

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**Avaliação da estrutura vertical da coluna
d'água em áreas aquícolas do reservatório de
Nova Avanhandava**

Paulo César Guimarães von Krüger

Jaboticabal, SP
2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**Avaliação da estrutura vertical da coluna
d'água em áreas aquícolas do reservatório de
Nova Avanhandava**

Paulo César Guimarães von Krüger

Orientador: Dr. Gianmarco Silva David

Dissertação, apresentada ao programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

Jaboticabal, SP
2019

K94a Krüger, Paulo César Guimarães von
Avaliação da estrutura vertical da coluna d'água em áreas
aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava / Paulo César
Guimarães von Krüger. -- Jaboticabal, 2019
vii, 78 p. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de
Aqüicultura, 2019
Orientador: Gianmarco Silva David
Banca examinadora: Daercy Maria Monteiro de Rezende Ayzora,
Fabiana Garcia
Bibliografia

1. Biologia aquática. 2. Ecologia dos reservatórios. 3. Limnologia. 4.
Monitoramento ambiental. 5. Animais aquáticos. I. Título. II.
Jaboticabal-Centro de Aqüicultura.

CDU 639.3

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título: Avaliação da estrutura vertical da coluna d'água em áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava

AUTOR: PAULO CEZAR GUIMARAES VON KRUGER

ORIENTADOR: GIANMARCO SILVA DAVID

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em AQUICULTURA,
pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. GIANMARCO SILVA DAVID

Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Jaú / Agência Paulista de Tecnologia do Agronegócio


Dra. DAERCY MARIA MONTEIRO DE REZENDE AYROZA

Departamento de Desenvolvimento Descentralizado / Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios


Profa. Dra. FABIANA GARCIA SCALOPPI

Instituto de Pesca de São José do Rio Preto / Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios-APTA

Jaboticabal, 27 de fevereiro de 2019.

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Gianmarco Silva David, pela orientação, ensino e confiança

Ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), pela oportunidade.

Ao CNPq pelo incentivo à pesquisa e pela bolsa de estudos concedida.

Às novas amizades realizadas ao longo do curso.

A todos que estiveram envolvidos nessa trajetória durante esse período.

Sumário

Agradecimentos	iii
Lista de figuras	vi
Lista de tabelas	vii
Resumo	8
Abstract	9
1. Introdução	10
1.1 Reservatórios e a piscicultura em tanques - rede	11
1.2 Eutrofização	11
1.3 Estratificação e desestratificação térmica vertical	12
1.3.1 Termoclina	14
1.4 Estratificação vertical de oxigênio / Oxiclina	14
1.5 Cianobactérias	15
1.6 Clorofila A (Chla) e Ficocianina (PC)	17
1.7 Fluorometria <i>in situ</i>	17
2. Objetivo	18
2.1 Objetivo geral	18
2.2 Objetivos específicos	19
3. Material e métodos	19
3.1 Local do estudo	19
3.2 Obtenção de dados climáticos e hidrológicos	22
3.2.1 Temperatura do ar (°C) e precipitação (mm)	22
3.2.2 Vazão (m ³ /s)	22
3.3 Avaliação da estrutura vertical da coluna d'água	22
3.4 Avaliação da termoclina e da oxiclina	23
3.5 Análise estatística dos dados (oxiclina e termoclina)	24
4. Resultados	25
4.1 Fatores climáticos	25
4.2 Histórico de vazão afluente da UHE de Nova Avanhandava	26
4.3 Estrutura vertical da coluna d'água	27
4.3.1 Perfis verticais da temperatura da água e oxigênio dissolvido	27
4.3.2 Força da termoclina e intensidade da oxiclina	31

4.3.3 Avaliação de Clorofila a (Chla) e Ficocianina (BGA-PC)	32
4.4 Análise estatística.....	35
4.4.1 Termoclina.....	35
4.4.2 Oxiclina.....	35
5. Discussão.....	36
6. Conclusão	41
7. Referências	42
8. ANEXO (MATERIAL SUPLEMENTAR).....	54

Lista de figuras

Figura 1: Reservatório de Nova Avanhandava, com a localização dos pontos de coleta e das pisciculturas avaliadas nos Tributários São Jerônimo (TSJ) e Santa Bárbara (TSB).....	20
Figura 2: Registros de temperatura e precipitação da cidade de Penápolis – SP, entre os anos de 2014 a 2016. Fonte: CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS (CIIAGRO)	25
Figura 3: Registro de vazões do reservatório de Nova Avanhandava, referentes ao período de outubro de 2012 a outubro de 2017. Fonte: OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS).. ..	26
Figura 4: Perfis da estrutura vertical de temperatura e oxigênio dissolvido em locais selecionados em cada uma das cinco campanhas de coletas realizadas em áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava.....	27
Figura 5: Representação gráfica da distribuição vertical dos níveis máximos de clorofila a e ficocianinas por coleta, nas áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava exibidos na tabela 3	34

Lista de tabelas

Tabela 1: Dados processados da figura 2, referentes à precipitação e temperatura média durante os períodos de coleta nas áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava.....	26
Tabela 2: Relação dos valores das variáveis limnológicas obtidos a partir de todos os pontos de coleta, referentes à profundidade, temperatura, espessura e forças da termoclina, assim como profundidade, níveis de oxigênio dissolvido, espessura e intensidade da oxiclina.....	29
Tabela 2: Continuação tabela 2.....	30
Tabela 3: Resumo da distribuição vertical dos níveis máximos de clorofila a e ficocianinas por coleta nas áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava.....	33

Resumo

A aquicultura em tanques-rede nos reservatórios de usinas hidrelétricas depende de boas condições limnológicas para uma produção eficiente e para a obtenção de produtos de qualidade. Uma das características limnológicas mais relevantes para a qualidade da água nesses locais é o padrão de estratificação da coluna d'água, processo que pode gerar um ambiente de fundo com anóxia, com riscos potenciais às pisciculturas e estimulando o crescimento fitoplanctônico e em especial de cianobactérias, que produzem metabólitos secundários tóxicos. Neste estudo a estratificação vertical em áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava foi estudada utilizando uma sonda multiparamétrica, a qual através de amostragens em alta frequência, permitiu a obtenção de perfis verticais com alta resolução. Nos perfis foi possível mensurar a força da estratificação, possibilitando relacionar esse processo com fatores climáticos e hidrológicos local e entre pontos. Foram analisados perfis verticais de oxigênio dissolvido, temperatura, clorofila e ficocianinas. Os resultados mostraram condições de estratificação com anóxia de fundo em todas as campanhas de coleta em pelo menos algum ponto. Valores máximos de pigmentos predominaram em camadas de subsuperfície, evidenciando que as amostragens de águas superficiais, tradicionalmente utilizadas para avaliações do estado trófico em ambientes aquáticos, resultam em subestimativas. A força da estratificação é variável, respondendo a diferentes contextos hidrológicos e climatológicos, no entanto, não foi evidenciado que períodos com menor precipitação e maiores temperaturas resultassem em estratificações mais intensa da coluna d'água. Desse modo o monitoramento do perfil vertical da coluna d'água dos reservatórios é fundamental para conduzir de forma segura e eficiente os empreendimentos de piscicultura em tanque-rede nos reservatórios de hidrelétricas, garantindo o bem-estar dos animais em confinamento.

Palavras chave: reservatório, tanques-rede, estrutura vertical, ficocianina, clorofila

Abstract

The use of net cage aquaculture in hydroelectric reservoirs depends on good limnological conditions for efficient production and high-quality products. One of the most relevant limnological characteristics for the water quality at these sites is the water column stratification, which can lead to bottom anoxia and stimulates phytoplanktonic blooms, in some severe cases cyanobacteria, which produce toxic secondary metabolites with potential risks to fish farms and humans. In this study the vertical stratification in aquaculture areas of the Nova Avanhandava reservoir was studied using a multiparametric probe, which allowed to obtain vertical profiles with high resolution through high frequency samplings. In these profiles was possible to quantify the strength of the stratification, making it possible to relate stratification processes with climatic and hydrological factors. Vertical profiles of dissolved oxygen, temperature, chlorophyll and phycocyanins were analyzed. The results showed the predominance of stratification conditions with bottom anoxia in all collections in at least one spot, as well as maximum values of pigments in subsurface layers, indicating that surface water samplings, traditionally used for the trophic state evaluation of aquatic environments, yields underestimated results. The stratification strength is variable, responding to different hydrological and climatological contexts, however, it was not evidenced that periods of lower precipitation and higher temperatures resulted in a more intense water column stratification. Thus, the monitoring of reservoirs vertical water column profile is required to ensure and conduct in a safe and efficient way, the net cages fish farming projects in hydroelectric reservoirs and maintaining the welfare of the cultivated animals.

Key-words: reservoir, cage aquaculture, vertical structure, phycocyanin, chlorophyll.

1. Introdução

No Brasil, os reservatórios destinados à produção de energia elétrica têm sido utilizados para o desenvolvimento da piscicultura em tanques–rede (Saint-Paul, 2017). Dentre algumas características favoráveis para o desenvolvimento desta modalidade de produção, destacam–se a boa qualidade da água, os menores custos para implantação do empreendimento e a maior facilidade operacional. Além disso, possibilitam de obtenção de maiores índices de produtividade em menores espaços comparando-se a sistemas tradicionais de pisciculturas, como tanques escavados, resultando em retornos financeiros mais atrativos e mais rápidos (Taniguchi, Kato e Tardivo, 2014).

Além de possuir um clima favorável, o país detém mais de 5 milhões de hectares de lâmina de água em reservatórios destinados à produção de energia elétrica, fatores que tornam o país um dos locais com maior potencial para desenvolver e competir no mercado mundial de pescado (Scott, 2013; Saint-Paul, 2017).

O consumo *per capita* de pescados cresceu de 9,0 kg em 1961 para 20,2 kg em 2015, representando uma taxa média de crescimento de aproximadamente 1,5% ao ano (FAO 2018). Na última década a produção pesqueira global permaneceu estagnada, diminuindo de 81,2 milhões de toneladas em 2015 para 79,3 milhões de toneladas em 2016, índices que vem se mantendo estáveis desde o final dos anos 80 (FAO 2018). Isto indica que a captura global de espécies aquáticas ultrapassou os limites sustentáveis de exploração e que, portanto, as possibilidades reais para a expansão das capturas pesqueiras são escassas. Desta forma, a aquicultura se transformou na alternativa natural para o abastecimento da crescente demanda por pescados.

Os reservatórios são considerados locais estratégicos para o desenvolvimento da aquicultura em tanques–rede e a compreensão de suas condições limnológicas, assim como a hidrodinâmica desses ambientes, são necessárias para o gerenciamento dos recursos hídricos e gestão dos empreendimentos de produção.

No sudeste brasileiro, a partir da instalação de indústrias de processamento de pescados, a piscicultura em tanque-rede ganhou grande destaque desde os

anos 90, expandindo-se para as demais regiões e reservatórios brasileiros (Brandão *et al.*, 2004; Medeiros, 2002).

1.1 Reservatórios e a piscicultura em tanques - rede

Os reservatórios são ambientes ecologicamente complexos e heterogêneos, apresentando características intermediárias entre rios e lagos naturais (Thornton *et al.*, 1990). As principais finalidades para as quais são construídos incluem geração de energia elétrica, abastecimento urbano, navegação, controles de inundação e irrigação. No Brasil, as décadas de 60 e 70 podem ser consideradas o período de grandes construções desses empreendimentos hidráulicos, principalmente para fins de produção de hidroeletricidade e abastecimento humano (Tundisi, 2007).

Com o uso dos reservatórios artificiais para o desenvolvimento da aquicultura em tanques-rede, destaca-se a influência da atividade sobre o estado trófico desses ambientes, já que as altas densidades de estocagem e as altas taxas de arrazoamento praticadas nesses sistemas geram emissões diretas para água de nutrientes provenientes da ração e de metabólitos produzidos pelos animais (Pillay, 2008; Ross *et al.*, 2013; White *et al.*, 2013). Além disso, esses ambientes sofrem eutrofização através do enriquecimento de nutrientes oriundos do próprio reservatório (decomposição de matéria orgânica de fundo) ou lançados neles como consequência do desenvolvimento da indústria, da agricultura e urbanização (Tundisi, 2003; Müller *et al.*, 2012).

Adicionalmente, eventos de estratificação e desestratificação térmica, podem interferir diretamente de forma negativa na qualidade da água desses ecossistemas, causando mortalidade dos animais confinados (Fearnside, 1995; Tundisi *et al.*, 2010; Caraballo *et al.*, 2014).

1.2 Eutrofização

A eutrofização pode ser definida como o crescimento excessivo de fitoplâncton decorrente do excesso de nutrientes (principalmente N e P), resultando em uma produtividade primária e secundária desequilibradas (Khan e Ansari,

2005). A eutrofização potencializa florações de cianobactérias (Paerl e Paul, 2012) e provoca mudanças na carga interna de nutrientes dos desses ambientes (Verburg e Hecky, 2009).

