Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>

Qualidade da água e hidrodinâmica como parâmetros ambientais na piscicultura de tanques-rede no estuário do Rio Amazonas

Luany Jaine de Araújo Souza¹, José da Costa Felix Neto², Rafael Neri Furtado³, Helenilza Ferreira Albuquerque Cunha⁴, Marcos Tavares-Dias⁵, Alan Cavalcanti da Cunha⁶

¹Mestre em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá, Macapá-AP. luanyjaine.souza@gmail.com. ²Cientista Ambiental, Universidade Federal do Amapá, Macapá-AP. jc.felix.neto@hotmail.com. ³Doutorando em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá, Macapá-AP. rafael_neri.17@hotmail.com. Professora Titular, Curso de Ciências Ambientais, PPGCA e PPGBio/Universidade Federal do Amapá, Macapá-AP. helenilzacunha@gmail.com (autor correspondente). Pesquisador na Embrapa-Amapá e Professor Dr. PPGBio e PPG-BIONORTE/Universidade Federal do Amapá, Macapá-AP. marcos.tavares@embrapa.br. Professor Dr. Associado III, Curso de Engenharia Civil, PPGBio, PPGCA, PPG BIONORTE/Universidade Federal do Amapá, Macapá-AP. alancunha12@gmail.com.

Artigo recebido em 20/06/2020 e aceito em 20/07/2021

RESUMO

O cultivo de peixes em tanques-rede é uma atividade sensível à poluição ambiental, mas também apresenta capacidade de causar poluição ao meio. Nosso objetivo foi investigar as variações espaço-sazonais de parâmetros físico-químicos e microbiológicos da qualidade da água (QA) em um trecho do Rio Matapi (AP), utilizado para piscicultura de tanque-rede. Três sítios amostrais distribuídos em ≈15 km de extensão do Rio Matapi foram estudados para monitorar variações espaço-temporais da QA, sendo o ponto central utilizado para medidas de descargas líquidas e parâmetros hidrodinâmicos. Observou-se significativa influência sazonal hidrodinâmica sobre QA ($p < 0,05$), mas reduzida influência espacial desta última em relação aos sítios amostrais, inclusive o de cultivo em tanques-rede ($p > 0,05$). Observou-se que o período hidrológico-sazonal, a fase da maré e a localização dos sítios, explicam a variação de QA nestes ambientes estuarinos ($p < 0,05$, ANCOVA). Concluímos que o cultivo em tanques-rede apresentou baixo impacto ambiental, sendo localmente viável, contudo sensível às condições hidrodinâmicas e escalas geográficas estudadas. Palavras-chave: estuário, peixe, gradientes hidrológicos, impacto ambiental.

Water quality and hydrodynamic as environmental parameters in net-tank fish farming in the Amazon River Estuary

ABSTRACT

The cultivation of fish in net cages is an activity sensitive to environmental pollution, but also has the ability to cause environmental impact. The aim of study was to investigate spatial-temporal variations of physico-chemical and microbiological parameters of water quality (WQ) in a stretch of the Matapi River, State of Amapá/Brazil. This study presents an environmental analysis of fish culture on net cages systems, specially hydrodynamic and WQ conditions. Three sampling sites were distributed in ≈15 km of river to quantify variations of the WQ and hydrodynamic parameters. We notice a significant hydrodynamic seasonal influence of the WQ ($p < 0.05$), which presented reduced spatial influence ($p > 0.05$). We observed that both the hydrological-seasonal conditions, tide phase and site localization, explain the variation of WQ in these floodplains area ($p < 0.05$, ANCOVA). We conclude that net cage system presented low environmental impact but local viability, both dependent on hydrodynamic conditions and scale studied.

Keywords: estuary, fish, hydrological gradients, environmental impact.

Introdução

O cultivo em tanque-rede é um sistema que utiliza os corpos d'água naturais para obter

elevada produtividade e altas taxas de densidade de estocagem de peixe, que são mantidas em estruturas flutuantes, compostas por uma armação

rígida revestida por telas. Esse sistema de produção intensiva é uma alternativa com menor investimento e maior rapidez de implantação (Vera-Calderón e Ferreira, 2004; Tacon e Halwart, 2007). Contudo, para o sucesso da produção nessa modalidade de piscicultura intensiva são necessárias condições ambientais adequadas, especialmente da qualidade da água (Vera-Calderón e Ferreira, 2004; Tacon e Halwart, 2007; Freitas et al., 2011; Feiden et al., 2015; Passos et al., 2021).

O cultivo de peixes nativos na Amazônia em tanques-rede, em especial o *Colossoma macropomum* (tambaqui), aproveitando recursos hídricos disponíveis, indica que essa modalidade de piscicultura intensiva é promissora para a criação da espécie na região amazônica, mas pode ser aplicada nas demais regiões brasileiras, apresentando elevado potencial econômico (Chagas et al., 2007; Lopera-Barrero et al., 2011).

No cultivo intensivo desta modalidade, a alimentação e processos fisiológicos dos peixes podem também causar severo impacto ambiental decorrente do aumento de carga de nutrientes ou poluentes produzidos (C, N e P, por exemplo). Um possível resultado pode ser a eutrofização do ambiente próximo, que inicialmente pode ser benéfica, mas não deve interferir na produção dos peixes e na qualidade do ambiente de entorno (Echaniz e Vignatti, 2009; Freitas et al. 2011; Bueno et al., 2013).

O monitoramento da qualidade hídrica é um dos instrumentos mais eficazes para subsidiar eficientemente corpos d'água em bacias hidrográficas. Desta forma, a qualidade da água (QA) tem sido utilizada como um dos principais indicadores ambientais relacionados à manutenção das atividades e propósitos do cultivo seguro na piscicultura, especialmente sistemas de tanques-rede. Sua relevância é destacada ainda mais por sua aplicação em ambientes pouco conhecidos ou pouco estudados, como a Amazônia estuarina (Echaniz e Vignatti, 2009; Bueno et al., 2013; Santos *et al.*, 2013; Feiden et al., 2015).

A região estuarina do baixo Rio Amazonas, e sua zona costeira no Estado do Amapá (Brasil), são formadas por ambientes hidrossedimentares com características biogeoquímicas peculiares. Pela relativa proximidade com o Oceano Atlântico, os rios estuarinos deste trecho apresentam complexa influência hidrológica devido a ação espaço-sazonal das marés semidiurnas intermediadas pelo Rio Amazonas que levam à erosão, deposição e

variação da qualidade da água (Ward et al., 2013; Abreu et al., 2020; Da Cunha et al., 2021).

Devido às condições físicas locais, a região apresenta características hidrodinâmicas e QA que são interdependentes dos ecossistemas terrestres, sistemas de drenagem e processos atmosféricos (Seidel et al., 2016; Cunha e Sternberg, 2018). Geralmente o escoamento natural apresenta elevada turbulência e sofre processos de recirculação, tornando suas correntes bastante complexas para atividades de monitoramento da qualidade da água e de descargas líquidas, principalmente porque influenciam o transporte de substâncias presentes na água (Miranda et al., 2002; Cunha et al., 2011; Cunha et al., 2012; Abreu et al., 2020; Da Cunha et al., 2021). Esses fatores sugerem análises mais integradas entre os parâmetros físicos (inclusive os hidrodinâmicos), químicos e microbiológicos da água.

