds.), *Wetlands and Natural Resource Management*, v. 190, p. 69-96, 2006.

Vymazal, J., Kröpfelová, L. *Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review of the field experience*. *Science Total Environmental*, v. 407, p. 3911-3922, 2009.

Wang, Y.; Zhang, J., Kong, H., Inamori, Y., Xu, K., Inamori, R., Kondo, T. *A simulation model of nitrogen transformation in reed constructed wetlands*. *Desalination* 235 (1-3), p. 93-101, 2009.

Ward, J.H. *Hierarchical grouping to optimize an objective function*. *Journal of the American Statistical Association*, v. 58, p. 236-244, 1963.

WetlandInfo. *Constructed wetlands and rehabilitation*. Department of Environment and Heritage Protection, Queensland, Australia, 2014.

Wieder, R.K.; Lang, G.E. *A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags*. *Ecological Society of America. Ecology*, 63 (6), p. 1636-1642, 1982.

### 3. Artigo Técnico-Científico

#### 3.1. Introdução

As tecnologias utilizadas nos sistemas de tratamento descentralizado devem ser eficientes, além de apresentarem simplicidade operacional e de manutenção e aceitação pelas partes interessadas (Chung et al., 2008; Afferden et al., 2010). São exemplos dessas tecnologias as lagoas de estabilização, a disposição controlada no solo e em sistemas alagados construídos (SACs).

SACs são sistemas de tratamento de águas residuárias em lagos ou canais artificiais, com profundidade inferior a um metro, em que os microrganismos presentes no meio criam condições favoráveis para o tratamento das mesmas, podendo, ou não, ser utilizados para cultivo de plantas aquáticas. São sistemas que separam e transformam os poluentes por mecanismos físicos, químicos e biológicos, que podem ocorrer simultaneamente ou sequencialmente, enquanto a água residuária flui através do sistema (U. S. EPA, 1999).

A presença de macrófitas é uma das características mais notáveis dos SACs e os efeitos mais importantes dessas nesse tipo de sistema de tratamento são: os efeitos físicos do tecido vegetal; a redução na velocidade do vento, que permite a sedimentação de sólidos em suspensão e previne a ressuspensão (Pettecrew e Kalff, 1992; Sommer et al., 1996); o efeito de filtração (Cronk, 1996), servindo de superfície para microrganismos aderidos (Chappell e Goulder, 1994); e o metabolismo da planta, por meio da absorção e liberação de oxigênio a partir das raízes (Brix, 1994).

Para Kincanon e McAnally (2004), a capacidade de um SAC em remover poluentes é função das suas características físicas, químicas e biológicas. Estas características e o posterior desempenho do sistema podem ser descritos por meio de modelos matemáticos que, por sua vez, podem auxiliar na compreensão de como se processa a remoção de poluentes e a dinâmica desta remoção no sistema.

Os modelos mais comuns utilizados em projetos de SACs são aqueles que empregam equações de primeira ordem, que predizem um decaimento exponencial entre as concentrações de entrada e saída, sob condições permanentes do líquido residente (Rousseau et al., 2004).

Para Stein et al. (2006), o modelo de primeira ordem reúne as influências biológicas e físicas na remoção de matéria orgânica e as condensa em um único coeficiente ( $k$ ), com sua

utilização torna-se possível efetuar previsão sobre a concentração de matéria orgânica no efluente. Para a aplicação deste modelo, presume-se que as transformações químicas são irreversíveis, ocorrendo sob taxa de reação homogênea de primeira ordem. A cinética de primeira ordem de degradação (Equação 3.1) representa o modelo básico para modelagem de SACs, sendo amplamente empregada nos EUA (Metcalf e Eddy, 1991; U.S. EPA, 1993; Reed et al., 1995), Austrália (Mitchell e McNevin, 2001) e Europa (Cooper et al., 1996; Vymazal et al., 1998; Mitchell e McNevin, 2001).

$$\frac{C}{C_0} = e^{(-k \cdot t_h)} \quad \text{Equação 3.1}$$

sendo:

$C_0$  = concentração de MO afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$C$  = concentração de MO efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$k$  = coeficiente de remoção de MO ( $\text{d}^{-1}$ )

$t_h$  = tempo de retenção hidráulica (d)

Ao longo dos anos, com o objetivo de aproximar da realidade essas previsões, derivações da equação de primeira ordem surgiram, dentre essas se destacam a residual, a tipo sigmoidal e a de retardamento.

Reed et al. (1995) observaram que os efluentes de SACs terão tipicamente uma concentração de DBO variando entre 2 e 7  $\text{mg.L}^{-1}$ , em vez de zero, como preconizado pelo modelo. Kadlec e Knight (1996) sugeriram que essa concentração remanescente fosse incluída no modelo de primeira ordem como uma concentração de *background*  $C^*$  (fundo), porém eles recomendaram que esse valor seria provavelmente maior que 18,2  $\text{mg.L}^{-1}$ . Villaseñor et al. (2011) observaram valores entre 18 a 39  $\text{mg.L}^{-1}$  de DQO.

A ideia da inserção de uma concentração remanescente no modelo clássico de reator de escoamento em pistão, no entanto, não é nova. Registram-se estudos no quais essa alternativa foi usada na previsão de degradação de restos de material vegetal (Howard e Howard, 1974; Berg e Ekbohm, 1991; Berg, 2014) e no tratamento anaeróbico de efluentes com reatores em batelada (Ratusznei et al, 2003; Borges et al., 2004). Assim, conceitualmente, a concentração residual, e não de *background*, pode ser definida como a concentração que a partir de sua

obtenção, a taxa da reação seja zero, ou seja, é um valor de concentração residual ou recalitrante. Com isso, denominou-se nesse trabalho esse modelo “assintótico” como residual (Equação 3.2).

$$\frac{(C - C^*)}{(C_0 - C^*)} = e^{(-k \cdot t)} \quad \text{Equação 3.2}$$

sendo:

$$C^* = \text{concentração residual (mg.L}^{-1}\text{)}.$$

Considerando  $C^*/C_0 = R$ , e reagrupando os termos da Equação 3.2, tem-se a Equação 3.3.

$$\frac{C}{C_0} = (1 - R) \cdot e^{-k \cdot t} + R \quad \text{Equação 3.3}$$

Em busca de compreender melhor a dinâmica dos SACs, Brasil et al. (2007) sugeriram o acréscimo de um coeficiente empírico na equação de primeira ordem, surgindo, assim, outra variação, denominada neste estudo de modelo tipo sigmoidal (Equação 3.4). Embora o coeficiente  $n$  seja uma potência do tempo de retenção hidráulica, segundo os autores, sua inclusão se deve à necessidade de se considerar o aumento na resistência de degradação do material orgânico e que pode variar de acordo com as configurações do sistema, meio suporte e tipo de água residuária a ser tratada.

$$\frac{C}{C_0} = e^{(-k \cdot t^n)} \quad \text{Equação 3.4}$$

sendo:

$n$  = coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico (adimensional).

Sheppherd et al. (2001), de forma semelhante, entendem que à medida que a água residuária flui pelo SAC o coeficiente de degradação de matéria orgânica não permanece

constante, pois se acredita que no final do SAC restariam as partículas mais difíceis de serem degradadas. Assim eles propuseram uma mudança na forma de interpretação desse coeficiente, que passou a sofrer a influência de um coeficiente de retardamento (Equação 3.5), e, assim, a assumir diferentes valores ao longo do sistema, sendo o modelo denominado de modelo de retardamento (Equação 3.6).

$$k = \frac{k_0}{(b \cdot t_h + 1)} \quad \text{Equação 3.5}$$

sendo:

$k_0$  = constante de degradação inicial ( $d^{-1}$ )

$b$  = coeficiente de retardamento ( $d^{-1}$ )

$k$  = coeficiente de degradação em função do tempo ( $d^{-1}$ )

$$\frac{C}{C_0} = e \left[ \left( \frac{-k_0}{b} \right) \cdot \ln(b \cdot t_h + 1) \right] \quad \text{Equação 3.6}$$

O objetivo geral da pesquisa foi comparar equações de predição de decaimento de matéria orgânica para sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs) tratando esgoto sanitário, determinando qual modelo apresentou melhor ajuste, além de avaliar as variáveis de interesse do modelo selecionado.

### 3.2. Material e Métodos

Para o desenvolvimento do presente trabalho foram utilizadas informações de 42 SACs de escoamento horizontal subsuperficial utilizados no tratamento esgoto sanitário, operados em diferentes países. As características analisadas para cada um deles foram: a estação do ano na qual o experimento foi conduzido; o tipo de água residuária afluenta (bruta ou tratada em nível primário); a vegetação (presente ou ausente); a carga orgânica volumétrica total aplicada ( $COV_t$ ); o tempo de retenção hidráulica ( $t_h$ ); o comprimento do SAC ( $L$ ); a relação comprimento/largura ( $L/B$ ); a concentração afluenta de demanda química de oxigênio ( $C_0$ );

o tipo de substrato do meio poroso (cascalho; brita; areia de rio; escória de aciaria); e a eficiência de tratamento, representada pela fração remanescente relativa ( $C/C_0$ ).

As características dos SACs encontram-se apresentados na Tabela A-1 (Apêndice).

Nos trabalhos de Badkoubi et al. (1998), Chagas et al. (2011), Konnerup et al. (2009), Langergraber et al. (2009), Villaseñor et al. (2011) e Trang et al. (2010), os dados de relação de concentração efluente e afluente e  $t_h$  foram extraídos de gráficos. Para obtenção desses dados foi utilizada a ferramenta *Digitizer* do *software* OriginPro versão 9.0. Os demais dados foram obtidos em tabelas apresentadas nos respectivos trabalhos.

Os dados obtidos de  $C/C_0$  junto com o  $t_h$  foram utilizados para obtenção do coeficiente de remoção de matéria orgânica ( $k$ ), do coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico ( $n$ ) e do coeficiente de retardamento ( $b$ ). Os ajustes foram feitos utilizando-se o *software* OriginPro versão 9.0, pelo método dos quadrados mínimos generalizados para modelos de regressão não-linear via algoritmo de Levenberg Maquardt. Este algoritmo fornece uma solução numérica para o problema de minimização da função não-linear e dependente de diversas variáveis. Tal método é derivado do algoritmo de interpolação, do algoritmo de Gauss-Newton e do algoritmo de gradiente.

