

Avaliação integrada da qualidade de águas superficiais: grau de trofia e proteção da vida aquática nos rios Anil e Bacanga, São Luís (MA)

Integrated assessment of the surface water quality: trophic state and protection of aquatic life in the Anil and Bacanga rivers, São Luís (MA)

**Gilmar Silvério da Silva¹, Edmilsom Arruda dos Santos²,
Luciana Barbosa Corrêa³, Aldalea Lopes Brandes Marques⁴, Edmar Pereira Marques⁵,
Eliane Rodrigues de Sousa⁶, Gilberto Silvério da Silva⁷**

RESUMO

Este trabalho propõe dois índices para avaliação da qualidade das águas superficiais onde predomina o esgoto doméstico ou fonte de poluição similar: o Índice do Estado Trófico (IET_p) e o Índice de Proteção à Vida Aquática (IQA_{pva}). Ambos foram aplicados nas águas dos rios Anil e Bacanga, localizados na Ilha do Maranhão. Embora a qualidade geral das águas indique presença humana, o Rio Anil destaca-se por seu alto nível trófico e más condições para a vida aquática. Os resultados da aplicação desses índices permitem, de modo simples, avaliar o estado de degradação do corpo aquático. Por estarem ligados diretamente às condições de saneamento básico, esses índices constituem ferramenta gerencial importante para os agentes governamentais e não governamentais.

Palavra-chave: saneamento; índice trófico; proteção da vida aquática.

ABSTRACT

This work proposes two indexes to assess the quality of surface waters where domestic sewage or similar pollution source prevails: the Trophic State Index (IET_p) and the index for protection of aquatic life (IQA_{pva}). Both were applied to Anil and Bacanga rivers located on Maranhão Island. Although the general quality of the water indicates human presence, the Anil River stands out by its high trophic level and poor conditions for aquatic life. The results of applying these indexes allow easily assess of the degradation state of the ecosystem. By being connected directly to basic sanitation, these indices are an important management tool for governmental and non-governmental stakeholders.

Keywords: sanitation; trophic index; aquatic life protection.

INTRODUÇÃO

As espécies do nitrogênio e do fósforo nos sistemas aquáticos podem, quando em excesso, provocar desequilíbrio na produção/consumo de biomassa, condição conhecida como eutrofização (GALLOWAY & COWLING, 2002). As fontes de nutrientes podem ter origens diversas, como os despejos de efluentes urbano-industriais, resíduos da agropecuária e drenagem superficial de solos da bacia hidrográfica (MONTEAGUDOS; MORENOS; PICAZO, 2012). A eutrofização artificial gerada pelas atividades humanas tem ocorrido em rios, lagos,

estuários e regiões costeiras (RABALAIS, 2002; CENR, 2010; SILVA *et al.*, 2009), tornando-se responsável por profundos danos ambientais em amplas regiões do planeta, a exemplo do Golfo do México e da Baía de Chesapeake, os quais são ecossistemas marcados por fenômenos de hipóxia (ESA, 2002). Como agravante, o nitrogênio, além de atuar como nutriente, mediante suas espécies amônia e nitrato, pode exercer efeitos tóxicos à vida aquática (SILVA & JARDIM, 2006) e à saúde humana (CAMARGO; ALVES; SALAMANCA, 2005). Desta forma, o grau de trofia de um corpo aquático está intimamente associado à

¹Doutor em Ciências pela Universidade de Campinas (UNICAMP). Professor do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA) – São Luís (MA), Brasil.

²Mestre em Química pela Universidade Federal do Maranhão (UFMA). Professor do IFMA – Buriticupu (MA), Brasil.

³Mestre em Química Analítica pela UFMA – São Luís (MA), Brasil.

⁴Pós-doutora em Eletrocatalise Aplicada à Célula a Combustíveis pela Universidade de York (Canadá). Professora titular da UFMA – São Luís (MA), Brasil.