Neste contexto, as seguintes hipóteses foram testadas: a) a qualidade da água (QA) não varia significativamente no ciclo de maré entre sítios amostrais distantes até 15 km; e b) há maior variação sazonal do que espacial da QA.

O objetivo geral da pesquisa foi avaliar as variações espaço-sazonais das componentes hidrodinâmicas e da qualidade da água em um trecho de estudo representativo do Rio Matapi (≈15 km), pertencente ao complexo estuarino amazônico, no qual se deseja aperfeiçoar o cultivo de tambaqui ambientalmente sustentável em sistema de tanque-rede.

Material e métodos

Área e período de estudo

O Rio Matapi nasce no município de Porto Grande, região central do Estado do Amapá (Brasil). Suas águas fluem em direção ao setor costeiro estuarino amazônico, desaguardo no canal do Norte do delta do Rio Amazonas, próximo da Ilha de Santana (Figura 1). Neste estudo foi escolhido um trecho de ≈15 km divididos em três pontos de coleta: ponto de piscicultura de tanque-rede (ptr), ponto de jusante (ptj, a 9 km da piscicultura) e ponto de montante (ptm, a 6 km da piscicultura). Os tanques-rede foram instalados próximos à margem direita do rio, de modo que a água fluísse diretamente através dos tanques-rede em seu curso principal. O local da atividade de piscicultura de tanque-rede encontra-se a ≈20 km da foz do rio Matapi, onde 25 tanques-rede com volume de 20 m³ estão

em operação, cada um com ≈ 200 tambaquis (peso médio 1,5 kg).

Os três pontos representativos do Rio Matapi (ptm, ptr e ptj) foram monitorados durante campanhas específicas de coleta de amostras de água, em abril, junho, setembro, outubro e

dezembro de 2015. Contudo, apenas em ptr foi medida a descarga líquida (hidrodinâmica), exatamente próximo do local de cultivo em tanque-rede.

Figura 1. Área de estudo no baixo Rio Matapi, próximo a sua foz, estado do Amapá (Brasil).

Coletas e análises da qualidade da água do Rio Matapi

Os dados da QA foram coletados entre as 6 horas e 00 minutos e 18 horas e 40 minutos, com intervalos de ≈ 3 horas entre si, levando-se em consideração o ciclo da maré semidiurna local (≈ 12 horas 40 minutos) (Cunha et al., 2012; Abreu et al., 2020; Da Cunha et al., 2021).

Os procedimentos de coleta, conservação, transporte e análise da água seguiram as

recomendações da APHA (Washington, 2005). Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos utilizados nesta investigação de QA constam na Tabela 1, e são apresentados seus valores máximos e/ou mínimos (VMP) estipulados pela Resolução do CONAMA, nº 357/2005. Estes padrões foram usados comparativamente como parâmetros e limites legais, sanitários ou ambientais.

Tabela 1. Parâmetros, unidades de medida, métodos de análise e valores máximos e mínimos permitidos (VMP) pela Resolução CONAMA, 357/2005.

	Parâmetro	Unidade	Método/ Equipamento	CONAMA, 2005	Validade
Físico	Cor	mgPt L ⁻¹	Padrão de Platina-Cobalto	máx 75	
	Turbidez ²	NTU	Turbidímetro HACH	máx. 100	24 Horas
	TSS ¹	mg L ⁻¹	Fotométrico	-	7 Dias
	TDS ²	mg L ⁻¹	Fotométrico	máx. 500	2 Dias
	Temperatura	°C	Sonda Multiparâmetros YSI 556 MPS	-	
	Condutividade Elétrica ²	µScm ⁻¹	Sonda Multiparâmetros YSI 556 MPS	-	24 Horas
Químico	Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹	Sonda Multiparâmetros YSI 556 MPS	≥ 5	24 Horas
	DBO ₅ , 20° ³	mg L ⁻¹	DBO ₅ , 20°	20° - ≤ 5	24 Horas
	Nitrito ¹	mg L ⁻¹ N	Redução de Cádmio	máx. 10	24 Horas
	Nitrato ¹	mg L ⁻¹ N	Redução de Cádmio	máx. 10	24 Horas
	Amonia ¹	mg L ⁻¹ N	Nessler Sonda	máx. 3,7	28 Dias
	pH	pH	Multiparâmetros YSI 556 MPS	6 - 9	
	P _{Total} ¹	mg L ⁻¹	Phosver3	máx. 0,100	28 Dias
	Magnésio	mg L ⁻¹	Calmagita Colorimétrica	-	
	Cálcio	mg L ⁻¹	Calmagita Colorimétrica	-	
	Sulfato	mg L ⁻¹	Metodo Sulfaver	< 250	
	Cloreto ¹	mg L ⁻¹	Tiocianato	< 250	28 Dias
	Alumínio	mg L ⁻¹	Mercúrico	máx. 0,200	6 meses
	Ferro ¹	mg L ⁻¹	AluVer FerroVer	máx. 0,300	6 meses
Microbio lógico	CT*	CT/100 mL	Substrato Cromogênico	máx. 1000/100	
	<i>E. coli</i> *	<i>E. coli</i> /100 mL	Substrato Cromogênico	Ausente em 100mL	

¹DR/2800 (2005), ² Braile e Cavalcanti (1993), ³Oliveira e Cunha (2014); Abreu (2015).

Coletas e análises dos dados hidrodinâmicos: medidas de descarga líquida

Para a análise da descarga líquida foi utilizado o equipamento Acoustic Doppler Profiler/ADP (SonTek, modelo RiverSurveyor M9), com a profundidade dos transdutores definida a 0,3 m em relação à superfície da água,

com declinação magnética e correções internas da bússola em -19,2° (Seidel et al., 2016). As campanhas de medidas de descargas líquidas ocorreram em simultaneidade com as coletas de água, sempre ao longo de todo um ciclo completo de maré semidiurna (≈ 12 horas e 40 minutos). Ao longo deste período de tempo foram efetivadas uma série destas medidas até que fosse

completada a curva de descarga líquida da maré ascendente e descendente.

Para verificar a alteração do nível da coluna d'água, durante o ciclo de maré semidiurna, foi utilizado um medidor de pressão marca Onset (modelo HOB0 - U20), que registra a pressão absoluta em intervalos de tempo pré-determinados. O comando para medição é acionado através do software HOBOWare, o qual possui um número fixo de medições. Assim, o tempo total de coleta define a frequência ou intervalo de tempo ao longo do ciclo de maré. O medidor de pressão foi utilizado como suporte complementar às medidas de descarga líquida. Assim, foi possível observar o nível e a descarga líquida simultaneamente, em cada intervalo de tempo e ao longo dos períodos das marés. Estes procedimentos foram repetidos em todos os meses estudados.

Análises estatísticas

Os dados coletados geraram um data frame (“matriz”) de 60 x 26 variáveis (independentes, dependentes e fatores ou gradientes explicativos). Os dados foram processados utilizando-se métodos multivariados e testes comparativos (espaciais e sazonais) com o objetivo de testar as hipóteses de variações espaço-sazonais da presente investigação (R Core Team, 2016).