Foram realizadas análises de agrupamento (*Cluster Analysis*) com o intuito de identificar grupos de SACs similares com base nas estimativas dos parâmetros  $k$ ,  $n$  e  $b$ . O agrupamento foi baseado no conceito de dissimilaridade, utilizando a medida de média euclidiana e o método hierárquico de *Ward* para obtenção de cinco grupos com base na análise gráfica dos dendrogramas. A análise de agrupamento também foi realizada no *software* OriginPro versão 9.0.

Os dados foram agrupados das seguintes formas:

- (i) utilizando os valores de  $k$  obtidos para o modelo de primeira ordem;
- (ii) utilizando os valores de  $k$  obtidos para o modelo tipo sigmoidal;
- (iii) utilizando os valores de  $k$  obtidos para o modelo residual;
- (iv) utilizando os valores de  $k$  obtidos para o modelo de retardamento;
- (v) utilizando os valores de  $k$  obtidos para todos os modelos;
- (vi) utilizando os valores de  $k$  e  $n$  obtidos para o modelo tipo sigmoidal;
- (vii) utilizando os valores de  $n$  obtidos para o modelo tipo sigmoidal;
- (viii) utilizando os valores de  $k$  e  $b$  obtidos para o modelo de retardamento;

(ix) utilizando os valores de b obtidos para o modelo de retardamento;

A análise de agrupamento também foi realizada com os avaliadores de qualidade do ajuste dos modelos (Critério de Informação de Akaike – AIC e Erro Padrão da Regressão – SE) a fim de identificar quais modelos são mais plausíveis para cada grupo de SACs.

(x) utilizando os valores de AIC obtidos para o modelo de primeira ordem;

(xi) utilizando os valores de AIC obtidos para o modelo tipo sigmoidal;

(xii) utilizando os valores de AIC obtidos para o modelo residual;

(xiii) utilizando os valores de AIC obtidos para o modelo de retardamento;

(xiv) utilizando os valores de SE obtidos para o modelo de primeira ordem;

(xv) utilizando os valores de SE obtidos para o modelo tipo sigmoidal;

(xvi) utilizando os valores de SE obtidos para o modelo residual;

(xvii) utilizando os valores de SE obtidos para o modelo de retardamento;

Por fim, a análise de agrupamento foi aplicada às características  $COV_t$  e  $t_h$  com o objetivo de verificar a existência de faixas de valores que expliquem o comportamento dos coeficientes ajustados.

(xviii) utilizando os valores de  $COV_t$  e  $t_h$  de cada SAC;

(xix) utilizando os valores de  $t_h$  de cada SAC;

(xx) utilizando os valores de  $COV_t$  de cada SAC.

Com base nesta análise de agrupamento supracitada, foram realizadas comparações de modelos a fim de determinar qual modelo ajustou melhor para cada um dos grupos. Estas comparações foram realizadas por meio do erro padrão da regressão (*standard error of the regression* – SE) como medida de quão bem o modelo se ajusta aos dados. Para esse estimador, valores menores são melhores, pois indicam que as observações estão mais próximas da linha ajustada.

Apesar de terem sido obtidos, os tradicionais  $R^2$  e  $R^2$  ajustado não foram utilizados uma vez que Spiess e Neumeyer (2010) concluíram através de simulações que, embora sejam frequentemente utilizados, tais valores são uma medida desfavorável para descrever a validade de um ajuste não linear, podendo conduzir a escolha final do modelo correto em apenas 28 a 43% das vezes. Também descartou-se a utilização do AIC (*Akaike Information Criterium*), uma vez que não foi possível obter tal valor para todos os SACs analisados.

Por fim, foram plotados os valores dos coeficientes do modelo que apresentou melhor ajuste em função das demais variáveis de projeto e ajustadas as linhas de tendência para auxiliar na identificação do comportamento dos coeficientes em função das variáveis, para cada um dos cinco grupos. Para essas tendências não foram realizadas análises estatísticas, pois os dados apresentaram ampla variabilidade.

Na Figura 3.1 encontra-se o fluxograma resumindo as etapas do presente trabalho.

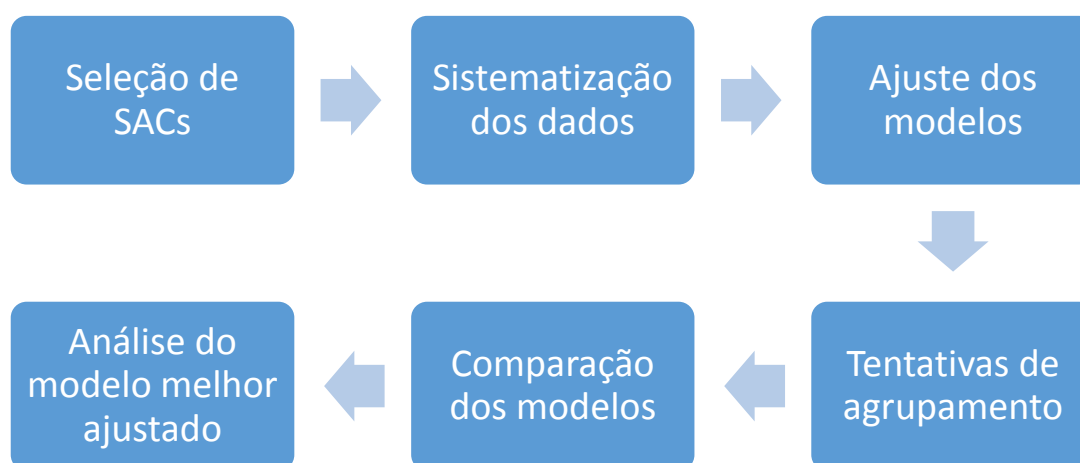


Figura 3.1. Fluxograma das etapas executadas no trabalho

### 3.3. Resultados e Discussão

O coeficiente de remoção de matéria orgânica ( $k$ ), assim como o coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico ( $n$ ) e o coeficiente de retardamento ( $b$ ) encontram-se apresentados na Tabela A-2 (Apêndice).

Não se observou nenhuma relação entre os grupos formados pelos agrupamentos ( $i$ ) a ( $xvii$ ) e as características dos SACs; assim realizaram-se os agrupamentos ( $xviii$ ), ( $xix$ ) e ( $xx$ ) em que se notou a formação de faixas de valores das características agrupadas bem definidas. Observando tais grupos constatou-se que a presença dos valores de  $t_h$  não influenciou no agrupamento ( $xviii$ ), dessa forma optou-se por utilizar os grupos obtidos pelo agrupamento ( $xx$ ), baseado nos valores de  $COV_t$  aplicada em cada SAC.

Os grupos formados pela análise de agrupamento, assim como as respectivas faixas de  $COV_t$  e o número de elementos de cada grupo encontram-se apresentados na Tabela 3.1. O dendrograma obtido a partir agrupamento encontra-se no apêndice (Figura A-1).

**Tabela 3.1. Resultado do agrupamento, faixas de carga orgânica volumétrica total e o número de elementos em cada grupo**

<b>Grupo</b>	<b>Faixa COV<sub>t</sub></b>	<b>Elementos</b>
1	4 - 43	14
2	60 - 92	10
3	107 - 118	4
4	158 - 211	8
5	253	6

COV<sub>t</sub>: carga orgânica volumétrica total (g.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> de DQO)

Utilizando-se o SE determinou-se, dentro de cada grupo, o modelo que apresentou, em maior número de vezes, o melhor ajuste (Tabela 3.2). Na Tabela A-3 (Apêndice) encontram-se apresentados os valores de SE para cada um dos SACs e modelos avaliados.

**Tabela 3.2. Primeiro e segundo melhores modelos para cada grupo, segundo o SE, e as respectivas faixas**

<b>Grupo</b>	<b>Melhor Modelo - SE</b>			
	<b>1º</b>	<b>Faixa SE</b>	<b>2º</b>	<b>Faixa SE</b>
1	Primeira Ordem	0,00013 - 0,13863	Sigmoidal	0,00013 - 0,23896
2	Sigmoidal	0,01263 - 0,09233	Residual	0,00501 - 0,69888
3	Sigmoidal	0,01592 - 0,07601	-	-
4	Sigmoidal	0,01912 - 0,27059	Primeira Ordem	0,04992 - 0,51725
5	Sigmoidal	0,02668 - 0,06458	Primeira Ordem	0,05274 - 0,10193

SE – erro padrão da regressão

O modelo de retardamento (Shepherd et al., 2001), apesar de ser de concepção promissora, não se destacou, sobressaindo apenas para 1 dos 42 SACs avaliados.

Na validação do modelo citado, os autores usaram 4 SACs idênticos e obtiveram bons ajustes, com o coeficiente b variando dentro de uma faixa estreita (0,73 a 5,91 d<sup>-1</sup>). Já no presente estudo, provavelmente devido à grande variabilidade dos dados trabalhados – 42 diferentes SACs – observou-se uma ampla variação no coeficiente b (10<sup>-9</sup> a 78000 d<sup>-1</sup>), o que pode ter refletido no baixo desempenho do modelo quando comparado aos demais.

Em todas as análises realizadas o modelo que se destacou apresentando melhor ajuste para a maioria dos SACs foi o modelo tipo sigmoidal.

Brasil et al. (2007), usando o modelo aqui chamado de sigmoidal, afirmam que o coeficiente n, que representa o aumento da resistência do material remanescente, contorna inconveniências como a mudança da degradabilidade ao longo dos SACs e também mudanças no regime hidrodinâmico devido à fatores como formação de volume “morto” junto à zona radicular na planta (U.S. EPA, 2000), efeito da velocidade de deslocamento dos poluentes da água residuária (Kadlec, 2003) e dispersão dos poluentes no meio (Borin et al. 2004).

A magnitude do n é função tanto das variações do material orgânico recalcitrante como do grau de dispersão hidráulica do sistema (Brasil et al., 2007). As equações globais ajustadas para cada um dos grupos encontram-se na Figura A-2 (Apêndice).

Hom et al. (1972) utilizaram um modelo similar ao modelo tipo sigmoidal aqui apresentado, para estudar a cinética de desinfecção por cloro no meio (Equação 3.7).

$$\frac{dN}{dt} = -k \cdot N \cdot t^m \cdot C^n \quad \text{Equação 3.7}$$

em que:

$$\frac{dN}{dt} = \text{taxa de remoção de coliformes (NMP.L}^{-1}\text{.d}^{-1}\text{);}$$

$$N = \text{concentração de organismos (NMP.L}^{-1}\text{);}$$

k = coeficiente variando com a natureza e concentração do desinfetante ( $\text{mg}^{1-n} \cdot \text{L}^{n-1} \cdot \text{d}^{-1}$ );

$$C = \text{concentração de cloro (mg.L}^{-1}\text{);}$$

n = coeficiente de diluição (adimensional);

t = tempo de contato (d);

m = constante de reação cinética de ordem m (adimensional).

