

# Qualidade da água e suas relações com a biodiversidade fitoplanctônica

## *Water quality and its relationship with phytoplankton biodiversity*

Marianna de Queiroz Louro de Oliveira\*

### Resumo

A presente revisão tem como objetivo apresentar alguns parâmetros bióticos e abióticos que são utilizados para determinação da qualidade da água e sua influência sobre a biodiversidade fitoplanctônica. A diminuição da biodiversidade fitoplanctônica em ambientes poluídos pode alterar toda a estrutura trófica do ecossistema, visto que essa comunidade é a base da cadeia trófica nesses ambientes. O conhecimento dos diferentes parâmetros que determinam a qualidade da água é importante para o manejo e conservação dos ecossistemas aquáticos. Geralmente os parâmetros são de fácil acesso e interpretação, o que permite amplo monitoramento da qualidade da água em todo o país.

Palavras-chave: Poluição. Monitoramento. Parâmetros físico-químicos e biológicos. Índices de qualidade da água.

### Abstract

*This review aims to present some biotic and abiotic parameters that have been used to determine water quality and its influence on phytoplankton biodiversity. The decrease in phytoplankton biodiversity in polluted environments can change all the trophic structure of the ecosystem since this community is the base of the food chain in these environments. Knowledge of the different parameters that determine water quality is important for the management and conservation of aquatic ecosystems. Usually, parameters are of easy access and interpretation which allows broad monitoring of water quality across the country.*

*Keywords: Pollution. Monitoring. Physicochemical and biological parameters. Water quality index.*

## 1 Introdução

A biodiversidade de um ambiente aquático pode ser definida como a variabilidade dos organismos vivos presentes nele. A manutenção da biodiversidade de um ecossistema aquático é importante para conservar sua estabilidade e função (VESCOVI et al., 2009; ISHAQ; KHAN, 2013), pois contribui para a manutenção dos ciclos biogeoquímicos e preserva os recursos

\* Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.  
E-mail: mariannalouro@yahoo.com.br.

oriundos desses ambientes. Dentre os diferentes tipos de uso da água destacam-se o uso para o abastecimento para consumo humano, preservação e proteção do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral, irrigação, proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas, aquicultura, atividade de pesca e navegação (CONAMA, 2005).

Outra definição que deve ser considerada é em relação à poluição aquática. A poluição aquática é uma alteração ecológica provocada pelo ser humano, por meio de substância química ou energia (por exemplo, calor), que prejudica direta ou indiretamente as comunidades que vivem nesses ambientes. A poluição aquática pode causar riscos para a saúde do homem e gerar impactos nos recursos oriundos dos ecossistemas aquáticos (NASS, 2002). Um resumo com diferentes usos da água e seus efeitos sobre sua qualidade pode ser observado no Quadro 1.

Finalidade do uso da água	Efeitos na água
<i>Abastecimento urbano</i>	Poluição orgânica e bacteriológica
<i>Abastecimento industrial</i>	Poluição orgânica, introdução de substâncias tóxicas e elevação da temperatura
<i>Irrigação</i>	Carreamento de agrotóxicos, fertilizantes e sedimentos
<i>Aquicultura</i>	Carreamento de matéria orgânica
<i>Hidrelétrica</i>	Alteração no regime e na qualidade das águas
<i>Navegação fluvial</i>	Lançamento de óleos e combustíveis
<i>Recreação, lazer e harmonia paisagística</i>	Não há
<i>Pesca</i>	Alteração da qualidade após mortandade de peixes
<i>Assimilação de esgotos</i>	Poluição orgânica, física, química e bacteriológica
<i>Usos para preservação</i>	Melhoria da qualidade da água

**Quadro 1 – Diferentes usos da água e seus efeitos sobre sua qualidade**

Fonte: Adaptado de Pereira (2004)

Os principais problemas globais que afetam o serviço dos ecossistemas aquáticos e a disponibilidade de água são a intensiva urbanização, aumento pela demanda da água, contaminação, infraestrutura inadequada no tratamento e reaproveitamento da água e mudança no clima global, com períodos de intensa chuva ou escassez. Esses problemas contribuem para o aumento das fontes de contaminação dos ecossistemas aquáticos, diminui a disponibilidade de água e causam problemas na saúde pública. Consequentemente, a geração de energia, produção alimentar e biodiversidade são alteradas (TUNDISI, 2008).

A água é um importante componente para todos os seres vivos, e os constituintes físicos (como radiação solar, temperatura e vento) e químicos (nutrientes e alcalinidade) fazem parte de sua caracterização (CHOPRA et al., 2013). Neste sentido, a qualidade da água integra o conjunto dos fatores físicos, químicos e biológicos de um corpo d'água (MEDUPIN, 2011). Pois, além das características físico-químicas da água, os ecossistemas aquáticos apresentam ampla diversidade de flora e fauna (CHOPRA et al., 2013). Muitos grupos de organismos são utilizados para avaliar a qualidade da água (KANKAL; WARUDKAR, 2012), como o fitoplâncton, zooplâncton, as macrófitas aquáticas, os protozoários, crustáceos e peixes.

A comunidade fitoplanctônica (composta por organismos microscópicos, fotoautotróficos, que vivem em suspensão na coluna d'água, eucariontes ou procariontes), destaca-se como boa indicadora da qualidade da água. Dentre as principais características que essa comunidade apresenta evidencia-se o seu desenvolvimento que é regulado por fatores químicos, físicos e biológicos. Os organismos possuem tamanho reduzido e atividade metabólica rápida, com curto ciclo de vida (dias a semanas), são de fácil amostragem e de distribuição cosmopolita. Os organismos fitoplanctônicos são a base da cadeia trófica em muitos ecossistemas aquáticos e geralmente são os principais produtores primários nesses ambientes. Pode ainda ser destacada a grande variedade de estudos sobre essa comunidade sendo uma das mais utilizadas em estudos que visam detectar modificações na qualidade da água (DAS; PANDA, 2010; GUO et al., 2010; PALLEYI et al., 2011; KANKAL; WARUDKAR, 2012; OGBUAGU; AYOADE, 2012; ISHAQ; KHAN, 2013). As alterações nos fatores físico-químicos da água são responsáveis por 90% da variação na densidade fitoplanctônica. Os 10% restantes estão relacionados aos fatores biológicos, como competição e herbivoria (ISHAQ; KHAN, 2013). Neste sentido, a composição da comunidade fitoplanctônica é um importante constituinte para o monitoramento e manejo de ecossistemas aquáticos (GUO et al., 2010).