Processos de antropização de bacias hidrográficas e o uso do solo, através dos desmatamentos e expansão da agropecuária, são fatores que contribuem para a degradação e eutrofização de rios, lagos e reservatórios, gerando consequências ecológicas negativas nas estruturas, processos e funções dos ecossistemas aquáticos (Western, 2001), comprometendo a fauna aquática e potencializando prejuízos em sistemas de cultivo em tanque – rede por meio do desenvolvimento de populações de fitoplâncton e redução na concentração de oxigênio ao longo da coluna d'água. Durante o processo de fotossíntese há liberação de oxigênio, enquanto a respiração e a decomposição bacteriana demandam oxigênio (Paerl e Fulton, 2006; Havens, 2008; Paerl e Otten, 2013; Américo et al., 2013).

1.3 Estratificação e desestratificação térmica vertical

A estrutura térmica e a estratificação dos ambientes aquáticos são características físicas que exercem importantes papéis sobre a organização dos ecossistemas lacustres (Cantin et al. 2011). Ela corresponde à compartimentalização das massas de água e ocorre em função das propriedades de expansão térmica da água, a partir do aquecimento superficial.

Aquecidas, a água se torna menos densa e mais leve, fazendo com que camadas com diferentes temperaturas se desenvolvam em lagos e reservatórios, diminuindo a intensidade e a frequência da mistura entre as camadas superiores e inferiores nesses ambientes: as maiores temperaturas localizadas na parte superficial, bem misturada (epilimnio), e as menores temperaturas localizada na zona mais profunda, relativamente quiescente (hipolimnio). Estas duas camadas são relativamente uniformes e estáveis em relação a temperatura, estando separadas por uma terceira camada ou região caracterizada por um gradiente de temperatura, denominada metalimnio ou termoclina (Monismith e MacIntyre, 2009).

Durante a estratificação térmica, a termoclina age como uma “barreira” à mistura da coluna de água (Moreno-Ostos et al., 2008), influenciando a distribuição e o fluxo vertical de substâncias dissolvidas e particuladas (Yu et al., 2010), o que

favorece o acúmulo de nutrientes nas camadas inferiores e causa déficit hipolimnético de oxigênio.

Além de importantes implicações para a disponibilidade de oxigênio dissolvido, nutrientes, luz e substratos microbianos (Wang et al. 2012), a estratificação influencia diretamente na distribuição vertical e migração de fitoplâncton e zooplâncton (Becker et al. 2010; Cantin et al. 2011) e conseqüentemente no comportamento alimentar de organismos de nível trófico superior, como peixes (Cantin et al. 2011).

Fatores antropogênicos como a operação dos reservatórios ou variações naturais no ambiente influenciam nas características da estrutura vertical de temperatura e profundidade da termoclina (Hauer et al., 1997). Em reservatórios onde a dinâmica térmica é mais variável, devido a flutuações no volume de armazenamento de água, a duração da estratificação de verão pode ser alterada ou os índices de aquecimento modificados (Nowlin et al., 2004).

A desestratificação promove a mistura da coluna d'água, deslocando para a superfície águas hipolimnéticas anóxicas, ricas em nutrientes, ácido sulfídrico e metano (Brinkman e Santos, 1974; Engle e Melack, 2000). Desse modo, após longos períodos de permanente estratificação, a desestratificação poderá acarretar em grande mortalidade de organismos aquáticos (Lawson e Anderson, 2007; Tundisi et al., 2010; Caraballo et al., 2014).

Os eventos de desestratificação térmica, normalmente ocorrem diante de quedas bruscas de temperatura, associadas à passagem de frentes frias e intensas precipitações. Em Caraballo et al. 2014 e Tundisi et al. 2010, foi demonstrado a forte interação entre fatores climáticos e a dinâmica limnológica dos reservatórios. De acordo com Cavalcanti e Kousky (2009), a passagem de frentes frias no continente sul-americano, é mais frequente de maio a setembro e menos frequente durante o verão. Apesar da sazonalidade reduzida nas áreas tropicais, dados sobre regimes térmicos coletados no México (Alcocer et al., 2000), África (Chergui et al., 1999), Indonésia (Lehmusluoto et al., 1999) e Brasil (Henry, 1999) mostram que existe uma tendência para a mistura de água ocorrer durante o inverno desse hemisfério, devido ao menor aquecimento das camadas superiores da coluna de água nesse período.

As chuvas aumentam a concentração de nutrientes nos corpos d'água (Paerl et al., 2006; King et al., 2007), ao mesmo tempo podem promover a mistura das camadas de água, o que no curto prazo pode reduzir a estratificação térmica. Por outro lado, à medida que as descargas de água diminuem nos períodos de seca, a vazão do reservatório diminui e conseqüentemente seu tempo de residência aumenta, fazendo com que o material acumulado no período chuvoso se torne disponível para os organismos fitoplânctônicos, estabelecendo assim um ambiente ideal para a proliferação de algas e cianobactérias, podendo prejudicar a qualidade da água para a piscicultura e demais usos.

1.3.1 Termoclina

A termoclina representa um gradiente de temperatura, que gera o gradiente de densidade entre massas de água, e conseqüentemente a resistência à mistura da coluna d'água. Normalmente a resistência à mistura começa a diminuir no início de inverno, quando se inicia o resfriamento das águas superficiais e ocorre a "erosão da termoclina", momento em que normalmente se inicia a transferência de nutrientes do hipolimnio para o epilimnio (Naselli-Flores e Barone 2005).

Além da diferença entre a temperatura de superfície e de fundo, variáveis como volume do lago, morfometria e temperatura são parâmetros que permitem avaliar tendências de posicionamento da termoclina, assim como o potencial do lago para que o evento de estratificação e desestratificação ocorra (Kraemer et al., 2015).

A profundidade da termoclina é conhecida por ser um fator importante para a estruturação de comunidades microbianas em ecossistemas aquáticos, particularmente para grupos de bacterioplânctons e fitoplânctons com mobilidade limitada (Berdjeb et al., 2011 e Cantin et al., 2011).

1.4 Estratificação vertical de oxigênio / Oxiclina

A oxiclina corresponde à camada vertical de massa d'água, que separa a zona bem oxigenada da zona de mínima concentração de oxigênio subjacente. O limite superior da oxiclina corresponde ao local onde se inicia o declínio nas

concentrações, e o limite inferior ao local onde a concentração atingiu valores mínimos.

Em grande parte, o padrão da concentração de oxigênio dissolvido nos reservatórios segue o perfil da estratificação térmica (Rahman et al., 2005; Yoshimizu et al., 2010). De modo que, quanto maior o período de estratificação térmica, maior será a probabilidade de águas hipolimnética estarem isoladas do oxigênio atmosférico.

No hipolimnio, em condições de estratificação e presença da “barreira”, a concentração de oxigênio provavelmente será deficiente, impedindo a mistura das águas superficiais oxigenadas com as águas de fundo (Elçi, 2008; Gantzer et al., 2009).

A evolução dos níveis de oxigênio em reservatórios normalmente é controlada por processos de trocas gasosas através da interface ar e água, mistura vertical dentro da coluna d’água, aumento da concentração de oxigênio induzido pela fotossíntese, respiração de organismos aquáticos, oxidação bacteriana de matéria orgânica e oxidação por demanda química, normalmente nos sedimentos bentônicos (Müller et al., 2012).

O ciclo do fósforo por exemplo, é sensível à concentração de oxigênio dissolvido na interface água sedimento e mesmo que se tenha um período anóxico de curta duração na área bêntica, poderá ocorrer a mobilização do fósforo na forma disponível (ortofosfato) do sedimento para a coluna d’água (Hupfer e Lewandowski, 2008; North et al., 2014).

1.5 Cianobactérias

As cianobactérias são bactérias produtoras de oxigênio que utilizam luz solar como fonte de energia para converter dióxido de carbono (CO₂) em biomassa. Se originaram há cerca de 3 bilhões de anos e sua atividade fotossintética desencadeou um dos eventos mais dramáticos durante a evolução do nosso planeta - a oxidação da atmosfera da Terra (Huisman et al., 2018).

Elas são conhecidas como algas verde-azuladas ou azul-esverdeadas, também conhecidas como blue green algae (BGA – PC), no entanto, não são algas, que é um nome reservado aos fototróficos eucarióticos. Possuem a ficocianina (PC)

como principal pigmento acessório, que geralmente pode ser mascarada pela onipresente clorofila a (Chla), além de possuírem a ficoeritrina (PE), pigmento específico das cianobactérias vermelhas, encontradas principalmente em ambiente marinho (Zamyadi et al., 2016; Huisman et al., 2018).

Ao longo de seu processo de evolução, esses organismos desenvolveram diversas adaptações ecofisiológicas a fim de se adaptarem nos mais variados habitats, garantindo sua sobrevivência nos ambientes aquáticos (Paerl e Fulton, 2006; Paul, 2008). Dentre suas adaptações, destaca-se a capacidade de produzir metabólitos secundários denominados cianotoxinas, de ampla atividade biológica (Smith et al. 2008; Méjean e Ploux, 2013), que incluem hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas), neurotoxinas (anatoxinas e saxitoxinas) e dermatotoxinas, que atuam no fígado, sistema nervoso central e pele respectivamente. São promotoras de tumores e numerosos casos de intoxicação humana e animal, têm sido associados à presença das cianobactérias (Carmichael, 1992; Briand et al., 2003; Griffiths e Saker, 2003; Van Apeldoorn et al., 2007; Smith et al. 2008).

Uma adaptação ecofisiológica das cianobactérias que deve ser mencionada, é a presença de vesículas de gás, que fornecem flutuabilidade (Walsby et al., 1997) e permitem migrações verticais passivas, o que favorece a formação de densas florações superficiais, sombreando outras espécies fitoplanctônicas, aumentando sua vantagem competitiva em relação aos demais organismos fotossintetizantes aquáticos (Huisman et al., 2018). Esta capacidade de posicionamento na coluna d'água otimiza a produção fotossintética na superfície e a aquisição de nutrientes próximo aos sedimentos (Reynolds, 1987).

Além da contaminação pela ingestão de água por animais e humanos, organismos aquáticos como moluscos filtrantes e peixes são capazes de bioacumular esses compostos em seus tecidos, incorporando essas toxinas na cadeia alimentar e conseqüentemente gerando riscos para o consumo humano (Rellán et al., 2009; Brand et al., 2010; Jonasson et al., 2010; Mondo et al., 2012).

Outro fator relacionado à proliferação de cianobactérias e sua interferência negativa na aquicultura é o fato de elas serem as principais responsáveis pela produção dos metabólitos Geosmina e 2-methylisoborneol – MIB, associados a problemas de off-flavor ou sabor/odor de barro presentes nos pescados (Jüttner e

Watson, 2007; Percival et al., 2008). O off-flavor não causa problemas em relação à saúde dos peixes, no entanto, afetam a qualidade para o consumo, prejudicando a comercialização e prolongando seu tempo de cultivo através de períodos de depuração, gerando grandes perdas econômicas (Tucker, Hanson e Kingsbury, 2001; Burr et al., 2012; Ma et al., 2013) e consequentemente afetando o desenvolvimento da indústria.

1.6 Clorofila a (Chla) e Ficocianina (BGA-PC)

A clorofila a (Chla) é um dos principais parâmetros utilizados para mensurar a abundância fitoplanctônica (Vollenweider, 1974; Eгна e Boyd, 1997) e um dos principais bioindicadores para avaliação do estado trófico de ambientes aquáticos. Sua concentração depende de uma série de variáveis, mas principalmente da quantidade de fitoplâncton, condicionada pela disponibilidade de nutrientes e luz (Hakanson et al., 2003).

A ficocianina (BGA-PC) também conhecida é um pigmento presente nas cianobactérias e em dois gêneros de algas eucariontes, as Rhodophytas e as Cryptophytas. Esse pigmento, assim como a clorofila e a ficoeritrina são fotoquimicamente ativos (MacIntyre et al., 2010) e constitui um marcador para a presença cianobacteriana em água eutrófica (Simis, Peters e Gons, 2005).

Os ficobilissomas são complexos cianobacterianos responsáveis pela captação de luz. São altamente organizados e formados por biliproteínas e polipeptídios ligantes (Maccoll, 1998). BGA-PC é o pigmento ficobilissômico das cianobactérias azul esverdeadas, enquanto que a ficoeritrina (PE) é específico das cianobactérias vermelhas, encontradas principalmente no ambiente marinho (Bryant, 1982).

1.7 Fluorometria *in situ*

A fluorometria *in situ* permite mensurar organismos fotossintéticos em seu ambiente natural, detectando a presença de classes específicas de fitoplâncton, através da assinatura espectral de fluorescência de cada pigmento. A alga eucariótica por exemplo, é excitada por luz azul (aproximadamente 410-430 nm)

com um pico de emissão em torno de 685 nm (fluorescência máxima de Chla), já o pigmento PC de cianobactéria de água doce é efetivamente excitado nas porções laranja e vermelha do espectro (intervalo de 590 a 630 nm) com uma emissão máxima em torno de 650 nm. A PE de cianobactéria marinha é efetivamente excitada a 550–570 nm e seu pico de emissão é de 578 nm (Zamyadi et al.,2016).