⁵Pós-doutor pela York University (Canadá). Professora titular da UFMA – São Luís (MA), Brasil.

⁶Doutora em Química pela UNICAMP. Professora do IFMA – São Luís (MA), Brasil.

⁷Doutor em Ciências pela Universidade de Campinas (UNICAMP). Professor do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Goiano (IFGoiano) – Morrinhos (GO), Brasil.

Endereço para correspondência: Gilmar Silvério da Silva – Departamento de Química do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA) – Avenida Getúlio Vargas, 4 – Monte Castelo – 65030-005 – São Luís (MA), Brasil – E-mail: gilmarsilverio@gmail.com

Fonte financiamento: Fundação de Pesquisa e Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA).

Recebido: 23/06/12 – **Aceito:** 16/12/13 – **Reg. ABES:** 438

regulação de variáveis que afetam diretamente a proteção da vida aquática, como oxigênio dissolvido e amônia.

Integrando o estudo da qualidade das águas dos corpos aquáticos encontram-se os índices de qualidade, instrumentos de comunicação com a sociedade de temas científicos complexos e importantes para avaliação da qualidade do estado de degradação dos recursos hídricos (LANDWEHR & DEININGER, 1976; HOUSE & ELLIS, 1987; FLORES, 2002; PESCE & WUNDERLIN, 2000 CETESB, 2004; SILVA & JARDIM, 2006; BAKAN *et al.*, 2010; CHAMBERS *et al.*, 2012). Entre os diversos índices aplicados à qualidade das águas, pode-se citar o Índice de Qualidade das Águas (IQA), o Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO), o Índices de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas (IVA), todos utilizados pela Companhia Ambiental de São Paulo (CETESB, 2012). Muitos índices utilizam inúmeros parâmetros, os quais são responsáveis pelo efeito eclipse e tornam o monitoramento difícil em virtude da complexidade das análises. Segundo Silva e Jardim (2006),

[...] o efeito eclipse resulta do processo de agregar inúmeras variáveis ambientais em um único número, o que pode produzir uma atenuação do impacto negativo de uma das variáveis frente ao comportamento estável das demais.

Especificamente neste trabalho foram usados dois índices: o Índice de Estado Trófico (IET) e o Índice de Proteção à Vida Aquática (IQA_{pva}). O IET é útil para classificar os corpos aquáticos com relação ao seu grau de trofia, isto é, o seu grau de enriquecimento com nutrientes e os respectivos efeitos, como a produção excessiva de algas e de macrófitas. Para avaliar o grau de trofia do corpo aquático, um índice foi criado por Carlson (1997) e recentemente adaptado para rios e lagos do Estado de São Paulo por Lamparelli (2004). Esse índice pode ser aplicado usando o fósforo total (FT) e clorofila *a*. Neste trabalho foi utilizado o FT e o índice foi chamado de índice do estado trófico baseado no fósforo (IET_p).

Ao desenvolverem o Índice de Proteção à Vida Aquática (IQA_{pva}), Silva e Jardim (2006) consideraram que tal índice deveria contemplar relevantes características como proteção à vida aquática, o estado atual de degradação, evitar o efeito eclipse, utilizar operador mínimo (FLORES, 2002) e promover o monitoramento mediante minimização do número de parâmetros ambientais. Em corpos aquáticos com predomínio de esgoto urbano *in natura*, duas variáveis são propostas visando a proteção da vida aquática, segundo Silva e Jardim (2006): oxigênio dissolvido (OD) e nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$). A ausência de OD pode afetar significativamente a biodiversidade de um ecossistema aquático (USEPA 1986; CONAMA, 2005), consistindo em um dos mais importantes parâmetros para avaliação da qualidade de um corpo aquático. O nitrogênio amoniacal é constituído pelas espécies amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+), que estão em equilíbrio químico em meio aquoso,

sendo que a temperatura, o pH e a salinidade das águas superficiais afetam a distribuição das suas frações (USEPA, 1999; BOARDMAN *et al.*, 2004; SILVA & JARDIM, 2006). A NH_3 é a espécie mais tóxica aos organismos aquáticos devido à sua capacidade de difusão através da membrana epitelial (THRUSTON *et al.*, 1981; SILVA & JARDIM, 2006).