A presente revisão tem como objetivo apresentar alguns parâmetros físico-químicos e biológicos, esse último com ênfase na comunidade fitoplanctônica, que são utilizados na determinação da qualidade da água. Como existem diferentes tipos de metodologias e parâmetros que determinam a qualidade da água, a presente revisão focará nos fatores físico-químicos e biológicos e em alguns índices que determinam a qualidade da água a partir desses fatores. Em conjunto com o acima descrito, a revisão avaliará a influência da qualidade da água sobre a biodiversidade fitoplanctônica.

## 2 Material e métodos

Um levantamento bibliográfico no site de busca “Google Acadêmico” foi realizado buscando artigos publicados nos últimos dez anos, de 2004 a 2014. Para o levantamento bibliográfico foram utilizadas as seguintes palavras-chave em português e inglês: comunidade fitoplanctônica, biodiversidade, qualidade da água, fatores físico-químicos e biológicos. A busca principalmente por publicações mais recentes sobre o tema foi realizada a fim de identificar o que a literatura mundial está abordando atualmente sobre o assunto.

## 3 Qualidade da água e sociedade: um breve histórico

A água é um recurso natural indispensável aos seres vivos. O crescimento da população humana no século XIX aumentou os impactos antropogênicos nos ecossistemas aquáticos refletindo na qualidade da água. Atualmente conhece-se a importância de tratar a água para o consumo humano a fim de evitar problemas de saúde e epidemias. Contudo, nem sempre foi assim. Até final do século XIX as técnicas para melhorar a qualidade da água eram associadas apenas a aspectos estéticos como cor, gosto e odor da água. Apenas após a descoberta de que a água contaminada poderia transmitir doenças, a partir de uma epidemia de cólera em 1855, que se iniciaram medidas para o tratamento da água e da sua qualidade (FREITAS; FREITAS, 2005).

| 210 |

Como a água é um recurso comum a todos, foi necessário instituir leis, resoluções e diretrizes para proteger e manter a qualidade da água, determinando limites, padrões e valores para os parâmetros que compõem a qualidade da água. A partir do desenvolvimento de experimentos toxicológicos foi possível determinar os limites máximos de contaminação da água que não afetam a saúde da população humana. Com base nesses dados, iniciou-se o monitoramento das águas destinadas ao abastecimento público. O monitoramento da qualidade da água consiste em acompanhamento sistemático dos fatores que compõem e interferem na água sejam eles físico-químicos ou biológicos. As informações geradas pelo monitoramento devem ser destinadas à população e aos setores responsáveis (INEA, 2015).

Embora os processos de tratamento e monitoramento da qualidade da água estejam mais avançados, em alguns países, em especial aqueles em desenvolvimento, há um atraso em relação ao tratamento e qualidade da água, principalmente porque esses processos não alcançam todas as camadas da sociedade. Aproximadamente dois milhões de pessoas, principalmente crianças com até cinco anos de idade e idosos, morrem por ano no mundo por causa de doenças originadas por água contaminada (TORRES et al., 2000).

No Brasil, uma das primeiras legislações relacionada com a água foi aprovada em 1934, conhecido como o Código de Águas Brasileiro (n.º 24.643), em um período marcado por crise e maior necessidade de utilização de energia elétrica para gerar lucros. Nesse código as abordagens principais foram em relação à classificação e utilização dos corpos d'água brasileiros. Contudo,

foi apenas no final da década de 1970 que se iniciou a normatização da qualidade da água para consumo humano com o Decreto Federal n.º 79.367 de 1977 que estabelecia como competência do Ministério da Saúde a definição do padrão de potabilidade da água para o consumo humano (FREITAS; FREITAS, 2005). A água é denominada potável quando é tratada, apresenta qualidade e é livre de contaminação (BRASIL, 2004).

Em 1986 foi criado o Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para o Consumo Humano. Nesse programa, o esperado seria auxiliar financeiramente e tecnicamente os programas de vigilância da qualidade da água. Além disso, deveria considerar as estratégias para verificar o cumprimento da legislação quanto aos padrões físico-químicos e biológicos da água (FREITAS; FREITAS, 2005). O intuito era que as análises utilizadas para avaliar a qualidade da água permitissem diagnosticar algum problema e fosse capaz de proporcionar tomada de decisões para mitigar os impactos antrópicos.

O que se observa ainda hoje em relação à vigilância da qualidade da água é que esta é um desafio a ser enfrentado no país. Embora existam leis atuais que determinem os padrões para a qualidade da água e o monitoramento dos ecossistemas aquáticos, como a Portaria n.º 518 de 25 de março de 2004, que define os valores máximos permitidos para as características bacteriológicas, organolépticas (substâncias que afetam o sabor, odor e cor da água), físicas e químicas que são toleradas para águas destinadas ao abastecimento (BRASIL, 2004); e a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, n.º 357/2005) que classifica os corpos de água e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, o que se observa é que na maior parte do país não há o cumprimento das legislações. Em 2003, apenas 19% dos Estados realizavam avaliações referentes à qualidade da água (BEZERRA et al., 2004), o que representa uma porcentagem muito baixa, refletindo em um grande desafio para o manejo e conservação dos ecossistemas aquáticos do país.

## 4 Degradação da qualidade da água

A deterioração da qualidade da água é uma importante questão que envolve os estudos realizados nos ecossistemas aquáticos atualmente (SMITH; SCHINDLER, 2009; O'NEIL et al., 2012; BORDOLOI; BARUAH, 2014). Os maiores poluentes em regiões urbanas são oriundos do escoamento das áreas ao entorno dos ecossistemas aquáticos (CHOPRA et al., 2013). Quando há escoamento, pode haver aumento de sólidos suspensos, que são constituídos por solo, partículas orgânicas, inorgânicas e nutrientes. O escoamento pode causar também problemas associados à entrada de metais pesados, pesticidas e patógenos nos corpos d'água (GREENWAY, 2010). Além dos impactos antropogênicos, perturbações naturais como tempestades e inundações também afetam os ecossistemas aquáticos (CHOPRA et al., 2013).