A tecnologia de fluorescência tornou-se muito avançada nos últimos anos com o uso de diodos emissores de luz (Light Emitting Diodes, LED) específicos e filtros ópticos, melhorando significativamente a tecnologia existente para o monitoramento da coluna d'água. Tornou-se possível monitorar por fotoemissão de energia luminosa, pigmentos como a clorofila e a ficocianina, além de mensurar indiretamente a densidade total do fitoplâncton e de cianobactérias em tempo real, ainda que de forma menos precisa do que se obtém por métodos tradicionais (Gregor et al., 2007; Brient et al., 2008; Zamyadi et al.,2016).

Desse modo, diante da dinâmica da estrutura vertical dos ambientes aquáticos, métodos analíticos simples e precisos que possam medir parâmetros físico-químicos da água em tempo real podem ser úteis no gerenciamento ambiental de empreendimentos aquícolas. A avaliação prévia das condições limnológicas de locais onde projetos aquícolas serão instalados, assim como o monitoramento periódico dessas áreas de produção, permitem auxiliar na tomada de decisões diante de eventuais intervenções na produção ou no planejamento de investimentos. Além disso, munido de informações acerca dos perfis verticais e do comportamento dos reservatórios em locais de interesse, é possível prever condições favoráveis ou não para o desenvolvimento da atividade de aquicultura.

2. Objetivo

2.1 Objetivo geral

O presente estudo tem como objetivo avaliar a estrutura vertical da coluna d'água em áreas de cultivo de tilápias em tanques-rede do reservatório de Nova Avanhandava, visando entender a influência do clima (temperatura e precipitação) e do regime de vazão na estratificação térmica, na ocorrência de anóxia de fundo e na distribuição vertical do fitoplâncton.

2.2 Objetivos específicos

1) Avaliar a estrutura vertical de temperatura e oxigênio, verificando a intensidade da estratificação térmica e sua influência sob a anóxia de fundo do reservatório;

2) Relacionar a influência do regime hidrológico e de fatores climáticos sobre a estrutura vertical em áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava;

3) Caracterizar a distribuição vertical do fitoplâncton na coluna d'água através de medições de pigmentos *in situ*;

4) Verificar a aplicabilidade da fluorometria *in situ* para avaliações da comunidade fitoplanctônica.

3. Material e métodos

3.1 Local do estudo

O estudo foi realizado no reservatório de Nova Avanhandava (21°07'01"S / 50°12'06"O), localizado no Estado de São Paulo (figura 1). Este reservatório é formado pelo Rio Tietê e seus tributários e entrou em operação no ano de 1982. Possui uma área inundada de aproximadamente 210 km² e é destinado principalmente à produção de energia elétrica. É classificado como um reservatório oligo-mesotrófico (Santos et al., 2010), com tempo de residência estimado entre 32 e 119 dias, apresentando uma vazão média de 688 m³/s (Torloni et al., 1993; Rodgher et al., 2002).

É um reservatório do tipo fio d'água, operando com um nível máximo de 358 m acima do nível do mar e um nível mínimo de 356 m, portanto com pouca oscilação nos níveis da água, o que é uma característica favorável para a implantação e operação de empreendimentos aquícolas em sistemas de tanque – rede.



Figura 1. Reservatório de Nova Avanhandava, com a localização dos pontos de coleta e das pisciculturas avaliadas nos Tributários São Jerônimo (TSJ) e Santa Bárbara (TSB). 1, 2 e 3 = pisciculturas P1, P2 e P3

O reservatório de Nova Avanhandava recebe pelo rio Tietê grande volume de nutrientes provenientes do lançamento de esgotos industriais e domésticos, além de aportes oriundos da agropecuária ao longo de seu curso. É um reservatório polimítico, que alterna períodos de estratificação e circulação completa e é classificado como oligo-mesotrófico (Santos et al., 2010).

Os locais escolhidos para realização das análises foram os tributários São Jerônimo e Santa Bárbara, denominados no presente estudo por TSJ e TSB, respectivamente. TSB possui aproximadamente 19 km de extensão e margeia os municípios de Buritama e Zacarias, onde há concentração de ranchos para lazer, grandes propriedades rurais destinadas à agropecuária e mata ciliar fragmentada. TSJ possui aproximadamente 4 km de extensão, menor taxa de ocupação urbana, menos ranchos e com maior presença de matas ciliares se comparado a TSB, no entanto, também é cercado por áreas destinadas à agropecuária.

No presente estudo, as condições limnológicas foram medidas e descritas apenas nos braços do reservatório e não em toda sua extensão. Esta escolha se justifica porque os braços são considerados locais favoráveis para o desenvolvimento da aquicultura, pois a maioria deles são abrigados de ventos e ondas, que poderiam afetar procedimentos operacionais além de encarecer a

implantação de estruturas de engenharia. A maior incidência de ondas e ventos prejudica a condução das embarcações, além de afetar a alimentação pelo aumento da deriva da ração; adicionalmente há maior disponibilidade de vias de acesso nos braços dos reservatórios, o que facilita na operação das pisciculturas (Ross et. al, 2013).

As amostragens foram realizadas em uma piscicultura no TSJ e duas pisciculturas no TSB. A piscicultura de TSJ será denominada P1 e as pisciculturas de TSB serão denominadas P2 e P3. P1 está situada a aproximadamente 1,5 km da calha principal do reservatório, já P2 está a aproximadamente 10 km da calha principal e distante de P3 por aproximadamente 6 km. TSJ está a uma distância aproximada de 12 km à montante de TSB. As três pisciculturas possuem tamanhos, processos de operação e capacidade produtiva semelhantes, sendo que o mais comum na época era a utilização de tanques com dimensões 3 x 3 x 2 m (18 m³), capazes de produzir em torno de 1.500 kg de pescado por unidade.

A escolha dos locais de coleta foi semelhante à adotada por Mallasen et al. (2012) e Rosini et al. (2016), estabelecendo pontos a montante, a jusante e no interior das fazendas. No TSJ estabeleceu-se três pontos de coleta, um a montante (M1), no interior da piscicultura (P1) e a jusante (J1). Em virtude de TSB possuir duas pisciculturas (P2 e P3), as amostras foram realizadas a montante (M2) e a jusante de ambas (J3), portanto, quatro pontos de coleta foram estabelecidos em TSB. Desse modo, no total foram avaliados sete locais por campanha para a coleta dos dados limnológicos.

As campanhas para a obtenção dos dados foram realizadas em épocas de maior incidência de problemas relacionados à qualidade de água e que afetam a produção, de acordo com piscicultores da região. Além disso, foram realizadas sempre no horário entre as 09:00 e 10:00 horas da manhã.

Foram realizadas cinco campanhas, de modo que elas foram efetuadas nas seguintes datas e estações do ano:

- 1ª campanha (primavera de 2014) = novembro de 2014 (01 a 03/11/14),
- 2ª campanha (verão de 2015) = março de 2015 (11 a 13/03/15),
- 3ª campanha (primavera de 2015) = setembro/outubro de 2015 (30/09 a 02/10/15),
- 4ª campanha (verão de 2016) = março de 2016 (09 a 11/03/16)

- 5ª campanha (primavera de 2016) = outubro de 2016 (05 a 06/10/16).

3.2 Obtenção de dados climáticos e hidrológicos

3.2.1 Temperatura do ar (°C) e precipitação (mm)

Os dados climatológicos apresentados correspondem aos registros obtidos pelo CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS (CIIAGRO), sendo que, especificamente, os históricos de temperatura e precipitação são referentes à cidade de Penápolis, localizada a aproximadamente 20 km da calha principal do reservatório de Nova Avanhandava.

Para as campanhas 1 e 5, realizadas na primeira semana do mês de novembro e outubro respectivamente, foi considerada a média de temperatura e precipitação referentes ao mês anterior. Nas campanhas 2 e 4, feitas a partir da segunda semana do mês de março, realizou-se uma média entre a média do mês da coleta e do mês anterior. Já na campanha 3, realizada na última semana do mês de setembro e início de outubro, considerou-se a média do mês de setembro.

3.2.2 Vazão (m³/s)

Através do OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS) foi possível obtido o histórico de operação do reservatório de Nova Avanhandava, de modo que, a vazão afluente foi documentada desde o período da primavera de 2012 até o final da última coleta, em outubro de 2016.

3.3 Avaliação da estrutura vertical da coluna d'água

Para a análise da estrutura vertical dos locais avaliados foi utilizada uma sonda modelo YSI EXO II, equipada com sensores individuais eletrométricos para a medição dos parâmetros temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/l) e sensores fluorométricos para avaliação da ficocianina (µg/l) e clorofila a (µg/l). Detalhes de calibração, operação e especificações do equipamento podem ser obtidas em:

<https://www.ysi.com/File%20Library/Documents/Manuals/EXO-User-Manual-Web.pdf>

O conjunto de sensores opera simultaneamente coletando dados das variáveis limnológicas, com frequência de medida a cada 1,7 segundos. A sonda possui um processador interno que indexa os dados coletados à determinada profundidade, também medida pela sonda. Posteriormente os dados são convertidos em planilhas tipo Excel (.xls), que são pós processadas para eliminar dados inúteis, tais como aqueles coletados com a sonda fora da água, antes e após o lançamento. Apenas os dados obtidos durante o processo de descida do equipamento foram utilizados, os dados coletados durante a subida da sonda foram descartados, pois a movimentação do instrumento e do cabo pode gerar perturbações na estrutura vertical da coluna d'água, interferindo nos resultados.

Foi gerado um gráfico para cada local de coleta e para cada parâmetro avaliado, resultando em quatro gráficos para cada um dos sete pontos de coleta e vinte e oito gráficos por período de coleta, totalizando cento e quarenta gráficos, que estão em anexo.

3.4 Avaliação da termoclina e da oxiclina

Para investigar a distribuição e a variabilidade das profundidades da termoclina e da oxiclina, é necessário que os limites superiores e inferiores de ambos os processos sejam determinados, ou seja, a profundidade do limite superior, definida como o início da termoclina (TD) e início da oxiclina (OX), e a profundidade do limite inferior ou final da termoclina (TB) e final da oxiclina (OB). A espessura da termoclina e da oxiclina corresponderá a diferença entre a profundidade dos limites superiores (TD e OX) e inferiores (TB e OB), denominados de TT e OT respectivamente.

A diferença entre as temperaturas na profundidade do limite superior e na profundidade do limite inferior da termoclina foi definido como Δt e a diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido na profundidade do limite superior e na profundidade do limite inferior da oxiclina definido como Δo .

Desse modo, semelhante ao método utilizado por Zhang et al. (2014), a força da termoclina (TS) foi definida como $TS (^{\circ}C/m) = \Delta t : TT$, não considerando as

estruturas finas dentro da camada da termoclina. E apesar de não haver um critério estabelecido para calcular a intensidade da oxiclina (OS), no presente estudo OS foi obtido através do mesmo cálculo estabelecido para a força da termoclina, ou seja, $OS (mg/l/m) = \Delta o : OT$.

Para a detecção da termoclina, utilizou-se o método do critério de gradiente, também utilizado por Zhang et al. (2015) e Zhang et al. (2014), o qual requer que o gradiente vertical da temperatura da água seja maior que um determinado valor fixo (Bertrand et al., 2010). O critério pode variar de 0,05 °C/m a 2 °C/m (Coloso et al. 2011; Hao et al. 2012) e pode ser estabelecido de acordo com a localização, clima, profundidade e características físicas do local de estudo.

No presente estudo, utilizamos o critério de 0,2 °C/m, seguindo o critério utilizado nos reservatórios chineses - "Chinese shelf" (Hao et al., 2012) e utilizado em estudos de outros lagos (Wilhelm e Adrian, 2008). Portanto, em condições de estratificação, a profundidade de início da termoclina corresponderá à profundidade onde o gradiente vertical de temperatura seja superior à 0,2 °C/m entre duas profundidades de medição consecutivas, não considerando termoclinas intermediárias.

No presente estudo foi definido que locais onde as concentrações de oxigênio dissolvido estiverem abaixo de 2 mg/l serão classificados como ambientes em anóxia.

3.5 Análise estatística dos dados (oxiclina e termoclina)

Para verificar a influência ou relação entre a vazão do reservatório, a temperatura do ar e os níveis de precipitação durante as coletas, sobre as características de profundidade, espessura e forças da termoclina e oxiclina, foi realizado a análise estatística de correlação linear de Pearson, utilizando o programa STATSOFT, INC. Statistic (data analysis software system), version 7, de 2007, de modo que, para execução da análise e em função da quantidade de coletas serem consideradas baixas, foi adotado uma significância de 10%.

4. Resultados

4.1 Fatores climáticos

As temperaturas médias do ar variaram na faixa de 25°C a 35°C, com valores mínimos nos meses de julho a agosto (figura 2A). A precipitação apresentou ampla variação interanual, com pluviosidade baixa em 2014 e destacadamente maior no ano de 2015, enquanto em 2016 a distribuição de chuvas foi mais uniforme ao longo do ano (figura 2B).