O presente trabalho teve por objetivo propor um método para avaliação integrada da qualidade de águas superficiais em situações com predomínio de poluição por esgoto *in natura* ou similar mediante aplicação de índices que respondam ao grau de trofia e ao risco à saúde da vida aquática. O mesmo se justifica pela escassez ou inexistência de saneamento básico na maioria das cidades brasileiras, desde a coleta até as estações de tratamento, tornando o esgoto *in natura* o maior responsável pela degradação dos recursos hídricos.

METODOLOGIA

Área de estudo

Os rios investigados neste trabalho se localizam na Ilha do Maranhão, região de transição entre o nordeste e a região amazônica. A bacia de drenagem do Rio Anil tem 40,94 km² de área e 12,63 km de comprimento (Figura 1). Atualmente, a urbanização da bacia hidrográfica do Rio Anil recobre 65,2% dos solos (ALCÂNTARA & AMORIM, 2005). Destaca-se nesta paisagem a grande presença de palafitas e o despejo de esgoto doméstico *in natura* em suas águas. Por sua vez, o Rio Bacanga tem 105,9 km² de área e 23,84 km de comprimento do leito principal (Figura 1). A bacia hidrográfica do Rio Bacanga fica localizada parcialmente no interior do Parque Estadual do Bacanga, o qual tem área de 3.075 hectares. O Rio Bacanga teve sua hidrologia muito alterada pela construção da barragem do Bacanga, construída nas décadas de 1960 e 1970. Diversos impactos ambientais em função da urbanização têm sido apontados nessa bacia, tais como aterramento dos mangues, lançamento

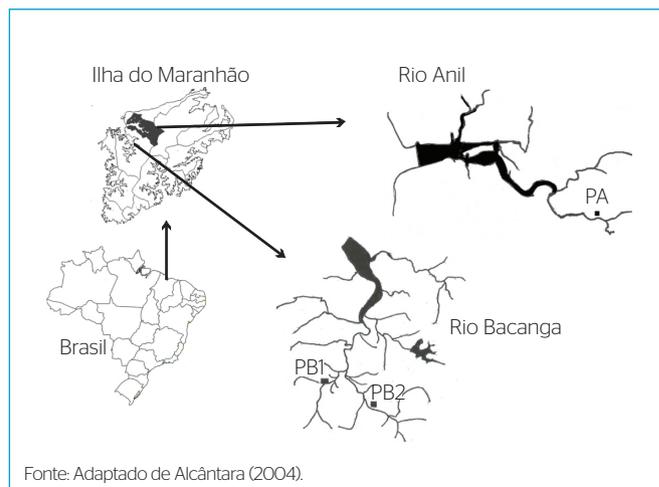


Figura 1 - Pontos de coleta nos rios Bacanga e Anil.

de lixo e de esgoto *in natura*, desmatamento, extração de barro e rocha (PEREIRA, 2006). Grandes áreas no contorno do Rio Bacanga ficaram excluídas do parque e foram substituídas por grandes adensamentos urbanos sem tratamento de esgoto. Ambos os rios deságuam na Baía de São Marcos e sofrem forte intrusão de águas salinas do oceano Atlântico.

Amostragem e coleta

As amostras de água foram coletadas ao longo do percurso do leito de ambos os rios em quatro campanhas (Figura 1) segundo normas da ABNT (1987). Os pontos de coleta dos afluentes próximos às nascentes do Rio Bacanga foram PB1 e PB2, enquanto que para o Rio Anil o ponto foi PA. As datas das quatro campanhas para coleta de água foram 04/06/10, 12/08/2010, 09/09/2010 e 26/01/2011.

