



**CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE  
MINAS GERAIS  
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA  
CURSO DE QUÍMICA TECNOLÓGICA**

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA PISCICULTURA  
EM TANQUES-REDE**

**Luiz Gustavo Queiroz de Souza**

**Belo Horizonte-MG  
2013**



**CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE  
MINAS GERAIS  
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA  
CURSO DE QUÍMICA TECNOLÓGICA**

**Avaliação dos impactos da piscicultura em  
tanques-rede**

**Luiz Gustavo Queiroz de Souza**

Monografia apresentada ao Curso de  
Química Tecnológica do CEFET-MG como  
parte das exigências da disciplina Trabalho  
de Conclusão de Curso II (TCC II).

**Orientador:** Prof. Dr. Ildefonso Binatti

**Coorientador:** Prof. Dr. Cleber f. Cunha

**Banca Examinadora:**

**Prof. Dr. Ildefonso Binatti (orientador)**

**Prof. Dr. Cleber da Cunha Figueredo (coorientador)**

**Prof<sup>a</sup>. Dra. Adriana Akemi Okuma**

**Prof<sup>a</sup>. Dra. Fátima de Cássia Oliveira Gomes**

**Monografia aprovada em 06 de setembro de 2013**

**Belo Horizonte-MG  
2013**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente à minha família por toda contribuição na forma de incentivo e ajuda nos momentos mais desafiadores deste curso. Agradeço à atenção e presença de minha noiva Josie, que também enfrentou os desafios de uma graduação e contribuiu de várias formas.

De forma geral, agradeço à todos os integrantes desta Instituição e especialmente aos professores do departamento de química e aos meus orientadores, que dedicam suas vidas ao ensino, passando conhecimentos de alto valor.

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

IBAMA - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

FAO - Food and Agriculture Organization (Organização para Alimentação e Agricultura)

EUA - Estados Unidos da América

BMPs - Best Management Practices (Boas Práticas de Manejo)

ONU - Organização das Nações Unidas

DNOCS- Departamento Nacional de Obras Contra as Secas

MPA - Ministério da Pesca e Aquicultura

ATP - Adenosina Trifosfato

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Pv - Profundidade Visível

DQO - Demanda Química de Oxigênio

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

## LISTA DE FIGURAS E FLUXOGRAMAS

Figura 1 - Tanques-rede e peixes recebendo tratamento.....	9
Figura 2 - Estrutura da geosmina e de 2-metilisoborneol.....	17
Figura 3 - Representação esquemática do ciclo de nitrogênio em um viveiro de piscicultura.....	20
Figura 4 - Estrutura química da glutamina.....	24
Figura 5 - Estrutura do ATP (Adenosina Tri-fosfato).....	28
Figura 6 - Esquema da garrafa de Van Dorn.....	32
Figura 7 - Reação da sulfanilamida com o Dicloridrato de <i>N</i> -(1-naftil)-etilenodiamina para determinação de nitrito.....	35
Figura 8 - Exemplo do uso do disco de Secchi.....	37

## **LISTA DE TABELAS E QUADROS**

Tabela 1 - Porcentagem de amônia não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) na água doce em função do pH e da temperatura.....	21
Tabela 2 - Principais formas de fosfatos solúveis e insolúveis.....	31

## RESUMO

### AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA PISCICULTURA EM TANQUES-REDE

SOUZA, L. G. Q.; BINATTI, I.

A piscicultura em tanques-rede está em fase de grande expansão, favorecida pelas condições climáticas e hídricas do país. Portanto, é de interesse tanto do empreendedor como do Estado identificar os impactos causados por esta atividade devido aos benefícios econômicos e ambientais que podem ser alcançados a partir do entendimento dos fatores que exercem influência sobre os peixes. Entre os fatores impactantes destacam-se os compostos de nitrogênio e fósforo que estão distribuídos na água e são transformados e assimilados pelos organismos plânctônicos, possibilitando o aparecimento de substâncias tóxicas e condições de anaerobiose. Fatores químicos como os altos índices de proteína vegetal nas rações e alguns fatores físicos também afetam a piscicultura e, por este motivo, também foram considerados neste estudo. Como a tilápia apresenta boa adaptação às condições de criação em tanques-rede, em climas tropicais, como alta concentração de nutrientes e baixa concentração de oxigênio, este trabalho também trata da importância desta espécie na piscicultura brasileira. Por fim, são apresentados os métodos de análise das principais variáveis químicas e o método do disco de Secchi, que é mais simples e viável, como também as alternativas que podem minimizar os impactos causados pela piscicultura.

**Palavras-chave:** Nutrientes para peixes, qualidade da água em pisciculturas, tanques-rede, micro-organismos e impacto ao ambiente aquático.

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>2</b>
<b>2.1. A aquicultura e o ambiente.....</b>	<b>2</b>
<b>2.2. Piscicultura.....</b>	<b>4</b>
<b>2.3.A importância da tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i>).....</b>	<b>5</b>
<b>2.4. O sistema de cultivo em tanques-rede.....</b>	<b>7</b>
<b>2.5.Qualidade da água.....</b>	<b>10</b>
2.5.1. Impacto ao ambiente aquático.....	12
2.5.1.1. <i>O crescimento de micro-organismos.....</i>	<b>13</b>
2.5.1.2. <i>O nitrogênio como nutriente para organismos</i> <i>fotossintetizantes.....</i>	<b>18</b>
2.5.1.3 <i>O processo de nitrificação.....</i>	<b>22</b>
2.5.1.4 <i>O processo de desnitrificação.....</i>	<b>25</b>
2.5.1.5. <i>O fósforo como nutriente para organismos</i> <i>fotossintetizantes.....</i>	<b>27</b>
<b>2.6. Métodos de análise.....</b>	<b>31</b>
2.6.1. Coleta.....	31
2.6.2. Impacto ao ambiente aquático.....	32
2.6.3. Filtração.....	33
2.6.4. Preservação.....	33
2.6.5. Determinação dos parâmetros químicos.....	33
<b>2.7. Sustentabilidade do cultivo.....</b>	<b>38</b>
<b>2.8.Alternativas para minimizar os impactos causados pelo excesso</b> <b>de nutrientes.....</b>	<b>39</b>
<b>3. CONCLUSÃO.....</b>	<b>41</b>
<b>4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>42</b>



# 1. INTRODUÇÃO

Uma das formas de atender à crescente demanda nacional e mundial por peixes é por meio da criação de peixes em tanques-rede, já que apenas com a pesca extrativa não é possível atingir a produção necessária (NOGUEIRA, 2005). Para ajudar com o aumento da produção, o Ministério da Pesca e aquicultura (MPA) está incentivando o uso de um por cento do espelho d'água dos reservatórios nacionais (MPA, 2012).

Com a expansão mundial da piscicultura, preocupações com o impacto causado pelo lançamento de excesso de nutrientes na água têm merecido grande destaque, principalmente em criações intensivas (QUEIROZ *et al.*, 2007).

Outro aspecto que deve ser observado é que muitas espécies de peixes cultivados são exóticos, podendo causar a diminuição ou até extinção de espécies nativas por predação e competição, quando escapam dos sistemas de cultivo. Outro risco é a introdução de parasitas, bactérias e vírus aos quais as espécies nativas podem não ser imunes (BARBIERI *et al.*, 2007).

A piscicultura é uma das atividades exercidas pelo homem que gera grande aporte de nitrogênio e fósforo para o ambiente aquático. O nitrogênio e o fósforo são elementos importantes no metabolismo do peixe, participando da formação de proteínas e também, no caso do fósforo, na formação de ATP. Porém, nem todo nitrogênio e fósforo supridos com a ração são metabolizados, parte deles são repassados para a água por lixiviação da ração e outra parte é liberada pelas fezes (ARARIPE *et al.*, 2006).

Portanto, quanto mais intensivo for o cultivo, maior será a liberação destes elementos, tanto devido à maior densidade de estocagem de peixes quanto à maior dependência de ração. Assim, dependendo do teor e forma em que nitrogênio e o fósforo se encontram na dieta, associado à qualidade e quantidade de ração fornecida, poderá haver um maior ou menor aporte para o ambiente (ARARIPE *et al.*, 2006).

Este trabalho avalia, com base na literatura científica, a dinâmica de nutrientes nas atividades de uma piscicultura em tanques-rede, com especial ênfase no nitrogênio. Além disso, serão considerados os aspectos relacionados a outras características físicas e químicas da água. Como último objetivo, espera-se que o levantamento de dados e a sua síntese nesse trabalho venham a ser úteis para o entendimento e minimização dos impactos ambientais causados pela piscicultura.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. A aquicultura e o ambiente**

Está suficientemente bem provado que a piscicultura e as práticas de alimentação e nutrição dos peixes confinados têm impacto ambiental mais ou menos severo, conforme a intensidade do regime de produção (MONTALUNA *et al.*, 2004 *apud* BICUDO *et al.*, 2010).

O "Training Course in Fish Feed Technology", patrocinado pela Food and Agriculture Organization" – FAO, e realizado em Seattle, Washington, EUA, em 1979, resultou em uma publicação com capítulos dedicados à bioquímica nutricional, com destaque para a bioquímica de proteínas e aminoácidos (HALVER, 1980); à avaliação, seleção e uso de alimentos; e à formulação de rações para organismos aquáticos, já incluía a discussão sobre bioenergética nutricional dos peixes (SMITH, 1980). Entretanto, segundo Hardy (2002) *apud* Bicudo *et al.* (2010), foi somente com a realização do Terceiro Simpósio Internacional sobre Alimentação e Nutrição de Peixes, em 1989, em Toba, Japão, que a necessidade de desenvolvimento de alimentos de baixo impacto poluente foi trazida à atenção da comunidade internacional da aquicultura, com a apresentação de H. Kossman, então Ministro do Meio Ambiente da Dinamarca.

De acordo com Queiroz e Kitamura (2001) *apud* Mallasen *et al.* (2008), entre os benefícios proporcionados pela implantação de códigos e práticas de

conduta – *Best Management Practices* (BPM) estão redução dos custos de produção e da carga poluidora dos efluentes, diminuindo os impactos na qualidade da água e aumentando a produtividade.

Como exemplo prático desta conscientização pode-se citar a implantação de BMP pelos produtores do bagre-do-canal (*Ictalurus punctatus*) no estado do Alabama, EUA, a fim de reduzir o volume e melhorar a qualidade de efluentes de tanques de produção, melhorando a qualidade de água e reduzindo a carga poluente de corpos d'água naturais circunvizinhos (BOYD, 2003; BOYD & QUEIROZ, 2004 *apud* BICUDO *et al.*, 2010).

Regulamentações ambientais pioneiras do Estado do Idaho, EUA, fizeram com que produtores de truta arco-íris também adotassem BMP a fim de diminuir a contaminação dos efluentes: aperfeiçoaram as práticas alimentares e incrementaram o uso de ingredientes com baixo nível de fósforo na fabricação de rações (MACMILLAN *et al.*, 2003 *apud* BICUDO *et al.*, 2010).

Em 1995, os países membros da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), órgão da ONU que atua como um fórum neutro, aprovaram um "Código de conduta para uma aquicultura responsável", estabelecendo princípios e métodos aplicáveis a todos os aspectos da aquicultura (FAO, 1997). No entanto, o referido Código é um instrumento voluntário e não legal, sendo necessária, portanto, também a adoção de normas e recomendações legais, visando o desenvolvimento de uma aquicultura sustentável (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Na legislação vigente do Brasil, o licenciamento ambiental para a atividade de piscicultura, em nível Federal e Estadual, tem o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) e Órgãos Estaduais de Meio Ambiente como órgãos competentes, que obedecem ao estabelecido na legislação ambiental pertinente, como Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) 237/97 e 413/09 (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010). Quanto às variáveis e parâmetros para determinação do uso da água, são estabelecidos limites na resolução CONAMA 357/05 para avaliação dos

sistemas de criação de peixes e dos efluentes, onde, entre outros, constam que DBO de 5 dias a 20°C não pode ultrapassar 3mgL<sup>-1</sup>, pH deve ficar entre 6 e 9, turbidez até 40 unidades nefelométricas de turbidez (UNT) e fósforo total (para tempo de residência da água entre 2 e 40 dias) não pode passar de 0,025mgL<sup>-1</sup> (CONAMA, 2005).

Torna-se então necessário que as agências ambientais, autoridades e produtores redobrem a atenção em relação ao conceito freqüentemente negligenciado de capacidade de sustentação de sistemas de produção (HEPHER, 1978), diretamente relacionado à disponibilidade e concentração de recursos finitos – espaço, oxigênio dissolvido, disponibilidade de alimentos, concentração de metabolitos etc. – todos, por sua vez, diretamente influenciados pela qualidade dos alimentos, concentração de nutrientes nas rações, densidade de estocagem de peixes, práticas e estratégias de manejo da qualidade de água (HILBORN *et al.*, 1995; MONTE-LUNA *et al.*, 2004 *apud* BICUDO *et al.*, 2010).

## **2.2. Piscicultura**

Com o crescente aumento da populacional humana, tem-se buscado novas alternativas para produzir alimentos, visando suprir o "déficit" da oferta de proteínas de origem animal. Neste contexto, a piscicultura surge como promissora atividade da agropecuária (CARMO *et al.*, 2008).

De acordo com o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA, 2012), em 2011 o Brasil produziu aproximadamente 1,25 milhões de toneladas de pescado, sendo 38% cultivados. A atividade gera um produto interno bruto (PIB) pesqueiro de R\$ 5 bilhões, mobiliza 800 mil profissionais entre pescadores e aquicultores e proporciona 3,5 milhões de empregos diretos e indiretos. Ainda de acordo com o MPA a piscicultura brasileira cresceu 60,2% entre 2007 e 2009, atingindo 415 mil toneladas, sendo que a produção de tilápia cresceu 105% entre 2003 e 2009.

O potencial brasileiro é enorme e o País pode se tornar um dos maiores produtores mundiais de pescado até 2030, ano em que a produção

pesqueira nacional teria condições de atingir 20 milhões de toneladas (MPA, 2012). A produção mundial de tilápia foi de 2.382.998 toneladas em 2008, e o Brasil ficou com a sexta posição produzindo 96.000 toneladas, conforme "Food and Aquaculture Organization"(FAO)(MPA, 2012).

Além disso, a aquicultura possui potencial frente a outras atividades produtivas devido aos menores índices de impacto ambiental, transformação de subprodutos e resíduos agrícolas em proteína animal de excelente qualidade e possibilidade de aproveitamento de áreas improdutivas de pequeno tamanho ou de baixo rendimento agropecuário (ROUBACH *et al.*, 2003 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Beveridge (2004) *apud* Araripe *et al.* (2006) afirma que o sucesso do cultivo de peixes em tanques-rede, em águas continentais, está relacionado com as características do local escolhido para instalação dos tanques e com sua capacidade de suportar a carga de nutrientes provenientes da atividade.

A piscicultura é uma atividade fortemente sedimentada em boas condições ambientais, sendo que esse ambiente é modificado pelo metabolismo dos peixes e pelo manejo, ou seja, o impacto da piscicultura no ambiente é a própria produção que no seu processo de transformação tem a produção de resíduos. Dessa forma, a quantidade de nutrientes lançados no ambiente é compatível com o tipo de cultivo realizado. No caso dos tanques-rede, há um desequilíbrio direto de nitrogênio e fósforo, uma vez que o cultivo está instalado no próprio ambiente, impossibilitando o desvio ou tratamento dos efluentes, que ao se diluírem no corpo d'água serão reciclados conforme a capacidade desse ambiente (ARARIPE *et al.*, 2006).