Fazendo  $m \neq 0$ ,  $n = 0$  e integrando a Equação 3.7, tem-se a Equação 3.8.

$$\frac{N}{N_0} = e^{\left(-k \cdot \frac{t^{m+1}}{m+1}\right)} \quad \text{Equação 3.8}$$

em que:

$N_0$  = concentração de organismos no tempo inicial ( $\text{NMP.L}^{-1}$ );

N = concentração de organismos no tempo final ( $\text{NMP.L}^{-1}$ );

Se considerarmos  $m + 1 = m'$  e fazendo  $N = C$ , tem-se a Equação 3.9.

$$\frac{C}{C_0} = e^{\left(-k \cdot \frac{t^{m'}}{m'}\right)} \quad \text{Equação 3.9}$$

Fazendo os ajustes da Equação 3.9 com os dados utilizados na presente pesquisa tem-se que os valores de  $m'$  obtidos para a Equação 3.8 (Tabela A-4, Apêndice) e os valores de  $n$  para o modelo tipo sigmoidal apresentam correlação igual a 1,00; enquanto o valor do coeficiente  $k$ , obtido utilizando a Equação 3.9, é menor que o obtido para o modelo tipo sigmoidal, sendo que a relação entre eles igual ao coeficiente  $m'$ . Ou seja, se considerarmos o coeficiente  $k$  de Hom et al. (1972) dividido pelo coeficiente  $m'$  (Equação 3.10), temos o coeficiente  $k$  do modelo tipo sigmoidal:

$$\frac{k_{\text{Hom}}}{m'} = k_{\text{Sigmoidal}} \quad \text{Equação 3.10}$$

Substituindo a Equação 3.10 na 3.9 e considerando  $m' = n$ , tem-se a Equação 3.11.

$$\frac{C}{C_0} = e^{(-k_{\text{Sigmoidal}} \cdot t^n)} \quad \text{Equação 3.11}$$

Assim a Equação 3.11 é equivalente à Equação 3.4, por ser de concepção semelhante: Hom et al. (1972) consideravam a existência de um coeficiente que com o passar do tempo, reduzia a atuação do cloro na desinfecção bacteriana e, na equação de Brasil et al. (2007) essa redução ocorre na degradação do material orgânico presente na água residuária.

Os valores de  $m$  encontrados por Hom et al. (1972) variaram entre - 0,793 e - 0,243, convertendo-os para  $m'$  tem-se valores de  $n$  na faixa de 0,207 a 0,757. Na Tabela 3.3 apresentam-se as faixas de  $n$  encontradas para os grupos definidos anteriormente e na Tabela 2.4 valores de  $n$  encontrados, por diferentes autores, para SACs tratando água residuária de suinocultura (ARS).

Tabela 3.3. Faixas de n e as respectivas médias, médias geométricas e medianas

Grupo	n			
	Faixa	Média	Média Geométrica	Mediana
1	0,1076 - 1,0105	0,6012	0,5224	0,5396
2	0,2180 - 0,4634	0,3178	0,3061	0,2950
3	0,2144 - 0,4631	0,3516	0,3412	0,3634
4	0,2189 - 0,6160	0,4712	0,4519	0,5332
5	0,2057 - 0,3999	0,3407	0,3328	0,3578

n: coeficiente representativo do aumento da resistência a degradação do material orgânico

Tabela 3.4. Valores de n determinados por diferentes autores para SACs tratando água residuária de suinocultura

n	Autores			
	Ramos, 2011	Fia, 2009	Fia, 2012	Ribeiro, 2012
	0,86	0,13	0,44	0,37
	0,73	0,15	0,24	
	0,28	0,21		

n: coeficiente representativo do aumento da resistência a degradação do material orgânico

Os valores encontrados por Hom et al. (1972) e em literatura para o modelo tipo sigmoidal situam-se na mesma faixa, mostrando a tendência do coeficiente n apresentar um valor entre 0 e 1.

Marugán et al. (2008), citaram o modelo de Hom et al. (1972) apresentando-o como o modelo tipo sigmoidal, e concluem que para o caso de  $n = 1$ , a equação é simplificada tornando-se o modelo de primeira ordem; para  $n > 1$ , o modelo de Hom reproduz um gráfico côncavo para baixo (comportamento tipo *shoulder*); enquanto para  $n < 1$ , a equação reproduz um gráfico côncavo pra cima (comportamento tipo *tailing-off*) (Figura 2.2).

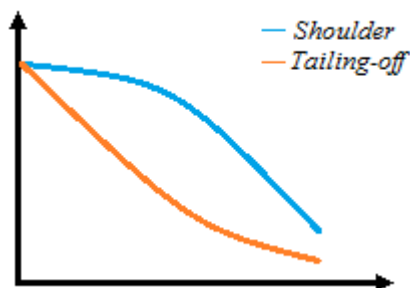


Figura 3.2. Ilustração do comportamento dos gráficos tipo *shoulder* e tipo *tailing-off*

Dos SACs citados na Tabela 3.3 apenas 1 apresentou valor de  $n$  ligeiramente superior a uma unidade (1,01), utilizando-se o *software* Excel aplicou-se o teste *Outlier Labeling Technique* para verificar se tal valor seria um *outlier*, o que não ocorreu, dessa forma não se pode ser descartado.

Na Tabela 3.4, todos os dados listados apresentam  $n < 1$ , assim como os valores obtidos por Hom et al. (1972). Com isso, o estilo do gráfico que retrata esta realidade é o *tailing-off* ( $n < 1$  – côncavo pra cima), em que a degradação é rápida inicialmente, seguida por uma diminuição da taxa, influenciada pelo coeficiente  $n$ , obtendo-se um planalto ou platô (Carson et al., 1972; Harakeh et al., 1985), demonstrando que, ao contrário do que se esperava, esse modelo não é representado pela curva de decaimento tipo sigmoideal, mas sim por uma curva de decaimento exponencial. Na verdade ele seria sigmoideal caso o gráfico apresentasse, simultaneamente, o estilo tipo *shoulder* e *tailing-off*, para tanto  $n$  deveria apresentar valores superiores aos obtidos na presente pesquisa.

Cerf (1977) explica que, para o caso em que  $n < 1$ , a curva de inativação de microrganismos por cloro pode ser explicada pela hipótese de que os indivíduos de uma população não são idênticos e que a resistência inerente a eles é distribuída de forma permanente (independente do tempo), ou pelo conceito mecanicista. Analogia semelhante pode ser feita para o caso do decaimento de matéria orgânica em SACs, uma vez que se trata da degradação de diferentes compostos orgânicos (proteínas, carboidratos, lipídeos, orgânicos persistentes) que, por sua vez, apresentam resistências à decomposição distintas. Assim, a princípio as substâncias menos resistentes se degradam com maior velocidade, e à medida que restam compostos mais recalcitrantes essa velocidade vai reduzindo até se tornar zero.

Casseles-Osorio e García (2006) comparando dois SACs, com escoamento horizontal subsuperficial, alimentaram um com glicose e o outro com amido, e não observaram eficiências de remoção de matéria orgânica distintas, concluindo que a natureza do composto orgânico aparenta ser indiferente quando relacionada com a eficiência do tratamento, podendo ser ele de rápida degradação, como a glicose, ou de lenta degradação, como é o caso do amido. Baseado nisso e nos valores de  $n$  apresentados nas Tabelas 3.3 e 3.4, acredita-se que o comportamento do coeficiente  $n$  não esteja relacionado com o tipo de água residuária a ser tratada.

### **3.3.1. Relação do Coeficiente n com Características dos SACs**

Foi realizado um estudo com o intuito de compreender melhor como o coeficiente n se relaciona com outras características dos SACs. Para tanto, utilizou-se as informações disponíveis sobre os SACs avaliados neste trabalho.

#### **3.3.1.1. Relação do Coeficiente n com o Coeficiente de Remoção de Matéria Orgânica (k)**

À medida que o coeficiente k aumenta, a tendência do coeficiente n é decrescer, como pode ser observado na Figura 3.3. Ribeiro (2012) encontrou o mesmo comportamento entre esses coeficientes para SACs tratando esgoto sanitário, assim como Fia (2009) e Fia et al. (2012) para SACs tratando água residuária de suinocultura e o mesmo pode ser encontrado por meio de simulações com os dados obtidos por Shepherd et al. (2001) no tratamento de vinhaça.

Essa tendência pode ser explicada devido ao fato de que quanto maior o coeficiente de remoção de matéria orgânica (k), mais matéria orgânica será degradada ao longo do sistema, atuando, assim, na redução da concentração de material orgânico presente nas porções a jusante do SAC, fazendo com que o coeficiente representativo do aumento da resistência do material a ser degradado (n) tenha menor peso. Mesmo sendo um material resistente, sua concentração será relativamente baixa, quando comparada com a concentração inicial do sistema, reduzindo a influência que o coeficiente n exerce sobre a taxa de remoção de matéria orgânica como um todo.

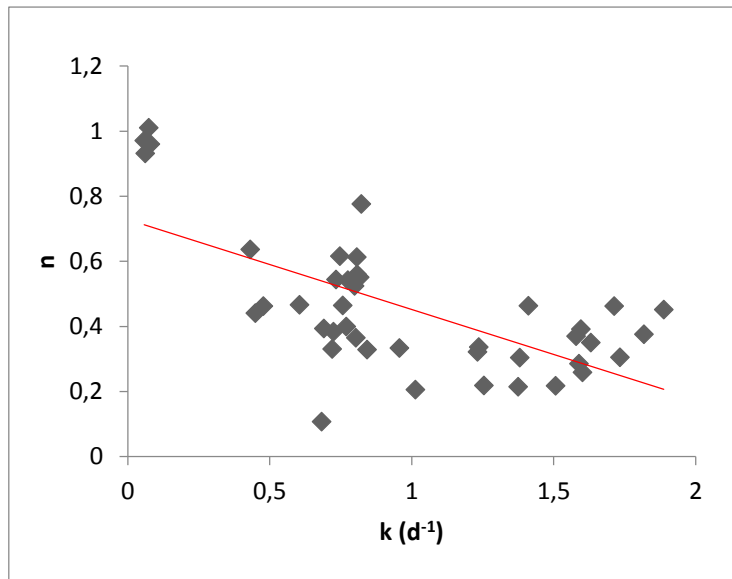


Figura 3.3. Relação entre o coeficiente n e k

### 3.3.1.2. Relação do Coeficiente n Com a Carga Orgânica Volumétrica Total ( $COV_t$ )

Na Tabela 3.5 encontram-se as faixas de n para cada grupo e o resultado do teste de Tukey, a 5% de significância, entre os grupos; aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk a 5% para verificar a normalidade dos dados.