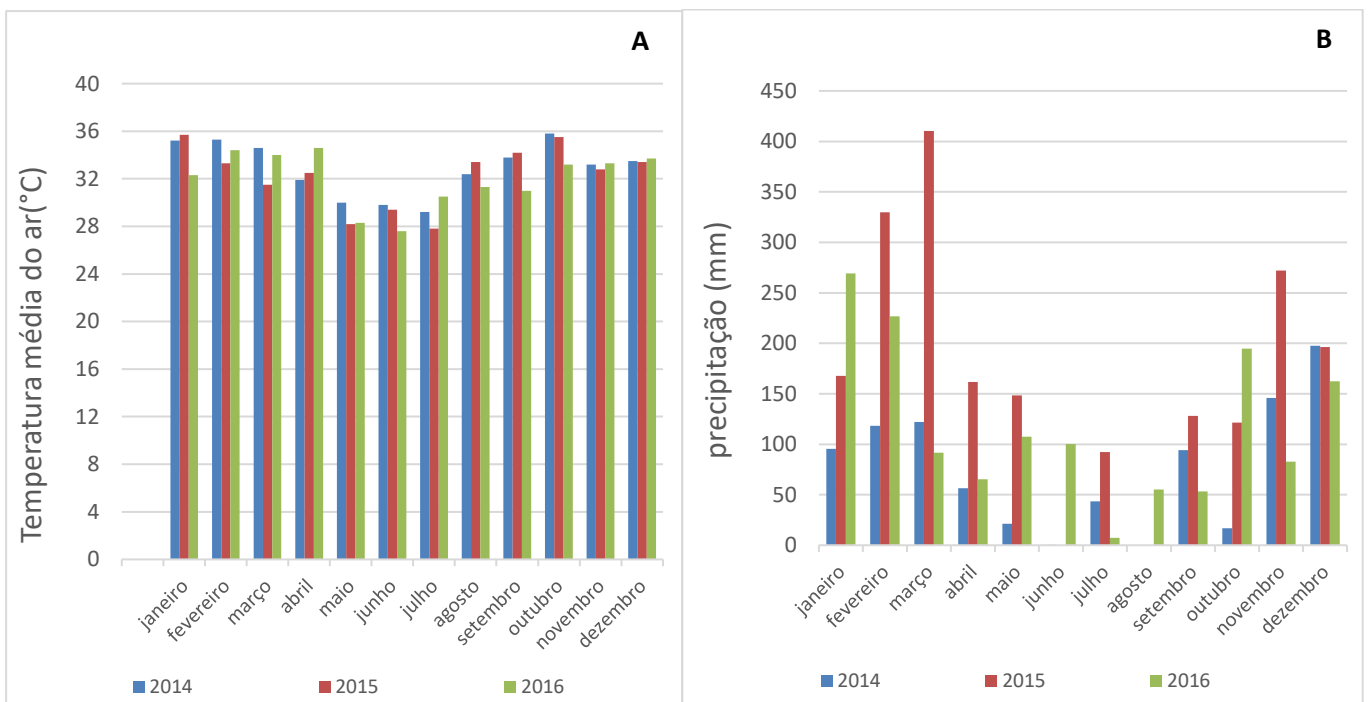


Figura 2: Registros de temperatura e precipitação da cidade de Penápolis – SP, entre os anos de 2014 a 2016. Fonte: CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS (CIIAGRO) <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/Quadros/QChuvaPeriodo.asp>

Nos períodos de campanha para coleta de dados, as temperaturas médias do ar se mantiveram acima dos 31°C, com destaque para a primeira coleta, onde a média atingiu 35,8°C. Em relação à precipitação, os menores volumes de chuva ocorreram na primavera de 2014 e 2016, já o volume mais elevados ocorreu no verão de 2015, ultrapassando 370 mm. Na primavera de 2015 e verão de 2016 a precipitação média ficou acima de 120 mm, conforme demonstrado na tabela 1.

Tabela 1: Dados processados da figura 2, referentes à precipitação e temperatura média durante os períodos de coleta nas áreas agrícolas do reservatório de Nova Avanhandava.

Campanhas	Precipitação (mm)	Temperatura do ar (°C)	Vazão m ³ /s
1 (primavera de 2014)	16,8	35,8	438
2 (verão de 2015)	370,05	32,4	527
3 (primavera de 2015)	128,2	34,2	737
4 (verão 2016)	159,05	34,2	1.489
5 (primavera de 2016)	53,4	31	656

4.2 Histórico de vazão afluente da UHE de Nova Avanhandava

As vazões afluentes do reservatório de Nova Avanhandava variaram de 438 m³/s na 1ª coleta, aumentando para 527 m³/s na 2ª coleta e 737 m³/s na 3ª coleta, atingindo um máximo de 1.489 m³/s na 4ª coleta e retornando ao patamar médio anterior de 656 m³/s na 5ª coleta, conforme consta na figura 3 e tabela 1.

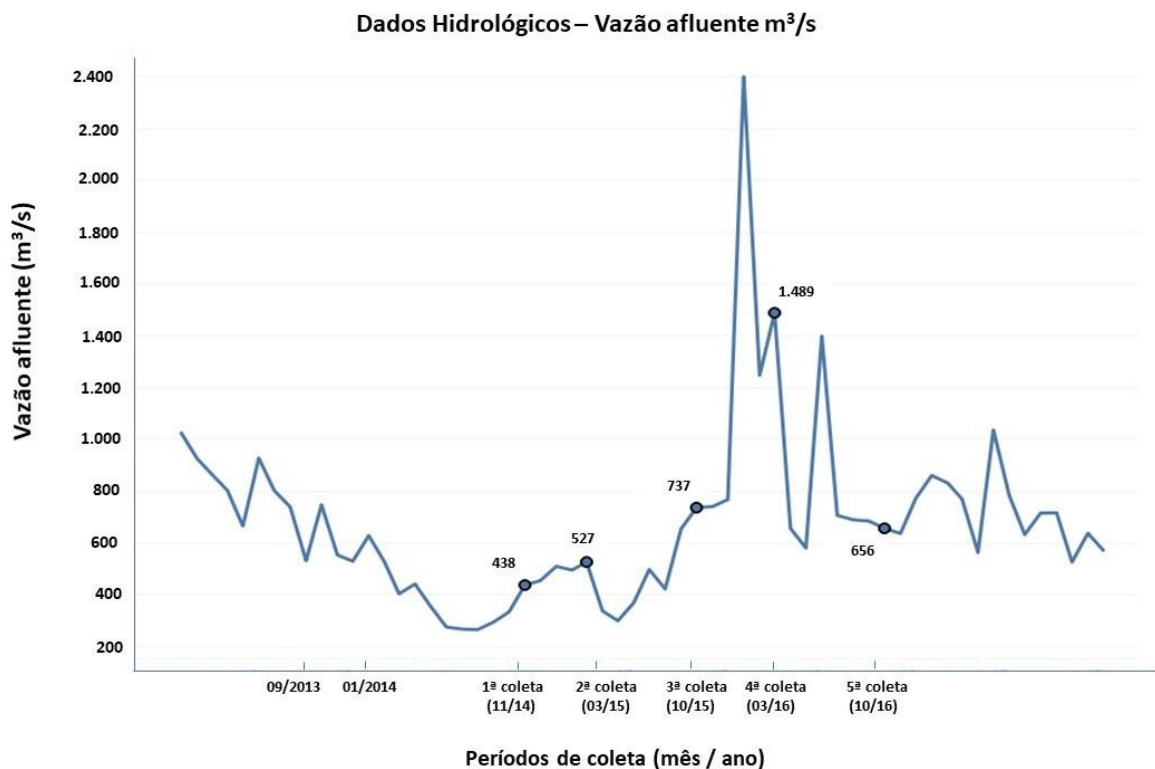


Figura 3: Registro de vazões do reservatório de Nova Avanhandava, referentes ao período de outubro de 2012 a outubro de 2017. Fonte: OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). http://ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados_hidrologicos_vazoes.aspx

4.3 Estrutura vertical da coluna d'água

4.3.1 Perfis verticais da temperatura da água e oxigênio dissolvido

O registro completo da variação do perfil vertical de temperatura e oxigênio dissolvido estão disponíveis na tabela 2. Nela estão contempladas informações referentes à profundidade de início e final da termoclina e oxiclina, assim como as temperaturas e concentrações de oxigênio dissolvido nas profundidades de início e final da termoclina e oxiclina de cada local de coleta. Além disso, apesar de todos os gráficos estarem disponíveis no anexo do presente estudo, a figura 4A e 4B exibe diferentes perfis verticais (um de cada campanha) com presença de estratificação térmica e oxiclina, demonstrando assim a grande variabilidade comportamental encontrada nesses ambientes durante as coletas.

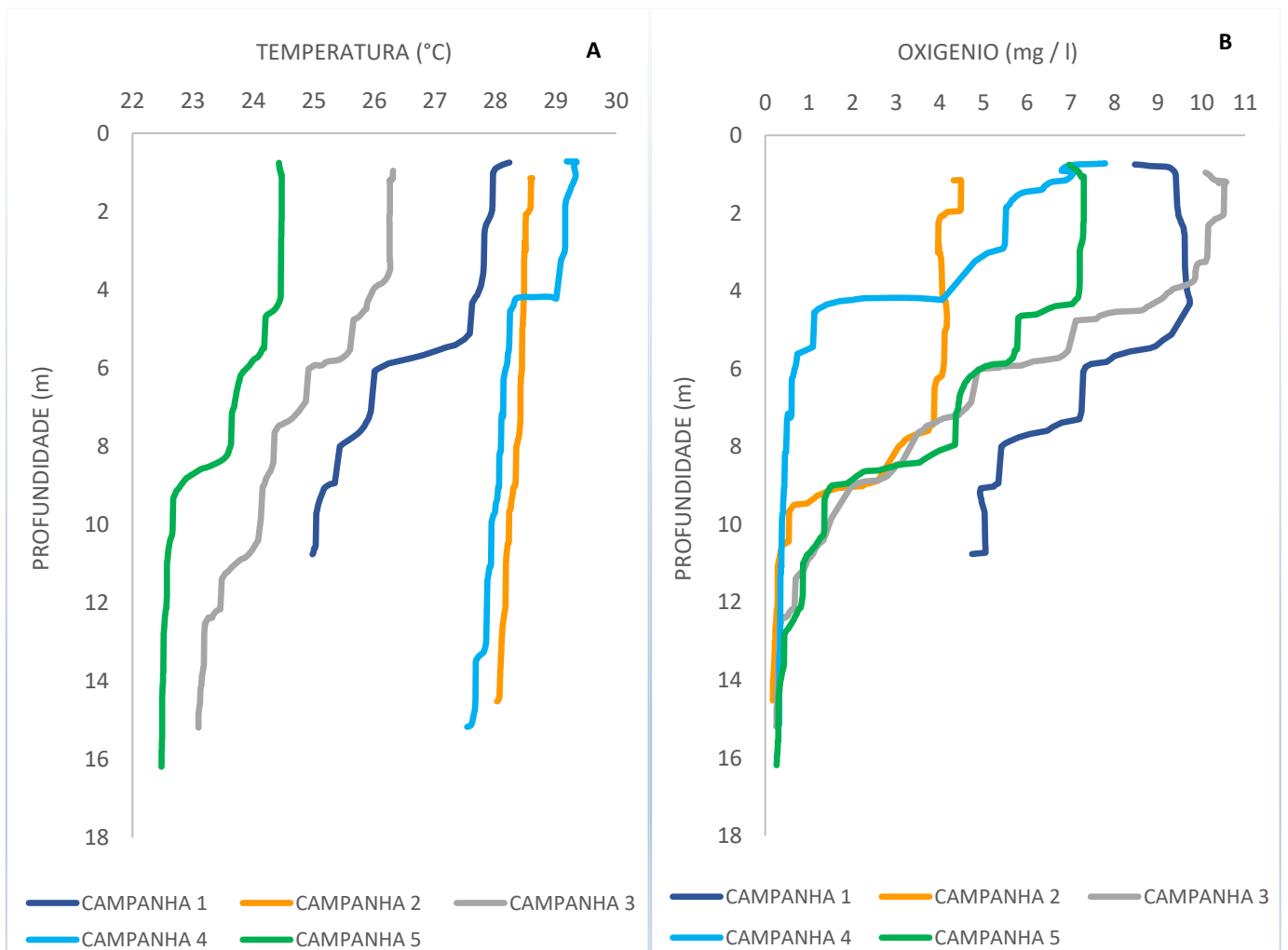


Figura 4: Perfis da estrutura vertical de temperatura e oxigênio dissolvido em locais selecionados em cada uma das cinco campanhas de coletas realizadas em áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava. CAMPANHA 1: local J3; CAMPANHA 2: local M2; CAMPANHA 3: local P2; CAMPANHA 4: local P2 e CAMPANHA 5: local P1

A temperatura da água na superfície variou de 24,3 a 29,3 °C durante o período de estudo, sendo o máximo valor médio registrado na campanha 4 e o mínimo na 5ª. Os níveis de oxigênio dissolvido superficial ficaram sempre acima de 6 mg/l, exceto na 2ª campanha, onde foi registrado um valor de 4.44 mg/l (figura 4A, 4B, tabela 2 e anexo).

Observou-se que as temperaturas em TSB foram de 0,5°C a 1°C superior às de TSJ em todas as coletas, exceto na campanha 5, em que a temperatura de TSJ foi 1,5°C superior à temperatura do TSB.