### **2.3. A importância da tilápia (*Oreochromis niloticus*)**

Tilápia é o nome vulgar aplicado a três gêneros de peixes africanos da família Cichlidae: *Oreochromis*, *Sarotherodon*, e *Tilapia* (POPMA e MASSER, 1999; WATANABE *et al.*, 2002). Existem mais de 70 espécies de tilápias, as mais importantes para a aquicultura pertencem ao gênero *Oreochromis*, incluindo a tilápia-do-Nilo, *O. niloticus*, a tilápia-de-Moçambique, *O.*

*mossambicus*, a tilápia azul, *O. aureus*, e a *O. urolepshornorum*, sendo que a espécie *Oreochromis niloticus* corresponde a mais de 80% das tilápias cultivadas no mundo (WATANABE *et al.*, 2002).

A tilapicultura é uma atividade recente no país, com os primeiros resultados positivos a partir de 1971, quando o Departamento Nacional de Obras Contra asSecas (DNOCS) adquiriu um lote de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) que foi aclimatada no Centro de Pesquisas Ictiológicas do DNOCS em Pentecostes (Ceará), porém o primeiro registro de introdução de tilápia no Brasil foi em 1953 com a importação de tilápia-do-congo (*Tilapia rendalli*) (HENRY, 2003).

Atualmente, devido à descoberta das técnicas de manipulação de reversão sexual e de seleção genética, houve uma mudança no conceito da tilapicultura, decorrente de resultados positivos que apontam a tilápia como um peixe com grande potencial de cultivo em todo o País (CARMO *et al.*, 2008).

A tilápia apresenta melhores condições para a piscicultura nacional, o que se verifica pelo aumento de sua produção no período de 1996 a 2001, com um crescimento de 145,4% em todo o período. Em 2001 o Brasil respondeu por 64,2% (66,5% das receitas geradas) da produção total de tilápia na América do Sul e por 18,4% (28,4% em receitas) da produção mundial (BORGHETTI *et al.*, 2003).

Algumas qualidades tornam a tilápia um dos peixes com maior potencial para a aquicultura, como a boa adaptação às condições dos tanques-rede, ciclo de engorda de aproximadamente seis meses, aceitação à uma grande variedade de alimentos, resistência às doenças, superpovoamento, baixos teores de oxigênio, desovadurante todo o ano, mesma eficiência de resposta à ingestão de proteínas de origem vegetal e animal, que diferem na composição de aminoácidos, e ainda as excelentes características organolépticas, nutricionais, ausência de espinhos em forma de "Y", e rendimento de filé entre de 35-40% (BRUGGER, 2000).

Segundo Santos *et al.* (2004), várias linhagens de tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) têm surgido no mundo com a seleção e melhoramento genético, dentre estas a tailandesa ou Chitralada e a Genomar Supreme vêm merecendo especial atenção graças ao seu comportamento dócil e elevado potencial de produção. A tilápia tailandesa foi desenvolvida no Japão e melhorada no palácio real de Chitralada na Tailândia, sendo domesticada, há mais de trinta anos. Esta linhagem foi introduzida no Brasil em 1996, a partir de alevinos doados pelo *Asian Institute of Technology* (AIT) (ZIMMERMANN, 2003).

O Genetic Improved Farmed Tilapia (GIFT) foi o maior, mais caro e longo programa de melhoramento genético de tilápias, realizado nas Filipinas. A linhagem de tilápia da Genomar Supreme tilápia (GST), desenvolvida pela empresa Norueguesa, denominada Genomar, foi recentemente introduzida no mercado brasileiro, depois de mais de 20 anos de seleção genética (ZIMMERMANN, 2003 *apud* POGGERE 2009).

#### **2.4. O sistema de cultivo em tanques-rede**

A atividade de piscicultura possibilita a produção de peixes por metro cúbico de água e está diretamente relacionada com os diferentes sistemas de criação. Os sistemas são classificados quanto ao grau de interferência no ambiente aquícola e a demanda de insumos. O sistema intensivo é caracterizado pela elevada densidade de estocagem e dependência total de alimentação externa. No sistema semi-intensivo, em viveiros escavados, os alevinos são estocados e alimentados durante todo tempo de criação com alimento natural e exógeno. O sistema extensivo é dependente da produção natural do viveiro, com densidade de estocagem limitada pela produção natural de alimento (ZANIBONI-FILHO, 1997).

De maneira geral, o aumento de produtividade pode ser alcançado com o aumento da taxa de estocagem de organismos, de energia e nutrientes exógenos, diminuindo a dependência de nutrientes e energia endógenos ao sistema. Com a intensificação dos sistemas de criação, há uma tendência

para utilização de menores áreas cultivadas e maior dependência do uso de rações, além da maior necessidade de renovação e aeração da água para manutenção de sua qualidade em níveis aceitáveis para criação dos organismos aquáticos (KUBITZA, 2000).

A piscicultura em tanques-rede é um sistema intensivo e esta denominação é empregada às unidades de cultivo que utilizam materiais para a contenção dos peixes e que se comportam como uma rede na hora da colheita (ONO *et al.*, 2003). Os materiais utilizados na estrutura de sustentação, contenção e flutuação devem ter as seguintes características:

- Permitir a troca eficiente de água entre o tanque-rede e o ambiente;
- resistência à corrosão;
- resistência mecânica;
- baixo custo;
- leve para facilitar o deslocamento e manejo;
- material não cortante ou abrasivo para não causar ferimentos aos peixes;
- permitir a saída dos dejetos produzidos pelos peixes (NOGUEIRA, 2005).

As estruturas utilizadas para a armação de um tanque-rede são geralmente construídas usando tubos, perfis e barras metálicas, onde são presos os flutuadores e as malhas. Os materiais mais usados para a confecção das malhas podem ser flexíveis (fio de poliéster revestido de PVC, redes de nylon) ou rígidos (plástico, aço galvanizado revestido de PVC de alta aderência, aço inoxidável, etc.). As outras partes que compõem um tanque-rede são:

- **Flutuadores:** são as estruturas que impedem que os tanques-rede afundem e podem ser feitos com tambores plásticos ou tubos de PVC tampados nas extremidades.
- **Comedouros:** são telas finas que existem para evitar o desperdício de ração e servem para rações extrusadas, que são aquelas que bóiam na água. A tampa onde estão os comedouros também tem a função de cobertura dos tanques-rede, evitando, dessa forma a fuga dos peixes em cultivo e a ação de alguns predadores. Os comedouros ficam na parte interna do tanque, fixado na tela lateral, e o seu diâmetro varia de acordo com as dimensões da gaiola e as densidades de cultivo pretendidas. O



material para confecção do comedouro deve ser resistente à corrosão e não causar ferimentos nos peixes, por isso deve-se usar telas de PVC ou nylon multifilamento, com malhas de 3 mm de abertura, conforme Figura 1( NOGUEIRA, 2005).



Figura 1: Tanques rede e peixes recebendo tratamento Fonte: Sussel (2008) modificado.

Existem vários tipos de tanques-rede, variando basicamente quanto à forma da estrutura que podem ser redondos, quadrados e retangulares, e quanto a área útil para o cultivo. Os tanques rede mais utilizados atualmente são os de  $4\text{m}^3$  e  $6\text{m}^3$  de volume útil. Geralmente medem  $2,0 \times 2,0\text{m}$  de comprimento e largura, com altura variando entre  $1,20\text{m}$ , com um metro submerso, a  $1,80\text{m}$ , com  $1,5\text{metro}$  submerso, permitindo altas densidades de cultivo ( $150$  a  $200 \text{ kg/m}^3$ ) e facilitando o manejo e a retirada dos peixes (NOGUEIRA, 2005).

Silva *et al.* (2002), encontraram ótimo desempenho produtivo com tilápias na fase de engorda, na densidade final de  $67,8 \text{ Kg/m}^3$ . Esse sistema é mais

comumente empregado para a fase de engorda dos peixes apresentando algumas vantagens como possibilidade de melhor controle alimentar (comedouros), visualização direta dos animais, fácil desinfecção e limpeza dos tanques. Entretanto, na construção dos tanques o custo é elevado, além de necessitar de grande volume de água com qualidade (MAEDA *et al.*, 2006).

Nestes sistemas de cultivo o único alimento fornecido é o artificial, que deverá atender às exigências nutricionais da espécie, para promover o crescimento satisfatório durante o cultivo e mantê-lo saudável, livre de parasitas e doenças (NOGUEIRA, 2003).

## **2.5. Qualidade da água**

Qualidade da água em termos generalizados inclui todas as características químicas, físicas e biológicas que influem no uso da água. Tratando-se especificamente de aquicultura continental, qualquer característica da água que de alguma forma afeta a sobrevivência, reprodução, crescimento, produção ou manejo de peixes é uma variável de qualidade da água (KUBITZA, 2000). No ambiente aquático, as variáveis mais importantes e que devem ser monitoradas são oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade total, dureza, condutividade elétrica, temperatura, transparência, nutrientes e abundância de plâncton. Todos os fatores físicos, químicos e biológicos são influenciados pelos aspectos geomorfológicos, clima, localização geográfica e pela forma do viveiro, tanque ou reservatório a ser estudado, conforme mencionado por Sipaúbatavares (1994) *apud* Souza (2007).

Com o crescente desenvolvimento da piscicultura, a qualidade e monitoramento da água passa a ter grande importância, visto que, um ambiente com água em condições inadequadas acarretará problemas no cultivo, podendo causar a morte dos peixes. Os impactos negativos gerados pela aquicultura podem promover, dentre outros agravantes, a formação de florações de algas e cianobactérias, afetando diretamente a biota aquática

e, assim, promovendo rápidas alterações na qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Apesar das tilápias se adaptarem bem às variações dos parâmetros físicos e químicos da água, como temperatura, pH, oxigênio dissolvido e concentrações de amônia, deve ser realizada uma avaliação cuidadosa da água, já que grandes alterações podem prejudicar o crescimento da espécie. No ambiente natural, os peixes tendem a procurar locais com qualidade de água mais adequada à sua sobrevivência e desenvolvimento, sendo que isto não é possível aos peixes confinados em tanques-rede. Portanto é necessário evitar grandes alterações na qualidade da água, ajustando a biomassa de peixes estocada aos limites sustentáveis de um açude ou represa, posicionando os tanques-rede em locais de qualidade de água adequada e constante, como mencionado por Ono (1999) *apud* Fávero *et al.* (2010).

Em cultivos intensivos e superintensivos, grande parte dos problemas de qualidade de água se deve ao uso de alimentos de má qualidade e de estratégias de alimentação inadequada. Um manejo adequado e a manutenção de uma boa qualidade de água pode garantir a saúde e o bom desempenho produtivo dos animais, conforme mencionado por Kubitzka (2003) *apud* Souza (2007).

Um dos principais processos causadores da degradação da qualidade das águas em ambientes lênticos (com água parada) tem sido a eutrofização (VIEIRA *et al.*, 1998), que consiste no enriquecimento das águas por nutrientes que propiciam o crescimento excessivo de organismos fotossintetizantes, tanto plânctônicos, quanto os que vivem no fundo (bentônicos) Toledo (1993) *apud* Souza (2007). Conforme mencionado por Eller (2001) *apud* Sipaúba-Tavares *et al.* (2010), o emprego de alimentos industrializados é o maior responsável pela queda da qualidade de água.

Em lagos e reservatórios, o monitoramento do teor de clorofila é particularmente importante uma vez que é um indicador de condições

tróficas e um indicador indireto de fertilizantes, pesticidas e herbicidas, conforme mencionado por Goodin (1993) *apud* Souza (2007).

O monitoramento limnológico de um corpo d'água constitui um poderoso instrumento que possibilita a avaliação da oferta hídrica e a minimização de impactos ao ambiente, conforme mencionado por Coimbra (1991) *apud* Souza (2007).

### **2.5.1. Impacto ao ambiente aquático**

Algumas vezes, o cultivo em tanques-rede vem acompanhado da degradação ambiental natural nas áreas vizinhas ao cultivo. Resíduos de efluentes da aquicultura têm sido comparados com efluentes domésticos e industriais, adicionando grandes quantidades de carbono, nitrogênio e fósforo no ambiente. Efluentes da aquicultura (águas incorporadas com fezes, urina e sobras de ração) entram no ambiente aquático e o material particulado se acumula no sedimento, podendo, em alguns casos, desenvolver condições com baixa concentração de oxigênio, uma vez que a acumulação é seguida pelo processo de degradação da matéria orgânica (CHO *et al.*, 2001 *apud* ARARIPE *et al.*, 2006).

Segundo BOYD *et al.* (1997), a compreensão do destino da ração empregada pode ser útil em procedimentos de manejo de viveiros para melhorar a qualidade da água e minimizar o impacto potencial do efluente nas águas à jusante. A ração não consumida é convertida em gás carbônico, amônia, fosfatos e outras substâncias dissolvidas pela ação microbiana, gerando impacto nos sistemas de criação de peixes (PILLAY, 1992; BACCARIN e CAMARGO, 2005 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

A principal consequência da eutrofização das águas é a acumulação excessiva de massa vegetal, que sem participar da cadeia natural de alimentação, é consumida por micro-organismos decompositores. A atividade desses micro-organismos provoca queda no teor de oxigênio, assim o fitoplâncton estará originando sedimentos orgânicos e condições de anaerobiose localizada (Branco, 1984). Dos processos anaeróbicos de

decomposição podem resultar inúmeros subprodutos que modificam a composição do ecossistema aquático (ARARIPE *et al.*, 2006).

As fazendas de peixe frequentemente representam uma fonte local de nutrientes para águas com baixa concentração de nutrientes, e seu impacto pode ser potencialmente significativo (DIAZ *et al.*, 2001). Foy *et al.* (1991) *apud* Araripe *et al.* (2006), monitorando algumas fazendas de cultivo de peixes, comprovaram que o fornecimento de ração libera fósforo e nitrogênio causando a eutrofização dos corpos d'água. Beveridge (2004) também concorda com essa afirmação, e antes dele, Phillips *et al.* (1985), já alertavam para o efeito da piscicultura sobre a ciclagem dos nutrientes na coluna d'água e o impacto sobre o sedimento.

Os peixes retiram da água o oxigênio que necessitam, que é a fonte de energia para todas as reações e processos fisiológicos, mas também tem a água como seu meio para dispersão de resíduos. Desta forma, adaptar a piscicultura aos conceitos de desenvolvimento sustentável da aquicultura é um desafio real, como já consideravam (PULLIN *et al.* 1993 *apud* BICUDO *et al.*, 2010).

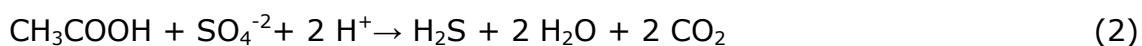
#### **2.5.1.1. Crescimento de micro-organismos**

A maioria dos organismos dependem da entrada de energia solar e das transformações cíclicas, principalmente, do carbono e oxigênio nas teias alimentares. Em tanques de piscicultura, essas transformações podem ser simples ou complexas e estão relacionadas com a produção de alimento humano, como plantas aquáticas ou biomassa animal (BOYD, 1990 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Diversos estudos têm demonstrado que o processo de eutrofização influencia na estrutura e dinâmica das comunidades planctônicas (fitoplâncton e zooplâncton), sendo utilizado para avaliação do estado trófico do ecossistema aquático (KARABIN *et al.*, 1997; PINTO-COELHO, 1998). De acordo com Margalef (1983) *apud* Sipaúba-Tavares *et al.* (2010), os organismos planctônicos funcionam como sensores refinados das

variáveis ambientais e refletem a intensidade dessas variáveis no decorrer do tempo.