Na Figura 3.4 tem-se a relação entre o coeficiente n e  $COV_t$ .

Tabela 3.5. Faixas de n e média por grupo e o resultado do teste de Tukey entre os grupos

Grupo	n	
	Faixa	Média
1	0,1076 - 1,0105	0,6012 a
2	0,2189 - 0,6160	0,3178 a
3	0,2180 - 0,4634	0,3516 a
4	0,2144 - 0,4631	0,4712 a
5	0,2057 - 0,3999	0,3407 a

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, a nível de 5% de significância, pelo teste de Tukey

n: coeficiente representativo do aumento da resistência a degradação do material orgânico

As médias de n para os grupos não diferem entre si, em nível de 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Como as faixas de n se sobrepõem, conclui-se que a variação da carga orgânica volumétrica total ( $COV_t$ ) aqui avaliada não influencia na magnitude do coeficiente n. Porém

existe a tendência de o coeficiente  $n$  decrescer à medida que se aumenta a  $COV_t$ , o que pode ser observado na Tabela 3.5, em que para o grupo 5 (maiores valores de  $COV_t$ ), a faixa de  $n$  é mais estreita quando comparada com o grupo 1 (menores valores de  $COV_t$ ). Ribeiro (2012) observou que menores valores de  $n$  influenciam na redução da eficiência de tratamento, à medida que se aumenta a carga afluyente de DQO no sistema, a eficiência na remoção de matéria orgânica diminui.

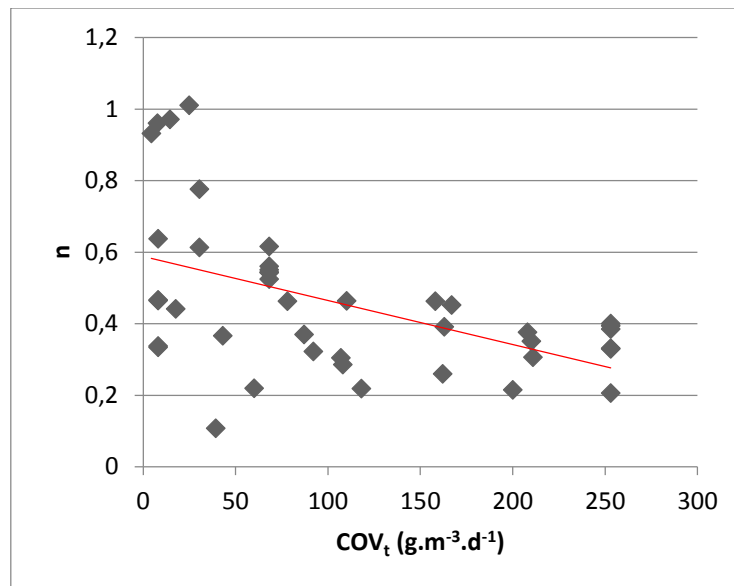


Figura 3.4. Relação entre o coeficiente  $n$  e  $COV_t$

A tendência entre o coeficiente  $n$  e a  $COV_t$  é inversamente proporcional, mostrando que o aumento da carga afluyente muda as condições do meio, fazendo com que os microrganismos, que a princípio eram considerados em abundância, se tornem fator limitante; enquanto o material orgânico, fator limitante para baixas cargas orgânicas, passa a estar em excesso no meio. Dessa forma acredita-se que existirá uma carga orgânica ótima na qual o SAC apresentará eficiência máxima, e acima desse valor de carga orgânica a eficiência do SAC reduzirá, uma vez que os microrganismos estarão em quantidade insuficiente para degradar todo o material ali presente. Fatores como concentração afluyente e condições climáticas influenciarão na carga orgânica ótima. Fia (2009) e Fia et al. (2012) também observaram redução no valor de  $n$  com o aumento da  $COV_t$ .

### 3.3.1.3. Relação do Coeficiente $n$ com a Concentração Inicial de DQO ( $C_0$ )

As hipóteses iniciais eram: (i) quanto mais alta a concentração inicial maior seria a relação DBO/DQO, sendo a água residuária muito degradável, assim o coeficiente  $n$  não apresentaria influência, sendo próximo a 1,0; (ii) da mesma forma, para concentrações iniciais baixas a relação DBO/DQO também seria baixa, assim a água residuária seria mais recalcitrante, sendo o coeficiente  $n$  baixo.

Como observado na Figura 3.5 a tendência de relação entre o coeficiente  $n$  e a concentração inicial de DQO ( $C_0$ ) é inversamente proporcional, refutando as hipóteses iniciais. Isso pode ter ocorrido pelo fato de que quanto maior a concentração inicial e, por conseguinte, maior a relação DBO/DQO, o material apesar de ser muito degradável é de natureza muito diversificada (lipídeos, carboidratos, proteínas) que apresentam valores de  $k$  diferentes, ressaltando a importância do coeficiente  $n$ , que nesse caso é baixo.

Do mesmo modo para concentrações iniciais baixas, relação DBO/DQO também pequena e material mais recalcitrante, seriam condições de esgoto previamente tratado (efluente secundário ou terciário), em que restou um material mais difícil de ser degradado, ou seja, que apresenta um valor de  $k$  menor e mais uniforme. Para valores do coeficiente  $k$  constantes, a força do coeficiente  $n$  é menor, uma vez que não tem a necessidade de grandes correções no valor de  $k$ , assim, para essas condições,  $n$  se aproxima de um.

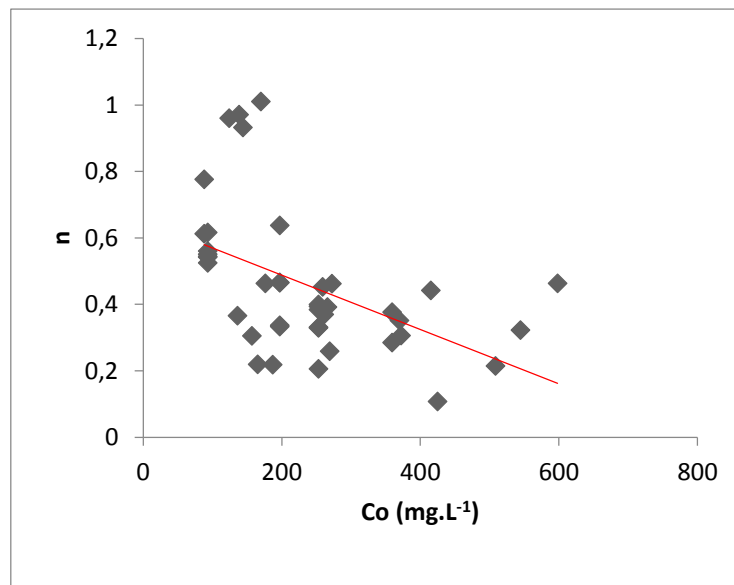


Figura 3.5. Relação entre o coeficiente  $n$  e  $C_0$ .

#### 3.3.1.4. Relação do Coeficiente $n$ com o Tempo de Retenção Hidráulica ( $t_h$ )

Na Figura 3.6 apresenta-se a relação entre o coeficiente  $n$  e o tempo de retenção hidráulica ( $t_h$ ). A tendência encontrada mostra proporcionalidade direta entre os parâmetros. Assim, o aumento no tempo de retenção hidráulica leva ao aumento no coeficiente  $n$ . Isso demonstra que quanto maior o  $t_h$ , maior a eficiência do sistema, uma vez que o material mais difícil de ser degradado terá mais tempo em contato com os microrganismos atuantes no sistema, possibilitando sua remoção.

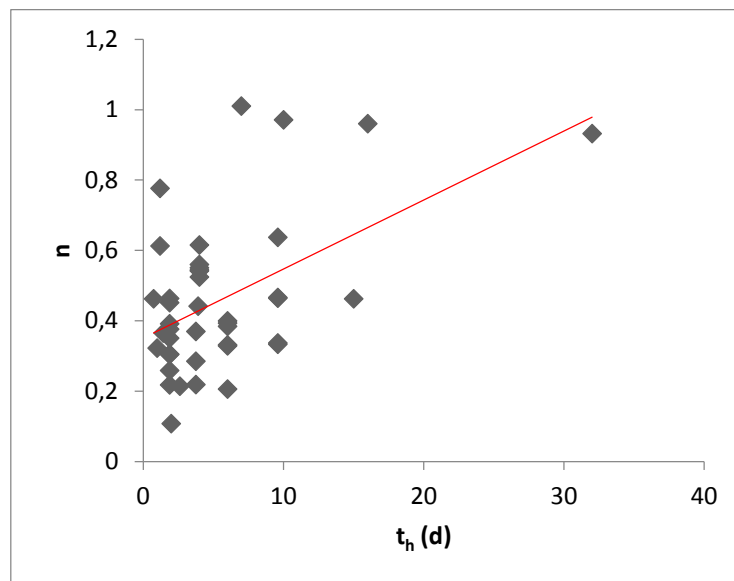


Figura 3.6. Relação entre o coeficiente  $n$  e  $t_h$

Para avaliar a eficiência do sistema torna-se importante lembrar que a evapotranspiração influencia de forma a subestimá-la. Von Sperling e Paoli (2013) avaliaram a perda de água por evapotranspiração em SACs, em períodos de outono e inverno com temperatura média do líquido de 20 °C, encontrando eficiências de remoção de 57,95% no SAC vegetado e 59,09% no não vegetado; após a correção de perda de água essas eficiências passaram a ser 70,45% e 68,18%, respectivamente.

### 3.3.1.5. Relação do Coeficiente n com o Número de Dispersão (d)

O número de dispersão (d) de um reator (Equação 3.12) representa a tendência do seu escoamento de se comportar de modo pistonado, quando d tende a zero, ou como mistura completa, quando d tende a infinito.

$$d = \frac{D}{U \cdot L} \quad \text{Equação 3.12}$$

em que:

D = coeficiente de dispersão longitudinal ( $\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ );

U = velocidade média de percurso no reator ( $\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ );

L = comprimento do percurso longitudinal no reator (m).