Como a distribuição de frequência dos dados não foi uma normal, foram aplicadas análises não paramétricas, sem transformação das variáveis. Após esta verificação, foram aplicados testes estatísticos multivariados (ANCOVA, correlação de Spearman, testes dos *rankings* das medianas de Friedman e regressões múltiplas). Ressalta-se previamente que foram observadas as premissas dos respectivos testes de avaliação da normalidade das distribuições (Wilcoxon), homogeneidade das variâncias (χ^2) e interdependências amostrais (Bartlett) (R Core Team, 2016).

Complementarmente foi usada Análise dos Componentes Principais (PCA) para reduzir o número de variáveis colineares, visando a eliminação de sobreposições representativas ou combinações lineares entre as variáveis originais (Vasconcelos, 2016). A análise de variância multivariada (MANOVA) foi utilizada para explorar o efeito das variáveis independentes sobre as variáveis dependentes (Capod, 2016). A análise multivariada de covariância (MANCOVA) foi utilizada para suprir casos onde se necessite de

mais de uma variável dependente em relação ao controle das variáveis independentes contínuas (Capod, 2016). A análise de covariância (ANCOVA) foi também aplicada para definir o melhor modelo experimental na comparação dos tratamentos (Field, 2012).

Resultados

Entre os três diferentes sítios amostrais investigados para análise de parâmetros da qualidade da água, observou-se correlação positiva significativa em relação a variação da vazão (Tabela 2). A correlação de Spearman (r_s) do ponto a montante (ptm) e ponto de jusante (ptj) foi menor que as demais correlações testadas (por exemplo, ptr x ptj ou ptr x ptm), uma vez que ptm e ptj estão mais distantes entre si ≈ 15 km (Figura 1). Estes resultados mostram uma relativa equivalência espacial hidrodinâmica entre os pontos estudados. Mas hidrodinamicamente, há maior correlação entre ptr x ptm ($r_s = 0,85$) do que ptr x ptj ($r_s = 0,84$) que, por seu turno, é menor ainda entre ptm x ptj ($r_s = 0,65$) (similaridade hidrodinâmica entre pontos mais próximos). Entretanto, esta perda de correlação sugere a influência da distância em relação à qualidade da água (QA).

Tabela 2. Correlação (r_s) entre os pontos de coleta, de acordo com a variação da vazão.

Correlação entre os pontos amostrais de coleta com base na Figura 1					
ptj x ptr		ptm x ptr		ptj x ptm	
r_s	<i>p</i> -valor	r_s	<i>p</i> -valor	r_s	<i>p</i> -valor
0,84	<0,001	0,85	<0,001	0,65	<0,001

Em relação às variações espaciais de QA (Tabela 3), constam as amplitudes de variação de cada parâmetro, destacando-se os picos máximos e mínimos das concentrações nas três seções e períodos de monitoramento. Os intervalos de confiança indicam não-conformidades em relação as normas da QA preconizadas pela Resolução CONAMA (357/2005).

O teste de Friedman (multicomparativo) mostrou significativa variação espacial ($p < 0,001$) entre os parâmetros de qualidade da água e parâmetros hidrodinâmicos (ptr, ptj e ptm). Isto sugere diferenças espaciais consideráveis entre os sítios amostrais, apesar da relativa curta distância entre eles. Tais diferenças também ocorreram em relação ao comportamento dos padrões sazonais da QA e hidrodinâmico, quando analisados isoladamente ($p < 0,05$).

Tabela 3. Descrição comparativa da variação espaço-sazonal da QA e da Hidrodinâmica.

Parâmetro	Resolução CONAMA (357/2005)	Variações		Significância (p=0,05)	Significativo
		Ponto/ Mín. (≈)	Ponto/Máx. (≈)		
Cor	Sim	Abr – ptr/ 50 mgPt L ⁻¹	Jun – ptm/ 300 mgPt L ⁻¹	p = 0,010	Sim
Tbz	Sim	Set – ptj/6 NTU	Dez – ptm/ 45 NTU	p>0,050	Não
TSS	-	Abr – ptj/ 11 mg L ⁻¹	Dez – ptm/ 40 mg L ⁻¹	p = 0,008	Sim
TDS	Sim	Dez – ptj/ 0 mg L ⁻¹	Abr – ptj/ 0,125 mg L ⁻¹	p = 0,090	Próximo do Limite
TA	-	Jun – ptj/27°C	Dez – ptm/30°C	p > 0,050	Não
CE	-	Out - ptj/ 10 µScm ⁻¹	Dez - ptm/ 70 µScm ⁻¹	p = 0,017	Sim
OD	Sim	Jun – ptj/ 3,4 mg L ⁻¹	Abr – ptr/ 8,5 mg L ⁻¹	p > 0,050	Não
DBO	Sim	Out – ptj/ 0 mg L ⁻¹	Abr – ptj/ 5 mg L ⁻¹	p = 0.0006	Sim
NO ₂	Sim	90%/0 mg L ⁻¹	Dez – ptm/ 2 mg L ⁻¹	p = 0,477	Não
NO ₃	Não	Abr – ptj 0,2 mg L ⁻¹ N	Dez - ptr/ 23 mg L ⁻¹ N	p>0,050	Não
NH ₃	Sim	Jun – ptj e ptr/ 0 mg L ⁻¹	Dez – ptr/ 0,6 mg L ⁻¹	p>0,050	Não
Ph	Sim	Jun – ptj/ 4,5 pH	Out – ptm/ 7,3 pH	p>0,050	Não
P _{total}	Não	Dez – ptj/ 0,100 mg L ⁻¹	Abr – ptj/ 0,370 mg L ⁻¹	p = 0,122	Não
DCa	-	Ab – ptj/ 0,2 mg L ⁻¹	Dez – ptm/ 2,0 mg L ⁻¹	p = 0,0004	Sim
DMg	-	Dez – ptm/ 0 mg L ⁻¹	Dez – ptj/ 1,8 mg L ⁻¹	p = 0,156	Não
SO ₄ ₂	Sim	Out – ptr e ptm/0 mg L ⁻¹	Abr – ptr/ 40 mg L ⁻¹	p>0,050	Não
Cl ⁻	Sim	Out – ptm/ 1,2 mg L ⁻¹	Dez - ptm/ 8 mg L ⁻¹	p>0,050	Não
Al	Sim	Out – ptj/ 0,03 mg L ⁻¹	Abr – ptj/ 0,300 mg L ⁻¹	p = 0,045	Sim
Fe	Sim	Dez – ptj e ptr/ 0,8 mg L ⁻¹	Out – ptm/ 4,5 mg L ⁻¹	p > 0,050	Não
CT	Sim	Set – ptj/ 16 CT/ ml	Jun – ptm/ 250 CT/ ml	p = 0,002	Sim
<i>E. coli</i> (Ec)	-	Jun – ptj/ 0 <i>E. coli</i> /mL	Abr – ptj/ 320 <i>E. coli</i> /ml	p = 0,0007	Sim
Vazão	-	Out – ptj/ -600 m ³ s ⁻¹	Abr - ptj/ 600 m ³ s ⁻¹	p = 0,298	Não
Marégrafo	-	Dez – ptj/ 0,0100 m	Jun – ptm/ 0350 m	p > 0,050	Não

As variações médias temporais dos diversos parâmetros da QA no referido trecho do Rio Matapi, bem como suas amplitudes, em relação à vazão, mostraram que a maior variação ocorreu nas concentrações de Cálcio (Ca^{+2}) e Magnésio (Mg^{+2}) (DCa e DMg variaram ambas $1,8 \text{ mg L}^{-1}$), independentemente da fase da maré (descendente ou ascendente). Sólidos Totais Suspensos (TSS) e Sólidos Totais Dissolvidos (TDS) mostraram valores elevados em abril (TSS = 11 mg L^{-1} e TDS = $0,125 \text{ mg L}^{-1}$), considerado um mês muito chuvoso, especialmente durante o período de vazante de maré (Tabela 3). E a concentração de alumínio (Al) observada foi $\approx 1 \text{ mg L}^{-1}$ em junho e durante a vazante. Para os demais meses foi $\approx 0,060 \text{ mg L}^{-1}$, tanto na maré ascendente quanto na descendente. Os parâmetros que menos variaram foram os níveis de Al (variação de $0,270 \text{ mg L}^{-1}$) e coliformes totais (CT) (variação de 234 CT/100mL) (Tabela 3).