À medida que as concentrações de nutrientes aumentam, há aceleração da produtividade de algas e cianobactérias, alterando a ecologia do sistema aquático. Os nutrientes, ao serem lançados na água, contribuem para aumento da produção orgânica do sistema, com elevação da biomassa fitoplanctônica e conseqüente diminuição na penetração de luz (ESTEVES, 1998). Destamaneira, ocorre anaerobiose no fundo e a decomposição da matéria orgânica passa a ocasionar a produção de metano e ácido sulfídrico no sedimento, conforme simplificado nas Equações 1 e 2:



O carbono orgânico, na forma de acetato, também pode formar  $\text{H}_2\text{S}$  desde que tenha sulfitos ( $\text{SO}_3^{-2}$ ) ou enxofre elementar, além de sulfatos, disponíveis na água (LUBBERDING, 1995 *apud* ALVES *et al.*, 2004).

A formação de metano ocorre também de outras duas formas, conforme Equações 3 e 4:



A metanogênese hidrogenotrófica pode ser realizada por praticamente todas as bactérias metanogênicas mas a metanogênese acetotrófica é responsável pela maior parte da formação de metano (LUBBERDING, 1995 *apud* ALVES *et al.*, 2004).

As principais espécies bacterianas envolvidas na acetogênese são *Acetobacterium woddii*, *Clostridium brientii*, *Desulfovibrio* sp., *Desulfotomaculum* sp., *Syntrophomonas wolinii*, *Syntrophomonas wolfeie* *Syntrophus buswellii* (ZEHNDER, 1988 *apud* STEIL, 2007).

A ciclagem dos nutrientes acima mencionada contribuirá para um novo ciclo de crescimento do fitoplâncton. Nesse estágio, pode ocorrer maior produção de matéria orgânica do que o ambiente é capaz de consumir e decompor,

com profundas mudanças no metabolismo de todo o ecossistema (HUTCHINSON, 1975; MARGALEF, 1983; WETZEL, 1983 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Costa-Pierce e Soemarwoto (1990), constataram esse problema nas represas Sauling e Cirata na Indonésia. Esses autores também relataram que ocorreu aumento descontrolado do uso de tanques-rede devido à falta de fiscalização, acarretando desequilíbrio na comunidade planctônica.

Os aumentos na produção de matéria orgânica pelo fitoplâncton podem proporcionar grandes alterações na produção do zooplâncton, na composição específica e densidade de cada espécie. Os organismos zooplanctônicos podem ser utilizados como indicadores do estado trófico, sendo os *copépodos calanóides*, e muitos *cladóceros*, excelentes indicadores de lagos oligotróficos (ESTEVES, 1998).

Alterações na composição planctônica podem fazer com que espécies ausentes em sistemas oligotróficos sejam encontradas em sistemas eutróficos e utilizadas como indicadores do estado trófico aquático (MATSUMURATUNDISI, 1999 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Entretanto, nem sempre a relação do estado trófico pode ser relacionada apenas com a disponibilidade de nutrientes, mas também a outros fatores, como morfometria e dinâmica da coluna d'água (REYNOLDS, 1998 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

A alimentação seletiva dos peixes e do zooplâncton também pode afetar (efeito top-down) os níveis tróficos inferiores, ou seja, os organismos da base da cadeia alimentar. As interações predador-presa são transmitidas ao longo da cadeia alimentar, determinando a produção e composição da comunidade fitoplanctônica (CARPENTER *et al.*, 1985, 1987 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Desta maneira, diversos mecanismos atuam simultaneamente, onde fatores como: mudanças espaciais e temporais na composição de espécies,

correntes de vento e etc., influenciam e transformam as relações dentro das comunidades, gerando flutuações cíclicas diárias e resultando em balanço contínuo entre os processos fotossintéticos e respiratórios das comunidades aquáticas (KARJALAINEN *et al.*, 1996 *apud* Sipaúba-tavares *et al.*, 2010).

Segundo Calijuriet *al.* (1999), o sistema aquático pode ser considerado eutrófico quando suporta proliferação massiva de cianobactérias e diminuição de oxigênio na camada profunda. Estas florações são caracterizadas pelo intenso crescimento na superfície da água e formação de uma densa camada com espécies de ampla tolerância às alterações ambientais. Esses organismos podem se adaptar a diferentes ambientes, e são potenciais causadores de intoxicação e morte de inúmeros animais (MITCHELL, 1996; ELER *et al.*, 2001; SAMPAIO *et al.*, 2002 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Diversos trabalhos têm demonstrado a preocupação com as toxinas (PLOEG e BOYD, 1991; PERSCHBACHER *et al.*, 1996; DATTA e JANA, 1998; HONDA *et al.* 2006) de gêneros como *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena* e *Oscillatoria*. No Brasil, estudos têm mostrado cada vez mais o potencial tóxico de muitas espécies (AZEVEDO *et al.* 1994; GIANI, 1994; TALAMONI e OKANO, 1997 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

As toxinas ou metabólitos secundários de cianobactérias podem ser prejudiciais aos humanos de forma direta ou indireta, ou seja, pelo contato direto com o metabólito secundário ou através do consumo de peixes contaminados (FERNANDES, 2008).

A resolução 274/2000 do CONAMA e a portaria 518/2004 do Ministério da Saúde estabelecem os impactos e os riscos que as cianobactérias podem causar, como também os limites toleráveis de cianobactérias e das cianotoxinas, classificadas como: hepatotoxinas, neurotoxinas e dermatotoxinas (SILVA, 2009).

Em geral, as clorofíceas possuem abundância elevada nos viveiros de criação de peixes, e as cianobactérias podem ser dominantes, devido às



condições eutróficas destes sistemas, sendo os gêneros mais comuns: *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Oscillatoria* (ELER, 2001). Algas *Anabaenae* *Oscillatoria* conferem sabor desagradável à carne do peixe, devido à produção de geosmina e de 2-metilisoborneol, com estrutura química demonstrada na Figura 2, comprometendo o valor de mercado do peixe (BOYD, 1990; PAERL e TUCKER, 1995). Já em relação ao zooplâncton, os rotíferos mantêm abundância elevada, seguidos dos copépodes e cladóceros (SIPAÚBA-TAVARES e COLUS, 1997; SIPAÚBA-TAVARES e BRAGA, 1999; SIPAÚBA-TAVARES, 2006 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

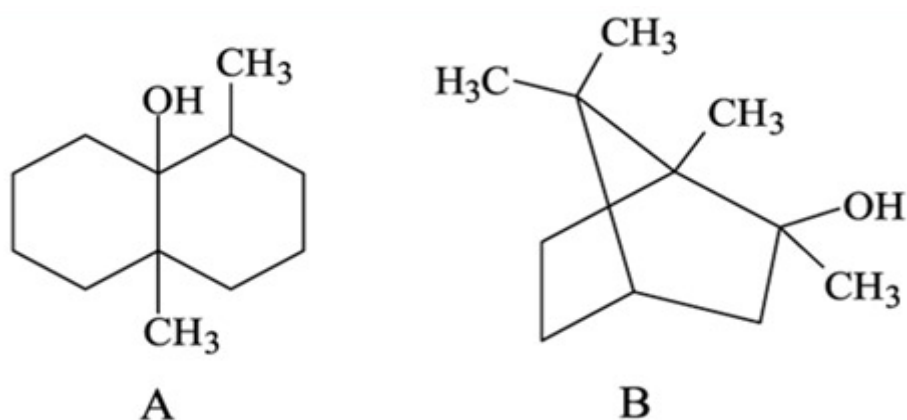


Figura 2: Estrutura da geosmina (A) e de 2-metilisoborneol (B).  
Fonte: Freitas *et al.* (2008).

Em tanques de criação de peixes, a proliferação excessiva do fitoplâncton pode causar diminuição de oxigênio no período noturno e supersaturação durante o dia, podendo causar a obstrução das brânquias dos peixes, devido à grande quantidade de matéria orgânica produzida pelo fitoplâncton, e inibição do crescimento das algas mais assimiláveis (MITCHELL, 1996; PERSCHBACHER *et al.*, 1996; DATTA e JANA, 1998 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Xavier *et al.* (1991) avaliaram a influência da floração de *Euglena sanguínea* Ehrenb, uma alga, em tanque adubado, ocorrida na Estação de Piscicultura do Instituto de Pesca em Pindamonhangaba, Estado de São Paulo, e constataram asfixia e perda de peso de alguns peixes, sugerindo que o excesso de adubo e a intensa respiração das algas contribuíram para a redução dos valores de oxigênio no tanque. Aindan esse estudo, XAVIER *et*

*al.* (1991) observaram que a amônia, cujos valores da concentração variaram entre 0,77 e 1,58 mg L<sup>-1</sup>, favoreceu o crescimento das algas, já que os compostos de nitrogênio são nutrientes essenciais para a produtividade primária. Segundo Branco (1986), uma concentração de 0,30 mgL<sup>-1</sup> de nitrogênio é suficiente para promover floração de algas.

Segundo Sipaúba-tavares (1994) *apud* Mainardes-Pinto *et al.* (2003), as principais fontes de amônia em viveiros de criação são os fertilizantes, que estimulam o crescimento de micro-organismos para alimentarem os alevinos, os excrementos e os produtos resultantes da decomposição microbiana de compostos nitrogenados.

#### **2.5.1.2. O nitrogênio como nutriente para organismos fotossintetizantes**

No ambiente aquático, o nitrogênio pode ser encontrado sob diferentes formas, dentre outras, a de nitrito, nitrato, amônia e óxido nitroso. A quantidade e a natureza de seus compostos muitas vezes determinam a produtividade total do sistema aquático, e a disponibilidade desses compostos controla a biomassa algal (SIPAÚBA-TAVARES, 1998 *apud* PEREIRA *et al.*, 2005).

Efluentes de viveiros de peixes apresentam altas concentrações de nutrientes sólidos e solúveis, derivados de produtos metabólicos, da decomposição da matéria orgânica e lixiviação, dissolvidos na água ou acumulados sobre o sedimento (SHILO *et al.*, 1989; YOO *et al.*, 1995). A concentração do nitrogênio na forma de nitrato, importante também sob o ponto de vista de saúde pública e animal, é baixa nas águas superficiais, podendo atingir valores elevados em águas profundas (GREENBERG *et al.*, 1992). Concentrações elevadas de nitrato podem ser observadas em mananciais superficiais como resultado dos processos de mineralização e nitrificação, envolvendo outras formas de nitrogênio presentes nestas águas (HOODA *et al.*, 2000), onde o nitrogênio pode ser transportado pela água de escoamento superficial de chuvas, provocando eutrofização dos

ecossistemas aquáticos receptores. Além disso, como os viveiros (locais de criação) são corpos d'água de pequena profundidade, o fluxo contínuo de água, ação do vento e precipitação promovem circulação da água, transformando os viveiros em ecossistemas dinâmicos (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

A concentração de nutrientes nos sistemas de criação de peixes pode aumentar com a fertilização e manejo para incremento da produção dos viveiros. Nesse procedimento, a utilização da matéria orgânica ou inorgânica possui importante papel na disponibilidade de nutrientes na coluna d'água para o fitoplâncton, que são os organismos fotossintetizantes e, conseqüentemente, para o crescimento do zooplâncton e peixes, que se alimentam do fitoplancton. A aplicação de fertilizantes nitrogenados amoniacais como: sulfato de amônio ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), nitrato de amônio (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>), fosfatos monoamônicos (NH<sub>4</sub>H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>), fosfatos diamônicos ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>) e uréia ((NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>CO) também contribuem para o aumento da concentração de amônia na água (BOYD, 1982; KUBITZA, 2000 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

Conforme demonstrado na Figura 3, esses compostos serão metabolizados a partir dos processos de nitrificação e desnitrificação. Assim, o alimento (matéria orgânica) não aproveitado passará pelos processos de decomposição, assimilação e mineralização, muitas vezes promovendo desenvolvimento descontrolado das algas e, possivelmente, o surgimento de florações. Após a morte das algas, os compostos nitrogenados retornam novamente ao sistema pelos processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica das algas, que é a transformação do nitrogênio orgânico para inorgânico. Uma maneira importante de retirar da água o excesso de nitrogênio é com a desnitrificação, neste processo o nitrogênio é liberado para a atmosfera sob a forma de gás (PEREIRA *et al.*, 2005).

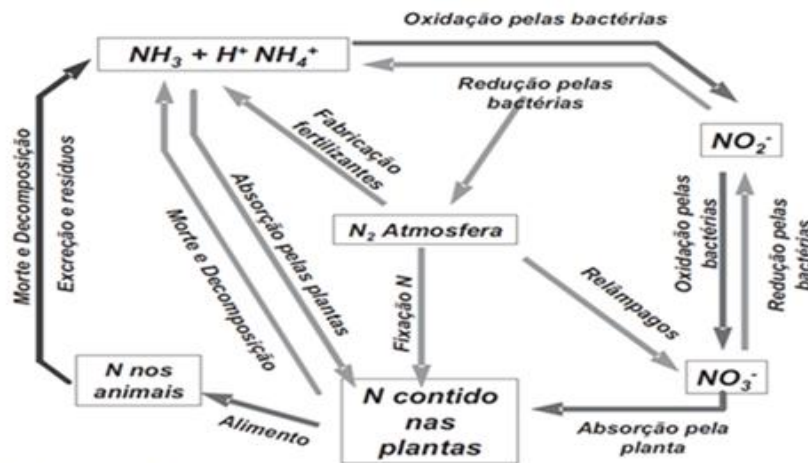


Fig. 3: Representação esquemática do ciclo de nitrogênio em um viveiro de piscicultura. Fonte: Boyd e Tucker (1998) *apud* Queiroz *et al.* (2007). modificado.

Sipaúba-Tavares (1994) *apud* Mainardes-Pinto *et al.* (2003), ressalta que a amônia é altamente tóxica para organismos aquáticos e pode causar severas mortalidades em viveiros, afetando as brânquias e reduzindo a habilidade do sangue em transportar oxigênio, causando ainda mudanças histológicas principalmente nos rins e baço e aumento da suscetibilidade do peixe a doenças.

Os efeitos tóxicos da amônia presente na água para os peixes estão relacionados principalmente à forma não ionizada ( $\text{NH}_3$ ), devido à facilidade com que esta molécula se difunde para dentro do peixe (HILLABY E RANDALL, 1979), enquanto a amônia ionizada ocorre como espécies maiores, hidratadas e carregadas, que não podem atravessar prontamente as membranas dos peixes (RANDALL E TSUI, 2002 *apud* AZEVEDO *et al.*, 2006).

Aumento na concentração de amônia não ionizada na água resulta em aumento na taxa de difusão, causando um acréscimo na quantidade interna da molécula, que leva a um restabelecimento do equilíbrio  $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$  dentro do peixe. Com a conversão da amônia não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) para a forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), mais  $\text{NH}_3$  externamente difunde para o interior do animal (Tomasso, 1980). Assim, qualquer pequeno aumento na concentração externa de  $\text{NH}_3$  pode causar um grande aumento na concentração interna de amônia total, excedendo as concentrações toleradas pelo organismo (DAS *et al.*, 2004 *apud* AZEVEDO *et al.*, 2006).

Fontes de proteína de baixo valor biológico, ou seja, aquelas que apresentam baixa porcentagem de retenção, têm muito nitrogênio não-protéico, e quando ingeridas pelos peixes, aumentam a produção e excreção de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), deteriorando a qualidade local da água e ameaçando a produtividade dos sistemas de piscicultura (CHO, 1990, 1992). A acumulação de amônia não-ionizada no ambiente está diretamente relacionada com o pH e temperatura da água: quanto mais altas temperatura e pH da água, mais alta a porcentagem relativa de amônia não-ionizada no ambiente aquático (Tabela 1), e mais alta a incidência de lesões branquiais e toxicidade aguda, uma vez que o sistema circulatório dos peixes absorverá grandes quantidades desta molécula (BICUDO *et al.*, 2010).