Análises das águas

As amostras de água foram analisadas de acordo com os métodos prescritos pela APHA (1995). Nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) e FT foram medidos usando espectrofotômetro UV-Vis da marca Fentom. O nitrogênio amoniacal foi analisado como amônia mediante reação com fenol e hipoclorito de sódio, produzindo o indofenol, e expresso em $\text{mg.L}^{-1} \text{NH}_3\text{-N}$. O fósforo total foi analisado mediante formação de um complexo com o molibdato de amônia usando ácido ascórbico como redutor. A concentração de FT foi expressa em $\text{mg.L}^{-1} \text{P}$. As variáveis temperatura (T °C), OD, condutividade (*cond.*), turbidez (*turb.*) e salinidade (*sal.*) foram determinadas *in situ* mediante a utilização de uma sonda multiparâmetro de marca Horiba, modelo U-52. As análises foram realizadas em triplicata. As curvas de calibração apresentaram coeficiente de

correlação linear de $R^2 = 0,999$. Amostras de branco foram intercaladas com amostras de águas dos rios para verificar possíveis contaminações.

Índice do estado trófico (IET_p)

Este índice avalia a capacidade potencial do nutriente em produzir biomassa e foi calculado mediante a Equação 1 (LAMPARELLI, 2004):

$$IET_p = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times \ln FT) / \ln 2)) - 20 \quad (1)$$

onde FT = concentração de fósforo total, em $\mu\text{g.L}^{-1} \text{P}$.

Índice de proteção à vida aquática

O índice utilizado neste trabalho é expresso na Equação 2 (SILVA & JARDIM, 2006):

$$IQA_{pVA} = \text{Min}(\text{nitrogênio amoniacal}_n, \text{OD}_n) \quad (2)$$

onde, IQA_{pVA} é o índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática; $\text{nitrogênio amoniacal}_n$ é a concentração normalizada de nitrogênio amoniacal e OD_n é a concentração normalizada do OD. Ambas as variáveis foram escolhidas por representarem impacto ambiental de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos. O termo “Min” na equação significa que o índice será fornecido por aquela variável que apresentar o estado mais degradado, daí o conceito de operador mínimo. O processo de normalização apresentado na Tabela 1 consiste em converter os valores de concentração de OD e nitrogênio amoniacal numa escala que vai de 0 a 100, onde 0 representa a pior qualidade e 100 a melhor qualidade.

Tabela 1 - Normalização das variáveis nitrogênio total e oxigênio dissolvido.

Estados da qualidade	Fator normalização	Nitrogênio amoniacal total (mg N L^{-1})	Oxigênio Dissolvido ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)
Ótima	100	<0,01	≥7,5
	90	<0,05	>7,0
	80	<0,10	<6,5
Boa	70	<0,20	>6,0
	60	<0,30	>5,0
Regular	50	<0,40	>4,0
	40	<0,50	>3,5
Ruim	30	<0,75	>3,0
	20	<1,0	>2,0
Péssimo	10	≤1,25	≥1,0
	0	>1,25	<1,0

Fonte: Silva & Jardim (2006).

Tabela 2 - Parâmetros físicos e químicos das águas das bacias do rios Anil e Bacanga.