As variações de alguns parâmetros de QA em relação ao ciclo de maré semidiurna apresentaram valores próximos, independentes do período da vazão durante o ciclo da maré. O fator estatístico categórico utilizado para estas comparações foi o “tipo de tratamento” (fase do ciclo hidrodinâmico). Os parâmetros TDS e temperatura da água (TA) mostraram redução durante a maré descendente (assumindo TDS = $0,006 \text{ mg L}^{-1}$ e TA = 27°C). Os níveis de Al e P_{total} (Fósforo Total) mantiveram-se relativamente baixos durante todo o ciclo de maré (Al = $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ e P_{total} = $0,060 \text{ mg L}^{-1}$). Por outro lado, foram observadas elevadas concentrações de Mg^{+2} , Ca^{+2} , oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), tanto na maré ascendente como descendente (DMg = $1,970 \text{ mg L}^{-1}$, DCa = $2,220 \text{ mg L}^{-1}$, OD = $8,46 \text{ mg L}^{-1}$, DBO = $5,55 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabela 3).

Em relação às variações temporais dos parâmetros da QA durante o ciclo de maré, observou-se variação significativa ($p < 0,05$) da maioria dos parâmetros em relação à localidade. Contudo, espacialmente (ptm, ptr e ptj), não se observou variação significativa desses parâmetros ($p > 0,05$).

A Análise de Componentes Principais (PCA) estimou a importância das variâncias “reduzidas” e proporcionais acumulativas (Tabela 4). Todas as primeiras três componentes apresentaram valores aproximados (circulares), com teste $\chi^2 = 195,26$ (168 graus de liberdade, e $p = 0,074$ no limite da significância, $p > 0,05$), ou seja, quando agrupados os parâmetros explicam

diferentes proporções de variância, sendo que não houve destaque exclusivo para nenhuma variável explicativa em relação às demais.

Isoladamente, em relação às médias espaciais entre os pontos, e em relação aos parâmetros de qualidade da água e hidrodinâmica, ocorreram diferenças significativas entre os valores de pH ($5,13 \text{ pH}$), Cor (79 mgPt L^{-1}), *Escherichia coli* (*E. coli*) ($235 \text{ E. coli}/100 \text{ mL}$), amônia (NH_3) ($0,31 \text{ mg L}^{-1}$) e P_{total} ($0,28 \text{ mg L}^{-1}$) em abril, considerado como muito chuvoso.

Tabela 4. Análise de Componentes Principais (PCA). Avaliação das variâncias “reduzidas” e proporcionais acumulativas.

	PC1	PC2	PC3
% Variância Total	37,0%	47,0%	55,0%
“Loadings” significativos	Sim	Sim	Sim
Destaque para	CE, Ca, - Mg, CT, -Ec e TDS	Cl, Cor, - Ec, Fe, NO_3 , pH e TA	Cl, NH_3 , OD, pH e TSS
Variância Proporcional	17,0%	16,0%	15,8%

Um resumo da análise multivariada de variância (MANOVA) mostrou que quando são considerados os fatores (espacial ou ponto de coleta, “tratamento”, mês e hora das coletas) em relação a todas as demais variáveis de QA, os resultados são significativos nas seguintes condições: ponto de amostragem ($p < 0,01$), “tratamento” – fase da maré ($p = 0,03$), “sazonalidade” – mês da amostragem ($p < 0,01$) e hora da amostragem ($p = 0,04$). Todos estes fatores somados ou independentes apresentam alguma significância ($p < 0,05$) em relação à QA, confirmando a hipótese de que o sistema aquático é extremamente dinâmico e variante no espaço-tempo e, por este motivo, muito dependente da hidrodinâmica (Cunha et al., 2012, Abreu et al., 2020; Da Cunha et al., 2021).

Os efeitos mais significativos sobre a variação da QA foram: mês (sazonalidade) e o local (sítios de monitoramento), apesar das variações espaciais serem relativamente reduzidas, foram significativas. Para avaliarmos tais efeitos de interação entre os fatores (local de amostragem, tratamento, mês e hora) foi necessário modificar os parâmetros da MANCOVA (ponto*hora+mês - contribuição das interações entre local e hora da coleta e o período

sazonal). Deste modo, obtivemos os seguintes resultados: local ou variação espacial ($p = 0,003$), hora ou fase do ciclo da maré ($p = 0,009$), mês ou sazonalidade ($p < 0,01$) e interações entre localização e ciclo da maré - local: hora ($p = 0,09$, ou $\approx 90\%$ ou próximo do limite da significância).

Para avaliar somente os efeitos de dois fatores independentes: local de amostragem e período sazonal (mês) e suas potenciais interações, uma MANOVA sugeriu os seguintes resultados: variação espacial no limite da significância ($p = 0,053$, ou $\approx 94,7\%$ de significância). Além disso, os resultados indicaram novamente a influência da sazonalidade ($p = 0,002$). Em contrapartida a ANCOVA mostrou que há efeitos individuais significativos (e aditivos) de cada um desses fatores, mas não

houve nenhuma interação entre os mesmos quando analisados conjuntamente.

O comportamento típico hidrodinâmico do Rio Matapi pode ser observado na Figura 2 (no período chuvoso de abril de 2015) (Félix Neto et al., 2021). A curva da variação da vazão durante um único ciclo de maré em “ptr” foi utilizada para avaliar a variabilidade dos fluxos em uma única seção e em uma única campanha de campo. Os valores positivos da vazão indicam escoamento da maré descendente, ou fluxo natural da bacia. De modo contrário, valores negativos significam maré ascendente, contrário ao fluxo natural da bacia (refluxo) (Cunha et al., 2012, Abreu et al., 2020; Da Cunha et al., 2021). Valores próximos de zero indicam as fases da preamar ou baixa mar (inflexão ou inversão dos fluxos em relação à vazão $Q \approx 0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Figura 2. Fases da maré e variação da descarga líquida ($Q_{\text{vazante}} > 0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $Q_{\text{baixamar}} = 0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $Q_{\text{preamar}} = 0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, e $Q_{\text{enchente}} < 0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) medida com o ADP em abril/2015. Seção de monitoramento “ptr” no Rio Matapi, $\approx 20\text{km}$ da foz, AP.