Tabela 1 - Porcentagem de amônia não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) na água doce em função do pH Bethesda: American Fisheries Society (1981) *apud* Bicudo *et al.* (2010).

TEMPERATURA (°C)					
pH da água	12	16	20	24	28
7,0	0,22	0,29	0,39	0,52	0,69
8,0	2,12	2,86	3,81	5,02	6,54
9,0	18,82	22,83	28,36	34,56	41,46
10,0	68,84	74,63	79,83	84,08	87,49

Pela tabela 1 pode-se concluir que quando a temperatura da água nos viveiros está mais elevada há um aumento significativo do pH, isto geralmente ocorre durante a tarde. Portanto, praticamente 89% do nitrogênio amoniacal é encontrado na forma não ionizada ( $\text{NH}_3$ ), que pode atingir valores tóxicos, com concentração de 0,6 a 2,0  $\text{mgL}^{-1}$ , por curtos períodos de exposição (QUEIROZ *et al.*, 2007). Segundo Proença e Bittencourt (1994) *apud* Baccarin *et al.* (2000) a concentração abaixo de 0,05  $\text{mg L}^{-1}$  é considerada ideal para o desenvolvimento de peixes.

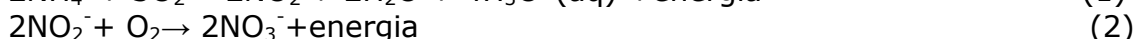
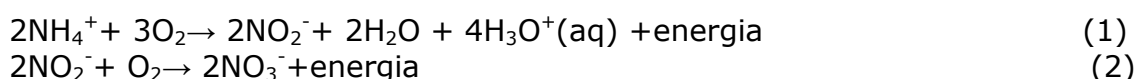
Na resolução 357/2005 do CONAMA os lançamentos não podem extrapolar o limite de 2,0  $\text{mgL}^{-1}$  de nitrogênio amoniacal para pH entre 7,5 e 8 e não ultrapassar 0,5  $\text{mgL}^{-1}$  para pH maior que 8,5 (ANDRADE *et al.*, 2010).

Também o nitrito ( $\text{NO}_2$ ), um composto intermediário no ciclo do nitrogênio, pode trazer danos aos peixes. Quando passivamente absorvido pelos peixes (porque está em alta concentração na água), o nitrito liga-se irreversivelmente à hemoglobina e forma a meta-hemoglobina, uma forma da hemoglobina, com o Ferro no estado de  $\text{Fe}^{3+}$  que se liga irreversivelmente ao oxigênio e não o transporta; nestas condições os peixes são levados a uma condição de hipoxia, que é a baixa concentração de oxigênio, e podem morrer por asfixia (BICUDO *et al.*, 2010).

### 2.5.1.3. O processo de nitrificação

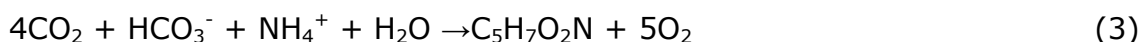
Segundo Kawano & Handa (2002), nos tratamentos biológicos de águas residuárias, procura-se repetir, em ambiente restrito e em curto espaço de tempo, a autodepuração, mesmo processo que se verifica ao longo do curso de um rio ou na área de um lago. De acordo com FERREIRA (2000), nesses tratamentos, a remoção de nitrogênio pode ser realizada por meio da nitrificação, seguida de desnitrificação. A nitrificação é realizada por bactérias nitrificantes que utilizam a energia liberada no processo de oxidação para crescimento e manutenção celular (QUEIROZ *et al.*, 2007). Essas bactérias existem naturalmente em sistemas onde há condições aeróbias e presença de nitrogênio amoniacal (ANDRADE *et al.*, 2010).

Segundo Torres *et al.* (1997), na nitrificação, o cátion amônio é oxidado a nitrito, principalmente pelas bactérias dos gêneros *Nitrosomonase Nitrosococcus*, conforme Equação (1). Os nitritos, por sua vez, são oxidados a nitratos pelas bactérias *Nitrobacter*, *Nitrocystise Nitrospina*, conforme Equação (2).



Essas bactérias são quimioautotróficas (tem capacidade de oxidar compostos inorgânicos como fonte de energia para síntese de substâncias orgânicas) e usam amônia e nitrito (QUEIROZ *et al.*, 2007).

Paralelamente à obtenção de energia, uma parcela de íons amônio é assimilada na formação de matéria orgânica nitrogenada (Equação 3).



Onde  $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$  representa a formação de matéria orgânica nitrogenada. Nesta reação o pH também tende a diminuir pelo consumo de  $\text{HCO}_3^-$  (METCALF & EDDY, 1991; DINÇER & KARGI, 2000 *apud* TEIXEIRA, 2006).

A concentração total de bases no meio aquático, conferindo resistência a mudanças de pH, é chamada alcalinidade (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). Os maiores contribuintes para a alcalinidade da água são os carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e os bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), mas a amônia ( $\text{NH}_3$ ), hidroxila ( $\text{OH}^-$ ), o fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) e a sílica ( $\text{SiO}_4^-$ ), entre outros, também atuam como bases, neutralizando os íons  $\text{H}^+$  (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). Normalmente a dureza e a alcalinidade total são equivalentes, pois os íons  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$  encontram-se associados aos carbonatos e bicarbonatos (MAIRS, 1966 citado por SIPAÚBA-TAVARES, 1995; KUBITZA, 2003 *apud* AMARAL *et al.*, 2011).

Dinçer e Kargi (2000) *apud* Teixeira (2006), reportaram pH ótimo em torno de  $8,0 \pm 0,5$  para o processo de nitrificação. Entretanto, o pH do meio decresce como resultado da liberação de íons  $\text{H}^+$ . Teoricamente 7,14 mg de alcalinidade são consumidas por 1 mg de  $\text{NH}_4^+$  oxidado, assim é desejável que o meio seja resistente à mudanças de pH.

O processo de nitrificação precisa ocorrer sob condições apropriadas, caso contrário, os próprios produtos do metabolismo bacteriano podem causar toxidez no meio, deixando-o em condições desfavoráveis para as bactérias (FERREIRA, 2000 *apud* ANDRADE *et al.*, 2010).

Segundo ABREU (1994) *apud* Andrade *et al.* (2010), a concentração de amônia ionizada de 10 a 150  $\text{mgL}^{-1}$  é inibitória para as *Nitrosomonas* sp.. Já as *Nitrobacter* sp. sofrem inibição por amônia com concentrações entre 0,1 a 1,0  $\text{mgL}^{-1}$ .

De acordo com VADIVELU (2007) *apud* Andrade *et al.* (2010), o mecanismo responsável pelo efeito inibitório da amônia livre na respiração das

*Nitrobacter* sp. não é claro. O efeito pode ser devido à ação direta da amônia sobre a enzima nitrato oxidoreductase, que atua na nitrificação, ou sobre alguma enzima envolvida no transporte de elétrons da cadeia respiratória. Independentemente dos detalhes dos mecanismos envolvidos nesse processo, os autores afirmaram que a amônia livre inibe a produção de energia pelas *Nitrobacter* sp., e a redução na atividade respiratória, em quaisquer de seus níveis, inibe o crescimento bacteriano.

Existem registros de espécies de peixes que toleram altos níveis de amônia na água, como *Opsanus beta*, *Opsanus tau* e *Porichthys notatus*, todos da família Batrachoididae (CAVERO *et al.*, 2004). Essa tolerância às adversidades ambientais pode estar relacionada à capacidade dos peixes de desenvolverem estratégias para suportar níveis elevados de amônia na água, principal produto nitrogenado da excreção dos organismos aquáticos (ADAMSet *al.*, 2001), e também ao fato de minimizarem a ação da amônia produzindo compostos derivados, como é o caso de *Clariasbatrachus*, que produz uréia ((NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>CO) (CAVERO *et al.*, 2004), e de *Oncorhynchus mykiss*, que produz Ácido 2-amino-4-carbamoilbutanoico, um aminoácido com nome de glutamina (C<sub>5</sub>H<sub>10</sub>N<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, conforme Figura 4) (CAVERO *et al.*, 2004).

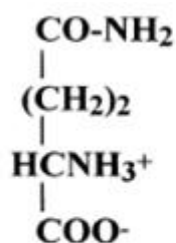


Figura 4 : Estrutura química da glutamina.  
Fonte: Tapiero *et al.* (2002).

Segundo FERREIRA (2000), a concentração de oxigênio dissolvido também tem influência direta sobre a taxa de nitrificação. Taxas ótimas podem ser obtidas com concentrações maiores que 2,0 mgL<sup>-1</sup>, desde que exista população de bactérias nitrificantes bem adaptada. Caso a concentração seja menor que 0,5 mgL<sup>-1</sup>, a velocidade de nitrificação reduz drasticamente e pode ser totalmente interrompida (SURAMPALLI *et al.*, 1997 *apud* ANDRADE *et al.*, 2010).



Segundo Vinatea-Arana (1997) a amônia em ambientes com pH entre 7 e 8 e temperaturas de 25 a 35°C e adequado nível de oxigênio, é rapidamente oxidada em nitrato pela ação de bactérias. Em geral, os sistemas rasos de cultivo apresentam-se bem oxigenados devido ao fluxo contínuo de água e curto tempo de residência (com alta taxa de renovação da água) (SIPAÚBA-TAVARES E DURIGAN, 1995 *apud* BACCARIN *et al.*, 2000).

O nitrato, segundo pesquisas de HUNIK *et al.* (1993), inibe a atividade das *Nitrobacter agilis*, que são bactérias nitrificantes. Sendo assim, a inibição dessas bactérias nitrificantes provoca acúmulo do nitrito, que é seu próprio substrato. Ainda segundo os mesmos autores, essa inibição pode ser inconveniente no tratamento de efluentes concentrados, pois não há como evitar o acúmulo do nitrato na nitrificação, quando separada da desnitrificação. Além da inibição do próprio substrato, outros fatores podem induzir o acúmulo de nitrito, tais como:baixo pH, baixa temperatura ebaixa concentração de: oxigênio dissolvido(PHILIPS & VERSTRAETE, 2001*apud* ANDRADE *et al.*, 2010).

#### **2.5.1.4. O processo de desnitrificação**

A desnitrificação ocorre em condições anaeróbias. Nos ecossistemas aquáticos, o principal local de sua ocorrência é o sedimento, pois, além das baixas condições de oxigenação, há disponibilidade de grande quantidade de substrato orgânico (PEREIRA *et al.*, 2005).

As bactérias responsáveis pela desnitrificação são anaeróbias facultativas, sendo as principais pertencentes aos seguintes gêneros: *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter*, *Bacillus* e *Spirillum* (METCALF E EDDY, 2003 *apud* SANTOS, 2009).

Conforme Alvim (2010), o processo de desnitrificação consiste, inicialmente, na redução de nitrato a nitrito mediada pela enzima nitrato redutase, conforme Equação 4.



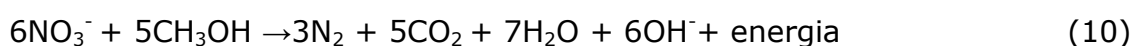
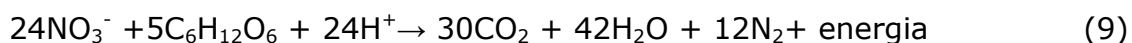
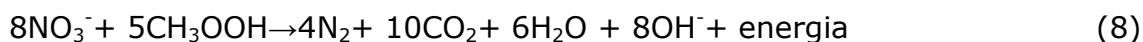
Em seguida o nitrito é reduzido a óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio pela ação da enzima nitrito redutase, conforme as Equações 5, 6 e 7.



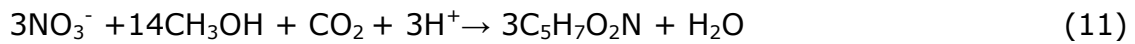
Essa redução acontece associada ao ganho de elétrons. As bactérias heterotróficas utilizam material orgânico como fonte de carbono e elétrons, utilizando nitrato como receptor terminal de elétrons (oxidam o material orgânico com o nitrato) e ganham energia neste processo. Por isso, a baixa disponibilidade de elétrons em compostos orgânicos é um fator limitante no processo de desnitrificação (SOUZA *et al.*, 2005), sendo as fontes mais comuns a glicose (MARCHETTO *et al.*, 2002), ácido acético (EPA, 1993), fenol (QUEIROZ, 2006), metanol (METCALF *et al.*, 2003) e etanol (FUX *et al.*, 2006 *apud* FREITAS, 2009).

A desnitrificação eleva o pH, compensando a diminuição causada pela nitrificação, e seu valor ótimo está em torno de 7,0 a 8,0. Organismos desnitrificantes podem tolerar uma faixa de pH entre 6,0 e 9,0 (DINÇER E KARGI, 2000). O valor ótimo específico é variável de acordo com o tipo de bactéria presente no meio (WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, 1983 *apud* TEIXEIRA, 2006).

A reação geral pode ser demonstrada pelas Equações 8, 9, e 10 utilizando o ácido acético, glicose e metanol como fontes de carbono e elétrons para obtenção de energia (BARBOSA, 2010).



Também pode ocorrer a síntese de matéria orgânica nitrogenada. De acordo com Metcalf *et al.* (1991) *apud* Teixeira (2006), 25 a 30 % da quantidade de metanol requerida para produção de energia é utilizada na síntese de matéria orgânica nitrogenada, conforme demonstrado pela Equação 11.



Entretanto, a redução dissimilatória do nitrato a nitrogênio amoniacal, também conhecida como amonificação do nitrato, na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), pode ocorrer no mesmo "habitat" no qual ocorre a desnitrificação e, até mesmo, gerar competição pelo  $\text{NO}_3^-$ , este processo segue as etapas demonstradas na Equação 12 (GARBOSSA, 2006 *apud* ALVIM, 2010).



O processo de desnitrificação é uma alternativa da respiração biológica que resulta na remoção de nitrogênio. Nesse processo, o oxigênio molecular ( $\text{O}_2$ ), estando presente no meio, funciona como inibidor. As bactérias desnitrificantes utilizam preferencialmente o oxigênio molecular que compete com o nitrato na função de receptor de elétrons. Dessa forma, a desnitrificação só pode ocorrer em ambiente anóxico (SOUZA *et al.*, 2005).

Nitrificação e desnitrificação são processos acoplados. Assim, no hipolímnio, no final de um período em condições anaeróbias, ocorre, em geral, grande quantidade de nitrogênio amoniacal. Com a oxigenação do meio aquático, inicia-se um intenso processo de nitrificação, que resulta no consumo de grande parte da amônia acumulada. Quando o meio se torna anaeróbio observa-se fenômeno inverso, isto é, forte redução da concentração de nitrato, devido à sua utilização nos processos de desnitrificação, que libera  $\text{N}_2$  para o ambiente, e amonificação do nitrato (PEREIRA *et al.*, 2005).

#### **2.5.1.5. O fósforo como nutriente para organismos fotossintetizantes**

O fósforo em conjunto com o nitrogênio é o elemento essencial para a proliferação dos organismos fotossintetizantes aquáticos como as macrófitas, algas e cianobactérias, e estando em excesso, pode causar eutrofização das águas (ARARIPE *et al.*, 2006).