Pontos de coleta	Campanha	T (°C)	pH	Condutividade (mS/cm)	Turbidez (UNT)	Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	FT (mg.L ⁻¹)	N (mg.L ⁻¹)	Salinidade (ppt)
Afluente 1 do Rio Bacanga (PB1)									
04/06/10	1 ^a	27,21	6,31	0,272	241	4,07	0,167±0,020	0,311±0,014	<ld*
12/08/10	2 ^a	27,27	6,88	0,143	8,80	8,17	0,051±0,004	0,309±0,061	<ld
09/09/10	3 ^a	27,30	6,36	0,103	11,3	9,11	0,131±0,013	0,090±0,052	<ld
26/01/11	4 ^a	25,93	5,24	0,092	123	10,81	0,989±0,049	4,075±0,241	<ld
Afluente 2 do Rio Bacanga (PB2)									
04/06/10	1 ^a	26,91	6,21	0,043	4,6	9,28	0,129±0,014	0,136±0,004	<ld
12/08/10	2 ^a	26,97	6,10	0,043	17,1	9,75	0,173±0,015	0,188±0,009	<ld
09/09/10	3 ^a	27,26	5,94	0,043	4,2	9,74	0,074±0,004	0,107±0,004	<ld
26/01/11	4 ^a	26,15	5,02	0,015	3,9	9,57	0,347±0,034	0,199±0,007	<ld
Rio Anil - Bairro Anil (PA)									
04/06/10	1 ^a	29,33	6,21	0,379	49,6	3,79	0,847±0,058	0,516±0,030	<ld
12/08/10	2 ^a	29,07	6,61	0,356	54,9	5,32	1,209±0,053	1,83±0,071	0,2
09/09/10	3 ^a	29,60	6,82	0,437	67,6	2,70	1,604±0,014	0,58±0,030	0,2
26/01/11	4 ^a	30,33	6,13	0,141	35,7	2,23	0,528±0,037	2,489±0,139	0,1

*ld: limite de detecção.

Tabela 3 - Índice do estado trófico e Índice de Proteção à Vida Aquática para águas doces dos rios Anil e Bacanga.

	Amônia _n	OD _n	Op. Mín. ^a	Qualidade ^b (IQA _{pva})	IET _p	Estado trófico
Afluente 1 do Rio Bacanga (PB1)						
04/06/10	1 ^a	60	50	Regular	62,4	Eutrófico
12/08/10	2 ^a	50	70	Regular	56,2	Mesotrófico
09/09/10	3 ^a	80	80	Ótima	61,1	Eutrófico
26/01/11	4 ^a	0	100	Péssima	70,7	Hipereutrófico
Afluente 2 do Rio Bacanga (PB2)						
04/06/10	1 ^a	70	100	Boa	61	Eutrófico
12/08/10	2 ^a	70	100	Boa	62,6	Eutrófico
09/09/10	3 ^a	70	100	Boa	58,2	Mesotrófico
26/01/11	4 ^a	70	100	Boa	65,6	Supereutrófico
Rio Anil - Bairro Anil (PA)						
04/06/10	1 ^a	30	50	Ruim	70,8	Hipereutrófico
12/08/10	2 ^a	0	50	Péssima	72,7	Hipereutrófico
09/09/10	3 ^a	30	30	Ruim	74,1	Hipereutrófico
26/01/11	4 ^a	0	20	Péssima	66,5	Supereutrófico

OD_n: concentração normalizada do oxigênio dissolvido; ^aMenor valor entre OD_n e amônia_n; ^bConsultar Tabela 1 e Equação 2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros das águas dos afluentes do Rio Bacanga (PB1 e PB2) e do ponto de coleta do Rio Anil (PA) estão listados na Tabela 2. Os parâmetros se restringem a quatro campanhas e têm como foco demonstrar a aplicação dos índices da qualidade, e não uma tendência temporal que demandaria uma série histórica mais ampla.

Com relação aos níveis de OD, o ponto PA do Rio Anil foi o mais crítico, com valores de OD igual a 2,23 mg.L⁻¹, indicando um ambiente de hipóxia. Com exceção da primeira campanha em PB1 (OD = 4,07 mg.L⁻¹), nas demais campanhas observou-se valores mais elevados de OD. A razão dos baixos níveis de OD nas águas do ponto PA pode ser explicada pelo

aporte de esgoto *in natura* e, portanto, de matéria orgânica diretamente em suas águas. Isto pode explicar também o acréscimo de turbidez e condutividade em suas águas, na maioria das vezes superiores ao das águas de PB1 e PB2. Os valores de pH permanecem numa faixa ligeiramente ácida, oscilando entre 5,02 e 6,88, satisfazendo os padrões de qualidade classe 02, prescrito pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (CONAMA, 2005). No caso do fósforo, o limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (CONAMA, 2005) para sistemas lóticos (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários) de água doces para Classe 02 é de 0,1 mg.L⁻¹ P. Nesse trabalho, os valores desses ambientes de água doce superam expressivamente esse padrão,