Observa-se a importância evidente da vazão em relação a QA. Por exemplo, durante as inversões de marés ($Q \approx 0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), frequentemente inicia-se um processo de hidrossedimentação que altera a QA em comparação ao período de fluxo descendente ou ascendente. Isto é, "oportunidade" em que as partículas maiores (TSS) tendem a se sedimentar no fundo do leito do rio. Como pode ser observado na Figura 2, há intervalos de tempo relativamente curtos, entre 15 a 20 minutos em que estes processos podem ocorrer. Após estes curtos intervalos, dá-se início a outro ciclo de maré com reversão do fluxo. Por exemplo, em abril isto ocorreu em 06 horas 19 minutos e 00 segundos até 06 horas 33 minutos e 24 segundos e 10 horas 19 minutos e 25 segundos até 10 horas 35 minutos e 29 segundos.

O resultado deste comportamento das fases das marés é típico da região estuarina (Abreu et al., 2020; Da Cunha et al., 2021), mostrando curtos e dinâmicos ciclos, associado com um complexo e longo ciclo hidrológico (Cunha et al., 2012). A principal contribuição desta análise é a simultânea avaliação da hidrodinâmica refletida nas variações de QA. A vantagem do uso deste tipo de análise é sua utilidade prática, gestão e desenvolvimento de técnicas de monitoramento de QA aplicadas ao desenvolvimento da aquicultura local na modalidade de tanques-rede.

Discussão

Os parâmetros da QA monitorados nos três locais amostrados apresentaram variação espaço-sazonal significativa. Entretanto, não

apresentaram um comportamento linear em relação a estes gradientes. Uma parcela desses efeitos observados sobre QA pode ter origem desconhecida, como potenciais efluentes difusos oriundos do cultivo agrícola e pecuária, e não somente da atividade de cultivo de peixes em tanques-rede no local.

Fontes difusas, mas influentes, como as do Distrito Industrial associadas com a expansão urbana do entorno, podem estar presentes na bacia do Rio Matapi, modificando sua característica dinâmica (Cunha et al., 2012; Silva et al., 2016).

Devido às fontes de variação externas não mensuradas (fontes de poluição), não é possível afirmar que as variações mais significativas da QA ocorrem principalmente em períodos hidrológicos específicos ou durante momentos críticos das marés. Por exemplo, alguns efeitos adversos sobre a QA se intensificaram a ponto de evidenciar não-conformidades da QA (Tabelas 3 e 4). Mas, normalmente, estes efeitos também deveriam ser observados mais próximos do local da atividade de piscicultura, considerados como mais críticos. Porém, o que se observou foi não-conformidades em todos os três sítios amostrais, independentemente da distância de 15 km entre os pontos amostrais (Tabelas 3 e 4).

No período chuvoso QA sofreu maior variação. Isso tende a ocorrer devido às contribuições hidrológicas locais e difusas, e devido suas águas estarem mais elevadas neste período (Cunha et al., 2012; Cunha et al., 2004). Tanto que cerca de 90% dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água do Rio Matapi apresentaram-se em “não-conformidade” (Conama, 2005). Este comportamento nos rios do estuário amazônico é considerado recorrente, sugerindo inclusive que a norma nacional não seja adequada para enquadrar aspectos específicos da QA em rios da Amazônia (Cunha et al., 2004; Pereira et al., 2014; Damasceno et al., 2015; Abreu e Cunha, 2017).

Observou-se nas avaliações espacial e sazonal (período chuvoso e estiagem) que a variação da concentração de nutrientes foi significativa ($p < 0,05$). Esse comportamento ocorreu, provavelmente, devido a contribuições não mensuradas da QA, isto é, oriundas de fontes locais e difusas de poluição orgânica, esgotos, águas de lastro de navios, presentes nestes ambientes de entorno (Pinheiro et al., 2008; Pereira et al., 2014). Por outro lado, ocorrem diversos processos biogeoquímicos naturais essenciais que podem manter ou alterar a QA,

como a respiração de bactérias aeróbicas, as quais são estimuladas pela hidrodinâmica e abundante presença de matéria orgânica suspensa e/ou dissolvida (Ward et al., 2013; Valério et al., 2018; Ward et al., 2018).

Do ponto de vista sanitário, as fontes difusas de poluição neste trecho do Rio Matapi decorrem de várias atividades de risco potencial à saúde pública e aos ecossistemas aquáticos (Cunha et al., 2004; Pereira et al., 2014; Da Cunha et al., 2021). Assim, recomenda-se que o monitoramento local seja tão frequente e adequado, quanto forem as variáveis hidrológicas e biológicas de controle de interesse para o cultivo de peixes em tanques-rede. De modo a garantir a segurança sanitária do cultivo, e evitar, por exemplo, a elevação da concentração de CT, *E. coli* e NH_3 no ambiente aquático que inviabilize o sistema de produção. Dos Santos Oliveira et al. (2020) identificaram a presença de coliformes totais em 75% das amostras de Tambaqui curumim, e isso poderia indicar contaminação da água onde esses peixes foram criados.

Os níveis de P_{total} observados, como em estudos similares no estuário amazônico (Abreu e Cunha, 2017), apresentaram variações espaciais não significativas entre os trechos monitorados, sendo este parâmetro raramente o principal fator de preocupação com poluentes e ameaças à produção de peixes nestas condições (Phillips et al., 1985; Li et al., 1994; Yongtai et al., 1995; Beveridge, 1996).

O pH da água do Rio Matapi variou de 4,3 < pH < 7,4, apresentando-se frequentemente abaixo da faixa ideal pH > 6,5 e pH < 9,0 para a produção de peixes (Phillips et al., 1985), mostrando a importância deste parâmetro. Nestes ambientes aquáticos as águas tendem a ser ácidas (Santos et al., 2013; Neves e Tavares-Dias, 2019) devido à decomposição de material orgânico (Ward et al., 2013; Oliveira e Cunha, 2014; Abreu e Cunha, 2017).

A temperatura da água nos três locais de amostragem apresentou variação sazonal significativa (período chuvoso e estiagem, $p < 0,05$), mas não variou em termos espaciais ($p > 0,05$). Atribui-se esta baixa variação espacial provavelmente ao extremo efeito climático do El Niño em 2015/2016 (Panisset et al., 2018), que se prolongou por quase todo o ano e caracterizou-se como o mais longo e intenso do século (Cunha e Sternberg, 2018).

Nos meses mais quentes do ano os valores de NO_3 aumentaram, provavelmente, devido ao

efeito da temperatura sobre a nitrificação (Demir et al., 2001). Porém, as concentrações de NO_2 não variaram entre os períodos sazonais investigados. Mas as concentrações de NH_3 e NO_3 diferiram entre estações sazonais, e isso de fato ocorre, como sugerem alguns autores (Demir et al., 2001). Entretanto, a dinâmica de transporte e decomposição cinética de nutrientes, gerando NH_3 e NO_2 , pode afetar o cultivo de peixes, pois as interações desses com outros fatores ambientais podem influenciar na taxa de conversão alimentar e reduzir o ganho de peso e crescimento (Gorlach-Lira et al., 2013).