Uma das principais causas de poluição nos ambientes aquáticos ocorre devido ao incremento na disponibilidade de nutrientes, processo conhecido como eutrofização

(CARDINALE, 2011; BORDOLOI; BARUAH, 2014). Como consequências da eutrofização podem ser destacadas a extinção de macrófitas aquáticas submersas normalmente decorrentes de *blooms* algais, e em casos extremos, de cianobactérias; o aumento da biomassa microbiana; simplificação da estrutura trófica; instabilidade do ecossistema; mudanças na turbidez da água; dominância de algas e; diminuição da biodiversidade (SMITH; SCHINDLER, 2009; QIN et al., 2013).

A degradação dos ecossistemas aquáticos, além de diminuir a qualidade da água e a biodiversidade, pode causar perda de *habitat* e diminuir também a qualidade de vida da flora e fauna local (HERRERA-SILVEIRA et al., 2009).

## 5 Principais parâmetros para a determinação da qualidade da água

Através do monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos é possível detectar os efeitos da poluição sobre a qualidade da água (BORDOLOI; BARUAH, 2014). A análise desses parâmetros é uma ferramenta para avaliar a saúde do ambiente, a qualidade da água e o crescimento das comunidades biológicas (MEDUPIN, 2011; ISHAQ; KHAN, 2013; BORDOLOI; BARUAH, 2014). Não apenas a variação de um fator pode caracterizar ou não a presença de poluição em um sistema. O sinergismo entre os parâmetros deve ser avaliado para determinar se o ambiente é poluído ou não.

Para a avaliação da qualidade da água, utilizam-se parâmetros como pH, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, concentrações de nutrientes, concentrações de clorofila-a, demanda bioquímica (DBO) e química de oxigênio (DQO), coliformes e estreptococos fecais, concentrações de sólidos dissolvidos totais, óleos e graxas, dentre outros. Os parâmetros analisados e os valores máximos permitidos para manutenção da qualidade da água podem variar com relação à metodologia utilizada e o ambiente de estudo. A utilização de parâmetros na determinação da qualidade da água foi estabelecida pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005). A resolução classifica os diferentes tipos de ecossistemas aquáticos (água doce, salobra e salina) a partir de alguns limites máximos permissíveis para os diferentes parâmetros, requeridos para os seus usos preponderantes.

Para que um ecossistema aquático possa ser enquadrado em uma das classes sugeridas na resolução, avaliam-se as condições que melhor se adéquam aos padrões requeridos. Neste sentido, alguns parâmetros são utilizados para auxiliar na classificação. A fim de exemplificar, um resumo de alguns parâmetros/substâncias com o valor máximo permitido pela Resolução CONAMA (2005) para águas doces, Classe 1, pode ser observado na Tabela 1. Caso os parâmetros em um ecossistema aquático sofram alterações aumentando ou diminuindo os valores, a classificação do ambiente aquático poderá mudar.

**Tabela 1 - Descrição de alguns parâmetros utilizados na avaliação da qualidade da água em ambientes aquáticos de água doce, Classe 1, e o valor máximo permitido pela Resolução CONAMA (2005)**

Parâmetros	Padrões – Classe 1 – Águas doces	
	Definição	Valor máximo
<i>Clorofila-a</i>	Pigmento fotossintético utilizado como indexador de biomassa de organismos fotossintetizantes	10 µg/L
<i>Densidade de cianobactérias</i>	Número de indivíduos	20.000 cel/mL
<i>Sólidos dissolvidos totais</i>	Conjunto de substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas presente na água	500 mg/L
<i>Demanda Bioquímica de oxigênio</i>	Quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica biodegradável presente na água. Quando os microrganismos respiram, principalmente devido ao aumento da decomposição, utilizam oxigênio, aumentando a demanda de oxigênio	5 dias a 20°C até 3 mg/L de O <sub>2</sub>
<i>Cor</i>	A coloração da água se origina através dos sólidos dissolvidos e decomposição da matéria orgânica que libera compostos orgânicos complexos	15 uH
<i>Turbidez</i>	Redução da transparência da coluna d'água devido à presença de materiais dissolvidos e em suspensão na água	40 UNT
<i>Sabor e odor</i>	Pode ter origem natural, através da matéria orgânica em decomposição, microrganismos (como o fitoplâncton), e gases naturais (gás sulfídrico ou H <sub>2</sub> S), ou origem antrópica, através de despejos domésticos e industriais	Virtualmente ausentes
<i>pH</i>	É influenciado pela respiração e fotossíntese. O pH pode ser resultado de fatores naturais e antrópicos. Alto pH pode estar associado à proliferação algal, pois com o aumento da fotossíntese há consumo de gás carbônico e, portanto, diminuição do ácido carbônico da água e consequente aumento do pH. A acidez no meio aquático é causada principalmente pela presença de CO <sub>2</sub> , ácidos minerais e sais hidrolisados. Quando um ácido reage com a água, o íon hidrogênio é liberado, acidificando o meio. Ambientes com alta atividade de decomposição apresentam geralmente baixo pH	6 a 9
<i>Oxigênio dissolvido</i>	É um dos principais parâmetros para controle dos níveis de poluição das águas. Isto ocorre, pois a concentração de OD está diretamente relacionada aos processos de produção e degradação da matéria orgânica, isto é, fotossíntese e respiração/decomposição. Baixos valores indicam a presença de matéria orgânica (provavelmente originada de esgotos), devido à alta quantidade de biomassa de bactérias aeróbicas decompositoras	Não inferior a 6 mg/L
<i>Compostos nitrogenados e fosfatos (mg L<sup>-1</sup>)</i>	-----	Amônia - 0,5, para pH > 8,5 Nitrito ≤ 10,0 Nitrito ≤ 1,0 Fósforo total ≤ 0,025
<i>Óleos e graxas</i>	São incluídos nesse grupo os hidrocarbonetos, ácidos graxos, sabões, gorduras, óleos e ceras, assim como alguns compostos de enxofre e certos corantes orgânicos. A entrada excessiva pode interferir nos processos biológicos aeróbicos e anaeróbicos, causando ineficiência do tratamento de águas residuárias	Virtualmente ausentes
<i>Metais pesados</i>	Como por exemplo, cromo, mercúrio e níquel	Cromo (mg/L) 0,05 Mercúrio (mg/L) 0,0002 Níquel (mg/L) 0,025
<i>Coliformes</i>	Bactérias que podem contaminar a água. Podem estar presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou em outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal	Coliformes fecais (NMP) ≤ 200; Coliformes totais (NMP) ≤ 1000

Atualmente, existem inúmeros índices que determinam a qualidade da água. Os índices são conhecidos como instrumentos matemáticos, pois são desenvolvidos para integrar a grande quantidade de resultados gerados. Em grande parte, os índices podem ser definidos como números ou pontuações que descrevem as condições da qualidade da água em um local, em um tempo específico. Como ferramenta para a classificação da qualidade da água, os índices podem

ser resumidos a partir de categorizações, como, excelente, bom, ruim, muito ruim, dentre outros (ŠTAMBUK-GILJANOVIĆ, 1999; GAZZAZ et al., 2012).