atingindo um máximo no Rio Anil (PA) de $1,604 \text{ mg.L}^{-1}$. O ponto PA se distingue de todos os outros, pois embora esteja mais próximo da nascente do Rio Anil, já apresenta forte presença de fósforo em suas águas. Este ponto está inserido numa área densamente povoada e que não possui coleta e tratamento de esgoto.

Na Tabela 3 é apresentado o índice do estado trófico baseado na concentração de FT (IET_p) para águas doces (CARLSON, 1997; LAMPARELLI, 2004). Observa-se que o estado mais crítico foi identificado no Rio Anil, PA, onde o IET_p variou de supereutrófico ($63 < \text{IET}_p \leq 67$; $296 < \text{FT} \leq 640 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$) a hipereutrófico ($\text{IET}_p > 67$; $\text{FT} > 640 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$). O ponto PB2 apresentou as condições mais brandas entre os 3 pontos considerados, muito embora suas águas possam ser consideradas poluídas, tendo o IET_p variando de mesotrófico ($52 < \text{IET} \leq 59$; $35 < \text{FT} \leq 137 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$) a supereutrófico. Embora sejam pequenos afluentes, as águas dos pontos PB1 e PB2 estão com a qualidade comprometida. Estes pontos estão localizados na cabeceira do Rio Bacanga e o seu entorno possui povoamentos e atividades rurais.

No caso do nitrogênio amoniacal, uma lista detalhada de padrões de toxicidade pode ser encontrada no documento da USEPA (1999). No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/05 (CONAMA, 2005) dividiu a toxicidade do nitrogênio amoniacal para águas doces por faixas de pH e não considera a temperatura: o limite de amônia para corpos aquáticos classes 2, águas doces, é $3,7 \text{ mg.L}^{-1} \text{ NH}_3 - \text{N}$ para $\text{pH} < 7,5$. Adotando este critério, apenas o ponto PB1, na 4ª campanha, apresentou valor acima do permitido, $4,08 \text{ mg.L}^{-1} \text{ NH}_3 - \text{N}$.

Ao se aplicar o IQA_{pva} aos pontos de coleta de águas doces, obtém-se uma informação qualitativa sobre as águas em função do nitrogênio amoniacal e do OD. Esse índice utiliza valores de toxicidade desenvolvidos para águas doces (SILVA & JARDIM, 2006), tornando-se, portanto, restrito às mesmas. De acordo com a Tabela 3, o IQA_{pva} varia de *péssimo* a *ótimo*, tendo o nitrogênio amoniacal como fator responsável pela *péssima* qualidade no PB1, 4ª campanha. O ponto PB2 apresentou IQA_{pva} como *boa* para todas as campanhas. No Rio Anil, PA, o IQA_{pva} apresentou classificação de *ruim e péssimo* em função tanto da elevada concentração de nitrogênio amoniacal como baixa concentração de OD. Obviamente, deve-se destacar que curvas de normalização, em trabalhos posteriores, devem ser desenvolvidas levando-se em conta as singularidades ecotoxicológicas dos rios em questão, justamente porque estes critérios são permanentemente reavaliados. Deve ser comentado que os valores limites usado para IQA_{pva} (Tabela 1) são mais restritivos comparativamente aos adotadas pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005).