Na falta da disponibilidade dessas variáveis, o número de dispersão pode ser obtido por meio de relações empíricas, como as propostas por Yanez (1993) e por Von Sperling (1999), apresentadas nas equações 3.13 e 3.14, respectivamente. Os valores do número de dispersão foram obtidos para ambas as relações (Tabela A-5, Apêndice), pode-se dizer que esses valores não se distinguem, uma vez que a correlação entre eles é de 0,9992.

$$d_Y = \frac{L/B}{-0,262 + 0,254 \cdot (L/B) + 1,014 \cdot (L/B)^2} \quad \text{Equação 3.13}$$

$$d_s = \frac{1}{L/B} \quad \text{Equação 3.14}$$

sendo:

$d_Y$  = número de dispersão obtido pela relação de Yanez (1993);

$d_s$  = número de dispersão obtido pela relação de Von Sperling (1999);

B = largura do reator (m);

L = comprimento do reator (m).

Vilas Bôas (2013) obteve, por meio de traçadores, tempos de residência hidráulica real inferiores aos tempos de residência hidráulica teóricos, mostrando que o comportamento hidráulico esperado nos SACs (escoamento do tipo pistonado) não ocorreu. Isto se justifica pelo fato de não ocorrer perfis homogêneos de velocidade nos SACs. Podem interferir nessa

avaliação fatores como variação da porosidade devido à formação do biofilme, desenvolvimento do sistema radicular das plantas, evapotranspiração, ocorrência de zonas “mortas” e curto-circuito (Langergraber et al., 2009).

Stairs (1993) ajustou dados obtidos em SACs para dois modelos de dispersão: escoamento pistonado e tanque em séries. Ambos modelos apresentaram bom ajuste com  $R^2$  0,81 e 0,97, respectivamente. Porém concluiu que estes modelos não foram desenvolvidos para explicar a existência de troca de material nas regiões estagnadas no sistema. No geral, para Stairs (1993), os modelos não parecem compensar adequadamente a troca em áreas estagnadas (armazenamento temporário) nem a elevada dispersão nos SACs. Levenspiel (1993) adverte contra a utilização do modelo de dispersão de escoamento pistonado quando a dispersão é grande ou o espaço morto é extenso. Embora as curvas do modelo possam ser ajustadas para os dados, tal como foi feito por Stairs (1993), os pressupostos fundamentais do modelo não estão em conformidade com o que intuitivamente ocorre no sistema. Um melhor modelo para SACs, sugerido pela forma das distribuições e conhecimento do sistema, seria um reator com escoamento pistonado, interagindo com vários reatores mistos ao longo do seu comprimento completo (simulando o espaço morto).

Nas Figuras 3.7 e 3.8 têm-se as relações entre o coeficiente  $n$  e o número de dispersão de Yanez e de Von Sperling, respectivamente.

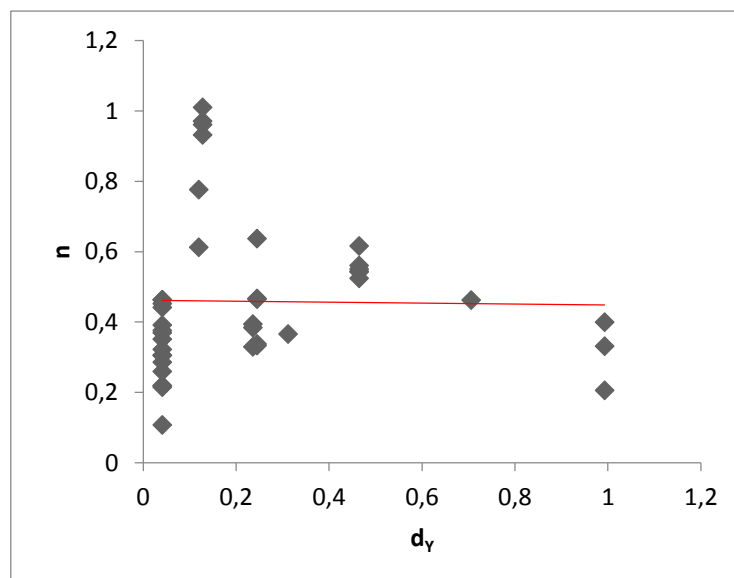


Figura 3.7. Relação entre o coeficiente  $n$  e  $d$  (Yanez, 1993)

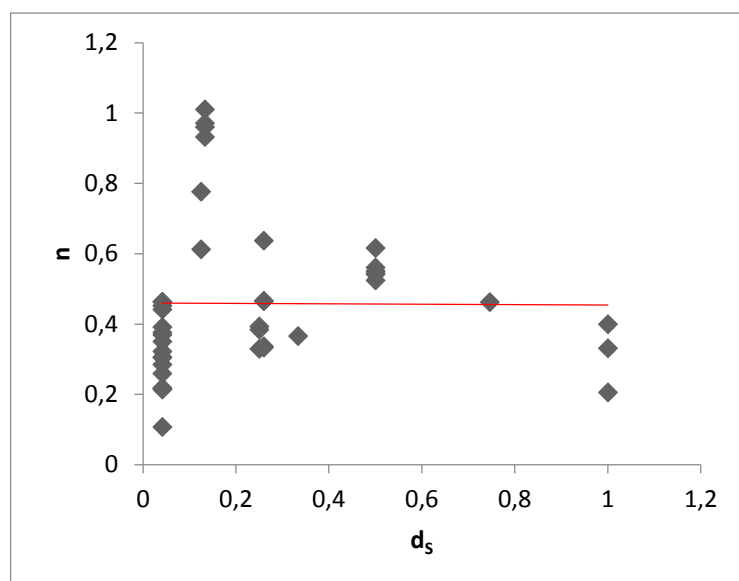


Figura 3.8. Relação entre o coeficiente  $n$  e  $d$  (Von Sperling, 1999)

Observa-se que o aumento de  $d$  não tem influência sobre o comportamento do coeficiente  $n$ , ao contrário do que Fia (2009) e Costa (2016) constataram, em que a magnitude de  $n$  é inversamente proporcional à dispersão que ocorre no sistema.

Observa-se também que para um mesmo valor de  $d$  existe uma grande variação do coeficiente  $n$ , reforçando o fato de que a dispersão, para os SACs aqui avaliados, não influencia no  $n$  obtido a partir do modelo tipo sigmoidal de escoamento pistonado.

Ressalta-se que xxxx me perguntar. Número  $d$  não foi experimental.

### 3.4. Conclusões

No presente estudo demonstrou-se que o modelo matemático que apresentou melhor ajuste para remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos é o modelo  $k-n$  ou do tipo sigmoidal. Tal modelo possui um coeficiente o qual ainda não foi determinada a sua natureza, porém as análises realizadas indicaram que:

- quando o coeficiente  $k$  aumenta a tendência do coeficiente  $n$  é decrescer, reduzindo a influência que este exerce sobre a taxa de remoção de matéria orgânica;
- existe a tendência de o coeficiente  $n$  decrescer à medida que se aumenta  $COV_t$ ;
- quanto maior a concentração inicial de DQO no SAC, menor o valor do coeficiente  $n$ ;

- relação entre o coeficiente  $n$  e o tempo de retenção hidráulica ( $t_h$ ) é diretamente proporcional, isso demonstra que quanto maior o  $t_h$ , maior a eficiência do sistema, uma vez que o material mais difícil de ser degradado terá mais tempo em contato com os microrganismos atuantes no sistema, permitindo sua remoção;

- o aumento do número de dispersão ( $d$ ) não tem influência sobre o comportamento do coeficiente  $n$ , possibilitando concluir que o tipo de escoamento do SAC não influencia nos valores de  $n$ , quando este é obtido por meio do modelo tipo sigmoidal para condições de escoamento pistonado.

### 3.5. Referências

Afferden Van, M.; Cardona, J.A.; Rahman, K.Z.; Daoud, R.; Headley, T.; Kilani, Z.; Subah, A.; Mueller, R.A. *A step towards decentralised wastewater management in the Lower Jordan Rift Valley*. Water Science Technology Water Supply 10, p. 181-192, 2010.

Badkoubi, A.; Ganjidoust, H.; Ghaderi, A.; Rajabi, A. *Performance of a subsurface constructed wetland in Iran*. Water Science Technology, v. 38. n. 1, p. 345-350, 1998.

Berg, B.; Ekbohm, G. *Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in a Scots pine forest*. VII Canadian Journal of Botany, 69(7), p. 1449,1456, 1991.

Berg, B. *Decomposition patterns for foliar litter – A theory for influencing factors*. Soil Biology & Biochemistry 78, p. 222-232, 2014.

Borin, M.; Cossu, R.; Lavagnolo, M.C.; Gandini, M. *Seasonal effects on residence time distribution and on water and chemical budgets in a phytotreatment pilotplant*. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October, 2004.

Brasil, M.S.; Matos, A.T.; Silva, C.M.; Cecon, P.R.; Soares, A. A. *Modelling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow*. Agrartechnische Forschung Agricultural Engineering Research, v. 13, n. 2, 2007.

Brix, H. *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. Water Science Technology 29 (4), p. 71-78, 1994.

Carson, L.A.; Favero, M.S.; Bond, W.W.; Peterson, M.J. *Factors affecting comparative resistance of naturally occurring and subcultured Pseudomonas aeruginosa to disinfectants*. Applied and Environmental Microbiology, v. 23, p. 863-869, 1972.

Casseles-Osorio, A.; García, J. *Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter*. Water Research 40. p. 3603-3611, 2006.

Cerf, O. *Tailing of survival curves of bacterial spores*. Journal Applied Bacteriology, v. 42, p. 1-19, 1977.

Chagas, R.C.; Matos, A.T.; Cecon, P.R.; Monaco, P.A.V.L.; França, L.G.F. *Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 15, n. 11. p. 1186-1192, 2011.

Chappell, K.R.; Goulder, R. *Seasonal variation of epiphytic extracellular enzyme activity on two freshwater plants, Phragmites australis and Elodea canadensis*. Archiv für Hydrobiologie, v. 132, p. 237-253, 1994.

Chung, G.; Lansey, K.; Blowers, P.; Brooks, P.; ELA, W.; Stewart, S.; Wilson, P. *A general water supply planning model: evaluation of decentralized treatment*. Environmental Modelling & Software, v. 23, p. 893-905, 2008.

Cooper, P.F.; Job, G.D.; Green, M.B.; Shutes, R.B.E. *Reed beds and constructed wetland for wastewater treatment*. NRs Publications, Medmenham, Marlow, UK, p. 1-206, 1996.

Cronk, J.K. *Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review*. Agriculture, Ecosystem and Environment, v. 58, p. 97-114, 1996.

Fia, F.R.L. *Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG – Brasil. 2009.

Fia, F.R.L.; Matos, A.T. de; FIA, R.; Borges, A.C.; Teixeira, D.L. *Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos em escala laboratorial*. Acta Scientiarum Technology. v. 34, p. 149-156, 2012.