O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi o primeiro índice a ser criado em 1970, nos Estados Unidos, pela “National Sanitation Foundation” (BROWN et al., 1970), a fim de avaliar a qualidade da água para o abastecimento público, após o seu tratamento (HURLEY et al., 2012).

Para utilização dos IQA devem ser levadas em consideração a metodologia e a área geográfica de estudo (SREBOTNJAK et al., 2012). Os resultados oriundos permitem decidir medidas de manejo e conservação dos corpos d’água avaliados. Embora haja facilidade na operacionalidade, os IQA também apresentam pontos negativos, como a perda de informação individual de cada variável avaliada (ALMEIDA et al., 2012).

O primeiro IQA que foi criado utiliza nove parâmetros para calcular o índice: OD, coliformes fecais, pH, DBO, temperatura, fósforo total, nitrato, turbidez e sólidos totais. A qualidade da água varia de zero (pior valor) a 100 (melhor valor) (BROWN et al., 1970) (Tabela 2).

**Tabela 2 - Intervalo de valores e classificação da qualidade da água que podem ser obtidos a partir do cálculo do IQA (BROWN et al., 1970)**

Valores	Classificação da qualidade da água
90 - 100	Excelente
70 - 90	Bom
50 - 70	Médio
25-50	Ruim
0-25	Muito ruim

| 214 |

Os resultados dos nove parâmetros são comparados a valores médios presentes em gráficos. Esses gráficos apresentam um valor numérico para o resultado obtido do parâmetro analisado, denominado valor-Q. Após esta etapa, o valor-Q obtido é multiplicado pelo ‘peso’ de cada fator, já estabelecido. Cada valor-Q dos nove parâmetros é somado, e o valor final é o valor do IQA. Observa-se, então, a faixa que o valor do IQA se encontra (Tabela 2) e classifica-se a qualidade da água.

No Brasil, existem adaptações do primeiro IQA criado nos Estados Unidos, como o utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2008). Os valores e as categorias de classificações podem ser observados na Tabela 4. O IQA é calculado a partir da fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

**Onde:** IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;  $q_i$ : qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e,

$w_i$  : peso correspondente ao  $i$ -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

**Tabela 3 - Categorias do IQA**

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB (2008)

Outro índice amplamente utilizado na avaliação da qualidade da água em ecossistemas aquáticos é o Índice de Estado Trófico (IET). O IET tem por finalidade classificar os corpos d'água em relação aos diferentes graus de trofia e foi proposto inicialmente por Carlson em 1977. Esse índice leva em consideração o efeito do enriquecimento por nutrientes sobre a biomassa da comunidade fitoplanctônica ou de macrófitas aquáticas. Como utilizado em estudos que avaliam a eutrofização, o IET avalia a qualidade da água quanto à transparência da coluna d'água (fator físico) determinada com o auxílio do disco de Secchi e quanto às concentrações de clorofila-a (fator biológico) e de nutrientes (fator químico), em especial a concentração de fósforo total. Após eventos de incremento de nutrientes, geralmente há um comportamento esperado desses parâmetros. O aumento da biomassa dos organismos fitoplanctônicos, conhecido também como 'bloom algal', pode causar impacto na qualidade da água e diminuir sua transparência (QIN et al., 2013). Em alguns casos, a alta produtividade pode aumentar o pH a partir da alta atividade fotossintética. Além disso, há uma tendência de que o aumento de pH ocorra quando a biomassa fitoplanctônica é alta (BORDOLOI; BARUAH, 2014). Geralmente, a eutrofização aumenta a produtividade de um ecossistema aquático (BORDOLOI; BARUAH, 2014), mas tende a diminuir a qualidade da água (CARDINALE, 2011).

Para a determinação do IET, a escolha da utilização das concentrações de clorofila-a ocorreu porque a partir dela estima-se a biomassa dos produtores primários e a ocorrência de "bloom algais", que são de grande preocupação pública. A transparência da coluna d'água utilizando o disco de Secchi foi escolhida para determinação do IET por ser uma metodologia simples, barata, com dados de fácil interpretação e utilizada na maioria dos estudos limnológicos. Em relação à utilização das concentrações de fósforo total para determinação do IET, a escolha foi realizada porque esse nutriente é um dos principais fatores limitantes para o crescimento da comunidade fitoplanctônica. Além disso, as concentrações de fósforo total tendem a apresentar estabilidade ao longo do ano (CARLSON, 1977).

Dentre os três parâmetros, a concentração de clorofila-a, principalmente se corrigida para feofitina (clorofila-a inativa) gera resultado mais realista. O que ocorre no caso da transparência da coluna d'água, determinada com o auxílio do disco de Secchi, é que esta metodologia pode gerar

resultados errôneos devido à possibilidade da presença de matéria particulada na coluna d'água que não seja de origem algal, reduzindo a transparência da água e modificando o resultado do índice. Embora parecido ao IQA em relação à classificação do ambiente aquático a partir de um número gerado, o IET não se assemelha ao IQA, principalmente no que se refere ao estado eutrófico (classificado no IQA como pobre em qualidade da água). A principal diferença consiste em que no IET, a definição de qualidade da água será dependente do uso que a população local faz da água (CARLSON, 1977).

As categorias do IET variam de ultraoligotrófico (ambiente com baixa concentração de nutriente e alta transparência) a hipereutrófico (alta concentração de nutriente e baixa transparência da coluna d'água). Atualmente, existem diferentes IETs, que apresentam variações na fórmula e na classificação. Um exemplo de IET com suas respectivas fórmulas (CARLSON, 1977) e classificações (TOLEDO, 1990) pode ser observado a seguir e na Tabela 4.