O fósforo está presente nos ecossistemas aquáticos em forma de fosfato e normalmente encontra-se em baixa quantidade, no entanto sua importância biológica é relevante uma vez que faz parte da composição de importantes

compostos celulares diretamente ligados ao armazenamento de energia da célula, como ATP ( $C_{10}H_{16}N_5O_{13}P_3$ , conforme Figura 5) e fosfolipídios, que são os principais componentes das membranas celulares. Além disso, o fosfato faz parte da composição de ácidos nucleicos, nucleotídeos e fosfoproteínas. Normalmente as águas continentais são pobres em fósforo que, como já abordado, estão presentes na água na forma de fosfato e são provenientes de fontes naturais ou artificiais (ARARIPE *et al.*, 2006).

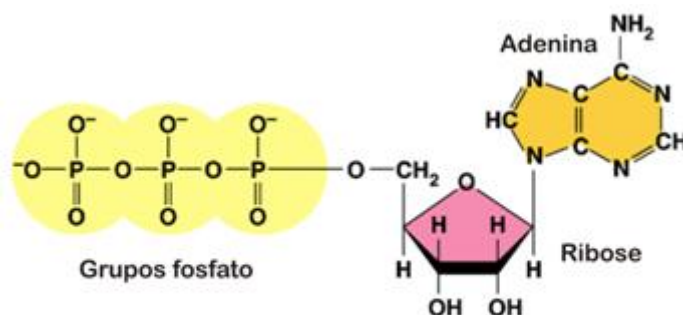


Figura 5: Estrutura da Adenosina Tri-fosfato (ATP).  
Fonte: Viviane *et al.* (2001) modificado.

São consideradas fontes naturais as rochas da bacia, que ao sofrerem intemperismo desagregam os minerais em sua forma cristalina disponibilizando-os para serem carreados pelo escoamento superficial da água da chuva, podendo chegar a diferentes ecossistemas aquáticos em duas formas: solúvel ou adsorvido a argila. O material particulado naturalmente presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição dos organismos são outras duas fontes naturais. As fontes artificiais são representadas principalmente pelo arrasto e pelo uso de fertilizantes (ARARIPE *et al.*, 2006).

Guo *et al.* (2003) *apud* Araripe *et al.* (2006), estudando o efeito do fósforo e nitrogênio proveniente de cultivo de tanques-rede no lago Niushanhu no rio Yangtze (China), observaram um aumento significativo na comunidade de plâncton em função dos níveis de nutrientes, evidenciando um aumento no nível de fitoplâncton a uma distância de até 20 m das caixas. No entanto, Alves e Baccarin (2005), monitorando a qualidade da água no Córrego de Arribada (Usina Hidrelétrica de Nova Avanhandava, Baixo Rio Tietê-SP), relatam apenas uma leve tendência de aumento da concentração de fósforo na área dos tanques. A diferença observada nestes experimentos evidencia a interferência do tipo de ambiente sobre o efeito do fósforo, pois

no Córrego da Arribada a profundidade no local de cultivo foi de 15 m e no lago do rio Yangtze a profundidade média era de 6 m.

A maioria dos compostos naturais de fósforo não são solúveis na água, somente em ácidos. Portanto, há diferença na absorção de fósforo entre os peixes com estômago, onde ocorre secreção ácida e os que não os têm (HEPHER, 1993). Outros fatores que também afetam a disponibilidade do fósforo são a relação Ca/P, a interação com outros minerais (Ca, Zn, Cu, Mg, Cu, F e Mn da dieta), a Vitamina D3 e o estado fisiológico do peixe (LALL, 2002).

A ração é a principal fonte de fósforo para peixes em criações intensivas, pois a concentração desse mineral é baixa em água doce e o fósforo que o peixe absorve da água é insuficiente para atender suas exigências (Furuya *et al.*, 2008). Sua deficiência leva à redução na taxa de crescimento (Andrews *et al.*, 1973; Baeverfjord *et al.*, 1998), piora na eficiência alimentar, baixa mineralização óssea (Vielma *et al.*, 1998; Baeverfjord *et al.*, 1998; Debnath *et al.*, 2005) e provoca aumento do conteúdo de gordura na carcaça (SAKAMOTO E YONE, 1978 *apud* MELO *et al.*, 2012).

A baixa digestibilidade do fósforo está relacionada principalmente a utilização dos produtos de origem vegetal, que apresentam de 45 a 75% do seu fósforo complexado na molécula de ácido fítico, que tem a seguinte fórmula:  $C_6H_{18}O_{24}P_6$  também conhecido como mio-inositol hexafosfato, com grande potencial quelatizador de minerais, proteínas e aminoácidos, o qual é tido como um fator antinutricional por não ser digerido pelos animais monogástricos, pela ausência da enzima fitase (OLIVA-TELES *et al.*, 1998 *apud* MELO *et al.* (2012).

No entanto, os alimentos de origem vegetal, que geralmente são utilizados em dietas para peixes contêm cerca de 70% do fósforo na forma indisponível. Portanto, a suplementação de fósforo inorgânico é necessária para obtenção do crescimento adequado dos peixes, o que acentua a excreção de fósforo, conduzindo à eutrofização do meio (STOREBAKKEN *et al.*, 1998 *apud* SILVA *et al.*, 2007).

Segundo Sajjadi e Carter (2004) *apud* Silva *et al.* (2007), em dietas elaboradas com produtos de origem animal, os níveis de fósforo encontram-se próximo às exigências dos peixes.

Segundo Margalef (1983), o fósforo está presente na água na forma de fosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ) e, considerando que a energia de formação dos fosfatos é muito grande (-306,2Kcal/mol), não se pode pensar em sua redução sob as condições em que se encontram nas águas naturais. Assim, o fósforo na água recicla na forma de fosfato, e com muita facilidade, pois seus ésteres são facilmente hidrolizados, permitindo que as algas o absorvam com bastante rapidez.

O fosfato nas águas continentais encontra-se em diferentes formas que podem ser classificadas como: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido, também chamado de ortofosfato ou fosfato reativo, fosfato total particulado e fosfato total. Do ponto de vista limnológico todas as formas de fosfatos são importantes, mas o ortofosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ) assume maior relevância por ser a forma assimilada pelos vegetais aquáticos e conseqüentemente responsável pela eutrofização das águas, assim é importante se determinar a quantidade de ortofosfato (ARARIPE *et al.*, 2006). Na água o íon ortofosfato pode estar presente em diferentes formas iônicas, em função do pH do meio, da temperatura e do teor de oxigênio (MARGALEF, 1983). A Tabela 2 mostra as principais formas solúveis e insolúveis do fosfato.

Tabela 2 - Principais formas de fosfatos solúveis e insolúveis, segundo Stumm e Morgan (1981) *apud* Araripe *et al.*(2006).

FOSFATO	FORMAS SOLÚVEIS	FORMAS INSOLÚVEIS
Inorgânico	$H_2PO_4^-$ ; $HPO_4^{2-}$ ; $PO_4^{3-}$ (ortofosfatos)	Complexo fosfato-argila
	$FeHPO_4^+$ (fosfato férrico monohidrogênio); $CaH_2PO_4^+$ (dihidrogênio-fostato de cálcio)	Complexos metal-hidróxidos Minerais ex: Apatita $Ca_3(PO_4)_2(OH, F, Cl)$
Orgânico	Compostos orgânicos dissolvidos: fosfatase, fosfolipídios, ácido fítico, fosfoproteínas, etc.	Fósforo complexado à matéria orgânica

A liberação do fosfato dos detritos orgânicos ocorre ainda na camada superficial, mesmo antes do material sedimentar. Algumas bactérias produzem a enzima fosfatase que atua sobre o fosfato orgânico, liberando-o na forma dissolvida que é rapidamente decomposta por outros micro-organismos e assimilada pelo fitoplâncton. Como essas reações ocorrem rapidamente, forma-se o que se conhece como "curto circuito" do fósforo. A utilização do fosfato inorgânico é possível devido à ação de bactérias e fungos que produzem a enzima fitase a qual atua sobre o ácido fítico, liberando ortofosfato (BOYD, 1995). A liberação do ortofosfato do ácido fítico é um dos principais fatores responsáveis pela degradação da água (PLOEG *et al.*, 1991).

Em lagos tropicais devido às elevadas temperaturas há um aumento do metabolismo dos organismos fazendo com que o ortofosfato seja ainda mais rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa. Esse fato leva a uma falsa idéia de que as águas tropicais naturais apresentam uma baixa concentração de ortofosfato (ESTEVES, 1998).

## 2.6. Métodos de análise

### 2.6.1. Coleta

A coleta de amostras de água para análises químicas é uma das etapas mais importantes. A confiabilidade dos resultados e sua interpretação

adequada dependem da sua correta execução. Uma das alternativas para coleta de água de corpos hídricos é o uso da garrafa de Van Dorn, que são confeccionadas com tubos de pvc, lacrados nas extremidades por tampas de borracha fortes e flexíveis, de acordo com a Figura 6. As amostras são coletadas, na profundidade desejada, interrompendo o fluxo livre de água em seu interior após o fechamento das aberturas de suas extremidades. Posteriormente determina-se quimicamente o que for de interesse (PARRON *et al.*, 2011).

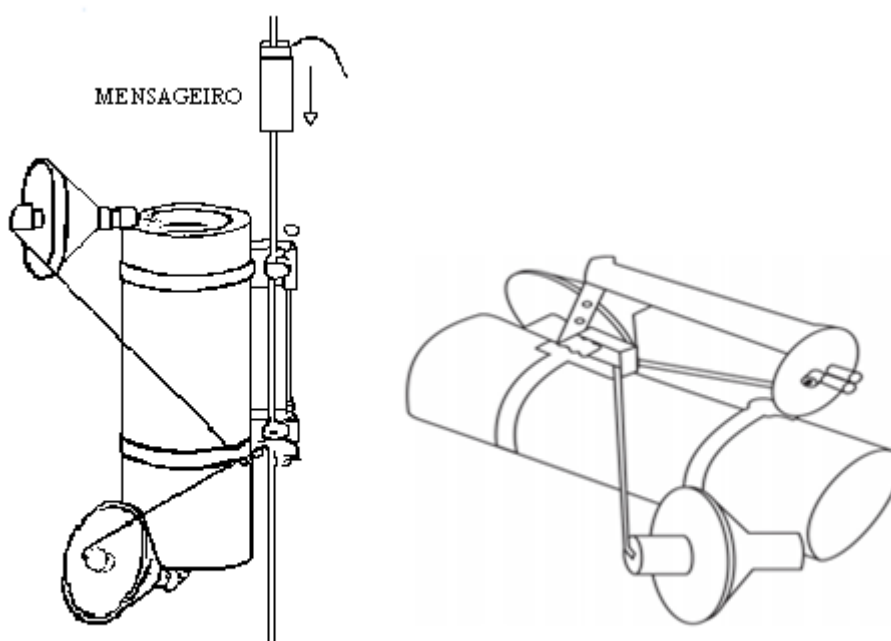


Figura 6 - Esquema da garrafa de Van Dorn. Fonte: Embrapa 2011 manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química da água

### 2.6.2. Acondicionamento

O procedimento de acondicionamento é fundamental para garantir a manutenção das características da amostra. Os frascos de acondicionamento devem ser resistentes, quimicamente inertes e permitirem perfeita vedação. Os frascos comumente utilizados para análise de compostos orgânicos são os de vidro borossilicato, os vidros de borossilicato âmbar são usados para evitar fotodegradação e o polietileno é usado para análise de íons, porque estes reagem com o vidro (PARRON *et al.*, 2011).



### **2.6.3. Filtração**

As amostras devem ser filtradas antes dos procedimentos analíticos. Os principais fatores que influenciam a concentração dos elementos na fração dissolvida amostra são: o tipo do filtro, do diâmetro do filtro, o método de filtração e a concentração de sedimentos suspensos. Geralmente os filtros tem porosidade de 45 micrometros e há muitas opções de materiais, sendo necessária a escolha do material apropriado para cada análise (PARRON *et al.*, 2011).

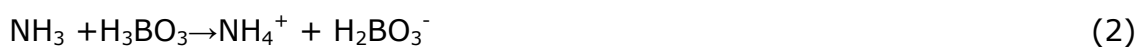
### **2.6.4. Preservação**

A escolha apropriada de frascos para coleta e armazenamento e utilização de técnicas adequadas, servem para retardar alterações químicas e biológicas que ocorrem após a amostra ser retirada do ambiente. Quanto menor o tempo de preservação menor é o risco de alterações na amostra. Alguns parâmetros como temperatura, pH, condutividade elétrica, teor de sólidos dissolvidos e oxigênio dissolvido, devem ser medidos no local de coleta utilizando medidores portáteis porque estes parâmetros não são mantidos de forma eficaz com as técnicas de preservação. Na determinação de compostos nitrogenados e de fósforo dissolvido, faz-se apenas o congelamento das amostras para que não haja interferências (PARRON *et al.*, 2011).

### **2.6.5. Determinação dos parâmetros químicos**

Uma forma de determinar o nitrogênio amoniacal é o processo de destilação, primeiro adiciona-se uma base (NaOH) para deslocar o equilíbrio entre o íon amônio para amônia livre, de acordo com a Equação 1, favorecendo a formação de amônia livre (gás amônia) que é liberada colocando o balão com a amostra numa manta de aquecimento. Após a destilação e condensação, a amônia é transferida para uma solução de ácido bórico ( $H_3BO_3$ ), onde ocorre a reação indicada na Equação 2 e mudando a coloração de violeta para verde. Para quantificar a amônia

adiciona-se ácido sulfúrico, que reage com ácido bórico conforme a Equação 3, até que a solução recupere a cor original (violeta).



A quantidade de amônia é determinada indiretamente pela quantidade de ácido sulfúrico consumido (SILVA *et al.*, 2011).

As análises de compostos orgânicos envolvem três etapas: extração e concentração, separação por cromatografia gasosa e por fim as análises. Na extração pode ser utilizado o processo de extração líquido-líquido, que se baseia na partição dos analitos entre a fase aquosa e orgânica. Na fase de separação os compostos orgânicos, que foram concentrados, devem ser aquecidos a temperaturas em que são volatilizados separadamente e isto é feito em cromatografia gasosa (CG) ou em cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) e depois procede-se com a análise de cada composto orgânico (PARRON *et al.*, 2011).

Para a determinação do nitrogênio orgânico, necessita-se uma digestão química, que converte o nitrogênio orgânico a amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). Na digestão do método clássico Kjeldahl, a amostra é aquecida com ácido sulfúrico. São utilizados sais ( $\text{K}_2\text{SO}_4$  ou  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) para aumentar a temperatura de ebulição do  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , e catalisadores, tais como Se, Hg ou Cu que promovem um aumento da velocidade de oxidação da matéria orgânica (BREMNER, 1965 *apud* FERREIRA *et al.*, 2007).

O sulfato de amônio  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  resultante da digestão é aquecido com uma base, desprendendo amônia ( $\text{NH}_3$ ) e após destilação e condensação, adiciona-se solução ácida para converter a amônia à íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) que é então determinado por espectrofotometria. Em resumo, procedendo-se apenas à destilação da amônia e sua titulação, mede-se apenas o nitrogênio amoniacal presente na amostra. Fazendo-se a digestão, destilação e a titulação seguida da colorimetria, mede-se o nitrogênio orgânico mais o nitrogênio amoniacal, o que é chamado nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (FERREIRA *et al.*, 2007).

Para a determinação de nitrito necessita-se de um método sensível à baixas concentrações deste na água. O método colorimétrico tem baixo custo e é eficaz, este pode ser feito com o método de Griess-Ilosvay, que utiliza a sulfanilamida para reagir com o nitrito em meio ácido, ou seja na forma de ácido nitroso, formando o sal de diazônio e em seguida este reage com o Dicloridrato de N-(1-naftil)-etilenodiamina formando um composto rosa avermelhado, conforme demonstrado pela Figura 4, que é determinado por espectrofotometria a 548nm (MICHALSKI *et al.*, 2006).