Baixos níveis de OD foram encontrados nos meses de junho e outubro (estiagem) nos três locais investigados. Porém, no ponto “ptr” estes resultados podem ser devido a um provável aumento da DBO local, devido às atividades fisiológicas dos peixes estocados em elevadas densidades, ou decorrente de menores descargas líquidas do rio (Felix-Neto et al., 2021), relativamente reduzidas, elevando a demanda de oxigênio potencial para a degradação de matéria orgânica gerada (Ward et al., 2013; Chong et al., 2016). Por isso, o consumo de OD pela população de peixes em cultivo pode ser significativo (Phillips et al., 1985). Além disso, o aumento da carga de matéria orgânica local, somado às outras fontes difusas, como os resíduos metabólicos de alimentação dos peixes, também exige elevadas concentrações de OD para ser degradados. De acordo com Esteves (1998), na estação chuvosa há frequentemente aumento da concentração de material orgânico dissolvido e em suspensão no meio aquático, contribuindo então para a redução dos níveis de oxigênio e transparência da água em lagos tropicais (Cunha e Sternberg, 2018). Mas, isto não ocorreu de forma significativa no Rio Matapi.

Em alguns períodos sazonais, a variação de níveis de oxigênio afetou os sítios amostrais, à jusante e à montante, dependendo do momento do fluxo e sentido da maré e, provavelmente, devido a demanda natural do consumo de oxigênio local (Cunha et al., 2004; Brito, 2013). Todavia, estudos conduzidos em reservatórios indicam estabilidade nos parâmetros físicos e químicos da água (Gorlach-Lira et al., 2013; Feiden et al., 2015), mostrando nítidas diferenças e complexidade da dinâmica em ambientes como o presente estudo.

A condutividade elétrica (CE) é um potencial indicador de eutrofização no ambiente aquático (Seidel et al., 2016). Como a precipitação

pluviométrica causa uma diluição de íons na água, a CE tende a reduzir na estação chuvosa e aumentar na estação de estiagem (Alves e Baccarin, 2005; Henry et al., 2005). No ponto “ptm” a CE apresentou-se com elevada média de variação ($32 \mu\text{Scm}^{-1}$), não observada nos demais locais investigados (ptj ou ptr). Isso é típico de influência de fonte local de poluição interagindo com hidrodinâmica, influenciando localmente QA.

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos estudados mostraram que a variação temporal não foi aparentemente afetada pela precipitação sazonal, provavelmente devido ao atraso das chuvas que reduziram o fluxo de escoamento de curto e médio prazos (Felix-Neto et al., 2021). Além disso, pode haver uma relação direta com o tempo de residência do escoamento, dependentemente da morfologia e tamanho da bacia hidrográfica (Cunha et al., 2012; Cunha e Sternberg, 2018; Valerio et al., 2018; Abreu et al., 2020). Em geral, em outros estudos similares, tais alterações são influenciadas pela sazonalidade na bacia, principalmente, por conta da relação do sistema com a precipitação, atividade biológica resultante de poluição antrópica e até influência das marés do Rio Amazonas (Da Cunha et al., 2021; Souza e Cunha, 2010; Pereira et al., 2014). Normalmente o problema sanitário que causa alterações e interações é atribuído à falta de infraestrutura de saneamento básico, bem como outros impactos ambientais decorrentes de poluição na bacia hidrográfica ou do entorno contíguo, como o Rio Amazonas, no Porto de Santana, ou próximo de áreas urbanas, periurbanas e industriais (Cunha et al., 2004; Abreu et al., 2020).

A precipitação pluviométrica, combinada com os efeitos das marés do Rio Amazonas, desempenha um papel importante sobre QA, sendo co-responsáveis pela complexa dinâmica de transporte de nutrientes e matéria em suspensão oriundas das zonas terrestres e sistemas de afluentes naturais. Exemplos desse comportamento hidrodinâmico e dispersivo tem sido mostrado por Pinheiro et al. (2008), Cunha et al. (2011); Ward et al. (2013) e Da Cunha et al. (2021).

Cunha et al. (2011) simularam o comportamento de plumas de poluentes se dispersando próximas da foz do Rio Matapi, avaliando quatro cenários hidrodinâmicos com dispersão de poluentes potenciais, considerando duas fontes simultâneas, distintas e contínuas

lançadas no centro do rio. As seguintes condições de contorno foram impostas: (i) início da vazante, (ii) próximo da baixa-mar, (iii) início da maré enchente e (iv) próximo da baixa-mar. O resultado foi um comportamento extremamente complexo das plumas dos poluentes simulados (ciclo de maré semelhante ao da Figura 2).

Devido a esse comportamento hidrodinâmico das marés, recirculação, geometria do canal, e turbulência local, os referidos autores observaram o comportamento da influência da maré nos processos de dispersão de agentes passivos do escoamento. Concluíram que, dependendo do local, potenciais observadores em diferentes posições (menos de 7 km entre si), podem observar diferentes respostas do comportamento das plumas e concentração dos poluentes. Isto pode explicar o comportamento dos resultados das Tabelas 2–3.

Esse panorama sugere também que a abordagem observacional ou experimental do escoamento e sua influência nos tanques-rede instalados no Rio Matapi é necessária na avaliação de potenciais impactos da piscicultura sobre o ecossistema aquático e vice-versa. Porque QA é dependente de processos dispersivos influenciados pela capacidade de diluição, mistura e transporte (dispersão) no ecossistema aquático, especialmente os estuarinos (Rueda et al., 2006; Souza et al., 2010; Muste et al., 2012).

Em resumo, estudos desta natureza preenchem uma lacuna importante da fase de *start up* e desenvolvimento do cultivo de peixes em tanques-rede na região estuarina amazônica. Neste aspecto, os resultados fornecem um panorama geral da dinâmica desses ecossistemas. Podem também servir como aproximações ou sínteses dos fenômenos hidrodinâmicos que ocorrem na região e que influenciam QA. Assim este estudo acrescenta novas informações técnicas e ambientais sobre esta importante atividade econômica, tão necessária na região amazônica. Principalmente pelas suas potencialidades e benefícios à sustentabilidade ambiental da atividade e seus respectivos benefícios econômico-sociais à região.

Conclusões

Observou-se significativas variações espaço-sazonais da QA, sendo a variação sazonal mais relevante que a espacial.

Assim, considerando apenas três sítios amostrais (ptr, ptm e ptj) para monitorar a QA, observou-se que o esforço experimental foi

suficiente para identificar tais variações durante a fase inicial do cultivo de peixes em tanques rede. Mas, do ponto de vista sanitário e ambiental, também foi observado que 90% dos parâmetros da QA estavam em não-conformidade (corpos d'água classe II, exigidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA). Então, há limitações legais no próprio sistema de monitoramento, devido à competição com outros usos da água na bacia, destacando-se abastecimento público, distrito industrial, urbanização, agropecuária, e presença de portos, etc.

Um aspecto relevante é que, apesar destes óbices, os tanques-rede não são aparentemente uma fonte significativa de alteração da QA no trecho estudado do Rio Matapi ("ptr"). Sendo assim, o ambiente encontra-se adequado para o cultivo de peixes, sem prejuízo de sua produção e sustentabilidade ambiental. Deste modo, parece haver mais riscos externos em relação ao empreendimento do que o inverso. Isto justifica ainda mais a necessidade de permanente monitoramento da QA, de modo que não venham ocorrer prejuízos à produção no futuro.

É também importante frisar que, dependendo da fase do ciclo hidrológico, ocorrem situações críticas onde se verificam problemas de não-conformidades de QA, podendo ser mais relevantes no início do período chuvoso, quando surgem amplas flutuações de concentrações dos parâmetros, aumento de cargas orgânicas difusas e pontuais ou nutrientes além de alterações diretas e indiretas da hidrologia na QA, sem que esta última necessariamente seja causada pelo cultivo dos peixes.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelas bolsas produtividade concedidas, processo nº 309684/2018-9, processo nº 303715/2015-4, processo nº 303013/2015-0 e a Embrapa (Projeto Tec Rede).