*Fórmulas:*

$$\text{IET (clorofila)} = 10 \times (6 - ((2,04 - 0,68 \times (\ln \text{clorofila})) / \ln 2))$$

$$\text{IET (fósforo total)} = 10 \times (6 - (\ln 48 / \text{fósforo total}) / \ln 2)$$

$$\text{IET (transparência da coluna d'água)} = 10 \times (6 - (\ln \text{transparência} / \ln 2))$$

**Tabela 4 - Variáveis, intervalos e classes utilizadas na determinação do IET proposto por Toledo (1990)**

Classes	Classificação pelo IET			
	Intervalos	Transparência (m)	Fósforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (µg.L <sup>-1</sup> )
Ultraoligotrófico	IET ≤ 24	≤ 7,8	≤ 0,006	≤ 0,51
Oligotrófico	24 < IET ≤ 44	7,8 – 2	0,007 - 0,026	0,52 - 3,81
Mesotrófico	44 < IET ≤ 55	2 – 1	0,027 - 0,052	3,82 - 10,34
Eutrófico	54 < IET ≤ 74	0,9 - 0,3	0,053 - 0,211	10,35 - 76,06
Hipereutrófico	IET > 74	< 0,3	> 0,211	> 76,06

Os índices biológicos também são utilizados no monitoramento da qualidade da água em ecossistemas aquáticos. Quando utilizado o biomonitoramento, são avaliadas a composição taxonômica e dominância de grupos tolerantes à poluição. Em estudos de biomonitoramento, avaliam-se os efeitos dos poluentes sobre a comunidade, ou elementos que alteram o equilíbrio das populações. Nesses estudos, utilizam-se a detecção e enumeração de organismos, como os macroinvertebrados bentônicos (insetos, crustáceos e moluscos), fitoplâncton e também peixes. O biomonitoramento consiste em comparar a área impactada com uma que não tenha sofrido impacto ambiental (ARMITAGE, 1996). Por exemplo, em ambientes não impactados observa-se

a tendência de ocorrência de maior diversidade de macroinvertebrados e elevadas concentrações de OD. À medida que ocorrem alterações no ambiente, a diversidade tende a diminuir, ocorre aumento da turbidez e de sólidos dissolvidos. Em ambientes altamente impactados se observa o predomínio de espécies dominantes, baixa biodiversidade, alta concentração de matéria orgânica e baixa concentração de OD.

Medidas bioindicadoras como riqueza de espécies, equitabilidade, índices de diversidade e similaridade, dentre outros, também auxiliam o biomonitoramento (Quadro 2). Para esses tipos de avaliações observa-se também a existência de valores médios e categorias de classificação a partir de dados obtidos através do monitoramento da comunidade bentônica, como observado na Tabela 5.

<b>Medidas bioindicadoras</b>	
Riqueza	Número de espécies encontradas
Equitabilidade	Contagem de todos os organismos coletados para estimar a abundância relativa de diferentes grupos taxonômicos
Índices de diversidade	Combinam os dados de riqueza com os de equitabilidade através de cálculos estatísticos (ex.: índices de Shannon e de Simpson)
Índices de similaridade	Calculam o grau de semelhança entre as comunidades de diferentes amostras tanto espacialmente (amostras de diferentes locais) como temporalmente (de diferentes anos) (ex.: Índices de Jaccard e Morisita)
Índices bióticos	Utilizam valores de tolerância preestabelecidos para táxons (famílias, gêneros, espécies) que foram coletados e identificados
Medidas tróficas	Porcentagem de indivíduos de diferentes categorias funcionais de alimentação (fragmentadores, coletores, filtradores, predadores)

| 217 |

**Quadro 2 - Resumo de medidas bioindicadoras na avaliação da qualidade da água**

Fonte: Silveira (2004)

**Tabela 5 - Índice da comunidade bentônica para rios**

Classe	Ponto	Riqueza	Índice de Diversidade de Shannon-Wiener
Péssima	5	-	-
Ruim	4	$\leq 5$	$\leq 1$
Regular	3	6 – 13	$> 1 - \leq 1,5$
Boa	2	14 – 20	$> 1,5 - \leq 2,5$
Ótima	1	$\geq 21$	$> 2,5$

Fonte: Kuhlmann (2005)

Embora existam inúmeros métodos e parâmetros que são utilizados há décadas em diferentes tipos de estudos visando à determinação da qualidade da água, há algumas metodologias novas que estão sendo desenvolvidas e que serão brevemente destacadas na presente revisão. Dentre elas, a técnica que realiza a contagem total de microrganismos presentes

na amostra de água a partir de um equipamento chamado Citômetro de fluxo é considerada uma técnica confiável e rápida. Embora o custo para adquirir o equipamento ainda seja alto, é possível analisar mais de 50 amostras de água por hora, o que facilita o monitoramento dos ecossistemas aquáticos (SYSMEX, 2013). Devido ao menor número de erros, a utilização da citometria de fluxo permite a geração de informações superiores às técnicas analíticas tradicionais que detectam somente uma parte dos microrganismos presentes na água, como a técnica de contagem de microrganismos heterotróficos em placa, HPC (THOMAS, 2008; SYSMEX, 2013). A contagem por citometria de fluxo consiste basicamente em marcar as células com um corante fluorescente e a utilização do citômetro de fluxo para a contagem das células (THOMAS, 2008; SYSMEX, 2013). Contudo, para que esse tipo de técnica passe a ser utilizada com maior frequência deve haver diminuição dos gastos (com o equipamento e com as análises, principalmente em relação aos corantes utilizados) (THOMAS, 2008).

Outra técnica recentemente desenvolvida consiste na utilização de ácido ascórbico devido à sua sensibilidade a poluentes. A qualidade do solvente e a presença de íons influenciam na velocidade de degradação da vitamina. Para análise, uma quantidade de vitamina C é dissolvida na amostra e com o auxílio de um espectrofotômetro é realizada a leitura no espectro UV. A partir de um índice existente determina-se a qualidade da água. Esta é uma técnica simples e relativamente barata. Contudo, além de ser um método novo e ainda em desenvolvimento, a principal desvantagem consiste em não especificar exatamente quais os poluentes reagem com o ácido ascórbico (JEZIERSKA et al., 2011). Outras técnicas estão integrando análises de campo, sensoriamento remoto e modelagem para a determinação da qualidade da água a partir das relações entre os parâmetros (HARTNETT; NASH, 2015).

## 6 Comunidade fitoplanctônica como indicadora da qualidade da água

Estudos que avaliam a qualidade da água a partir dos organismos fitoplanctônicos geralmente realizam contagens de espécies, determinação da biomassa e diversidade dessa comunidade (MEDUPIN, 2011; CHOPRA et al., 2013).