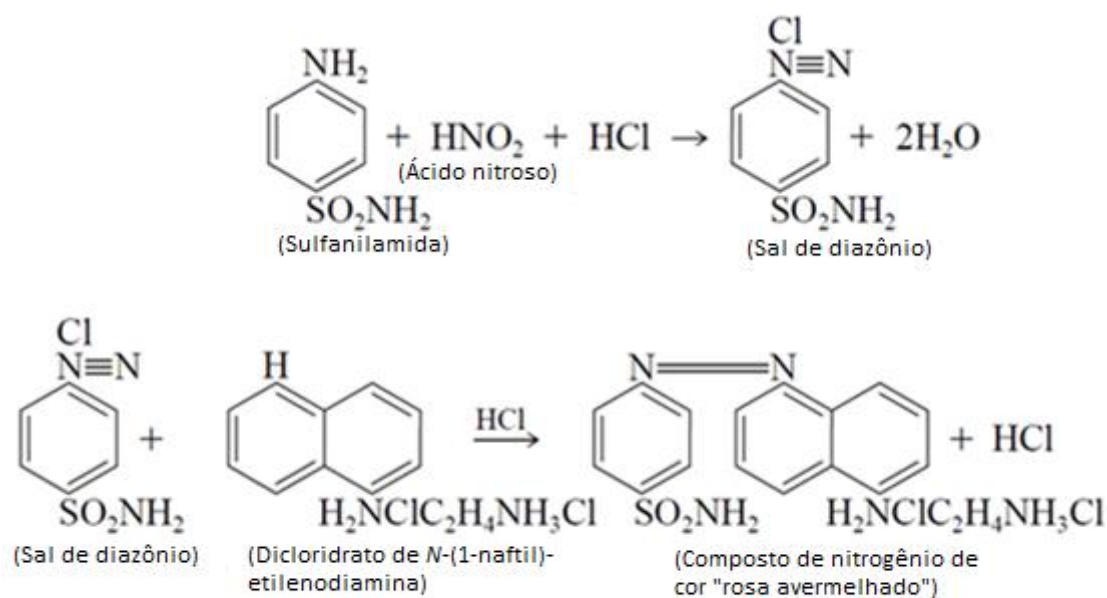
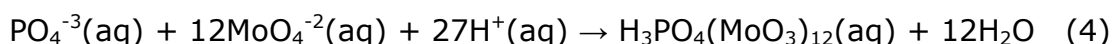


Figura 7 - Reação da sulfanilamida com dicloridrato de N-(1-naftil)-etilenodiamina para determinação de nitrito. Fonte: Michalski (2006) modificado.

O nitrato pode ser determinado diretamente na amostra por espectrofotometria com aparelhos que operam na região do ultravioleta, mas estes tem custo maior do que os que operam somente na região do visível. Inicialmente faz-se uma leitura a 220nm. Todavia, a matéria orgânica presente na amostra absorve ondas de 220nm e de 275nm, porém, o nitrato não absorve esta última. Desta forma é necessário uma segunda medida, a 275 nm, para que o valor de absorvância referente à matéria orgânica seja subtraída (NUNES *et al.*, 2012).

A determinação de fósforo em águas é essencialmente feita com o uso de espectrofotometria. Pode-se utilizar o método descrito por Strickland &

Parsons onde os íons ortofosfato reagem com molibdato, em meio ácido, formando complexo amarelo (Equação 4):

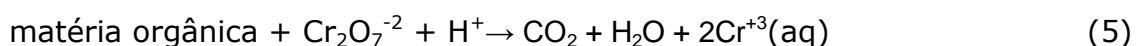


Em seguida, o Mo(VI) é reduzido para Mo(V) com ácido ascórbico na presença de tartarato de antimônio e potássio ( $\text{C}_8\text{H}_4\text{K}_2\text{O}_{12}\text{Sb}_2$ ), formando o ácido molibdofosfórico de cor azul, um complexo que obedece a Lei de Beer-Lambert quando as amostras são analisadas em espectrofotômetro a 882nm. As curvas de calibração podem ser construídas empregando-se diluições de solução padrão de fosfato de sódio (FONTANA, 2008).

Os fosfatos orgânicos necessitam de digestão química prévia à colorimetria. Empregam-se como digestores os ácidos sulfúrico e nítrico, conjuntamente, no mesmo equipamento utilizado para a digestão do nitrogênio orgânico. Quando se faz a digestão seguida da colorimetria, obtém-se a concentração de fósforo total. Quando se executa apenas a colorimetria, obtém-se a concentração de ortofosfatos, e a de fosfatos orgânicos pode ser obtida por diferença de resultados entre os dois procedimentos (SALAZAR *et al.*, 2009).

A demanda química de oxigênio também é extensivamente utilizada para caracterizar a fração orgânica de um corpo d'água. O teste da DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica, indicando assim indiretamente o teor de matéria orgânica presente (ZUCCARI, 2005).

A sua determinação é feita pelo método do refluxo fechado colorimétrico, utilizando-se como oxidante uma solução padronizada de dicromato de potássio em meio ácido (solução de ácido sulfúrico) contendo sulfato de prata (catalizador) que irão oxidar toda a matéria orgânica presente na amostra, de acordo com a Equação 5:



Esta mistura é aquecida a 150°C e fica em refluxo durante duas horas para que todo o  $\text{Cr}^{+6}$  reaja e seja reduzido a  $\text{Cr}^{+3}$ . Em seguida resfria-se a amostra e determina o  $\text{Cr}^{+3}$  no espectrofotômetro à 600nm, comparando o

valor obtido com o valor de uma curva analítica. A principal vantagem da DQO é o tempo (2 horas) para ser realizado (ZUCCARI, 2005).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio mede a quantidade de oxigênio, em mg de  $O_2/L$ , necessária para a oxidação biológica (decomposição por micro-organismos) da matéria orgânica presente em um litro de água após 5 dias e armazenada a  $20^\circ C$  (TOMAZ, 2008).

Um procedimento mais simples para a determinação da qualidade da água é realizado com o uso do disco de Secchi, que é utilizado como um indicador de turbidez, matéria orgânica e fitoplâncton. A concentração de nitrato está diretamente relacionada com a quantidade de fitoplâncton, sendo que o fitoplâncton é o maior responsável pela produção de matéria orgânica nos sistemas de piscicultura e lagos de pesca. Portanto, a abundância de fitoplâncton pode ser utilizada como um indicador da quantidade de matéria orgânica fixada pela fotossíntese, a qual geralmente é expressa em gramas de carbono fixadas por  $m^2/dia$ . Dessa forma, a visibilidade do disco de Secchi é um método simples e mais acessível para o piscicultor avaliar a abundância de partículas suspensas (sem dados qualitativos e quantitativos), mas útil para medir a transparência da água, como demonstrado na Figura 8, e fazer uma estimativa do nível trófico nas regiões de piscicultura (QUEIROZ *et al.*, 2007).

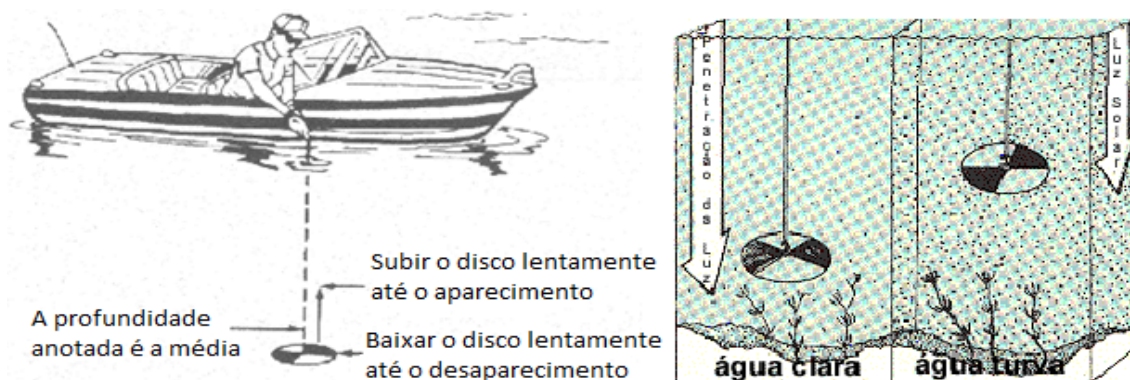


Figura 8 - Exemplo do uso do disco de Secchi. Fonte: POMPÊO (1999) modificado.

Assim, de acordo com a profundidade que o disco de Secchi fica visível, o lago pode ser classificado como oligotrófico (PV maior ou igual a 4,6 m), oligotrófico - mesotrófico (PV entre 4,5 - 3,8 m), mesotrófico (PV entre 3,7

e 2,4 m), mesotrófico – eutrófico (PV entre 2,3 e 1,8 m) e eutrófico (PV menor ou igual a 1,7 m), onde PV = profundidade visível (POMPÊO, 1999). Também tem sido muito utilizado o índice do estado trófico de Carlson (IET), relacionando linearmente a profundidade do disco de Secchi com a trofia do ambiente:  $IET(S) = 10.(6 - \ln S / \ln 2)$ , onde IET(S) é o índice do estado trófico de Carlson e S a profundidade de desaparecimento visual do disco de Secchi. Com base nos valores de IET(S) os lagos podem ser classificados como: ultra-oligotrófico (IET(S) menor ou igual a 20), oligotrófico (IET(S) entre 21 e 40), mesotrófico (IET(S) entre 41 e 50), eutrófico (IET(S) entre 51 e 60) e hipereutrófico (IET(S) maior ou igual a 61) (POMPÊO, 1999).

## **2.7. Sustentabilidade do cultivo**

A sustentabilidade de um cultivo em tanques rede, considerando-se como a junção dos parâmetros ambientais e produtivos (manejo) que permitam um melhor retorno econômico por um tempo mais longo, pode ser considerada frágil, uma vez que o maior impacto dos tanques rede é o aumento das concentrações de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica, provocando o enriquecimento de nutrientes na água e no sedimento adjacente (GUO *et al.*, 2003; FELSING *et al.*, 2006 *apud* ARARIPE, 2006).

Rocha (2001) *apud* Araripe *et al.* (2006), estudando a influência do cultivo intensivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanque rede sobre a qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas (MG), não observou alterações na densidade dos principais grupos de fitoplâncton nem na estrutura das comunidades na área estudada. A autora infere que estes resultados podem estar mascarados em função das características morfométricas (área, profundidade, etc.) do reservatório associadas às fortes chuvas nas cabeceiras do rio na época do experimento, pois ao reproduzir as condições do cultivo em mesocosmo (definidos como ecossistemas experimentais ao ar livre), ela observou que a água inicialmente oligotrófica, apresentou-se eutrofica ao final do experimento.

O estudo de Rocha (2001) *apud* Araripe *et al.* (2006), juntamente com o de Denner (1996) que também trabalhou com mesocosmos, fortalece a idéia de que o cultivo em tanques rede é responsável pelo aporte de nutrientes em quantidade suficiente para causar eutrofização caso não haja renovação de água. Nesse trabalho já foi abordado que as características químicas da água interferem sobre a eficiência do cultivo de peixes em tanques rede, afetando diretamente a viabilidade econômica do cultivo, assim a escolha do local e o dimensionamento do cultivo conforme a capacidade da área em suportar a carga dos nutrientes oriundos da atividade, é de primordial importância para a sustentabilidade do cultivo.

Antes de implantar um cultivo de peixes em tanques rede é necessário realizar um estudo sobre o teor de nutrientes no corpo d'água e fazer uma projeção para a quantidade máxima de nutrientes que poderá ser aportado pelo cultivo de forma a manter a qualidade da água em estado satisfatório para uma boa produtividade (ARARIPE *et al.*, 2006).

## **2.8. Alternativas para minimizar os impactos causados pelo excesso de nutrientes**

Atualmente, o uso da enzima fitase em programas de alimentação de monogástricos é amplamente investigado. Isto se deve à boa estabilidade da enzima, à sua atividade sobre o fitato e à quantidade relativamente baixa de fósforo (dentre outros minerais como Ca, Mn e Zn) e de nitrogênio (também quelatado pelo ácido fítico) presente nas dietas, principalmente com ingredientes de origem vegetal (MELLO *et al.*, 2012).

A partir da década de 1990 a produção da enzima fitase tornou-se economicamente viável com a utilização da tecnologia do DNA recombinante (KIESE *et al.*, 2001). Conforme Cowieson *et al.* (2008), o mercado de fitases exógenas é estimado em U\$ 250 milhões e cresce entre 10 e 15% ao ano.

Assim a suplementação de fitase em rações para peixes pode permitir um melhor aproveitamento dos nutrientes, conseqüentemente melhorando o desempenho produtivo e diminuindo a excreção de nitrogênio e fósforo na água. Entretanto ainda há uma certa inconsistência nos resultados de pesquisas conforme observado por Li *et al.*, (2009), devido a variação de resultados, sendo que alguns autores encontram melhora no desempenho produtivo (Vielma *et al.*, 1998; Li e Robinson, 1997; Furuya *et al.*, 2006) e outros não encontram nenhum efeito (VIELMA *et al.*, 2000; YAN *et al.*, 2002; GONÇALVES *et al.*, 2004; ROCHA *et al.*, 2008).

Uma série de alternativas, como a construção de bacias de sedimentação (BOYD, 2003; TACON & FOSTER, 2003), o uso de biofiltros (Bergheim & BRINKER, 2003; RIJIN *et al.*, 2006), e o fito-tratamento (COLT, 1991; PORELLO *et al.*, 2003), reduzem consideravelmente a concentração de nitrogênio e fósforo no meio e podem ser usadas para diminuir impacto ambiental de efluentes de aquicultura. Porém, ao invés de construir e utilizar estruturas complexas de tratamento de lodo e efluentes, que certamente aumentariam custos de produção (KOUKA & ENGLE, 1996), a adoção de práticas simples e efetivas de manejo da qualidade da água e gerenciamento ambiental, com ênfase no uso de rações balanceadas, saudáveis, estritamente ajustadas às exigências dos peixes, reduziria significativamente o potencial poluente da piscicultura (BICUDO *et al.*, 2010).

Outro importante fator relacionado ao metabolismo do nitrogênio é o hormônio do crescimento (GH) que aumenta a absorção de proteína, reduzindo a excreção de nitrogênio. Estudos mostram que a tilápia do nilo geneticamente modificada tem melhor conversão alimentar, excreta aproximadamente 70% de nitrogênio comparada à tilápia não transgênica e cresce a taxa superior à tilápia não transgênica (KOBAYASHI *et al.*, 2007).



### **3. CONCLUSÃO**

Com a avaliação das características físicas e químicas da água e da dinâmica dos nutrientes presentes, principalmente dos compostos de nitrogênio, é possível entender que a piscicultura causa impactos ambientais ao meio aquático. Quanto maior a quantidade de peixes cultivados, e conseqüentemente maior utilização de ração na alimentação, maior será a concentração de nutrientes liberados na água.

Esta maior concentração de nutrientes tem origem na baixa conversão alimentar da ração ingerida pelos peixes, na utilização de rações que não tem a composição adequada e/ou não tem a enzima fitase, que auxilia na absorção de proteínas de origem vegetal. Estes fatores tem como conseqüência o aumento do metabolismo dos micro-organismos planctônicos, gerando produtos tóxicos aos peixes e ainda diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido, que são essenciais para a vida e crescimento dos peixes.