Harakeh, M.S.; Hoff, J.C.; Matin, A. *Response of chemostat-grown enteric bacteria to chlorine dioxide*. Water chlorination: Chemistry, environmental impact and health effects. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Mich., p. 615-617, 1985.

Hom, L. *Kinetics of chlorine disinfection in an ecosystem*. Journal of the Sanitary Engineering Division 98. p. 183-194, 1972.

Kadlec, R.H. *Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design*. Ecological Engineering, v.20, n.1, p.1-16, 2003.

Kadlec, R.H.; Knight, R.L. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla, 1996.

Konnerup, D.; Koottatep, T.; Brix, H. *Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia*. Ecological Engineering, v. 35. p. 248-257, 2009.

Langergraber, G.; Giralardi, D.; Mena, J.; Meyer, D.; Peña, M.; Toscano, A.; Brovelli, A.; Korkusuz, E.A. *Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands*. Science of the Total Environment 407 (13), p. 3931-3943, 2009.

Marugán, J.; van Grieken, R.; Sordo, C.; Cruz, C. *Kinetics of the photocatalytic disinfection of Escherichia coli suspension*. Applied Catalysis B: Environmental, v. 82. p. 27-36, 2008.

Mitchell, C.; McNevin, D. *Alternative analysis of BOD removal in surface flow constructed wetlands employing Monod kinetics*. Water Research, v. 35, p. 1295-1303, 2001.

Pettecrew, E.L.; Kalff, J. *Water flow and clay retention in submerged macrophyte bed*. Can. J. Fish. Aquatic Science, v. 49, p. 2483-2489, 1992.

Ramos, N. de F.S. *Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulico-cinética*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG – Brasil. 2011.

Ratusznei, S.M.; Rodrigues, J.A.D.; Camargo, E.F.M.; Ribeiro, R.; Zaiat, M. *Effects of feeding strategy on the stability and efficiency of a stirred anaerobic sequential fed-batch reactor containing immobilized biomass*. Bioresource Technology. 2003.

Reed, S.C.; Crites, R.W.; Middlebrooks, E.J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. p. 1-435, 1995.

Ribeiro, D.P. *Exame de qualificação*. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG – Brasil. 2012.

Rousseau, D.P.L.; Vanrolleghem, P.A.; Pauw, N.D. *Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review*. *Water Research*, v. 38, p. 1484-1493, 2004.

Shepherd, H.L.; Tchobanoglous, G.; Grismer, M.E. *Time-dependent retardation model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery wastewater treatment*. *Water Environmental Research*, v. 73 (5), p. 597-606, 2001.

Sommer, N.L.G.; Breen, P.F.; Wong, T.H.F. *Integrated hydrologic and botanical design of stormwater control wetlands*. In: Proc. 5th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur, Vienna, Austria (Chapter III/4). 1996.

Spiess, A.N.; Neumeyer, N. *An evaluation of  $R^2$  as an inadequate measure for nonlinear models in pharmacological and biochemical research: a Monte Carlo approach*. *BMC Pharmacology*. 10:6. 2010.

Stairs, D.B. *Flow characteristics of constructed wetlands: tracer studies of the hydraulic regime*. Dissertação de Mestrado, Oregon State University. Department of Bioresource Engineering. 1993.

Stein, O.R.; Biederman, J.A.; Hook, P.B.; Allen, W.C. *Plant species and temperature effects on the  $k-C^*$  first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands*. *Ecological Engineering*, v. 26, p. 100-112, 2006.

Trang, N.T.D.; Konnerup, D.; Schierup, H.H.; Chiem, N.H.; Tuan, L.A.; Brix, H. *Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate*. *Ecological Engineering* v. 36. p. 527-535, 2010.

U. S. EPA – United States Environmental Protection Agency. *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. Washington, D. C. September, 2000.

U. S. EPA – United States Environmental Protection Agency. *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters: A Manual*. Cincinnati, Ohio, 1999.

U. S. EPA – United States Environmental Protection Agency. *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment*. Cincinnati, Ohio, 1993.

Vilas Bôas, R.B. *Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Lavras – UFLA, Lavras, MG - Brasil. 2013.

Villaseñor, J.; Mena, J.; Fernández, F.J.; Gómez, R.; Lucas, A. de. *Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period*. International Journal of Environmental Analytical Chemistry. Mortimer House, 37-41 Mortimer Street, London W1T 3JH, UK. 2011.

Von Sperling, M. *Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds*. Water Research, v. 33, n. 6, p. 1435-1448, 1999.

Von Sperling, M.; Paoli, A.C. de. *First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands*. Ecological Engineering, v. 57. P. 205-209, 2013.

Vymazal, J. *Types of constructed wetlands for wastewater treatment*. 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Aguas de São Pedro, Brasil. 1998.

Yanez, F. *Lagunas de estabilización*. Ed. CEPIS, Lima, Peru. 1993.

## 4. Conclusões e Recomendações

Os resultados obtidos mostram que o modelo tipo sigmoidal apresentado por Brasil et al. (2007) é o que melhor representa as condições reais dos SACs, porém o coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico ( $n$ ), utilizado por esses autores para corrigir os valores do coeficiente de decaimento de matéria orgânica ( $k$ ) ao longo dos SACs, continua sendo uma variável inexplicada.

Buscou-se relacionar os valores de  $n$ , obtidos por meio dos ajustes matemáticos, com outras características imprescindíveis para projeto de SACs.

A relação entre  $n$  e  $k$  indica que quanto maior o valor de  $k$ , menor será o  $n$ , pois quanto maior a velocidade de degradação, maior será o tempo que o material mais difícil de degradar terá disponível para que os microrganismos ajam. Mesma tendência pode ser observada para a relação  $n$  e carga orgânica volumétrica total ( $COV_t$ ), uma vez que o aumento na carga afluyente muda as condições do meio, fazendo com que os microrganismos, que a princípio eram considerados em abundância, se tornem fator limitante; enquanto o material orgânico, fator limitante para baixas cargas orgânicas, passe a estar em excesso no meio, fazendo com que haja uma carga orgânica ótima na qual o SAC apresentará eficiência máxima.

De modo contrário quanto maior o tempo de retenção hidráulica ( $t_h$ ), maior será o valor de  $n$ , e maior será a eficiência do sistema, uma vez que o material mais difícil de ser degradado terá mais tempo em contato com os microrganismos atuantes no sistema, possibilitando sua remoção.

Já o número de dispersão não demonstrou nenhuma influência sobre os valores do coeficiente  $n$ , possibilitando concluir que o tipo de escoamento do SAC não influencia nos valores de  $n$ , quando este é obtido por meio do modelo tipo sigmoidal para escoamento pistonado.

Com base nos resultados obtidos e nas lacunas que o presente trabalhou não foi capaz de preencher sugere-se analisar o mesmo SAC tratando águas residuárias diferentes, assim como variar o número de pontos amostrados dentro do mesmo SAC, avaliando a resposta dos coeficientes  $k$  e  $n$  quando estes aumentam.

Recomenda-se também que o modelo tipo sigmoidal seja avaliado em SACs com o auxílio de traçadores, existindo ainda a possibilidade de combinar esse modelo com o modelo residual.

## **Apêndice**

**Tabela A-1. Características dos SACs avaliados**

<b>Villaseñor et al., 2011</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
1	Primavera	Primário	NÃO	8,00	9,60	2,50	3,85	197,00	Cascalho 6-9 mm
2	Primavera	Primário	SIM	8,00	9,60	2,50	3,85	197,00	Cascalho 6-9 mm
3	Primavera	Primário	SIM	8,00	9,60	2,50	3,85	197,00	Cascalho 6-9 mm
4	Primavera	Primário	SIM	8,00	9,60	2,50	3,85	197,00	Cascalho 6-9 mm
5	Primavera	Primário	SIM	8,00	9,60	2,50	3,85	197,00	Cascalho 6-9 mm
<b>Brasil et al., 2005</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
6	Inverno	Primário	SIM	118,00	1,88	24,00	24,00	187,00	Brita #0
7	Primavera	Primário	SIM	163,00	1,88	24,00	24,00	266,00	Brita #0
8	Primavera	Primário	SIM	210,00	1,88	24,00	24,00	370,00	Brita #0
9	Inverno	Primário	SIM	110,00	1,88	24,00	24,00	176,00	Brita #0
10	Primavera	Primário	SIM	162,00	1,88	24,00	24,00	269,00	Brita #0
11	Primavera	Primário	SIM	211,00	1,88	24,00	24,00	372,00	Brita #0
12	Inverno	Primário	SIM	60,00	3,75	24,00	24,00	165,00	Brita #0
13	Primavera	Primário	SIM	87,00	3,75	24,00	24,00	261,00	Brita #0
14	Primavera	Primário	SIM	108,00	3,75	24,00	24,00	359,00	Brita #0
15	Inverno	Bruto	SIM	107,00	1,88	24,00	24,00	157,00	Brita #0
16	Primavera	Bruto	SIM	167,00	1,88	24,00	24,00	259,00	Brita #0
17	Primavera	Bruto	SIM	208,00	1,88	24,00	24,00	359,00	Brita #0
<b>Chagas et al., 2010</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
18	*	Primário	SIM	17,60	3,92	24,00	24,00	415,27	Brita #0
19	*	Primário	SIM	39,20	2,00	24,00	24,00	424,62	Brita #0
20	*	Primário	SIM	92,00	1,00	24	24,00	544,35	Brita #0
21	*	Bruto	SIM	158,00	0,75	24,00	24,00	598,13	Brita #0

**continua**

**Tabela A-1. Características dos SACs avaliados (continuação)**

<b>Konnerup et al., 2009</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
22	*	Bruto	SIM	68,20	4,00	2,00	2,00	93,00	Cascalho Médio (d 10-25 mm)
23	*	Bruto	SIM	68,20	4,00	2,00	2,00	93,00	Cascalho Médio (d 10-25 mm)
24	*	Bruto	SIM	68,20	4,00	2,00	2,00	93,00	Cascalho Médio (d 10-25 mm)
25	*	Bruto	SIM	68,20	4,00	2,00	2,00	93,00	Cascalho Médio (d 10-25 mm)
26	*	Bruto	SIM	68,20	4,00	2,00	2,00	93,00	Cascalho Médio (d 10-25 mm)
27	*	Bruto	SIM	68,20	4,00	2,00	2,00	93,00	Cascalho Médio (d 10-25 mm)
<b>Trang et al., 2010</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
28	*	Primário	SIM	4,45	32,00	12,00	7,50	143,64	Areia de Rio (d 0,25-0,43 mm)
29	*	Primário	SIM	7,70	16,00	12,00	7,50	124,14	Areia de Rio (d 0,25-0,43 mm)
30	*	Primário	SIM	14,36	10,00	12,00	7,50	138,11	Areia de Rio (d 0,25-0,43 mm)
31	*	Primário	SIM	24,78	7,00	12,00	7,50	169,71	Areia de Rio (d 0,25-0,43 mm)