O entendimento da resposta da comunidade fitoplanctônica é importante para a compreensão da biodiversidade (ALVAREZ-GÓNGORA; HERRERA-SILVEIRA, 2006). Contudo poucas pesquisas analisam o efeito das espécies dominantes na mudança da composição e biodiversidade devido a estresses ambientais. As espécies dominantes, geralmente aquelas que são tolerantes à poluição, podem dominar a biomassa a partir de adaptações às mudanças no *habitat*, são capazes de resistir a distúrbios e podem apresentar vantagens competitivas, como a capacidade de estocar nutrientes. Por exemplo, em condições desfavoráveis, o aumento da biomassa de espécies dominantes pode ocorrer mesmo com o declínio das concentrações de OD (ALVAREZ-GÓNGORA; HERRERA-SILVEIRA, 2006; GUO et al., 2010).

A biomassa algal tende a aumentar após o enriquecimento por nutrientes incrementando a biodiversidade inicialmente, mas a tendência é que ocorra, em períodos mais prolongados de

alterações ambientais, a diminuição da biodiversidade (GUO et al., 2010; QIN et al., 2013). Assim, ambientes eutrofizados tendem a apresentar baixo número de espécies, com as mais adaptadas apresentando maior número (PALLEYI et al., 2011). Em ambientes altamente poluídos a ocorrência de baixa biomassa pode ser um indicativo de descargas de efluentes domésticos ou industriais no sistema controlando a biomassa algal (TAO, 2011, KANKAL; WARUDKAR, 2012).

Os organismos fitoplanctônicos de pequenas dimensões apresentam vantagem na captação de nutrientes devido à alta razão superfície-volume. Esses organismos tendem a investir em rápido crescimento, com alto requerimento por luz (REYNOLDS, 2006), predominando em ambientes com baixas concentrações de nutrientes. Nesse sentido, o tamanho dos organismos fitoplanctônicos também sinaliza possíveis alterações no ambiente. A presença de gêneros de tamanho menor como *Eudorina*, *Synedra*, *Cyclotella*, *Dinobryon*, entre outros, indica que o lago pode ser mesotrófico. Por outro lado, a presença de organismos maiores como *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena* (classe Cyanophyceae), e também *Chlorella* (classe Chlorophyceae) e *Navicula cryptocephala* (classe Bacillariophyceae) são indicadores de lagos eutróficos, ricos em nutrientes (MEDUPIN, 2011; BARUAH; KAKATI, 2012).

Algumas espécies são conhecidas pela sua tolerância à poluição. Por exemplo, a classe Euglenophyceae é normalmente associada a águas poluídas com elevada disponibilidade de matéria orgânica (NDEBELE-MURISA et al., 2010; KATSIAPI et al., 2012; CHOPRA et al., 2013). A presença também de espécies tolerantes à poluição como *Dicloster acuatatus* e *Pediastrum* sp. são indicativos de alto grau de poluição orgânica. As águas eutróficas podem apresentar também as clorofíceas como espécies dominantes. As cianobactérias, grupo responsável por grande parte dos *blooms* algais, apresentam preferência por ambientes eutróficos. Entretanto, esse grupo pode dominar também em ambientes com baixa concentração de nutrientes (SOARES et al., 2013), como as espécies *Aphanizomenon flos aquae* e *Cylindrospermopsis raciborski*, por serem capazes de fixar nitrogênio (DOKULIL; TEUBNER, 2000; CROSSETTI; BICUDO, 2005; QIN et al., 2013).

O monitoramento mais frequente das cianobactérias em relação à sua densidade e composição em águas destinadas ao abastecimento ocorre principalmente devido à capacidade de algumas espécies de produzir toxinas (SOARES et al., 2013), o que causaria sérios problemas ao abastecimento público. A resolução CONAMA (2005) apresenta como número máximo de densidade de cianobactérias em ecossistemas aquáticos o valor de 20.000 org/mL.

Em ambientes aquáticos marinhos ou de água doce, é comum ocorrer mudanças na composição fitoplanctônica devido à degradação da qualidade da água. Neste caso, por exemplo, pode ocorrer mudança de espécies características de boa qualidade da água (como pequenas diatomáceas cêntricas) para cianobactérias (KATSIAPI et al., 2011).

Estudos sugerem que o número elevado de espécies fitoplanctônicas indica boas condições físico-químicas (ISHAQ; KHAN, 2013). Os valores de densidade de indivíduos podem variar de acordo com o ambiente, tornando difícil a comparação e generalização dos valores, que são expressos por indivíduo por mililitro ou litro. Entretanto, a contagem e determinação a partir de valores médios permitem acessar a qualidade da água para o ambiente de estudo (SPATHARIS; TSIRTISIS, 2010).

Dos diversos problemas que podem ocorrer quando há diminuição da biodiversidade, pode-se destacar a não coexistência entre as espécies. A coexistência entre espécies é um mecanismo importante que influencia na relação entre biodiversidade e produtividade (CORCORAN; BOEING, 2012). Uma importante função da manutenção da biodiversidade fitoplanctônica em relação à qualidade da água está associada ao fato de que comunidades que apresentem alto número de espécies tendem a apresentar maior oportunidade de nicho. Nesse sentido, há a tendência de maior captação de nutrientes do ambiente, reduzindo suas concentrações (CARDINALE, 2011). Quando a partição de nicho ocorre devido à utilização de diferentes recursos ou a utilização particionada dos mesmos recursos, ocorre também aumento na produtividade e riqueza de espécies (CORCORAN; BOEING, 2012).

A comunidade fitoplanctônica também é utilizada na determinação da qualidade da água a partir de índices. No Brasil, em 2006, em conjunto com a criação de outros índices de qualidade aquática foi criado o Índice da Comunidade Fitoplanctônica (ICF) pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo e Pelo Instituto Botânico da Universidade Federal de São Carlos (CETESB, 2008). O ICF é um indicador que complementa a avaliação da qualidade da água e visa obter respostas rápidas a partir da identificação de grandes grupos algais ou por observação da espécie dominante. O ICF é eficiente para o biomonitoramento da água, principalmente em reservatórios, e utiliza a dominância dos grandes grupos dos organismos fitoplanctônicos, a densidade dos organismos e o IET do ambiente aquático, separando em categorias a qualidade da água (Tabela 6) (CETESB, 2010).