Apesar da importância de análises para o monitoramento da qualidade da água, não foi encontrado material na literatura científica e nos meios de comunicação dos órgãos públicos sobre a ocorrência de fiscalização e acompanhamento das características da água em piscicultura com tanques-rede. Desta forma observa-se que o piscicultor, geralmente com poucos recursos, fica desamparado por parte do Estado para executar análises precisas das condições da água. A falta de fiscalização, também observada na Indonésia, pode permitir que tanques-rede sejam utilizados em excesso e/ou em locais inadequados, gerando grande impacto ao ambiente.

A partir deste estudo, conclui-se que o piscicultor deve ficar atento às condições físicas e químicas da água, fazendo constantes medições com o disco de Secchi (quando outras análises não forem acessíveis), e também observar se os tanques-rede estão em locais com adequada taxa de renovação da água, além de adotar outras técnicas de manejo que

minimizem as condições ruins para os peixes e conseqüentemente proporcionem maior rendimento financeiro e menores impactos ambientais.

#### **4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ADAMS. M, B,; POWELL. M, D,; PURSER. G, J,; Effect of acute and chronic ammonia and nitrite exposure on oxygen consumption and growth of juvenile big billed seahorse. **J. Fish Biol.**, v. 58, p. 848-860, 2001.

ALVES. H, B,; MOCHIDA. G, A,; CRUZ. G, J, G,; DUMA. M,; GOMES. C, S,; Precipitação Química e Cloração para Combate a Maus Odores em Estações de Tratamento de Esgoto Anaeróbias, **Sanare – Revista Técnica da Sanepar**, v.21, n. 2. P. 19-32. 2004.

ALVIM. C, A, N,; **influências do pré-tratamento por stripping na desnitrificação convencional e pela via curta, em rbs aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2010. 84p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina. Londrina.

AMARAL. A, A,; FERRAZ. D, R,; VARIAÇÃO NICTEMERAL DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA DE UM VIVEIRO DE CULTIVO DE TILÁPIA. ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 10., 2011, São José dos Campos, **Anais...** Alegre: Instituto Federal do Espírito Santo. Disponível em: <[http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC\\_2011/anais/arquivos/RE\\_0279\\_0277\\_01.pdf](http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC_2011/anais/arquivos/RE_0279_0277_01.pdf)> Acesso em 5 Agosto 2013.

ANDRADE. L,; KUMMER. A, C, B,; FAZOLO. A,; DASMACENO. S,; HASAN. S, D, M,; Influência de Nitrogênio Amoniacal e Vazão de Ar no Processo de Nitrificação, Etapa de Tratamento de Efluente de Abatedouro de Peixe, **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 1, p. 160-167, 2010.

ARARIPE, M. D. N. B. D. A.; França Segundo, L. F.; Lopes, J. B.; Araripe, H, G. D. A. Efeito do Cultivo de Peixes em Tanques Rede sobre o Aporte de Fósforo para o Ambiente, **Revista científica de produção animal**, v. 8, n.2, 2006.

AZEVEDO. F,; MARTINEZ. C, B, R,; WINKALER. E, U,; **Toxicidade e Efeitos da Amônia em Peixes Neotropicais**, Departamento de Ciências Fisiológicas - Universidade Estadual de Londrina - Cap. 6, Londrina. 2006 Disponível em: <<http://www.uel.br/laboratorios/lefa/capitulos.html>> Acesso em: 5 Agosto 2013.

BACCARIN. A, E,; FRASCÁ-SCORVO. C, M, D,; NOVATO. P, F, Níveis de Nitrogênio e Fósforo na Água de Tanques de Cultivo de Tilápia Vermelha Submetidas a Diferentes Manejos Alimentares, **Acta Scientiarum**,v.22, n. 2, p. 485-489, 2000.

BARBIERI. E,; MENDONÇA. J, T,; PAES. E, T,; Ocorrência de Espécies Exóticas na Comunidade do Jairé no Rio Ribeira de Iguape, **Estudo Biologia**,p. 269-276, 2007.

BARBOSA. J, S, B,; **Remoção Biológica de Nitrogênio de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos por Nitrificação e Desnitrificação Via Nitrito**. 2010. 105P. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília. Brasília.

BEVERIDGE.M, C, M,; **Cage Aquaculture**. India: Blackwell, 3ª ed. 2004. p. 183-200.

BICUDO. A, J, A,; CYRINO. J. E. P.; SADO. R, Y,; BORGHESI. R,; DAIRIKI. J. K. A Piscicultura e o Ambiente - O Uso de Alimentos Ambientalmente Corretos, **Revista brasileira de zootecnia**, v. 39, p. 68-87, 2010.

BORGHETTI, N.R.B.; OSTRENSKY,A.; BORGHETTI, J.R. **Aqüicultura: uma visão geral sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no Mundo**.1ª ed. Curitiba: GIA. 2003.

BOYD. C, E,; **Water Quality in Ponds for Aquaculture**. Alabama: Birmingham Publishing Co. 482p.1990.

BOYD, C.E. **Bottom soils, sediment and pond aquaculture**. 1ª ed. New York: Springer, 1995.

BOYD. C, E,; Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, v.226, p.101-112, 2003.

BRANCO. S, M,; **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB. 640p. 1986.

BRUGGER, A. M. **Produção de Tilápias: manual de orientação**. 1ª ed. Brasília: INFC. 2000.

CARMO. J, L,; FERREIRA. D, A,; SILVA JÚNIOR. R, F,; SANTOS. R, M, S,; CORRIEA. E, S,; Crescimento de Três Linhagens de Tilápia Sob Cultivo Semi-intensivo em Viveiros, **Revista Caatinga - Universidade Federal Rural do Semi-Árido**, v. 21, n. 2, p. 20-26, 2008.

CAVERO. B, A, S,; PEREIRA-FILHO. M,; BORDINHON. A, M,; FONSECA. F, A, L,; ITUASSÚ. D, R,; ROUBACH. R,; ONO. E, A,; Tolerância de juvenis de pirarucu ao aumentada concentração de amônia em ambiente confinado. **Pesq. Agropec. bras.**, v. 39, n. 5, p. 513-516, 2004. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-204X2004000500015&Ing=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2004000500015&Ing=pt&nrm=iso) Acesso em: 15/set./2004.

CHO. C, Y,; Fish nutrition, feeds and feeding: with special emphasis on salmonid aquaculture. **Food Reviews International**, v.6, p.333-357, 1990.

CHO. C, Y,; Feeding for rainbow trout and other salmonids. With reference to current estimates of energy and protein requirements. **Aquaculture**, v.100, p.107-123, 1992.

CHO, C.Y.; BUREAU, D.P. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. **AquacultureResearch**, v. 32, Supplement 1, p. 349-360, 2001.

CONAMA, **RESOLUÇÃO Nº 237 , DE 19 DE dezembro DE 1997**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>> Acesso em: 11 Agosto 2013.

CONAMA, **RESOLUÇÃO Nº357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 15 Agosto 2013.

CONAMA, **RESOLUÇÃO Nº 413, DE 26 DE JUNHO DE 2009**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=608>> Acesso em: 15 Agosto 2013.

COLT. J,;Aquacultural production systems. **Journal of Animal Science**, v.69, p.4183-4192, 1991.

COSTA-PIERCE. B, A,; SOEMARWOTO. O,; Reservoir Fisheries and Development for Resettlement in Indonésia. ICLARM Technical Report 23. ICLARM, Metro Manilla, Philippines.

COWIESON. A, J,; SELLE. P, H,; RAVINDRAN. V,; O Uso de Fitase e Suas Implicações na Digestão e Absorção de Nutrientes. In: CONFERÊNCIA APINCO 2008 DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AVÍCOLAS. 2008, Santos. **Anais...** Santos, São Paulo: Fundação Apinco de Ciência e Tecnologia Avícolas, 2008. p. 279-290.

DATTA. S,; JANA. B, B,; Control of bloom in a tropical Lake: grazing efficiency of some herbivorous fishes. **Journal of Fish Biology**, United Kingdom, v. 53, p. 12-34, 1998.

DIAZ. M, M,;; TEMPORETTI. P, F,;;PEDROZO. F, L,;; Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagônia, Argentina). **Lakes & Reservoirs: Researcher and Management**, v. 6, p.151-158, 2001.

EPA.; "Process design manual for nitrogen control. Cincinnati" **EPA/625/R-93/010/**. September. 1993.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**.2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998.

FAO.; Technical Guidelines for Responsible Fisheries. **Aquaculture development**. n. 5, Rome: FAO.1997

FÁVERO, G. C.; MAGALHÃES, C. C. B.; SILVA, J. N. D. **Produção de tilápias em tanques-rede**. 2010. Disponível em: <<http://www.fazu.br/Imagens/publicacoes/documentos/007-PRODUCAODETILAPIASEMTANQUES-REDE.pdf>>. Acessado em: 18 Novembro 2012.

FERNANDES. S, S,;; **Biodisponibilidade de Cianotoxinas em Bivalves**. 2008. 43p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto.

FONTANA. J, F,;; **Determinação de Fósforo em Amostras Superficiais de Sedimentos das Regiões Portuárias do Estado de Santa Catarina, Brasil**.2008. 49p. Dissertação (Graduação em Bacharelado em Química) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

FREITAS. B, O,;; **Remoção de Nitrogênio de Lixiviado de Resíduos Sólidos Urbanos por Meio do Processo Nitrificação/Desnitrificação Via Nitrito em Reator em Bateladas Sequenciais**. 2009. 80p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília. Brasília.

FREITAS. A, M,; SIRTORI. C,; PERALTA-ZAMORA. P, G,; Avaliação do Potencial de Processos Oxidativos Avançados para Remediação de Águas Contaminadas com Geosmina e 2-mib. **Química Nova**. v. 31, n. 1, p. 75-78, 2008.

FURUYA. W, M,; BOTARO. D,; SILVA. L, C, R,; SANTOS. V, G,; SILVA. T, S, C,; SANTOS. L, D,; FURUYA. V, R, B,; Fitase em dietas para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Arch Zootec**, v. 55, n. 210, p. 161-170, 2006.

FUX. C,; VELTEN. S,; CAROZZI. V,; SOLLEY. D,; KELLER. J,; Efficient and Stable Nitritation and Denitritation of Ammonium-rich Sludge Dewatering Liquor Using an SBR With Continuous Loading. **Water Research**. v. 40, n. 14, p. 2765-2775, 2006.

GONÇALVES. G, S,; PEZZATO. L, E,; BARROS. M, M,; HISANO. H,; FREIRE. E, S,; FERRARI. J, E, C,; Digestibilidade aparente e suplementação de fitase em alimentos vegetais para tilápia do Nilo. **Acta Sci Anim Sci**, v. 26, n. 3, p. 313-321, 2004.

GREENBERG. A, E,; CLESCERI. L, S,; EATON. A, D,; **Standart methods for examination of water and wastewater**. 18<sup>a</sup> ed. Washington: American Public Health Association. 1.217p. 1992.

HALVER, J.H. Proteins and amino acids. In: PILLAY, T.V.R. (Ed.) **Fish feed technology**. ADCP/REP/80/11, Aquaculture Development and Coordination Programme. Rome: FAO, 1980. p.32-40.

HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. 1<sup>a</sup> ed. São Carlos: Editora RIMA. 2003.

HEPHER, B. Ecological aspects of freshwater fishpond management. In: GERKING, S.D. Ed. **Ecology of freshwater fish production**. London: Blackwell Scientific Publications, p.447-468, 1978.

HEPHER. B,; **Nutrición de pecescomerciales en estanques.** 1ª Ed. México: Ed. Limusa S.A., 407p, 1993.

HILLABY. B, A,; RANDALL. D, J,; Acute ammonia toxicity and ammonia excretion in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Journal of Fisheries Research Board of Canada.** v. 36, p. 621-629, 1979.

HONDA. Y, R,; MERCANTE. C, T, J,; VIEIRA. J, M, S,; ESTEVES. K, E,; CABIANCA. M, A, A,; AZEVEDO. M, T, P,; Cianotoxinas em pesqueiros da região metropolitana de São Paulo. In: ESTEVES. E, K,; SANT'ANNA. C, L,; Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo: um estudo na região metropolitana. São Carlos: **Rima**, p.105-120, 2006.

HUNIK. J, H,; MEIJER. H, J, G,; TRAMPER. J,; Kinetics of nitrobacteragilis at extreme substrate, product and salt concentrations. **Applied and Microbiology Biotechnology**, Heidelberg, v.40, n.2-3, p.442-448, 1993.

KARABIN. A,; EJSMONT-KARABIN. J,; KORNATOWSKA. R,; **Eutrophication process in a shallow, macrophyte-dominated lake - factors influencing zooplankton structure and density in Lake Luknajno.** Poland:Hydrobiologia, 1997. 342-343: 401-409.

KIES. A, K,; VAN HEMERT. K, H, F,; SAUER. W, C,; Effect of phytase on protein and amino acid digestibility and energy utilisation. **World's Poultry Science Journal**, v.57, p.110-126, 2001.

KOBAYASHI. SNIN-ICHIRO,; ALIMUDDIN.; MORITA. T,; MIWA. M,; LU. J,; ENDO. M,; TAKEUCHI. T,; YOSHIZAKI. G,; Transgenic Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) over-expressing growth hormone show reduced ammonia excretion. **Science Direct.** Tokyo. p. 427-435, 2007.



KOUKA. P, J,; ENGLE. C, R,; Economic implications of treating effluents from catfish production. **AquaculturalEngineering**, v.15, p.273-290, 1996.

KUBITZA. F.; Principais Parasitoses e Doenças em Tilápias. **Panorama da Aquicultura**. Jundiaí, agosto 2000. Disponível em: <[http://www.matsuda.com.br/matsuda/upload/artigostecnicos/qualidade\\_da\\_agua\\_sistemas\\_de\\_cultivo\\_planejamento\\_da\\_producao\\_manejo\\_nutricional\\_e\\_alimentar\\_e\\_sanidade\\_parte\\_ii.pdf](http://www.matsuda.com.br/matsuda/upload/artigostecnicos/qualidade_da_agua_sistemas_de_cultivo_planejamento_da_producao_manejo_nutricional_e_alimentar_e_sanidade_parte_ii.pdf)> Acesso em: 17 junho 2013.

LALL. S, P,; **The Minerals**. In: HALVER. J, E,; HARDY. R, W,; Fish Nutrition, 3ª Edition, Elsevier Science (USA), p. 259-308, 2002.

LI. J, S,; LI. J, L,; WU. T, T,; Effects of non-starch polysaccharides enzyme, phytase and citric acid on activities of endogenous digestive enzymes of tilapia (*Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus*). **AquacNutr**, v. 15, p. 415-420, 2009.

LI. M, H,; ROBINSON. E, H,; Microbial phytase can replace inorganic phosphorus supplements in channel catfish *Ictalurus punctatus* diets. **J World AquacSoc**, v. 28, p. 402-406, 1997.

MAEDA. H,; SILVA. P, C,; AGUIAR. M, S,; MACHADO. D,; PADUA. C,; OLIVEIRA. R, P, C,; MACHADO. N, P,; RODRIGUES. V,; SILVA. R, H,; Efeitos da Densidade de Estocagem na Segunda Alevinagem de Tilápia Nilótica (*Oreochromis niloticus*), em Sistema *Raceway*, **Ciência Animal Brasileira**, v. 7, n. 3, p. 265-272, 2006.

MALLASEN. M,; BARROS. H, P,; YAMASHITA. E, Y,; Produção de peixes em tanques-rede e a qualidade da água. **Revista tecnologia e inovação agropecuária**, São Paulo, junho 2008. Disponível em: <[http://www.dge.apta.sp.gov.br/publicacoes/t%26ia/T&IAv1n1/Revista\\_Apta\\_Artigo\\_Qualidade\\_de\\_Agua.pdf](http://www.dge.apta.sp.gov.br/publicacoes/t%26ia/T&IAv1n1/Revista_Apta_Artigo_Qualidade_de_Agua.pdf)> Acesso em: 11 julho 2013.