As menores variações de temperatura entre o início da termoclina e o final da termoclina (Δt) suficientes para estabelecer a condição de estratificação de oxigênio e promover anóxia de fundo foram de 0,55°C na campanha 2 em M2 (figura 4 A e anexo) e 0,60°C na campanha 4 em J3 (tabela 2 e anexo). As maiores variações de temperatura entre superfície e fundo foram de 3,05°C em TSB durante a campanha 3 em P2 (figura 4 A e anexo) e em TSJ de 2,7°C durante a campanha 3 em P1.

Situações de anóxia hipolimnética foram registradas em todas as campanhas, em pelo menos algum local de amostragem. A situação menos crítica foi registrada na primeira campanha, onde os piores níveis de oxigênio dissolvido na camada de fundo foram um pouco superior a 2 mg/l em P2 e P3. Na segunda campanha apenas dois locais não apresentaram anóxia de fundo, P1 em TSJ e P2 em TSB, enquanto que na terceira, apenas o local P3 apresentou um hipolimnio sem anóxia, com uma concentração de oxigênio dissolvido acima de 6 mg/l (tabela 2 e anexo). Na campanha 4, TSJ se apresentou levemente estratificado nos locais P1 e M1, com níveis de oxigênio hipolimnético acima de 2,0 mg/l, enquanto que em TSB foram observadas as estratificações mais intensas do estudo em P2 (figura 4 B) e M2 (tabela 2 e anexo), onde os níveis de oxigênio diminuíram de 8,07 mg/l para 1,13 mg/l em 4,5 metros de profundidade e de 9,06 mg/l para 1,23 mg/l em 6 m de profundidade respectivamente. Em relação à quinta campanha, somente os pontos localizados em TSJ apresentaram estratificação de oxigênio com anóxia de fundo.

O comportamento da oxiclina foi semelhante à termoclina, de modo que na maioria das coletas a profundidade de início da termoclina ficou próximo ou coincidiu com o início da oxiclina.

Tabela 2: Relação dos valores das variáveis limnológicas obtidos a partir de todos os pontos de coleta, referentes à profundidade, temperatura, espessura e forças da termoclina, assim como profundidade, níveis de oxigênio dissolvido, espessura e intensidade da oxiclina.

CAMPANHA 1 (Primavera 2014)

	TSJ			TSB			
	M1	P1	J1	M2	P2	P3	J3
TD (m)	4,62	6,02	3,70	2,37	3,01	0,87	3,98
TB (m)	6,86	8,72	7,83	2,87	9,74	8,35	9,50
TT (m)	2,24	2,70	4,13	0,50	6,73	7,49	5,52
T°C D	26,47	26,47	26,73	27,18	27,66	28,00	27,74
T°C B	25,81	25,76	25,91	26,34	25,04	25,02	25,07
Δt (°C)	0,66	0,71	0,82	0,84	2,62	2,98	2,67
TS (°C/m)	0,30	0,26	0,20	1,68	0,39	0,40	0,48
OX (m)	6,20	7,39	5,27	2,82	4,65	4,02	5,12
OB (m)	6,86	8,78	5,59	3,71	11,09	8,35	8,00
OT (m)	0,66	1,39	0,32	0,88	6,44	4,33	2,88
O ₂ (mg/l)	8,56	8,27	8,64	7,92	7,79	8,30	9,31
O (mg/l)	8,04	7,52	8,24	7,33	1,55	2,72	5,41
Δo (mg/l)	0,52	0,75	0,40	0,59	6,24	5,58	3,90
OS (mg/l / m)	0,79	0,54	1,26	0,67	0,97	1,29	1,35

CAMPANHA 2 (Outono 2015)

	TSJ			TSB			
	M1	P1	J1	M2	P2	P3	J3
TD (m)	9,61	8,78	18,64	7,81	2,00	3,58	7,61
TB (m)	14,70	8,96	19,32	9,02	3,44	5,31	7,77
TT (m)	5,09	0,18	0,68	1,22	1,44	1,73	0,17
T°C D	28,37	28,35	28,25	28,38	28,46	28,91	28,54
T°C B	28,13	28,34	28,22	28,31	28,41	28,50	28,47
Δt (°C)	0,24	0,02	0,03	0,07	0,05	0,41	0,07
TS (°C/m)	0,05	0,09	0,04	0,06	0,03	0,23	0,42
OX (m)	11,81	8,69	16,95	4,96	2,87	4,05	4,50
OB (m)	13,96	9,49	21,67	10,60	3,44	8,64	12,35
OT (m)	2,15	0,80	4,72	5,64	0,57	4,59	7,85
O ₂ (mg/l)	4,88	4,29	5,05	4,15	5,01	4,71	7,05
O (mg/l)	1,56	4,06	1,09	0,37	4,96	0,99	0,34
Δo (mg/l)	3,32	0,23	3,96	3,78	0,05	3,72	6,71
OS (mg/l / m)	1,55	0,29	0,84	0,67	0,09	0,81	0,86

CAMPANHA 3 (Primavera 2015)

	TSJ			TSB			
	M1	P1	J1	M2	P2	P3	J3
TD (m)	7,36	5,74	1,49	6,82	3,49	0,87	1,81
TB (m)	13,96	14,32	15,37	12,76	12,54	9,85	10,64
TT (m)	6,60	8,58	13,89	5,94	9,06	8,98	8,82
T°C D	25,52	25,69	25,94	25,85	26,26	26,40	26,16
T°C B	23,21	23,19	23,18	23,25	23,20	24,68	24,21
Δt (°C)	2,31	2,50	2,76	2,60	3,06	1,72	1,96
TS (°C/m)	0,35	0,29	0,20	0,44	0,34	0,19	0,22
OX (m)	4,02	6,16	3,78	4,82	2,02	2,56	4,18
OB (m)	15,58	15,24	16,90	12,99	12,47	11,34	10,55
OT (m)	11,56	9,07	13,12	8,17	10,44	8,78	6,37
O ₂ (mg/l)	11,93	10,23	11,70	10,39	10,51	12,73	9,05
O (mg/l)	0,39	0,93	1,15	0,65	0,37	5,63	0,77
Δo (mg/l)	11,54	9,30	10,55	9,74	10,14	7,10	8,28
OS (mg/l / m)	1,00	1,02	0,80	1,19	0,97	0,81	1,30

Tabela 2: Continuação

CAMPANHA 4 (Outono 2016)							
	TSJ			TSB			
	M1	P1	J1	M2	P2	P3	J3
TD (m)	4,09	6,33	1,62	4,20	4,18	0,73	9,20
TB (m)	6,29	9,52	10,68	5,67	5,96	9,40	12,85
TT (m)	2,19	3,20	9,06	1,47	1,78	8,67	3,64
T°C D	28,37	28,60	28,52	29,13	28,84	28,39	28,44
T°C B	27,90	27,79	28,49	28,23	28,19	28,35	27,87
Δt (°C)	0,46	0,81	0,03	0,89	0,65	0,04	0,57
TS (°C/m)	0,21	0,25	0,00	0,61	0,36	0,00	0,16
OX (m)	2,45	3,03	1,45	2,01	0,72	1,89	8,98
OB (m)	12,48	10,41	9,22	5,91	5,96	3,35	14,14
OT (m)	10,03	7,38	7,77	3,90	5,24	1,46	5,16
O ₂ (mg/l)	6,31	6,72	7,62	9,08	8,18	5,97	6,07
O (mg/l)	2,61	2,83	7,34	1,27	0,69	5,38	0,43
Δo (mg/l)	3,70	3,89	0,28	7,81	7,49	0,59	5,64
OS (mg/l / m)	0,37	0,53	0,04	2,01	1,43	0,40	1,09

CAMPANHA 5 (Primavera 2016)							
	TSJ			TSB			
	M1	P1	J1	M2	P2	P3	J3
TD (m)	5,03	4,21	9,81	6,67	6,72	6,18	2,21
TB (m)	11,26	9,30	13,39	8,42	8,33	9,13	12,01
TT (m)	6,23	5,09	3,58	1,74	1,61	2,95	9,80
T°C D	24,22	24,45	23,23	22,95	22,94	22,86	22,90
T°C B	22,59	22,68	22,51	22,62	22,61	22,56	22,83
Δt (°C)	1,64	1,76	0,73	0,33	0,33	0,30	0,07
TS (°C/m)	0,26	0,35	0,20	0,19	0,21	0,10	0,01
OX (m)	5,22	4,07	10,05	5,98	1,91	5,59	1,00
OB (m)	13,15	12,78	19,07	6,78	15,68	6,24	11,97
OT (m)	7,93	8,71	9,02	0,81	13,77	0,64	10,97
O ₂ (mg/l)	5,77	7,19	6,19	6,49	5,69	6,56	6,63
O (mg/l)	0,37	0,46	2,13	5,99	5,43	6,05	6,36
Δo (mg/l)	5,40	6,73	4,06	0,50	0,26	0,51	0,27
OS (mg/l / m)	0,68	0,77	0,45	0,62	0,02	0,79	0,02

*TD (m) = Profundidade de início da termoclina / TB (m) = Profundidade do final da termoclina / TT (m) = Espessura da termoclina / T°C D = Temperatura na profundidade de início da termoclina / T°C B = Temperatura na profundidade final da termoclina / Δt (°C) = Variação entre a temperatura de início e temperatura final da termoclina / TS (°C/m) = forças da termoclina / OX (m) = Profundidade de início da oxiclina / OB (m) = Profundidade do final da oxiclina / OT (m) = Espessura da oxiclina / O₂ (mg/l) = Concentração de oxigênio dissolvido na profundidade de início da oxiclina / O (mg/l) = Concentração de oxigênio dissolvido na profundidade final da oxiclina / Δo (mg/l) = Variação entre a concentração de oxigênio de início e final da oxiclina / OS (mg / l / l) = intensidade da oxiclina / P1 = Piscicultura 1 / P2 = Piscicultura 2 / P3 = Piscicultura 3 / M1 = montante a P1 / M2 = montante a P2 / J1 = jusante a P1 / J3 = jusante a P3 / TSJ = Tributário São Jerônimo / TSB = Tributário Santa Bárbara.

4.3.2 Força da termoclina e intensidade da oxiclina

Na tabela 2 consta de forma detalhada as forças da termoclina (TS) e as intensidades da oxiclina (OS) de cada local e período de coleta, assim como informações referentes aos valores de Δt e Δo , necessários para cálculo de TS e OS.

Em TSJ as forças (TS) mais intensas foram registradas nas campanhas de primavera, onde os maiores valores foram de 0,26 e 0,30 °C/m na campanha 1, 0,29 e 0,35 °C/m na campanha 3 e 0,26 e 0,35 °C/m na quinta campanha. As menores forças foram registradas na segunda campanha, onde TS variou de 0,04 a 0,09 °C/m. Na quarta campanha, M1 e P1 apresentaram uma força acima de 0,2 °C/m, no entanto, J1 se encontrou nulo, ou seja, sem estratificação térmica.

Em TSB a força da estratificação apresentou maior variabilidade, com a ausência de padrão sazonal descrito para TSJ. Somente na primeira campanha todos os pontos de coleta apresentaram um TS acima de 0,38 °C/m, nas demais houveram locais com forças acima de 0,2 °C/m próximo a locais com valores abaixo de 0,1 °C/m, como foi o caso das campanhas 2, 4 e 5 (tabela 2). Nesse tributário as maiores forças da termoclina foram de 1,68 e 0,48 °C/m na campanha 1, 0,42 °C/m na segunda campanha, 0,44 e 0,34 °C/m na terceira e 0,61 e 0,36 °C/m na quarta campanha. Na quinta, os pontos de TSB se encontraram relativamente estáveis, com leve estratificação térmica e ausência de oxiclina, sendo que o maior TS desse tributário dessa campanha foi de 0,21 °C/m em P2 (tabela 2).

Em relação à intensidade da oxiclina (OS), não foi observado padrão, havendo variação entre as coletas e os tributários. As maiores intensidades foram registradas em TSB durante as campanhas 1, 3 e 4, onde OS variou entre 2,01 e 0,40 mg/l/m na quarta campanha. Em TSJ, nas campanhas 2 e 3, as intensidades registradas variaram de 0,80 a 1,55 mg/l/m, de modo que apenas o ponto P1, na segunda campanha, apresentou uma intensidade abaixo de 0,8 mg/l/m (tabela 2).

4.3.3 Avaliação de Clorofila a (Chla) e Ficocianina (BGA-PC)

Na primeira coleta as maiores concentrações de clorofila e ficocianina detectadas em TSJ foi em M1, onde a 3,06 metros de profundidade os valores chegaram a 5,12µg/L e 0,42µg/L, respectivamente, enquanto que na superfície as concentrações foram de 2,83 µg/L e 0,28 µg/L. Em TSB, J3 registrou na camada superficial uma concentração de clorofila de 3,92 µg/L, enquanto que a 4,25 metros de profundidade os valores chegaram a 17,06 µg/L, enquanto que a ficocianina, variou de 0,29 µg/L para 0,75 µg/L a 3,06 metros de profundidade (tabela 3 e figura 5).

Apesar de menores concentrações de clorofila e ficocianina em relação a primeira campanha, na segunda os maiores níveis foram medidos em TSB, em P3, onde a clorofila na camada superficial foi de 2,6µg/L, enquanto que a 1,87 metros de profundidade os valores chegaram a 3,96µg/L. Em relação à ficocianina, os valores chegaram a 1,01 µg/L a 1,19 metros de profundidade, enquanto que na superfície a concentração foi de 0,64 µg/L. Em TSJ a clorofila se manteve estável ao longo da coluna, com uma concentração de 2,1µg/L, enquanto que a ficocianina superficial foi de 0,98 µg/L para 1,55 µg/L a 2,47 metros de profundidade (tabela 3 e figura 5).