**Tabela 6 - Categorias e níveis para a classificação do estado trófico a partir do ICF**

Categoria	Ponderação	Níveis
Ótima	1	Não há dominância entre os grupos Densidade total < 1000 org/mL IET $\leq$ 52
Boa	2	Dominância de Clorofíceas (Desmidiáceas) ou Diatomáceas Densidade total > 1000 e < 5000 org/mL 52 < IET $\leq$ 59
Regular	3	Dominância de Clorofíceas (Chlorococcales) Densidade total > 5000 e < 10000 org/mL 59 < IET $\leq$ 63
Ruim	4	Dominância de Cianofíceas ou Euglenofíceas Densidade total > 1000 org/mL IET > 63

Fonte: CETESB (2010)

## 7 Considerações finais

Grande parte das atividades humanas deteriora a qualidade da água e esses processos aumentaram nos últimos anos. Os severos impactos sobre a fauna e flora dos ecossistemas aquáticos alteram a biodiversidade desses ambientes.

Como forma de mitigar e solucionar os problemas oriundos dessa deterioração, esforços têm sido concentrados na elaboração de estudos que visem avaliar a qualidade da água, a fim de gerar soluções para esses problemas. Contudo os estudos de monitoramento realizados não aprofundam de que forma pode ser realizado o manejo dos ecossistemas aquáticos bem como sua conservação. Citam apenas, de forma superficial, que devem ser realizadas medidas de prevenção e conservação da qualidade da água.

As avaliações da qualidade da água utilizando os parâmetros físico-químicos e biológicos são de grande importância, pois apresentam resultados rápidos e de fácil interpretação. Essas características permitem a realização de contínuo monitoramento da qualidade da água, principalmente nos ecossistemas aquáticos destinados ao consumo humano em todo o território nacional. Contudo, o que se observa é em grande parte o não cumprimento das legislações e o não monitoramento da qualidade da água muitas vezes simplesmente por descaso e falta de investimento do poder público.

Devido ao grande número de parâmetros e metodologias relacionadas à qualidade da água, de acordo com o ambiente de estudo, materiais, aparelhos disponíveis e a existência de profissionais treinados, pode ser escolhida a metodologia que melhor atenda aos objetivos e ao ambiente de estudo. O que é necessário é o maior conhecimento sobre a temática e sobre os parâmetros que avaliam a qualidade da água. Embora exista um grande avanço no que concerne à determinação da qualidade da água, os estudos futuros devem concentrar seus esforços, por exemplo, na dominância de espécies, na coexistência e na biodiversidade da comunidade fitoplanctônica com maior frequência, pois há uma lacuna científica nesse sentido.

## Referências

ALMEIDA, C.; GONZÁLEZ, S. O.; MALLEA, M.; GONZÁLEZ, P. A recreational water quality index using chemical, physical and microbiological parameters. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, v. 19, p. 3400–3411, 2012.

ALVAREZ-GÓNGORA, C.; HERRERA-SILVEIRA, J. A. Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, p. 48–60, 2006.

ARMITAGE, P. D. *The application of a classification and prediction technique based on macroinvertebrates to assess the effects of river regulation*. Boca Raton: CRC Press, 1996. p. 267-293.

BARUAH, P. P.; KAKATI, B. Water quality and phytoplankton diversity of gopeswar temple freshwater pond in Assam (India). *Bangladesh J. Bot.*, v. 41, n. 2, p. 181-185, 2012.

BRASIL. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Legislação para águas de consumo humano. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 26 de mar. 2004. Seção 1.

BEZERRA N.R.; BONINI E.M.; OLIVEIRA M.R.L.; NETTO G.F.; DANTAS M.H.P. Vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil: a aplicação da portaria MS nº 1469/2000 pelo setor saúde. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE SAÚDE AMBIENTAL, 1., 2004, Porto Alegre. Cdrom.

BORDOLOI, P.; BARUAH, P. P. Water quality assessment using phytoplankton in a historical pond of Upper Assam. *J. Algal Biomass Utiln.*, v. 5, n. 2, p. 1 – 7, 2014.

BROWN, W. L.; EISNER, T.; WHITTAKER, R. H. Allomones and kairomones: Transpecific chemical messengers. *BioScience*, v. 20, p. 21–22 1970.

CARDINALE, B. J. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature Letters*, v. 472, p. 86-91, 2011.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361 – 369, 1977.

CETESB. *Índice de qualidade de águas, critérios de avaliação da qualidade e dos sedimentos e indicador de controle de fontes. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. 2008. Apêndice B.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2009*. 2010. [recurso eletrônico].

CHOPRA, G.; TYOR, A. K.; AGGARWAL, N. Biodiversity and community composition of phytoplankton in three lentic water bodies of different human use. *International Journal of Environmental Sciences*, v. 3, n. 5, p. 1678-1688, 2013.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução Conama n. 357*, de 17 de março de 2005.

CORCORAN, A. A.; BOEING, W. J. Biodiversity Increases the Productivity and Stability of Phytoplankton Communities. *PLoS ONE*, v. 7, n. 11, p. 49-97, 2012.

CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Effects of nutrient impoverishment on phytoplankton biomass: a mesocosms experimental approach in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, southeast Brazil. *Revista Brasil. Bot.*, v. 28, n. 1, p. 95-108 2005.

DAS, D.; PANDA, T. Water Quality and Phytoplankton Population in Sewage Fed River of Mahanadi, Orissa, India. *J. Life Sci.*, v. 2, n. 2, p. 81-85, 2010.

DOKULIL, M. T.; TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, v. 438, p. 1–12 2000.

FREITAS, M.B.; FREITAS, C.M. A vigilância da qualidade da água para consumo humano – desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. *Ciência e saúde coletiva*, v.10, n. 4, p. 993–1003, 2005.

GAZZAZ, N. M.; YUSOFF, M. K.; ARIS, A. Z.; JUAHIR, H.; RAMLI, M. F. Artificial neural

network modeling of the water quality index for Kinta River (Malaysia) using water quality variables as predictors. *Marine Pollution Bulletin*, v. 64, p. 2409-2420, 2012.

GREENWAY, M. Wetlands and Ponds for Stormwater Treatment in Subtropical Australia: Their Effectiveness in Enhancing Biodiversity and Improving Water Quality? *Journal of Contemporary Water Research & Education*, v. 146, p. 22-38, 2010.