Aplicação dos índices IET_p E IQA_{pva}

Ao se comparar os atributos nominais do IET_p e do IQA_{pva} (Tabela 3), observa-se que nem sempre existe uma correlação adequada entre os estados de qualidade de ambos os índices. Por exemplo, o IQA_{pva} em PB1 na 3ª campanha apresenta-se como *ótimo*, mas o seu valor de IET_p

é eutrófico. Por sua vez, as campanhas realizadas em PA apresentam boa correlação entre IQA_{pva} (ruim a *péssimo*) e IET_p (supereutrófico a hipereutrófico). Isto pode ser explicado porque a elevada concentração de fósforo é condição necessária, mas não suficiente para o florescimento de algas e subseqüentes desdobramentos como a baixa concentração de OD e a redução do potencial redox, o que favorece a taxa de produção de nitrogênio amoniacal. Por exemplo, a turbidez elevada da água pode diminuir a penetração de luz e impedir a fotossíntese, o que impede a bioassimilação do FT. Por sua vez, independente do grau de trofia, o decréscimo de OD pode estar ligado ao aporte de matéria orgânica alóctone, o que pode também conduzir a uma situação de extrema anóxia. É necessário considerar que o IET_p responde a uma condição potencial (o FT poderá se converter em biomassa), enquanto que o IQA_{pva} responde à condição efetiva do estado de qualidade das águas (OD e nitrogênio amoniacal encontram-se nas águas).

Os dois índices devem ser aplicados de modo independente para avaliar a qualidade de um corpo aquático onde prevaleça o aporte de esgoto doméstico ou similar, por exemplo, fontes difusas de atividade pecuárias. O importante é que não haja no cenário de poluição o predomínio de outros poluentes listados na Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005) como agrotóxicos e metais traço. A vantagem desses índices é que para o cálculo dos mesmos são necessários parâmetros analíticos de simples monitoramento, inclusive mediante sondas telemétricas, como é o caso do OD e nitrogênio amoniacal, o que permite uma frequência de monitoramento muito maior que os demais parâmetros obrigatórios para águas superficiais previstos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005). Deve-se enfatizar que os índices discutidos neste trabalho não lidam com águas superficiais destinadas ao abastecimento público. Esta destinação da água requer a apreciação de outras variáveis, tais como as toxinas produzidas por cianobactérias. O foco deste trabalho é, portanto, o grau de trofia e proteção da vida aquática.