Durante a terceira coleta os valores máximos das medições de pigmentos foram obtidos, em ambos os tributários. Em TSJ, a maior concentração de clorofila foi em P1, registrando 29,73µg/L no epilimnio e chegando a 51,35µg/L a 2,62 metros de profundidade, enquanto que a concentração de ficocianina superficial foi de 0,78µg/L para 1,95µg/L a 2,60 metros de profundidade. Em TSB destacamos P2, que obteve uma concentração superficial de clorofila de 20,83 µg/L e 49,29 µg/L a 4,37 metros de profundidade. Já a concentração de ficocianina superficial registrada foi de 1,59 µg/L e a 4,63 metros de profundidade foi 1,92 µg/L (tabela 3 e figura 5).

Na quarta coleta TSJ e TSB apresentaram pequenas variações quanto à concentração de clorofila ao longo da estrutura vertical da coluna d'água, no entanto, houve registro de aumento das concentrações desses pigmentos abaixo da camada superficial (acima de 4 metros de profundidade), com exceção para

clorofila em TSB, que se manteve estável somente até a aproximadamente 2,5 metros de profundidade (tabela 3 e figura 5).

Com exceção de P2 em TSB, que apresentou a maior concentração de ficocianina na superfície (0,45 µg/L), na última coleta os níveis máximos de clorofila e ficocianina apresentaram o mesmo comportamento das coletas 1, 2 e 3, em TSJ e TSB, ou seja, houve aumento na concentração dos pigmentos abaixo da camada superficial de água (tabela 3 e figura 5).

Tabela 3: Resumo da distribuição vertical dos níveis máximos de clorofila a e ficocianinas por coleta nas áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava.

CAMPANHAS DE COLETA	Local da amostra	Chla. (µg/L) superficial	Chla. (µg/L) máxima	Prof. da Chla. Max. (m)	BGA-PC (µg/L) superficial	BGA-PC (µg/L) máxima	Prof. Max. do BGA-PC. (m)
1	TSJ - M1	2,83	5,12	3,06	0,28	0,42	3,06
	TSB - J3	3,92	17,06	4,25	0,29	0,75	4,33
2	TSJ - J1	2,1	2,1	3,5	0,98	1,55	2,47
	TSB - P3	2,6	3,96	1,87	0,64	1,01	1,19
3	TSJ - P1	29,73	51,35	2,62	0,78	1,95	2,60
	TSB - P2	20,83	49,29	4,37	1,59	1,92	4,63
4	TSJ - J1	3,12	3,51	9,4	0,79	0,95	5,18
	TSB - P3	4,37	4,00	1,0	0,69	1,17	2,49
5	TSJ - J1	1,83	3,34	3,94	0,37	0,71	4,06
	TSB - P2	2,35	2,76	2,80	0,45	0,45	0,69

* **P1** = Piscicultura 1 / **P2** = Piscicultura 2 / **P3** = Piscicultura 3 / **M1** = montante a P1 / **M2** = montante a P2 / **J1** = jusante a P1 / **J3** = jusante a P3 / **TSJ** = Tributário São Jerônimo / **TSB** = Tributário Santa Bárbara / **Chla.** = Clorofila a / **Máx.** = máxima / **BGA-PC** = Blue Green Algae – ficocianina

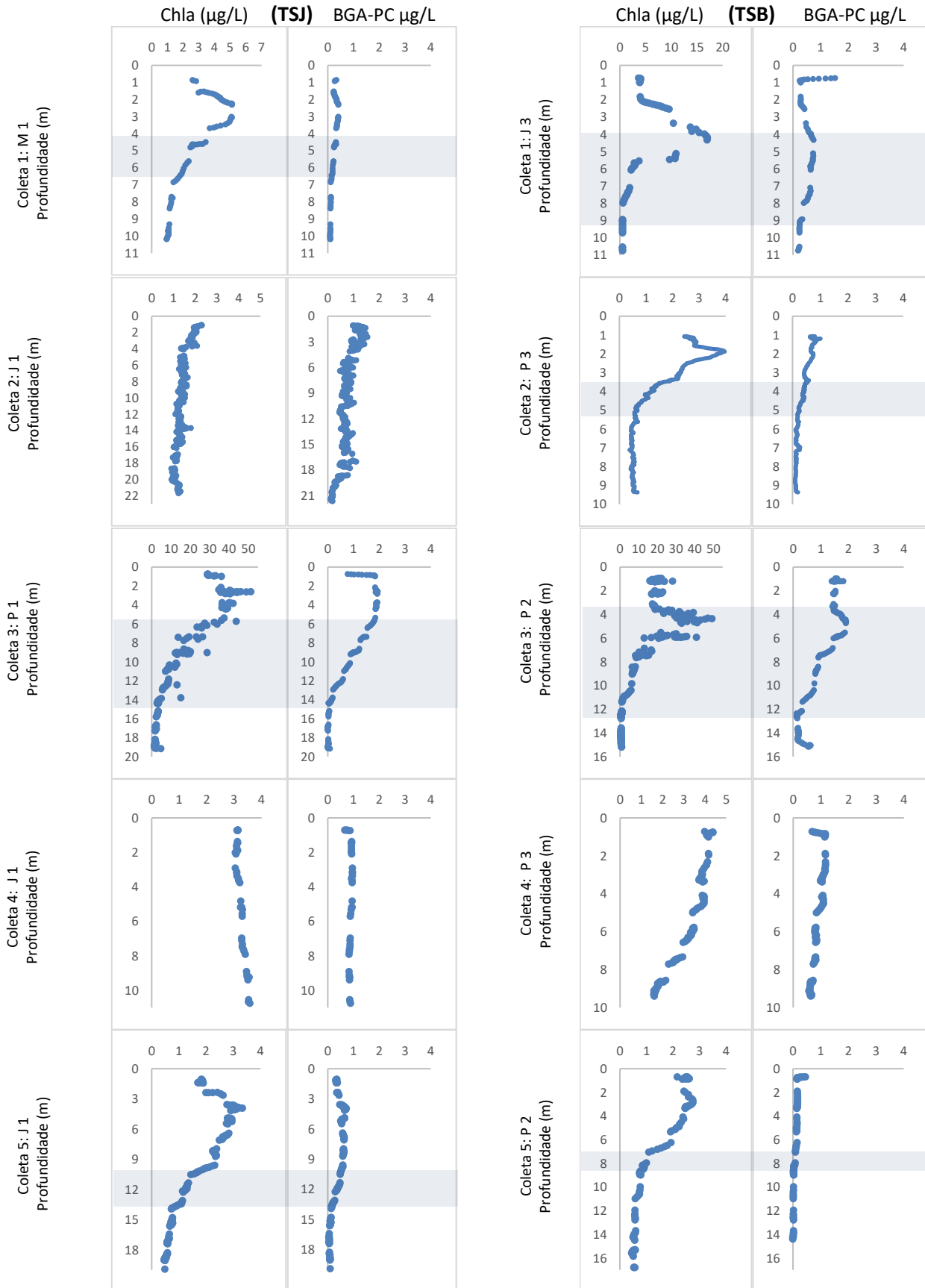


Figure 5: Representação gráfica da distribuição vertical dos níveis máximos de clorofila e ficocianinas por coleta nas áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava exibidos na tabela 3. **P 1** = Piscicultura 1 / **P 2** = Piscicultura 2 / **P 3** = Piscicultura 3 / **M 1** = montante a P 1 / **M 2** = montante a P 2 / **J 1** = jusante a P1 / **J 3** = jusante a P3 / **TSJ** = Tributário São Jerônimo / **TSB** = Tributário Santa Bárbara / **Faixa azul** = região da termocline

4.4 Análise estatística

4.4.1 Termoclina

Para a profundidade da termoclina (TD), foi observado uma correlação negativa significativa nos locais M2 e P3 quanto à temperatura do ar, ou seja, aumentando a temperatura, TD tenderá a diminuir. Quanto à precipitação, foi encontrado uma correlação positiva significativa nos pontos M1 e P1, ou seja, nesses locais o aumento da precipitação acarretará em um aumento de TD. Já a variação da vazão não apresentou nenhuma correlação com TD em nenhum ponto de coleta.

Em relação à força da termoclina (TS), houve correlação positiva significativa com a temperatura do ar nos locais M2 e P2, correlação negativas significativas em M1, P1 e P2 quanto à precipitação e correlação negativa significativa em P3 quanto à vazão. A espessura da termoclina (TT) obteve uma correlação positiva somente no local P3 quanto à temperatura do ar. A precipitação e a vazão não apresentaram correlações com TT.

4.4.2 Oxiclina

No que diz respeito a profundidade da oxiclina (OX), foi encontrado uma correlação positiva em M1 quanto à precipitação e uma correlação negativa em P2 quanto à vazão, sendo que a temperatura do ar e os demais locais não apresentaram correlações alguma.

Foi observado que a intensidade da oxiclina (OS) apresentou uma correlação positiva significativa em P2 e J3 quanto à temperatura do ar, e em M1 quanto à precipitação. Em relação a vazão, observou-se uma correlação negativa significativa em J1 e P3, e uma correlação positiva significativa em M2. Já a espessura da oxiclina (OT) na apresentou relação alguma com a temperatura do ar, precipitação ou vazão.

5. Discussão

No estudo foi documentado variações nas características da estrutura vertical da coluna d'água, quanto à termoclina, oxiclina e distribuição dos pigmentos clorofila a e ficocianina. Verificou-se situações onde águas superficiais ricas em oxigênio estão situadas sobre uma ampla camada de água pobre em oxigênio, eventualmente anóxicas, demonstrando grave risco potencial para os empreendimentos aquícolas. Além disso, a análise da distribuição vertical de pigmentos indicou que nem sempre determinações superficiais de clorofila ou ficocianina refletem as maiores densidades de fitoplâncton do ambiente aquático.

Em regiões tropicais, como o sudeste brasileiro, a maior radiação solar, combinada às baixas alterações ao longo do ano, resultam em menores diferenças entre as temperaturas de superfície e fundo (Xing et al., 2014), além de gerar uma termoclina menos espessa e mais variável, se comparado a lagos temperados (Lewis, 1987).

Maiores gradientes de temperatura entre a superfície e fundo nos meses de setembro, outubro e novembro, sugerem o período de transição de temperaturas mais frias (inverno) para temperaturas mais quentes (primavera/verão), na qual o aquecimento do ar e o aumento da radiação solar aqueça a água no sentido superfície – fundo (Hampton et al. 2008; Adrian et al., 2009; Zhang et al., 2014; Xing et al., 2014), gerando assim uma maior diferença de temperatura entre camadas nesse período. Em contrapartida, nas campanhas realizadas no final do verão (2 e 4) o aquecimento da coluna d'água já está praticamente estabilizado, apresentando um hipolimnio mais quente em relação a primavera e conseqüentemente resultando em menores variações de temperatura entre camadas, podendo enfraquecer a estratificação e conseqüentemente aumentar o risco de desestratificação.

O início da termoclina corresponde à profundidade do gradiente de densidade máxima na coluna de água e é uma variável chave, que controla os nichos de profundidade de organismos aquáticos (Cantin et al., 2011) e de substâncias dissolvidas e particuladas. Segundo Meis e Tundisi (1986), um gradiente de 2°C entre superfície e fundo em regiões tropicais seriam suficientes para estabelecer um gradiente de densidade e induzir a estratificação. No presente

foi observado que uma diferença de $0,55^{\circ}\text{C}$ entre a profundidade de início e profundidade final da termoclina foram suficientes para que a condição de estratificação fosse estabelecida, promovendo a anóxia de fundo, corroborando afirmações obtidas por Foley et al. (2012), que registrou que em lagos de regiões temperadas uma diferença de $0,5^{\circ}\text{C}$ entre águas superficiais e de fundo seriam suficientes para extinguir o transporte vertical de oxigênio dissolvido.

O perfil da concentração de oxigênio dissolvido reservatórios seguiu o perfil da estratificação térmica, conforme relatado por Rahman et al. (2005) e Yoshimizu et al. (2010), ou seja, quanto mais longo o período de estratificação, maior será o isolamento da água hipolimnética do oxigênio atmosférico. Situações de anóxia hipolimnética em áreas aquícolas, como as registradas em quase todas as coletas, constituem um sério risco para aquicultura. Este risco pode se manifestar em caso de disruptura da termoclina e homogeneização da coluna d'água, que pode acarretar em grande aporte de nutrientes do hipolimnio para o epilimnio, principalmente após longos períodos de estratificação, desencadeando processos de eutrofização e induzindo a proliferação de fitoplâncton, florações de cianobactérias e mortalidade de peixes (Lawson e Anderson, 2007; Xiao et al., 2011). Além disso, havendo disruptura da termoclina próxima à superfície e havendo déficit de oxigênio hipolimnético abaixo dela, quedas bruscas nos níveis de oxigênio superficial pode ocorrer, tornando uma ameaça em potencial para pisciculturas instaladas nesses reservatórios.