GUO, Q.; KEMING M.; YANG, L.; CAI, Q.; HE, K. A comparative study of the impact of species composition on a freshwater phytoplankton community using two contrasting biotic indices. *Ecological Indicators*, v. 10, p. 296–302, 2010.

HARTNETT, M.; NASH, S. An integrated measurement and modeling methodology for estuarine water quality management. *Water Science and Engineering*, v. 8, p. 9–19. 2015.

HERRERA-SILVEIRA, J. A.; MORALES-OJEDA, S. M. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, v. 59, p. 72–86, 2009.

HURLEY, T.; SADIQ, R.; MAZUMDER, A. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. *Water Research*, v. 46, p. 3544-3552, 2012.

INEA. Instituto Estadual do Ambiente. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Monitoramento/Qualidadedaagua/index.htm>>. Acesso em: 2005

| 223 |

ISHAQ, F.; KHAN, A. Aquatic Biodiversity as an Ecological Indicators for Water Quality Criteria of River Yamuna in Doon Valley, Uttarakhand, India. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, v. 5, n. 3, p. 322-334, 2013.

JEZIERSKA, K., GONET, B.; PODRAZA, W.; DOMEK, H. A new method for the determination of water quality. *Water SA*, v. 37, p. 127-129, 2011.

KANKAL, N. C.; WARUDKAR, S. Biodiversity of phytoplankton, zooplankton and zoobenthos in east coast, bay of Bengal near Nellore, Andhra Pradesh (India). *International Journal of Pharma Medicine and Biological Sciences*, v.1, n.2, p. 272- 285, 2012.

KATSIAPI, M.; MOUSTAKA-GOUNI, M.; MICHALOUDI, E.; KORMAS, A. Phytoplankton and water quality in a Mediterranean drinking-water reservoir (Marathonas Reservoir, Greece). *Environ Monit Assess*, v. 181, p. 563–575, 2011.

KATSIAPI, M.; MAZARIS, A. D.; CHARALAMPOUS, E.; MOUSTAKA-GOUNI, M. Watershed land use types as drivers of freshwater phytoplankton structure. *Hydrobiologia*, v. 698, p. 121–131, 2012.

KUHLMANN, M.L.; WATANABE, H. M.; BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; GUERESCHI, R. M. Developing a protocol for the use of benthic invertebrates in São Paulo state's reservoirs biomonitoring: habitat, sampling period, mesh size and taxonomic level. *Acta Limnol. Bras.*, v. 17, n. 2, p. 143–153, 2005.

MEDUPIN, C. Phytoplankton community and their impact on water quality: An analysis of Hollingsworth Lake, UK. *J. Appl. Sci. Environ. Manage*, v. 15, n.2, p. 347 – 350, 2011.

NASS, D. P. O Conceito de Poluição. *Revista Eletrônica de Ciências*, São Carlos, n. 13, nov. 2002. Disponível em: <[http://www.cdcc.usp.br/ciencia/artigos/art\\_13/poluicao.html](http://www.cdcc.usp.br/ciencia/artigos/art_13/poluicao.html). Acesso em: 2015.

NDEBELE-MURISA, M.; MUSIL, C. F.; RAITT, L. A review of phytoplankton dynamics in tropical African lakes. *S. Afr. J. Sci.*, v. 106, n. ½, p. 64-71, 2010.

O'NEIL, J.M.; DAVIS, T. W.; BURFORD, M. A.; GOBLER, C. J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, v.14, p. 313–334, 2012.

OGBUAGU, D. H.; AYOADE, A. A. Phytoplankton Assemblage along Gradients of the Imo River in Etche Local Government Area, Nigeria. *Annals of Biological Research*, v. 3, n. 4, p. 1852-1862, 2012.

PALLEYI, S.; KAR, R. N.; PANDA, C. R. Influence of Water quality on the biodiversity of phytoplankton in Dhamra River Estuary of Odisha Coast, Bay of Bengal. *J. Appl. Sci. Environ. Manage.*, v.15, n. 1, p. 69–74, 2011.

PEREIRA, R.S. Poluição hídrica: causas e consequências. *Revista Eletrônica de Recursos Hídricos. IPH-UFRS*, v.1, n. 1, p. 20-36, 2004.

| 224 | QIN, B.; GAO, G.; ZHU, G.; ZHANG, Y.; SONG, Y.; TANG, X.; XU, H.; DENG M. Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, v. 58, n.9, p. 961-970. 2013.

REYNOLDS, C.S. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2006.535p.

SILVEIRA, M. A. *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68p.

SMITH, V. W.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v.24, n. 4, p. 201-207, 2009.

SOARES, M. C. S.; HUSZAR, V. L. M.; MIRANDA, M. N.; MELLO, M. M.; ROLAND, F.; LURLING M. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. *Hydrobiologia*, v. 717, p. 1–12, 2013.

SPATHARIS; TSIRTISIS. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. *Ecological Indicators*, v. 10, p. 840–847, 2010.

SREBOTNJAK, T.; CARR, G.; DE SHERBININ, A.; RICKWOOD, C. A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. *Ecological Indicators*, v. 17, p. 108-119, 2012.

ŠTAMBUK-GILJANOVIĆ, N. Water quality evaluation by index in Dalmatia. *Water Research*, v.33, n. 16, p. 3423–3440, 1999.

SYSMEX. 2013. Disponível em: <<http://www.sysmex-partec.com/news-events/news/details/article/new-technique-for-checking-drinking-water-quality.html>>. Acesso em: 11 maio 2015.

TAO, X. Phytoplankton biodiversity survey and environmental evaluation in Jia Lize in Kunming City. *Procedia Environmental Sciences*, v. 10, p. 2336–2341, 2011.

TOLEDO JR., A. P. *Informe preliminar sobre estudos para obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões tropicais*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, 1990. 12 p. (Relatório Interno CETESB).

THOMAS, E. New methods for assessing the safety of drinking water. *Research Reports*, v. 65, p. 20-23, 2008.

TORRES, D.A.G.V.; CHIEFFI, P.P.; COSTA W.A.; KUDZIELICS E. Giardiase em creches mantidas pela prefeitura do município de São Paulo, 1982/1983. *Rev. Inst. Med. Trop. São Paulo*, v.33, p. 137- 141, 2000.

TUNDISI, J. G. Water resources in the future: problems and solutions. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

VESCOVI, L.; BERTEAUX, D.; BIRD, D.; BLOI, S. *Freshwater Biodiversity versus Anthropogenic Climate Change. World Water Assessment Programme*. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2009.