Referências

- Abreu, C.H.M., Barros, M.D.L.C., Brito, D.C., Teixeira, M.R., Cunha, A.C.D., 2020. Hydrodynamic Modeling and Simulation of Water Residence Time in the Estuary of the Lower Amazon River. Water 12. Disponível: <https://doi.org/10.3390/w12030660>. Acesso: 22 abr. 2020.
- Abreu, C.H.M., Cunha, A.C., 2015. Qualidade da água em ecossistemas aquáticos tropicais sob

- impactos ambientais no baixo Rio Jari-AP: Revisão descritiva. *Biota Amazônia* 5. Disponível: <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n2p119-131>. Acesso: 15 jun. 2020.
- Abreu, C.H.M., Cunha, A.C., 2017. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 22. Disponível: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016144803>. Acesso: 13 jan. 2019.
- Alves, R.C.P., Baccarin, A.E., 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tietê, São Paulo). In: Nogueira, M.G., Henry, R., Jorcin, A. (Orgs.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima. p. 329-347.
- Beveridge, M., 1996. *Cage aquaculture*. Oxford: Fishing News Books.
- Braile, P.M., Cavalcanti, J.E.W.A., 1993. *Manual de tratamento de águas residuárias*. São Paulo: CETESB.
- Brito, D.C., 2013. Dinâmica do rio Amazonas: biogeoquímica da pluma de montante à foz. Tese (Doutorado em Biodiversidade Tropical) – UNIFAP, Macapá.
- Bueno, G.W., Ostrensky, A., Canzi, C., Matos, F.T., Roubach, R., 2013. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. *Reviews in Aquaculture* 7. Disponível: <https://doi.org/10.1111/raq.12045>. Acesso: 21 jan. 2019.
- CAPOD – University of St Andrews. *MANOVA e MANCOVA*. Disponível: <<https://www.st-andrews.ac.uk/media/capod/students/mathsupport/MANOVA.pdf>>. Acesso em: 06 de maio de 2016.
- Chagas, E.C., Gomes, L.C., Júnior, H.M., Roubach, R., 2007. Produtividade de tambaqui em tanque-rede com diferentes taxas de alimentação. *Ciência Rural* 37. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782007000400031>. Acesso: 14 jul. 2017.
- Chong, L.S., Berelson, W.M., Hammond, D.E., Fleisher, M.Q., Anderson, R.F., Rollins, N.E., Lund, S., 2016. Biogenic sedimentation and geochemical properties of deep-sea sediments of the Demerara Slope/Abyssal Plain: Influence of the Amazon River Plume. *Marine Geology* 379. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2016.05.015>. Acesso: 25 nov. 2018.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília: DOU de 18/3/2005.
- Cunha, A. C., Pinheiro, L. A. R., Cunha, H. F. A., Schulz, H. E., Brasil Jr., A. C. P. E Souza, E. B. 2011. Simulação da Hidrodinâmica e Dispersão de Poluentes com Monitoramento Virtual no Rio Matapi – AP. *Revista de estudos ambientais* 13. Disponível: doi: <https://10.7867/1983-1501.2011v13n2p18-32>. Acesso: 16 fev. 2017.
- Cunha, A.C., Brito, D.C., Brasil Junior, A. C., Pinheiro, L.A.R., Cunha, H.F.A., Krusche, A.V., 2012. Challenges and Solutions for Hydrodynamic and Water Quality in Rivers in the Amazon Basin. In: Schulz, H.E., Simões, A.L.A., Lobosco, R.J. (Org.). *Hydrodynamics: Natural Water Bodies*. Rijeka: InTech. Croacia, p. 67-88.
- Cunha, A.C., Cunha, H.F.A., Brasil Jr., A.C.P., Daniel, L.A., Schulz, H.E., 2004. Qualidade microbiológica da água de rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental* 9. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000400009>. Acesso: 30 mar. 2018.
- Cunha, A.C., Sternberg, L.S.L., 2018. Using stable isotopes ^{18}O and ^2H of lake water and biogeochemical analysis to identify factors affecting water quality in four estuarine Amazonian shallow lakes. *Hydrol. Process* 32. Disponível: <https://doi.org/10.1002/hyp.11462>. Acesso: 05 jun. 2019.
- Da Cunha, A.C., Abreu, C.H.M., Crizanto, J.L.P., Cunha, H.F.A., Brito, A.U, Pereira, N.N., 2021. Modeling pollutant dispersion scenarios in high vessel-traffic areas of the Lower Amazon River. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112404. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112404>
- Damasceno, M.D.C.S., Ribeiro, H.M.C., Takiyama, L.R., Paula, M.T.D., 2015. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. *Revista Ambiente e Água* 10. Disponível: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1606>. Acesso: 15 jun. 2020.
- Demir, N., Kirkagac, M.U., Pulatsü, S., Bekcan, S., 2011. Influence of Trout Cage Culture on