A dinâmica da presença da estratificação térmica e de oxigênio durante as amostragens confirmaram que os tributários são polimíticos e alteram períodos de estratificação e desestratificação, confirmando as observações de Santos et al, (2010), que classificou como polimítico o reservatório de Nova Avanhandava como um todo. Isso evidencia os riscos existentes para a atividade aquícola durante os períodos de desestratificação, quando os peixes cultivados podem ser expostos a águas de baixa qualidade podendo promover mortalidades em massa e prejuízos aos investidores (Costa-Pierce, 2002).

Embora autores observem uma tendência geral para a completa circulação da massa de água nos meses mais frios, isso pode não ser uma regra. Branco et al. (2009) observou diferentes padrões de estratificação térmica em reservatórios da mesma região, além disso, de acordo com Antenucci et al. (2013), lagos tropicais

podem alcançar a mistura completa de toda a coluna de água várias vezes ao ano. Adicionalmente, fatores climáticos e a redistribuição horizontal do calor entre os braços laterais e o corpo principal dos reservatórios exercerão forte influência na dinâmica limnológica vertical desses ambientes (Tundisi et al., 2010; Caraballo et al., 2014; Xing et al., 2014).

No presente estudo constatou-se que, mesmo diante das estações chuvosas e condições hidrológicas favoráveis, não necessariamente a coluna d'água estará homogeneizada. Na campanha 4 por exemplo, em que a vazão afluyente do reservatório de Nova Avanhandava foi a mais alta, registrando 1.489 m³/s (figura 3), com uma precipitação média de 159,05 mm (tabela 1 e figura 2), foram observados perfis estratificados e desestratificados. Nos locais J1 em TSJ e P3 em TSB (tabela 2 e anexo) observou-se um ambiente vertical homogêneo, com ausência de estratificação térmica e déficit de oxigênio no hipolimnio, em contrapartida, em TSB, nos locais P2 (figura 4 e anexo) e M2 (anexo), foram registradas as estratificações de oxigênio mais intensas do estudo.

Assim como no rio Tietê, principal corpo hídrico que compõe o reservatório de Nova Avanhandava, a concentração de nutrientes em numerosos reservatórios tem mudado drasticamente devido à descarga de esgoto não tratado (Paerl et al., 2011; Lewis et al., 2011). Além dos efeitos da estratificação já mencionados, o confinamento de nutrientes e partículas inertes no hipolimnio de ambientes estratificados podem beneficiar diretamente a proliferação de cianobactérias (O'Neil et al., 2012 e Joehnk et al., 2008), que tendem a ser favorecidas por altas temperaturas superficiais, colunas d'água estáveis e estratificadas e que apresentam alto tempo de residência (Scheffer et al., 2004; Reynolds et al., 2006).

Entre o final do ano de 2013 e 2015, parte do sudeste brasileiro enfrentou o mais intenso período de seca desde que se iniciaram os registros, em 1951. A falta de chuva associada a altas temperaturas desse ano gerou grande escassez de água, fazendo com que alguns dos principais reservatórios dessa região sofressem redução drástica na vazão e atingissem níveis de armazenamento de apenas 5% de suas capacidades (Nobre et al., 2016).

No caso do reservatório de Nova Avanhandava, o nível da água praticamente não varia, por razões estruturais do sistema de geração de energia ser do tipo fio d'água e não constituir bacia de acumulação. Com isso, o volume de

água armazenada permaneceu constante, enquanto a vazão foi reduzida a valores mínimos. Isso resultou em tempos de residência elevados, o que certamente gerou um ambiente bastante favorável à estratificação.

Durante a campanha 3, que coincide com o período de primavera e final da seca histórica reportado por Nobre et al. (2016), em que as chuvas começam a ser mais presentes e as temperaturas começam a se elevar (figura 2), foi registrado um florescimento de diatomáceas neste reservatório (Schlüter et. al, 2018) o que pode ser interpretado como um indicador de piora de condições tróficas do reservatório (Hall et. al, 1999). Sugere-se que este fato pode ter sido resultado do início de processos de desestratificação, gerado pelas mudanças meteorológicas iniciadas nesse período.

Apesar de algas eucariontes do gênero Rhodophytas e as Cryptophytas, possuem ficocianina assim como as cianobactérias, estas são mais raras em menos frequentes. Por isso, mesmo na presença dessas algas, por precaução e por ser o único dos grupos que podem ser prejudiciais à produção de peixes, assumimos que os teores de ficocianina encontrados pela sonda multiparamétrica no presente estudo sejam relacionados às cianobactérias. Além disso, Schlüter et. al (2018), em estudos realizados no mesmo reservatório, constataram que as cianobactérias representaram quantidade considerável da biomassa fitoplanctônica analisada, significando risco em potencial à produção aquícola e ao consumo humano.

Nas amostragens feitas pela sonda, a presença e local de detecção da ficocianina foi coerente com os resultados de clorofila, confirmando que além da sua presença no ambiente, o fitoplâncton tende a concentrar-se nas proximidades da termoclina (tabela 3, figura 5 e anexo), ou seja, locais onde há disponibilidade de luz e maior concentração de nutrientes dissolvidos para atender à necessidade fisiológica desses organismos (Becker et al. 2010; Cantin et al. 2011). Dessa forma ficou evidente que os maiores teores de clorofila nem sempre estarão localizados na camada superficial da coluna d'água, sendo necessário considerar toda a estrutura vertical para estabelecimento do estado trófico dos ambientes aquáticos.

O reservatório de Nova Avanhandava apresentou padrões limnológicos variados, e apesar de ter sido verificado correlações significativas em um pequeno número de locais de coleta, não pôde ser concluído que houve uma relação

relevante entre os perfis verticais observados com a temperatura do ar, com a precipitação e com a vazão do reservatório. Além disso, outros fatores podem estar relacionados à baixa correlação entre as variáveis: O fato de que reservatórios localizados em climas tropicais sofram baixas alterações climáticas ao longo do ano (Xing et al., 2014), e a influência de variáveis como o volume do lago, a morfometria e as características particulares de cada local de coleta (Kraemer et al., 2015). Desse modo, cenários com riscos em potencial para atividade aquícola foram observados, algumas vezes, próximo a locais em condições favoráveis, como o demonstrado na campanha 4.

Um fator que deve ser levado em consideração quanto ao uso das sondas multiparamétrica portáteis para execução do estudo, é que elas descrevem o retrato ambiental do momento da coleta e muitas vezes pode não representar a situação predominante em determinada época, devido às variações de curto prazo. Portanto, o monitoramento contínuo por alguns dias poderia resultar em uma descrição mais precisa das características limnológicas, minimizando o peso de variações de curto prazo que ocorrem nesses ambientes.

As sondas de multiparâmetros são úteis como sistemas de monitoramento em alta frequência para áreas de aquicultura, produzindo perfis detalhados e estimativas da densidade de fitoplâncton em tempo real. A rapidez e o detalhamento dos resultados viabilizam a coleta de informações em uma escala temporal compatível com a necessidade de tomada de decisões, reduzindo riscos relacionados ao gerenciamento dos empreendimentos. O uso desse tipo de equipamento para a avaliação de perfis verticais, das variáveis limnológicas, possibilitam propor intervenções mais rápidas e medidas preventivas necessárias para minimizar problemas como a eutrofização e estratificação e seus efeitos nocivos à aquicultura.

6. Conclusão

- O conhecimento da estrutura vertical das áreas aquícolas do reservatório de Nova Avanhandava permitiu verificar a presença de estratificação térmica associada a anóxia de fundo em diferentes locais e períodos de campanha, indicando a necessidade de monitoramento das camadas mais profundas para o gerenciamento de riscos a nível ambiental e de produção aquícola. Além disso, foi demonstrado que o regime hidrológico do reservatório e fatores climáticos, como temperatura do ar e precipitação, não tiveram influência sobre a estratificação vertical e anóxia de fundo, evidenciando mais uma vez a importância do monitoramento periódico da coluna d'água.

- Os valores máximos de clorofila frequentemente foram medidos próximos à profundidade da termoclina, indicando a necessidade da coleta de dados sobre as condições de estratificação para correto estabelecimento do nível trófico em reservatórios.

- O uso da fluorometria *in situ* comprovou ser uma ferramenta útil para o monitoramento em tempo real de comunidades fitoplanctônicas e acompanhamento de alterações na estrutura vertical de reservatórios utilizados para o desenvolvimento da aquicultura.

7. Referências

- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., ... & Weyhenmeyer, G. A. (2009). Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and oceanography*, 54(6part2), 2283-2297.
- Alcocer, J., Lugo, A., Escobar, E., Sánchez, M. D. R., & Vilaclara, G. (2000). Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(5), 3166-3169.
- Américo, J. H. P., Torres, N. H., Machado, A. A., & de Carvalho, S. L. (2013). Piscicultura em tanques-rede: impactos e consequências na qualidade da água. *Revista Científica ANAP Brasil*, 6(7).
- Antenucci, J. P., Tan, K. M., Eikaas, H. S., & Imberger, J. (2013). The importance of transport processes and spatial gradients on in situ estimates of lake metabolism. *Hydrobiologia*, 700(1), 9-21.
- Becker, V., Caputo, L., Ordóñez, J., Marcé, R., Armengol, J., Crossetti, L. O., & Huszar, V. L. (2010). Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water research*, 44(11), 3345-3354.
- Berdjeb, L., Ghiglione, J. F., & Jacquet, S. (2011). Bottom-up versus top-down control of hypo-and epilimnion free-living bacterial community structure in two neighbouring freshwater lakes. *Applied and environmental microbiology*.
- Bertrand, A., Ballon, M., & Chaigneau, A. (2010). Acoustic observation of living organisms reveals the upper limit of the oxygen minimum zone. *PLoS One*, 5(4), e10330.
- Branco, C. W., Kozlowsky-Suzuki, B., Sousa-Filho, I. F., Guarino, A. W., & Rocha, R. J. (2009). Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 14(3), 175-191.
- Brand, L. E., Pablo, J., Compton, A., Hammerschlag, N., & Mash, D. C. (2010). Cyanobacterial blooms and the occurrence of the neurotoxin, beta-N-

- methylamino-l-alanine (BMAA), in South Florida aquatic food webs. *Harmful algae*, 9(6), 620-635.
- Brandão, F. R., de Carvalho Gomes, L., Chagas, E. C., & de Araújo, L. D. (2004). Densidade de estocagem de juvenis de tambaqui durante a recria em tanques-rede. *Pesquisa agropecuária brasileira*, 39(4), 357-362.
- Briand, J. F., Jacquet, S., Bernard, C., & Humbert, J. F. (2003). Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary research*, 34(4), 361-377.
- Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., ... & Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(2), 248-255.
- Brinkmann, W. L. F., & Santos, U. D. M. (1974). The emission of biogenic hydrogen sulfide from Amazonian floodplain lakes. *Tellus*, 26(1-2), 261-267.
- Bryant, D. A. (1982). Phycoerythrocyanin and phycoerythrin: properties and occurrence in cyanobacteria. *Microbiology*, 128(4), 835-844.
- Burr, G. S., Wolters, W. R., Schrader, K. K., & Summerfelt, S. T. (2012). Impact of depuration of earthy-musty off-flavors on fillet quality of Atlantic salmon, *Salmo salar*, cultured in a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 50, 28-36.
- Cantin, A., Beisner, B. E., Gunn, J. M., Prairie, Y. T., & Winter, J. G. (2011). Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(2), 260-276.
- Caraballo, P., Forsberg, B. R., Almeida, F. F. D., & Leite, R. G. (2014). Diel patterns of temperature, conductivity and dissolved oxygen in an Amazon floodplain lake: description of a friagem phenomenon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(3), 318-331.
- Carmichael, W. W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites—the cyanotoxins. *Journal of applied bacteriology*, 72(6), 445-459.

- Cavalcanti, I. F. A., & Kousky, V. E. (2009). Parte I-Sistemas meteorológicos que afetam o tempo na América do Sul: frentes frias sobre o Brasil. Para entender tempo e clima. São Paulo: Oficina de Textos, 135-147.
- Chergui, H., Pattee, E., Essafi, K., & Mhamdi, M. A. (1999). Moroccan limnology. *Limnology in developing countries*, 2, 235-330.
- CIAGRO (CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS)
<http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/Quadros/QChuvaPeriodo.asp>
- Coloso, J. J., Cole, J. J., & Pace, M. L. (2011). Short-term variation in thermal stratification complicates estimation of lake metabolism. *Aquatic Sciences*, 73(2), 305-315.
- Costa-Pierce, B. A. (2002). Sustainability of Cage Aquaculture Ecosystems for Large-Scale Resettlement from Hydropower Dams: An Indonesian Case Study. *Ecological Aquaculture: The Evolution of the Blue Revolution*, 286-313.
- De Medeiros, F. D. C. (2002). Tanque-rede: mais tecnologia e lucro na piscicultura; fundamentos da criação de peixes em tanque-rede; guia de procedimentos para cessão de uso de águas públicas. Centro-America.
- Egna, H. S., & Boyd, C. E. (1997). *Dynamics of pond aquaculture*. CRC press.
- Elçi, Ş. (2008). Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology*, 9(2), 135-142.
- Engle, D., & Melack, J. M. (2000). Methane emissions from an Amazon floodplain lake: Enhanced release during episodic mixing and during falling water. *Biogeochemistry*, 51(1), 71-90.
- FAO, 2018. *The State of World fisheries and Aquaculture*. In Brief
- Fearnside, P. M. (1995). Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental conservation*, 22(1), 7-19.
- Foley, B., Jones, I. D., Maberly, S. C., & Rippey, B. (2012). Long-term changes in oxygen depletion in a small temperate lake: effects of climate change and eutrophication. *Freshwater Biology*, 57(2), 278-289.