**continua**

**Tabela A-1. Características dos SACs avaliados (continuação)**

<b>von Sperling et al., 2013</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
32	Outono/Inverno	Secundário	SIM	30,41	1,20	24,10	8,03	88,00	Escória de aciaria
33	Outono/Inverno	Secundário	NÃO	30,41	1,20	24,10	8,03	88,00	Escória de aciaria
<b>Valentim, 2003</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
34	Todo ano	Primário	SIM	253,00	6,00	2,00	1,00	253,00	Brita #2
35	Todo ano	Primário	SIM	253,00	6,00	2,00	4,00	253,00	Brita #2
36	Todo ano	Primário	SIM	253,00	6,00	2,00	1,00	253,00	Brita #2
37	Todo ano	Primário	SIM	253,00	6,00	4,00	1,00	253,00	Brita #2
38	Todo ano	Primário	SIM	253,00	6,00	4,00	4,00	253,00	Brita #2
39	Todo ano	Primário	SIM	253,00	6,00	4,00	4,00	253,00	Brita #2
<b>Sandoval-Cobo e Penã, 2008</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
40	*	Secundário	SIM	43,00	1,43	9,00	3,00	136,00	
<b>Badkoubi et al., 1998</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
41	*	**	SIM	78,00	15,00	13,40	1,34	272,37	Areia Grossa (4 - 8 mm) + Solo
<b>Eustáquio Júnior et al., 2012</b>									
<b>SAC</b>	<b>Estação do Ano</b>	<b>Efluente</b>	<b>Vegetação</b>	<b>COV<sub>t</sub></b>	<b>t<sub>h</sub></b>	<b>B</b>	<b>L/B</b>	<b>C<sub>o</sub></b>	<b>Substrato</b>
42	Outono	Primário	SIM	200,00	2,62	24,00	24,00	508,40	Brita #0

COV<sub>t</sub> = carga orgânica volumétrica total (g.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>)

t<sub>h</sub> = tempo de retenção hidráulica (d)

B = comprimento do SAC (m)

L/B = relação largura/comprimento

C<sub>o</sub> = concentração de matéria orgânica afluyente (mg.L<sup>-1</sup>)

\* estação do ano não informada; \*\* efluente bombeado de um sistema municipal de tratamento de efluente

**Tabela A-2. Coeficientes obtidos utilizando o *software* OriginPro 9.0, para cada SAC**

SAC	Primeira Ordem	Sigmoidal		Residual	Retardamento	
	$k_{po}$	$k_{sig}$	$n$	$k_{res}$	$k_{ret}$	$b$
1	0,2655	0,6045	0,4664	0,3965	0,8200	1,2391
2	0,2411	0,4303	0,6371	0,3145	0,4322	0,3657
3	0,3685	0,7570	0,4648	0,4643	1,0247	1,2410
4	0,3974	0,9562	0,3334	0,5609	2,3717	4,5362
5	0,6159	1,2362	0,3372	0,8431	2,7003	3,7371
6	1,9845	1,5069	0,2180	4,5844	50,3384	171,1160
7	2,0451	1,5952	0,3915	3,5068	7,9438	12,9003
8	2,4193	1,6310	0,3508	4,3308	11,2007	20,9166
9	1,6411	1,4103	0,4634	3,0322	4,7271	6,6992
10	2,2271	1,6013	0,2592	4,0805	26,1727	68,8759
11	2,6047	1,7335	0,3058	4,8899	15,0020	29,0627
12	0,9366	1,2535	0,2189	1,8542	22,9871	79,5400
13	1,6240	1,5783	0,3698	2,2752	5,9210	8,1747
14	1,6333	1,5887	0,2853	2,5285	10,9668	21,1323
15	1,6511	1,3803	0,3046	3,4761	12,5517	31,1951
16	2,6196	1,8878	0,4521	3,8724	6,9416	7,9047
17	2,6437	1,8179	0,3760	4,2708	9,8052	14,5933
18	0,2687	0,4486	0,4415	0,4788	1,1691	4,2072
19	0,5653	0,6827	0,1076	1,7484	4687,7938	77132,8538
20	1,8947	1,2317	0,3224	5,6232	14,5536	46,3808
21	2,9797	1,7125	0,4631	8,6487	8,8967	15,1898
22	0,6990	0,7987	0,5243	1,1270	1,6565	2,5186
23	0,6876	0,7745	0,5420	1,2771	1,4945	2,1372
24	0,6799	0,7468	0,6160	1,2517	1,2021	1,3091
25	0,6440	0,7326	0,5445	1,3115	1,3893	2,0482
26	0,7361	0,8166	0,5508	1,2046	1,5612	2,0803
27	0,7278	0,8079	0,5603	1,2173	1,4990	1,9342
28	0,0506	0,0614	0,9320	0,0806	0,0558	0,0112
29	0,0723	0,0791	0,9606	0,1414	0,0757	0,0092
30	0,0549	0,0580	0,9713	0,1902	0,0566	0,0088
31	0,0751	0,0739	1,0105	0,2716	0,0751	0,0000
32	0,8656	0,8220	0,7764	2,4256	1,2341	1,1447
33	0,8826	0,8059	0,6128	2,5356	1,7866	3,1507
34	0,4703	1,0130	0,2057	1,6764	13,9417	55,9202
35	0,3485	0,6905	0,3936	0,7601	1,7417	4,1902
36	0,3354	0,7195	0,3313	0,9821	2,5892	7,9038
37	0,4131	0,7688	0,3999	0,9815	1,8100	3,7179
38	0,3679	0,7244	0,3844	0,8025	1,8748	4,4310
39	0,4266	0,8420	0,3292	1,0490	2,8190	7,1436

continua

**Tabela A-2. Coeficientes obtidos utilizando o software OriginPro 9.0, para cada SAC (continuação)**

SAC	Primeira Ordem	Sigmoial		Residual	Retardamento	
	$k_{po}$	$k_{sig}$	n	$k_{res}$	$k_{ret}$	b
40	0,8321	0,8024	0,3658	3,0876	4,1662	13,9050
41	0,1717	0,4773	0,4624	0,3493	0,4874	0,7421
42	1,9794	1,3742	0,2144	3,7413	30,0608	99,9211

$k_{po}$  = coeficiente de remoção de matéria orgânica para o modelo de primeira ordem

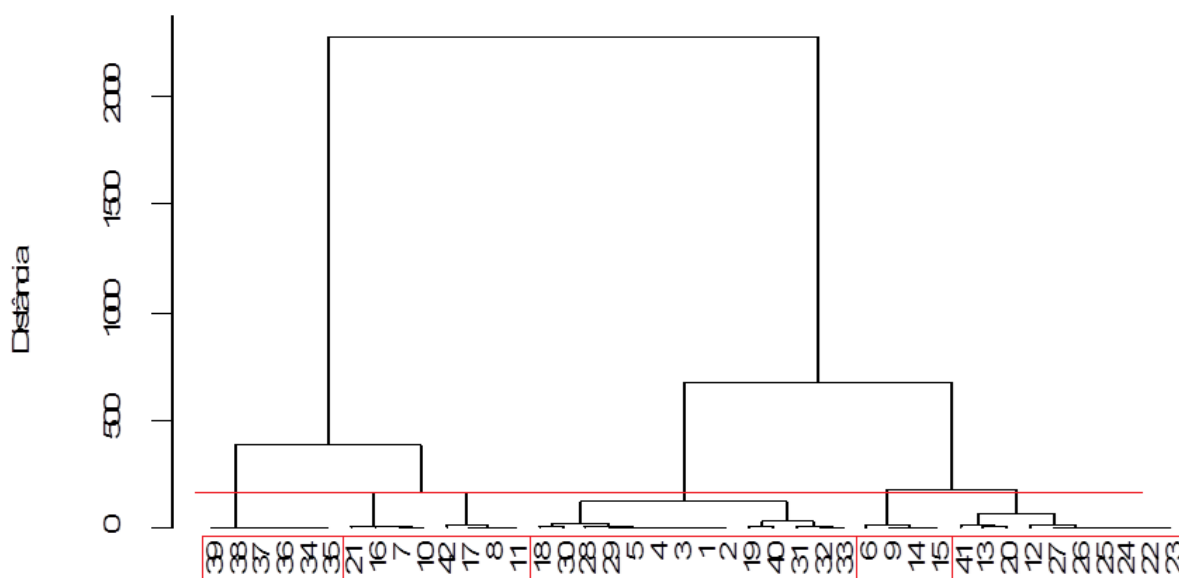
$k_{sig}$  = coeficiente de remoção de matéria orgânica para o modelo tipo sigmoial

n = coeficiente representativo do aumento da resistência a degradação da matéria orgânica

$k_{res}$  = coeficiente de remoção de matéria orgânica para o modelo residual

$k_{ret}$  = coeficiente de remoção de matéria orgânica para o modelo de retardamento

### Dendrograma



**Figura A-1. Dendrograma obtido a partir do agrupamento por carga orgânica volumétrica total**

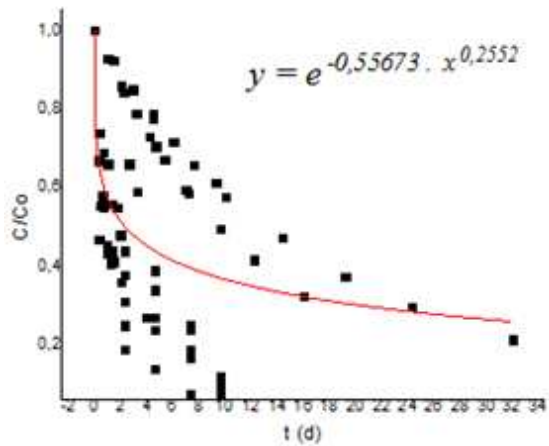
**Tabela A-3. Valores de SE (erro padrão da regressão) obtidos para cada modelo**

SAC	Standard Error of Regression (SE)			
	Primeira Ordem	Sigmoial	Residual	Retardamento
1	0,04543	0,13695	0,06629	0,50968
2	0,03183	0,12189	0,04459	0,19166
3	0,06442	0,15578	0,07461	0,58043
4	0,08978	0,23896	0,12406	3,11245
5	0,10948	0,06830	0,08259	0,82462
6	0,46064	0,05621	0,97733	60,64276