CONCLUSÃO

Os resultados permitem concluir que águas do Rio Anil, localizado na Ilha do Maranhão, apresentam qualidade insatisfatória, tanto com relação ao grau de trofia quanto à proteção da vida aquática. Por sua vez, os afluentes do Rio Bacanga apresentam elevado grau de trofia, sendo que um deles também se mostrou inapropriado para proteção da vida aquática. Esses resultados exemplificam como o uso dos índices do estado trófico e da proteção à vida aquática permitem avaliar a qualidade das águas de corpos aquáticos onde predomina o aporte de esgoto doméstico ou similar. Os dois índices, aplicados de modo independente e integrados, permitem, pela sua simplicidade, maior frequência de monitoramento com menor custo, tornando-se uma alternativa para as cidades brasileiras em condições similares àquelas descrita neste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1987) *NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*. Rio de Janeiro, 1987.
- ALCÂNTARA E.H. (2004). Mudanças climáticas, incertezas hidrológicas e vazão fluvial: o caso do estuário do rio anil. *Caminhos de Geografia*, v. 8, p. 158.
- ALCÂNTARA, E.H. & AMORIM, A.J. (2005). Análise morfométrica de uma bacia hidrográfica, costeira: um estudo de caso. *Caminhos de Geografia*, v. 7, p. 70-77.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1995) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 ed. Washington, DC: American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 893 p.
- BAKAN, G.; OZKOÇ, H.B.; TULEK, S.; CUCE, H. (2010) Integrated environmental quality assessment of Kızılırmak River and its coastal environment. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 10, p. 453-462.
- BOARDMAN, G.D.; STARBUCK, S.M.; HUDGINS, D.B.; LI, X.; KUHN, D.D. (2004) Toxicity of ammonia to three marine fish and three marine invertebrates. *Environmental Toxicology*, v. 19, p. 134-142.
- CAMARGO, J.A.; ALVES, A.; SALAMANCA, A. (2005) Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, v. 58, n. 9, p. 1255-1267.
- CARLSON, R.E. (1997) A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, p. 361-368.
- CENR - COMMITTEE ON ENVIRONMENT AND NATURAL RESOURCES. (2010) *Scientific assessment of hypoxia in U.S. coastal waters*. Interagency Working Group on Harmful Algal Blooms, Hypoxia, and Human Health of the Joint Subcommittee on Ocean Science and Technology. Washington, DC.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (2004) *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 273 p.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (2012) Disponível em :<<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 10 jun. 2012.
- CHAMBERS, P.A.; MCGOLDRICK, D.J.M.; BRUA, R.B.; VIS, C.; CULP, J.M.; BENOY, G.A. (2012) Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams. *Journal of Environmental Quality*, v. 41, n. 1, p. 7-20.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. (2005) Resolução nº 357 de 15 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2005.
- ESA - ECOLOGICAL SOCIETY OF AMÉRICA. (2002) Disponível em: <<http://www.esa.org/education/edupdfs/hypoxia.pdf>>. Acesso em: 22 jan. 2012.
- FLORES, J.C. (2002) Comments to the use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquiya River. *Water Research*, v. 36, n. 4, p. 4664- 4666.
- GALLOWAY, J.N. & COWLING, E.B. (2002) Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, v. 31, n. 2, p. 64-71.
- HOUSE, M.A. & ELLIS, J.B. (1987) The development of water quality indices for operational management. *Water Science and Technology*, v. 19, n. 9, p. 145-154.
- LAMPARELLI, M.C. (2004) *Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LANDWEHR, J.M. & DEININGER, R.A. (1976) A comparison of several water quality indexes. *Journal WPCF*, v. 48, n. 5, p. 954-958.
- MONTEAGUDOS, L.; MORENOS, J.L.; PICAZO, F. (2012) River eutrophication: irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. *Water Research*, v. 46, n. 8, p. 2759-2771.
- PEREIRA, E.D. (2006) *Avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação do solo e aquífero do reservatório batatã - São Luís (MA)*. Tese (Doutorado em Geociências) - Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro.
- PESCE, S.F. & WUNDERLIN, D.A. (2000) Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquiya River. *Water Research*, v. 34, p. 2915-2926.
- RABALAIS, N.N. (2002) Nitrogen in Aquatic Ecosystems. *Ambio*, v. 31, n. 2, p. 102-112.
- SILVA, G.S. & JARDIM, W.F. (2006) Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP. *Química Nova*, v. 29, n. 4, p. 689-694.
- SILVA, G.S.; SILVA, G.S.; SOUSA, E.R.; KONRAD, C.; BEM, C.C.; PAULI, J.; PEREIRA, A. (2009) Phosphorus and nitrogen in waters of the ocoi river sub-basin, Itaipu reservoir tributary. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 20, n. 9, p. 1580-1588.
- THURSTON, R.V.; RUSSO, R.C.; VINOGRADOV, G.A. (1981) Ammonia toxicity to fishes: effect of pH on the toxicity of the unionized ammonia species. *Environmental Science and Technology*, v. 15, p. 837-840.
- USEPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY OF UNITED STATES. (1986) Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen - EPA 440/586003, Washington, DC.
- USEPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY OF UNITED STATES. (1999) Update of ambient water quality criteria for ammonia - EPA 822-R-99-014, Washington, DC.

Errata

Revista Engenharia Sanitária e Ambiental 2014;19(3): 245

DOI: 10.1590/S1413-41522014019000000438

Artigo: Avaliação integrada da qualidade de águas superficiais: grau de trofia e proteção da vida aquática nos rios Anil e Bacanga, São Luís (MA)

Nas páginas iii e 245, Onde se lê:

Aldalea Lopes Marques Brandes

Leia-se:

Aldalea Lopes Brandes Marques