- Water Quality, Plankton and Benthos in an Anatolian Dam Lake. The Israeli Journal of Aquaculture Bamidgheh 53. Disponível: <https://pubag.nal.usda.gov/catalog/3773719>. Acesso: 01 mai. 2020.
- Dos Santos Oliveira, M.O., De Bem Luiz, D., De Souza Martins, G.A., Rodrigues Verdolin dos Santos, V. (2020). Net cage tambaqui farming: microbiological quality, nutritional value and yield. Arch. Zootec, 69, 265, 66-71. Disponível: <https://doi.org/10.21071/az.v69i265.5040>
- Echaniz, S., Vignatti, A., 2009. Determinación del estado trófico y de la capacidad de carga de embalse casa de piedra. BioScriba 2. Disponível: <http://www.bioscriba.org.ar/volumenes/v2n1/Echaniz2009.pdf>. Acesso: 20 mar. 2020.
- Esteves, F.A., 1998. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciencia/FINEP.
- Feiden, I.F., Oliveira, J.D.S., Diemer, O., Feiden, A., 2015. Qualidade da água, capacidade de suporte e melhor período para criação de peixes em tanques-rede no reservatório de Salto Caxias. Engenharia Sanitária Ambiental 20. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040114845>. Acesso: 24 mar. 2017.
- Felix Neto, J.C., Souza, L.J.A., Abreu, C.H.M., Barbara, V.F., Cunha, H.F.A., Tavares-Dias, M., Cunha, A.C., 2021. Impactos hidroclimáticos de curto prazo no padrão hidrodinâmico de rio estuarino amazônico. Amapá/Brasil. Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais, v. 12, p. 161-179. Disponível: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0014>
- Field, A., 2012. Analysis of Covariance (ANCOVA). Discovering Statistics. Disponível: www.statisticshell.com/docs/ancova.pdf. Acesso: 13 set. 2015.
- Freitas, F.C., Silva, E.N.S., Darwich, A.J., 2011. Influência do cultivo de peixes em tanque-rede nos teores de nitrogênio e fósforo no lago Tupé, Manaus-AM. In: Santos-Silva, E.N., Scudeller, V.V., Cavalcanti, M.J. (Orgs.). BioTupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central. Manaus: INPA, 53-59.
- Gorlach-Lira, K., Pacheco, C., Carvalho, L.C.T., Melo Júnior, H.N., Crispim, M.C., 2013. The influence of fish culture in floating net cages on microbial indicators of water quality. Ecology. Brazilian Journal of Biology 73. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1519-698420130003000001>. Acesso: 19 mar. 2017.
- Henry, R., Jorcin, A., Nogueira, M.G., 2005. Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata. São Carlos: Rima. 2. ed.
- Li, D., Xiong, B., Li, Q., Li, J., Qi, K., 1994. Carrying capacity of reservoirs for feeding cage-culture of fish. Acta Hydrobiologica Sinica 18. Disponível: http://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTotal-SSWX403.003.htm. Acesso: 19 mar. 2017.
- Lopera-Barrero, N.M., Ribeiro, R.P., Povh, J.A., Vargas, L.D.M., Poveda-Parra, A.R., Digmayer, M., 2011. As principais espécies produzidas no Brasil. In: Lopera-Barrero, N.M., Ribeiro, R.P., Povh, J.A., Vargas, L.D.M., Poveda-Parra, A.R., Digmayer, M. Produção de organismos aquáticos: uma visão geral no Brasil e no mundo. Guaíba: Agrolivros, 143-215.
- Miranda, L.B., Castro, B.M., Kjierfve., 2002. Princípios da Oceanografia Física de Estuários. São Paulo: Editora Edusp.
- Muste, M., Kim, D., Merwade, V., 2012. Modern Digital Instruments and Techniques for Hydrodynamic and Morphologic Characterization of River Channels. In: Church, M., Biron, P.M., Roy, A.G. (Eds.). Gravel Bed Rivers: Processes, Tools, Environments, Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 315-341. Disponível: <https://doi.org/10.1002/9781119952497.ch24>. Acesso: 07 mai. 2017.
- Neves, L.R., Tavares-Dias, M., 2019. Low levels of crustacean parasite infestation in fish species from the Matapi River in the state of Amapá, Brazil. Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária 28. Disponível: <https://doi.org/10.1590/s1984-29612019006>. Acesso: 25 mar. 2020.
- Oliveira, B.S.S., Cunha, A.C., 2014. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. Revista Ambiente & Água 9. Disponível: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>. Acesso: 29 jun. 2019.
- Panisset, J.S., Libonati, R., Gouveia, C.M.P., Machado Silva, F., França, D.A., França, J.R. A., Peres, L.F., 2018. Contrasting patterns of the extreme drought episodes of 2005, 2010 and 2015 in the Amazon Basin. International Journal of Climatology 38. Disponível:

- <https://doi.org/10.1002/joc.5224>. Acesso: 30 abr. 2020.
- Passos, L.F.G., Nascimento Neto, N., Conceição, E.B.R., Alves, P.C.J., Herrmann, M., 2021. Analysis of water quality parameters for ponds and nurseries at Castanhal Farm School, Eastern Amazon. *Brazilian Journal of Development* 7, 3. Disponível: <https://doi.org/10.34117/Bjdv7n3-128>
- Pereira, N.N., Botter, R.C., Folena, R.D., Pereira, J.P.F.N., Cunha, A.C., 2014. Ballast water: A threat to the Amazon Basin. *Marine Pollution Bulletin* 84. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.053>. Acesso: 21 ago. 2019.
- Phillips, M.J., Beveridge, M.C.M., Ross, L.G., 1985. The environmental impact of salmonid cage culture on inland fisheries: present status and future trends. *Journal of Fish Biology* 27 (Supplement. A). Disponível: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1985.tb03236.x>. Acesso: 25 abr. 2020.
- Pinheiro, L.A.R., Cunha, A.C., Cunha, H.F.A., Souza, L., 2008. Simulação Computacional Aplicada à Dispersão de Poluentes e Análises de Riscos à Captação de Água na Orla de Macapá-AP. *Pesquisa & Iniciação Científica* 1, 58-61. Disponível: http://www.iepa.ap.gov.br/pibic/revistapibic/pdf/5sessao_2.pdf. Acesso: 15 nov. 2017.
- R Development Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível: <http://www.R-project.org>
- Rueda, F., Moreno-Ostos, E., Armengol, J., 2006. The residence time of river water in reservoirs. *Ecological Modelling* 191. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.04.030>. Acesso: 29 jun. 2017.
- Santos, E.F., Tavares-Dias, M., Pinheiro, D.A., Neves, L.R., Marinho, R.D.G.B., Dias, M.K.R., 2013. Fauna parasitária de tambaqui *Colossoma macropomum* (Characidae) cultivado em tanque-rede no estado do Amapá, Amazônia oriental. *Acta Amazonica* 43. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100013>. Acesso: 26 fev. 2020.
- Seidel, M., Dittmar, T., Ward, N.D., Krusche, A.V., Richey, J.E., Yager, P.L., Medeiros, P.M., 2016. Seasonal and spatial variability of dissolved organic matter composition in the lower Amazon River. *Biogeochemistry* 131. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100013>. Acesso: 13 nov. 2019.
- Silva, L.M.A., Lima, J.F., Tavares-Dias, M., 2016. Ictiofauna como indicadora da qualidade ambiental do Rio Matapi, Afluente do Rio Amazonas no estado do Amapá (Brasil). Macapá: Embrapa Amapá. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, vol. 92.
- Souza, E.B., Cunha, A.C., 2010. Climatologia de Precipitação no Amapá e Mecanismos Climáticos de Grande Escala. In: Cunha, A.C., Souza, E.B., Cunha, H.F.A. (Org.). *Tempo, Clima e Recursos Hídricos: Resultados do Projeto REMETAP*. Macapá, IEPA, p. 177-196.
- Souza, L.B.S., Schulz, H.E., Villela, S.M., Gulliver, J.S., 2010. Experimental study and numerical simulation of sediment transport in a shallow reservoir. *Journal of Applied Fluid Mechanics* 3. Disponível: <https://www.sid.ir/en/journal/ViewPaper.aspx?id=314769>. <https://doi.org/10.36884/jafm.3.02.11884>. Acesso: 24 jan. 2020.
- Tacon, A.G.J., Halwart, M., 2007. Cage aquaculture: a global overview. In: Halwart, M., Soto, D., Arthur, J. R. (Eds). *Cage aquaculture – Regional Reviews and Global Overview*. Roma: FAO. p. 1–16.
- Valerio, A.M., Kampel, M., Vantrepotte, V., Ward, N.D., Sawakuchi, H.O., Less, D.F.S., Neu, V., Cunha, A., Richey, J., 2018. Using CDOM optical properties for estimating DOC concentrations and pCO in the Lower Amazon River. *Opt. Express* 26. Disponível: <https://doi.org/10.1364/OE.26.00A657>. Acesso: 27 mai. 2020.
- Ward, N.D., Keil, R.G., Medeiros, P.M., Brito, D. C., Cunha, A.C., Dittmar, T., Yager, P. L., Krusche, A.V., Richey, J.E., 2013. Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. *Nature Geoscience* 6. Disponível: <https://doi.org/10.1038/ngeo1817>. Acesso: 19 nov. 2019.
- Yongtai, L., Qing, Z., Hanyun, Y., 1995. Effect of cage culture on the water environment in Heilongtan Reservoir. *Reserve Fish* 6, 6-10. Disponível: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=CN9682572>. Acesso: 22 fev. 2017.