MAINARDES-PINTO. C, S, R,; MERCANTE. C, T, J,; Avaliação de variáveis limnológicas e suas relações com uma floração de Euglenaceae pigmentada em viveiro povoado com tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* Linnaeus), **Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 323-328, 2003.

MARCHETTO. M,; GIANOTTI. E, P,; CAMPOS. J, R,; PIRES. R, C,; MORAES. E, D, M,; "Estimate of Denitrifying Microbiota in Tertiary Sewage Treatment and Kinetics of the Denitrification Process Using Different Sources of Carbon." **Brazilian Journal of Microbiology**. v. 34, n. 2, p. 104-110, 2003.

METCALF.; EDDY.; "**Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**". McGraw Hill. 4ª ed. New York. 2003.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ed. Ômega S.A. 1983.

MELLO. K, D, M,; TESSITORE. A, J, A,; AIURA. A, L, O,; MACIEL. M, P,; AROUCA. C, L, C,; Adição de fitase em rações para tilápia-do-Nilo. **Revista Portuguesa de Ciências Veterinárias**. p. 85-89, 2012, Disponível em: <[http://www.fmv.utl.pt/spcv/PDF/pdf6\\_2012/85-89.pdf](http://www.fmv.utl.pt/spcv/PDF/pdf6_2012/85-89.pdf)> Acesso em 02 agosto 2013.

MICHALSKI. R,; KURZYCA. I,; Determination of Nitrogen Species (Nitrate, Nitrite and Ammonia Ions) in Environmental Samples by Ion Chromatography. **Polish Journal of Environmental Studies**. V. 15, N. 1, P. 5-18, 2006.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura**, Brasília, fevereiro 2012. Disponível em: <[http://www.mpa.gov.br/images/Docs/Informacoes\\_e\\_Estatisticas/Boletim%20Estat%20C3%ADstico%20MPA%202010.pdf](http://www.mpa.gov.br/images/Docs/Informacoes_e_Estatisticas/Boletim%20Estat%20C3%ADstico%20MPA%202010.pdf)> Acesso em: 10 agosto 2013.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. 2012. Disponível em:

<<http://www.mpa.gov.br/index.php/imprensa/noticias/751-a-multiplicacao-dos-peixes>> Acesso em: 29 Agosto 2013.

NOGUEIRA, A. C. **Diagnóstico da cadeia produtiva da tilápia**, 2005. Disponível em:

<[http://www.biblioteca.sebrae.com.br/bds/BDS.nsf/7227D4D9D30AB6CC832573A9006DF4BC/\\$File/NT0003737A.pdf](http://www.biblioteca.sebrae.com.br/bds/BDS.nsf/7227D4D9D30AB6CC832573A9006DF4BC/$File/NT0003737A.pdf)>. Acesso em: 18 Novembro 2012.

NOGUEIRA, A. J. **Aspectos da Biologia Reprodutiva e Padrões de Crescimento da Tilápia *Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758 (Linhagem chitralada) em cultivos Experimentais**. 2003. 77p. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

NUNES. M, L, A,; GOMES. J, B,; WEBLER. A, D,; ANDRADE. L, R,; MARCHETTO. M,; Comprometimento da Qualidade da Água Subterrânea por Nitratos. **Nucleus**, v. 9, n. 1, abril 2012

ONO, E.A.; KUBITZA, F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. 3ª ed. Jundiaí: Eduardo Ono. 2003.

PAERL. H, W,; TUCKER. C, S,; Ecology of bluegreen algae in aquaculture ponds. **Journal of the Aquaculture Society**, Baton Rouge, v. 26, n. 2, p.109-131, 1995.

PARRON. L, M,; MUNIZ. D, H, F,; PEREIRA. C, M,; Manual de Procedimentos de Amostragem e Análise Físico-Química de Água. **Embrapa**. Agosto 2011. Disponível em:  
<<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/921050/1/Doc232ultimaversao.pdf>> Acesso em 19 Agosto 2013.

PERSCHBACHER. P, W,; MILLER. D,; CONTE. E, D,; Algal off-flavors in reservoirs. **American Fisheries Society Symposium**, USA, v. 16, p. 67-72, 1996.

PEREIRA. L, P, F,; MERCANTE. C, T, J,; A Amônia Nos Sistemas de Criação de Peixese Seus Efeitos Sobre a Qualidade da Água - uma revisão, **Boletim Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 31 n. 1, p. 81-88, 2005.

PHILLIPS. M, J,; BEVERIDGE. M, C, M,;ROSS. L, G,; The environmental impact of salmonid cage culture on inland fisheries: present status and future trends. **Journal of Fisheries Biology**, v. 27, p. 123-127, 1985.

PINTO-COELHO. R, M,;Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil: Belo Horizonte. **Freshwater Biology**.v. 40,p.159-173, 1998.

PLOEG. V, D, M,; BOYD. C,; Geosmin Production by Cyanobacteria in Fish Ponds at Auburn, Auburn, **Journal of The World Aquaculture Society**, v.22, p. 207-216, 1991.

POGGERE. P, R,; **Avaliação do Desempenho Produtivo e Rendimento de Filé de Três Linhagens de Tilápia (*Oreochromis niloticus*): Supreme, Chitralada e Bouake**. 2009. 60p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon.

POMPÊO. M, L, M; 1999. Disponível em: <[www.ufrrj.br/institutos/it/de/acidentes/secc.htm](http://www.ufrrj.br/institutos/it/de/acidentes/secc.htm)> Acesso em: 15 Agosto 2013.

POPMA. T,; MASSER. M,; Tilapia: Life History and Biology, Auburn,**Auburn University - Southern Regional Aquaculture Center**, 1999. p. 1-4. (Publication, 283)

PORELLO.S,; LENZI. M,; PERSIA. E,; Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment pond system. I - Dissolved and particulate nitrogen and phosphorus.**Aquaculture**, v.219, p.515-529, 2003.

QUEIROZ. L, M,; Estudo da remoção biológica de nitrogênio via nitrito utilizando fenol como fonte de carbono operando um reator em bateladas sequenciais (SBR) em escala piloto. 2006. 198p. Dissertação (mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

QUEIROZ. J, F,; BOEIRA. R, C,; Comunicado Técnico 44 - Boas Práticas de Manejo (BMPs) para Reduzir o Acúmulo de Amônia em Viveiros de Aquicultura. **Embrapa**, Jaguariúna, Dezembro 2007, Disponível em: <[http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado\\_44.pdf](http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado_44.pdf)> Acesso em: 18 Agosto 2013.

RAMOS. I, P,; ZANATTA. A, S,; ZICA. E, O, P,; SILVA. R, J,; CARVALHO. E, D,; Impactos ambientais de piscicultura em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião, **Curso de Pós-Graduação em Biologia - Capítulo 9**, Botucatu, 2010, Disponível em: <<http://www.ibb.unesp.br/Home/Departamentos/Morfologia/Laboratorios/LaboratoriodeBiologiaeEcologiadePeixes/cap.-livro-09---ramos-impacto-tq-rd-87-98.pdf>> Acesso em: 7 julho 2013.

RIJIN. J, V,; TAL. Y,; SCHREIER. H, J,; Denitrification in recirculating systems: theory and applications. **Aquacultural Engineering**, v.3, p.364-376, 2006.

ROCHA. C, B,; POUHEY. J, L, O, F,; LOPES. P, R, S,; ENKE. D, B, S,; XAVIER. E, G,; Suplementação da enzima fitase e o desempenho e retenção mineral em juvenis de jundiá (*Rhamdia quelen*). **BolInstPesc**, v. 34, n. 1, p. 151-157, 2008.

SALAZAR. R, F, S,; MARCIEL. R, F,; ANDRADE. T, K,; GUIMARÃES. O, L, C,; IZÁRIO FILHO. H, J,; Validação do Método Colorimétrico por Ácido Vanadomolibdofosfórico para Determinação de Fósforo em Efluente Lácteo por Análise Comparativa. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25, Recife, 2009. Disponível em <<http://www.bvsde.paho.org/sde/ops-sde/bvsde.shtml>> Acesso em 01 agosto 2013.

SANTOS. V, B,; **Crescimento morfométrico e alométrico de linhagens de tilápia (*Oreochromis niloticus*)**. Tese (doutorado em zootecnia) Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2004.

SANTOS. E, V, M,; **Desnitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. 2009. 114p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

SCORVO FILHO, J. D.; CYRINO, J. E. P.; QUEIROZ, J. F. Memórias do I Workshop Internacional para o Desenvolvimento de Boas Práticas de Manejo (BPMs) para a Aqüicultura. **Embrapa**, Jaguariúna, dezembro 2007.

Disponível

em: <[http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos\\_70.pdf](http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_70.pdf)>

Acesso em: 18 Agosto 2013.

SHILO. M,; SARIG. S,; **Fish culture in warm water systems: Problems and trends**. CRC press, Florida. 259 p. 1989.

SILVA. P, C,; KRONKA. S, N,; TAVARES. L, H, S,; SOUZA, V. L. Desempenho produtivo da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*L.) em diferentes densidades de trocas de água em *raceway*. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 4, p. 935-941, 2002.

SILVA. T, S, C,; FURUYA. W, M,; SANTOS. L, D,; FUJII. K, M,; MICHELATO. M,; IWAMOTO. B, S,; Fitase líquida em dieta extrusada para juvenis de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Acta Scientific Animal Science**. v. 29, n. 4, p. 449-455, 2007.

SILVA. J, R, L,; **Dinâmica de Cianobactérias e Cianotoxinas em um Braço do Reservatório da Usina Hidrelétrica Luiz Eduardo Magalhães e Suas Implicações para o Abastecimento Público de Palmas-To**. 2009.114p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

SILVA. D, F,; ANDRADE. C, L, T,; SIMEONE. M, S, F,; AMARAL. T, A,; CASTRO. L, A,; MOURA. B, F,; Análise de Nitrito e Amônio em Solo e Água. **Embrapa**. Dezembro 2010. Disponível em: <[http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/2010/documento/Doc\\_114.pdf](http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/2010/documento/Doc_114.pdf)> Acesso em 11 agosto 2013.

SIPAÚBA-TAVARES. L, H,; Influência da luz, manejo e tempo de resistência sobre algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura. **Biotemas**.1995.

SIPAÚBA-TAVARES. L, H,; LACHI. G, B,; Qualidade da Água e Composição Fitoplanctônica de um Viveiro de Piscicultura Utilizado para Fins de Pesca Esportiva e Irrigação, **Boletim Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 29-38, 2008.

SIPAÚBA-TAVARES. L, MACEDO. C,; Eutrofização e Qualidade da Água na Piscicultura: Consequências e Recomendações, **Boletim Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 36 n. 2, p. 149-163, 2010.

SMITH, R.R. Nutritional bioenergetics in fish. In: PILLAY, T.V.R. (Ed.) **Fish feed technology**. ADCP/REP/80/11, Aquaculture Development and Coordination Programme. Rome: FAO, 1980. p.22-27.

SOUZA, S. M. L. D. **Avaliação limnológica em reservatórios: estudo de caso do cultivo de tilápias em raceways**. 2007. 49p. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SOUZA. J, T,; SANTOS. K, D,; COSTA. M, J, C,; COSTA. P, L, F,; MOTA. M, F,; avaliação do desempenho do reator uasb na desnitrificação de águas residuárias domésticas. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/II-058.pdf>> Acesso em: 17 agosto 2013.

STEIL. L., **Avaliação da Atividade Microbiana na Lagoa de Estabilização Anaeróbia da Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários do Município de Cajati, Vale do Ribeira de Igarapé.** 2007. 291p. Tese (Doutorado em engenharia civil) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.

SUSSEL. F, R,; Alimentação de Peixes em Tanques-Rede. **Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios.** Assis, junho 2008. Disponível em: <[ftp://ftp.sp.gov.br/ftppesca/alimentacao\\_peixes.pdf](ftp://ftp.sp.gov.br/ftppesca/alimentacao_peixes.pdf)> Acesso em 15 agosto 2013.

TACON. A, G, J,; FORSTER. I, P,; Aquafeeds and the environment: policy implications. **Aquaculture**, v. 226, p. 181-189, 2003.

TAPIERO. H,; MATHÉ. G,; COUVREUR. P,; TEW. K, D,; Glutamine and Glutamate. **BiomedicPharmacother.** v. 56, p. 446-457, 2002.

TEIXEIRA. R, M,; **Remoção de Nitrogênio de Efluentes da Indústria Frigorífica Através da Aplicação dos Processos de Nitrificação e Desnitrificação em Biorreatores Utilizados em um Sistema de Lagoas de Tratamento.** 2006. 148P. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

TOMAZ. P,; Análise da qualidade da água de rios e impactos de nitrogênio e fósforo rios e córregos. **Plínio Tomaz.** Agosto 2008. Disponível em: <<http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/livro12v02autodepuracao.pdf>> Acessoem: 15 Agosto 2013.

VIEIRA, J. M. P.; PINHO, J. L. S.; DUARTE, A. A. L. S. Eutrophication vulnerability analysis: a case study. **Water Scienc and Thechnology**, v. 37, n. 3, p. 121-128, 1998.

VIELMA. J,; LALL. S, P,; KOSKELA. J,; SCHFNER. F, J,; MATTILA. P,; Effects of dietary phytase and cholecalciferol on phosphorus bioavailability in



rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Aquaculture**, v. 163, p. 309-323, 1998.

VIELMA, J.; MKINEN, T.; EKHOLM, P.; KOSKELA, J.; Influence of dietary soy and phytase levels on performance and body composition of large rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and algal availability of phosphorus load. **Aquaculture**, v. 183, p. 349-362, 2000.

VIVIANE, W.; FARAH, S, C.; FALJONI-ALÁRIO, A.; Bioquímica: Estrutura de Biomoléculas e Metabolismo, 2001. Disponível em: <<http://www.iq.usp.br/chsfarah/apostila/Apostila2001.htm>> Acesso em: 25 Agosto 2013.

WATANABE, W. O.; LOSORDO, T. M.; FITZSIMMONS, K.; HANLEY, F. Tilapia Production systems in the americas: technological advances, trends, and challenges. **Reviews in Fisheries Science**, v. 10, n. 3-4, p. 465-498, 2002.

XAVIER, M, B.; MAINARDES-PINTO, C, S, R.; TAKINO, M.; Euglena sanguinea Ehrenberg bloom in a fish-breeding tank (Pindamonhangaba, São Paulo, Brazil). **Algological Studies**, Stuttgart, v. 62, 133-142, 1991.

YAN, W.; REIGH, R, C.; X, U, Z.; Effects of fungal phytase on utilization of dietary protein and minerals, and dephosphorylation of phytic acid in the alimentary tract of channel catfish *Ictalurus punctatus* fed an all-plant protein diet. **J World Aquac Soc**, v. 33, p. 10-22, 2002.

YOO, K, H.; MASSER, M, P.; HAWCROFT, B, A.; An in pond raceway system incorporating removal of fish wastes. **Aquacultural Engineering**, London, v. 14, p. 175-187. 1995.

ZANIBONI-FILHO, E.; O desenvolvimento da piscicultura brasileira sem a deterioração da qualidade da água. Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n. 1, p. 3-9, 1997.

ZIMMERMANN, S. O bom desempenho da chitralada no Brasil. **Panorama da Aqüicultura**. v.13, n.76, p. 69, 2003.

ZUCCARI. M, L,; GRANER. C, A, F,; LEOPOLDO. P, R,; Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) em Águas e Efluentes por Método Colorimétrico Alternativo. **Energia Agrícola**. Botucatu. V. 20, n. 4, p. 69-82, 2005.