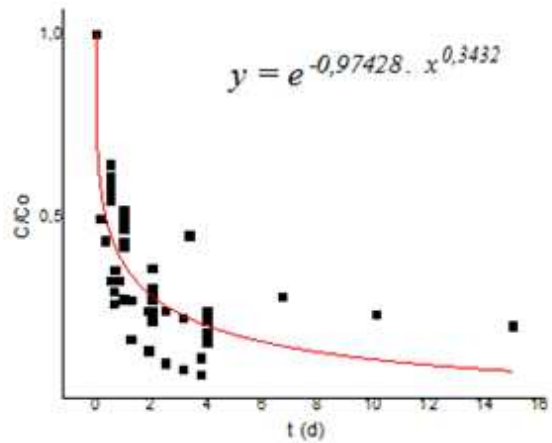
continua

**Tabela A-3. Valores de SE (erro padrão da regressão) obtidos para cada modelo (continuação)**

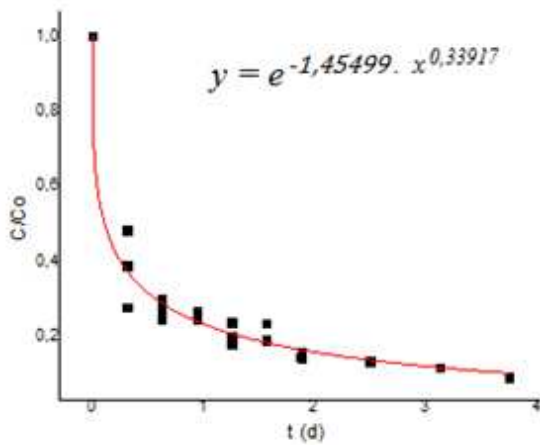
<i>Standard Error of Regression (SE)</i>				
<b>SAC</b>	<b>Primeira Ordem</b>	<b>Sigmoidal</b>	<b>Residual</b>	<b>Retardamento</b>
7	0,34503	0,01912	0,34653	0,83310
8	0,47696	0,02454	0,45270	1,16209
9	0,24997	0,07601	0,24845	1,41228
10	0,04992	0,06340	0,79281	21,71596
11	0,51725	0,04334	0,21359	3,59028
12	0,21768	0,07678	0,43141	32,40168
13	0,27692	0,01263	0,20986	0,41805
14	0,33556	0,01592	0,28097	1,53953
15	0,31968	0,03948	0,50025	5,00669
16	0,37980	0,02907	0,23033	7,90473
17	0,45491	0,03191	0,26750	0,78036
18	0,05023	0,12109	0,10922	1,63686
19	0,12907	0,08250	0,60390	102224,39
20	0,31636	0,05286	0,69888	5,60756
21	0,46831	0,27059	1,28401	4,26309
22	0,13113	0,04276	0,15572	0,42266
23	0,11960	0,04021	0,09232	0,25890
24	0,11724	0,09233	0,17014	0,43912
25	0,11762	0,05646	0,02907	0,27381
26	0,12291	0,02961	0,11937	0,27408
27	0,12809	0,06866	0,16157	0,50123
28	0,00083	0,00308	0,00434	0,00078
29	0,00053	0,00091	0,00990	0,00092
30	0,00030	0,00079	0,01843	0,00076
31	0,00013	0,00012	0,02759	0,00015
32	0,05664	0,04494	0,28144	0,21539
33	0,08119	0,02812	0,21748	0,34690
34	0,10193	0,02879	0,20101	6,70268
35	0,05274	0,06458	0,10788	0,67106
36	0,05576	0,04688	0,15204	1,26529
37	0,06379	0,03170	0,09931	0,38294
38	0,05701	0,03305	0,10739	0,53950
39	0,07505	0,02668	0,11143	0,50219
40	0,13863	0,01787	0,06008	0,94148
41	0,02647	0,05827	0,00501	0,07952
42	0,48528	0,03794	0,39406	20,82587



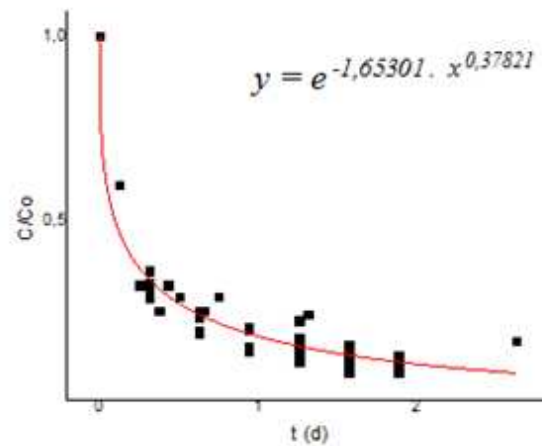
(a) Ajuste global grupo 1



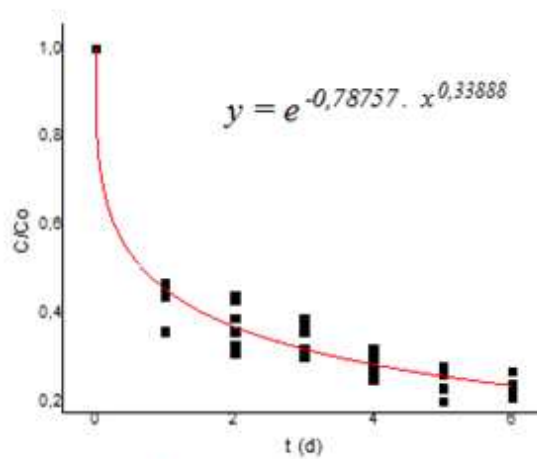
(d) Ajuste global grupo 4



(b) Ajuste global grupo 2



(c) Ajuste global grupo 3



(e) Ajuste global grupo 5

Figura A-2. Equações globais do modelo tipo sigmoidal para cada grupo

**Tabela A-4. Coeficientes e SE (erro padrão da regressão) obtidos para modelo de Hom 1972**

<b>SAC</b>	<b>k</b>	<b>m'</b>	<b>SE</b>
<b>1</b>	0,2819	0,4664	0,0296
<b>2</b>	0,2742	0,6371	0,0247
<b>3</b>	0,3519	0,4648	0,0385
<b>4</b>	0,3188	0,3334	0,0765
<b>5</b>	0,4169	0,3372	0,0246
<b>6</b>	0,3285	0,2180	0,0924
<b>7</b>	0,6245	0,3915	0,0326
<b>8</b>	0,5722	0,3508	0,0375
<b>9</b>	0,6536	0,4634	0,1349
<b>10</b>	0,4150	0,2592	0,1042
<b>11</b>	0,5304	0,3058	0,0712
<b>12</b>	0,2744	0,2189	0,0816
<b>13</b>	0,5837	0,3698	0,0153
<b>14</b>	0,4532	0,2853	0,0183
<b>15</b>	0,4205	0,3046	0,0667
<b>16</b>	0,8575	0,4542	0,0494
<b>17</b>	0,6836	0,3760	0,0531
<b>18</b>	0,1981	0,4415	0,0868
<b>19</b>	0,0733	0,1073	0,1387
<b>20</b>	0,3972	0,3224	0,0727
<b>21</b>	0,7926	0,4629	0,3511
<b>22</b>	0,4188	0,5243	0,0477
<b>23</b>	0,4198	0,5420	0,0444
<b>24</b>	0,4600	0,6160	0,1031
<b>25</b>	0,3989	0,5448	0,0602
<b>26</b>	0,4498	0,5508	0,0340
<b>27</b>	0,4527	0,5603	0,0786
<b>28</b>	0,0572	0,9320	0,0018
<b>29</b>	0,0759	0,9606	0,0005
<b>30</b>	0,0563	0,9713	0,0004
<b>31</b>	0,0747	1,0105	0,0001
<b>32</b>	0,6382	0,7764	0,1088
<b>33</b>	0,4939	0,6128	0,0618
<b>34</b>	0,2084	0,2057	0,0186
<b>35</b>	0,2718	0,3936	0,0229
<b>36</b>	0,2384	0,3313	0,0249
<b>37</b>	0,3074	0,3999	0,0162
<b>38</b>	0,2785	0,3844	0,0167
<b>39</b>	0,2772	0,3292	0,0149
<b>40</b>	0,2935	0,3658	0,0407
<b>41</b>	0,2207	0,4624	0,0075
<b>42</b>	0,2946	0,2144	0,0580

**m' = m+1**

**Tabela A-5. Número de dispersão de cada SAC segundo Yanez (1993)  $d_Y$  e Von Sperling (1999)  $d_S$**

<b>SAC</b>	<b><math>d_Y</math></b>	<b><math>d_S</math></b>
<b>1</b>	0,2445	0,2597
<b>2</b>	0,2445	0,2597
<b>3</b>	0,2445	0,2597
<b>4</b>	0,2445	0,2597
<b>5</b>	0,2445	0,2597
<b>6</b>	0,0407	0,0417
<b>7</b>	0,0407	0,0417
<b>8</b>	0,0407	0,0417
<b>9</b>	0,0407	0,0417
<b>10</b>	0,0407	0,0417
<b>11</b>	0,0407	0,0417
<b>12</b>	0,0407	0,0417
<b>13</b>	0,0407	0,0417
<b>14</b>	0,0407	0,0417
<b>15</b>	0,0407	0,0417
<b>16</b>	0,0407	0,0417
<b>17</b>	0,0407	0,0417
<b>18</b>	0,0407	0,0417
<b>19</b>	0,0407	0,0417
<b>20</b>	0,0407	0,0417
<b>21</b>	0,0407	0,0417
<b>22</b>	0,4648	0,5000
<b>23</b>	0,4648	0,5000
<b>24</b>	0,4648	0,5000
<b>25</b>	0,4648	0,5000
<b>26</b>	0,4648	0,5000
<b>27</b>	0,4648	0,5000
<b>28</b>	0,1278	0,1333
<b>29</b>	0,1278	0,1333
<b>30</b>	0,1278	0,1333
<b>31</b>	0,1278	0,1333
<b>32</b>	0,1196	0,1245
<b>33</b>	0,1196	0,1245
<b>34</b>	0,9931	1,0000
<b>35</b>	0,2356	0,2500
<b>36</b>	0,9931	1,0000
<b>37</b>	0,9931	1,0000
<b>38</b>	0,2356	0,2500
<b>39</b>	0,2356	0,2500
<b>40</b>	0,3116	0,3333
<b>41</b>	0,7052	0,7463
<b>42</b>	0,0407	0,0417