- Gantzer, P. A., Bryant, L. D., & Little, J. C. (2009). Effect of hypolimnetic oxygenation on oxygen depletion rates in two water-supply reservoirs. *Water research*, 43(6), 1700-1710.
- Gregor, J., Maršálek, B., & Šípková, H. (2007). Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water Research*, 41(1), 228-234.
- Griffiths, D. J., & Saker, M. L. (2003). The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 18(2), 78-93.
- Griffiths, D. J., & Saker, M. L. (2003). The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 18(2), 78-93.
- Håkanson, L., Malmaeus, J. M., Bodemer, U., & Gerhardt, V. (2003). Coefficients of variation for chlorophyll, green algae, diatoms, cryptophytes and blue-greens in rivers as a basis for predictive modelling and aquatic management. *Ecological Modelling*, 169(1), 179-196.
- Hall, R. I., Smol, J. P., & Smol, J. P. (1999). Diatoms as indicators of lake eutrophication. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, 128-168.
- Hampton, S. E., Izmet'eva, L. R., Moore, M. V., Katz, S. L., Dennis, B., & Silow, E. A. (2008). Sixty years of environmental change in the world's largest freshwater lake—Lake Baikal, Siberia. *Global Change Biology*, 14(8), 1947-1958.
- Hao, J., Chen, Y., Wang, F., & Lin, P. (2012). Seasonal thermocline in the China Seas and northwestern Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 117(C2).
- Hauer, F. R., Baron, J. S., Campbell, D. H., Fausch, K. D., Hostetler, S. W., Leavesley, G. H., ... & Stanford, J. A. (1997). Assessment of climate change

- and freshwater ecosystems of the Rocky Mountains, USA and Canada. *Hydrological Processes*, 11(8), 903-924.
- Havens, K. E. (2008). Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs* (pp. 733-747). Springer, New York, NY.
- Henry, R. (1999). Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. *Theoretical reservoir ecology and its applications*, 125-151.
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471.
- Hupfer, M., & Lewandowski, J. (2008). Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments—a long-lasting paradigm in limnology. *International Review of Hydrobiology*, 93(4-5), 415-432.
- Joehnk, K. D., Huisman, J. E. F., Sharples, J., Sommeijer, B. E. N., Visser, P. M., & Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global change biology*, 14(3), 495-512.
- Jonasson, S., Eriksson, J., Berntzon, L., Spáčil, Z., Ilag, L. L., Ronnevi, L. O., ... & Bergman, B. (2010). Transfer of a cyanobacterial neurotoxin within a temperate aquatic ecosystem suggests pathways for human exposure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 200914417.
- Jüttner, F., & Watson, S. B. (2007). Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. *Applied and environmental microbiology*, 73(14), 4395-4406.
- Khan, F. A., & Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: an ecological vision. *The botanical review*, 71(4), 449-482.
- King, K. W., Balogh, J. C., & Harmel, R. D. (2007). Nutrient flux in storm water runoff and baseflow from managed turf. *Environmental pollution*, 150(3), 321-328.
- Kraemer, B. M., Anneville, O., Chandra, S., Dix, M., Kuusisto, E., Livingstone, D. M., ... & Tamatamah, R. (2015). Morphometry and average temperature affect

- lake stratification responses to climate change. *Geophysical Research Letters*, 42(12), 4981-4988.
- Lawson, R., & Anderson, M. A. (2007). Stratification and mixing in Lake Elsinore, California: An assessment of axial flow pumps for improving water quality in a shallow eutrophic lake. *Water research*, 41(19), 4457-4467.
- Lehmusluoto, P., Machbub, B., Terangna, N., Achmad, F., Boer, L., Brahmana, S. S., ... & Goeltenboth, F. (1999). Limnology in Indonesia. From the legacy of the past to the prospects for the future. *Limnology in developing countries*, 2, 119-234.
- Lewis Jr, W. M. (1987). Tropical limnology. *Annual review of ecology and systematics*, 18(1), 159-184.
- Lewis Jr, W. M. (2011). Global primary production of lakes: 19th Baldi Memorial Lecture. *Inland Waters*, 1(1), 1-28.
- Ma, Z., Niu, Y., Xie, P., Chen, J., Tao, M., & Deng, X. (2013). Off-flavor compounds from decaying cyanobacterial blooms of Lake Taihu. *Journal of Environmental Sciences*, 25(3), 495-501.
- MacColl, R. (1998). Cyanobacterial phycobilisomes. *Journal of structural biology*, 124(2-3), 311-334.
- MacIntyre, H. L., Lawrenz, E., & Richardson, T. L. (2010). Taxonomic discrimination of phytoplankton by spectral fluorescence. In *Chlorophyll a fluorescence in aquatic sciences: methods and applications* (pp. 129-169). Springer, Dordrecht.
- Mallasen, M., Pereira de Barros, H., Polizeli Traficante, D., & Scarano Camargo, A. L. (2012). Influence of a net cage tilapia culture on the water quality of the Nova Avanhandava reservoir, São Paulo State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 34(3).
- Méjean, A., & Ploux, O. (2013). A genomic view of secondary metabolite production in cyanobacteria. In *Advances in botanical research* (Vol. 65, pp. 189-234). Academic Press.

- Mondo, K., Hammerschlag, N., Basile, M., Pablo, J., Banack, S. A., & Mash, D. C. (2012). Cyanobacterial neurotoxin β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) in shark fins. *Marine drugs*, 10(2), 509-520.
- Monismith, S. G., & MacIntyre, S. (2009). The surface mixed layer in lakes and reservoirs.
- Moreno-Ostos, E., Marcé, R., Ordóñez, J., Dolz, J., & Armengol, J. (2008). Hydraulic management drives heat budgets and temperature trends in a Mediterranean reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 93(2), 131-147.
- Mousinho De Meis, M. R., & Tundisi, J. G. (1986). Geomorphological and limnological processes as a basis for lake typology. The middle Rio Doce lake system. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 58(1), 103-120.
- Müller, B., Bryant, L. D., Matzinger, A., & Wüest, A. (2012). Hypolimnetic oxygen depletion in eutrophic lakes. *Environmental science & technology*, 46(18), 9964-9971.
- Naselli-Flores, L., & Barone, R. (2005). Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia*, 548(1), 85-99.
- Nobre, C. A., Marengo, J. A., Seluchi, M. E., Cuartas, L. A., & Alves, L. M. (2016). Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, 8(02), 252.
- North, R. P., North, R. L., Livingstone, D. M., Köster, O., & Kipfer, R. (2014). Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. *Global change biology*, 20(3), 811-823.
- Nowlin, W. H., Davies, J. M., Nordin, R. N., & Mazumder, A. (2004). Effects of water level fluctuation and short-term climate variation on thermal and stratification regimes of a British Columbia reservoir and lake. *Lake and Reservoir Management*, 20(2), 91-109.

- O'neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful algae*, 14, 313-334.
- ONS (OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO).
http://ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados_hidrologicos_vazoes.aspx
- Paerl, H. W., & Fulton, R. S. (2006). Ecology of harmful cyanobacteria. In *Ecology of harmful algae* (pp. 95-109). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial ecology*, 65(4), 995-1010.
- Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46(5), 1349-1363
- Paerl, H. W., Hall, N. S., & Calandrino, E. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 409(10), 1739-1745.
- Paerl, H. W., Valdes, L. M., Joyner, A. R., Peierls, B. L., Piehler, M. F., Riggs, S. R., ... & Clesceri, E. J. (2006). Ecological response to hurricane events in the Pamlico Sound system, North Carolina, and implications for assessment and management in a regime of increased frequency. *Estuaries and Coasts*, 29(6), 1033-1045.
- Paul, V. J. (2008). Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms. In *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs* (pp. 239-257). Springer, New York, NY.
- Percival, S., Drabsch, P., & Glencross, B. (2008). Determining factors affecting muddy-flavour taint in farmed barramundi, *Lates calcarifer*. *Aquaculture*, 284(1-4), 136-143.
- Pillay, T. V. R. (2008). *Aquaculture and the Environment*. John Wiley & Sons.
- Rahman, A. K. M., Al Bakri, D., Ford, P., & Church, T. (2005). Limnological characteristics, eutrophication and cyanobacterial blooms in an inland reservoir, Australia. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 10(4), 211-220.

- Rellán, S., Osswald, J., Saker, M., Gago-Martinez, A., & Vasconcelos, V. (2009). First detection of anatoxin-a in human and animal dietary supplements containing cyanobacteria. *Food and Chemical Toxicology*, 47(9), 2189-2195.
- Reynolds, C. S. (1987). Cyanobacterial water-blooms. In *Advances in botanical research* (Vol. 13, pp. 67-143). Academic Press.
- Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Rodgher, S. et al. (2002). Estudos ecotoxicológicos nos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê: uma avaliação dos impactos ambientais. PPG-CEA. Recursos Hidroenergéticos: Usos, Impactos e Planejamento Integrado. Sao Carlos, Rima Editora, p. 131-144.
- Rosini, E. F., Tucci, A., do Carmo, C. F., Rojas, N. E. T., de Barros, H. P., & Mallasen, M. (2016). Changes in phytoplankton spatial and temporal dynamics in a Brazilian tropical oligotrophic reservoir after net cage installation. *Brazilian Journal of Botany*, 39(2), 569-581.
- Ross, L. G., Telfer, T. C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Asmah, R., ... & Corner, R. (2013). Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture, 19.
- Saint-Paul, U. (2017). Native fish species boosting Brazilian's aquaculture development. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources*, 5(1), 1-9.
- Santos, R. M. D. (2010). Estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, com ênfase na produção secundária do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos reservatórios do Baixo rio Tietê, SP.
- Scheffer, M. (2004). The story of some shallow lakes. In *Ecology of shallow lakes* (pp. 1-19). Springer, Dordrecht.
- Schlüter, L., David, G. S., Jørgensen, N. O., Podduturi, R., Tucci, A., Dias, A. S., & da Silva, R. J. (2018). Characterization of phytoplankton by pigment analysis and the detection of toxic cyanobacteria in reservoirs with aquaculture production. *Aquaculture Environment Interactions*, 10, 35-48.

- Scott, P. C. (2013). Regional and national factors relevant to site selection for aquaculture in the Federative Republic of Brazil. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture, 263.
- Simis, S. G., Peters, S. W., & Gons, H. J. (2005). Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnology and Oceanography*, 50(1), 237-245.
- Smith, J. L., Boyer, G. L., & Zimba, P. V. (2008). A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: impacts and management alternatives in aquaculture. *Aquaculture*, 280(1-4), 5-20.
- Taniguchi, F., Kato, H. D. A., & Tardivo, T. (2014). Definições e estrutura: tanque-rede. Embrapa Pesca e Aquicultura-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E).
- Thornton, K. W., Kimmel, B. L., & Payne, F. E. (Eds.). (1990). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, 246p.
- Torloni, C. E. C. et al. (1993). Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991. CESP, São Paulo.
- Tucker, C. S., Hanson, T. R., & Kingsbury, S. K. (2001). Management of off-flavors in pond-cultured channel catfish with weekly applications of copper sulfate. *North American Journal of Aquaculture*, 63(2), 118-130.
- Tundisi, J. G. (2007). Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO. p. 19 – 38, 2007
- Tundisi, J. G. (2003). Água no século XXI: enfrentando a escassez. In *Água no século XXI: enfrentando a escassez*.
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., Pereira, K. C., Luzia, A. P., Passerini, M. D., Chiba, W. A. C., ... & Sebastien, N. Y. (2010). Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3), 815-824.

- Van Apeldoorn, M. E., Van Egmond, H. P., Speijers, G. J., & Bakker, G. J. (2007). Toxins of cyanobacteria. *Molecular nutrition & food research*, 51(1), 7-60.
- Verburg, P., & Hecky, R. E. (2009). The physics of the warming of Lake Tanganyika by climate change. *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), 2418-2430.
- Vollenweider, R. A., Talling, J. F., & Westlake, D. F. (1974). A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Blackwell Scientific Pub.
- Walsby, A. E., Hayes, P. K., Boje, R., & Stal, L. J. (1997). The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *The New Phytologist*, 136(3), 407-417.
- Wang, S., Qian, X., Han, B. P., Luo, L. C., & Hamilton, D. P. (2012). Effects of local climate and hydrological conditions on the thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. *Water Research*, 46(8), 2591-2604.
- Western, D. (2001). Human-modified ecosystems and future evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10), 5458-5465.
- White, P., Phillips, M., & Beveridge, M. C. (2013). Environmental impact, site selection and carrying capacity estimation for small-scale aquaculture in Asia. *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*, 231.
- Wilhelm, S., & Adrian, R. (2008). Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology*, 53(2), 226-237.
- Xiao, L. J., Wang, T., Hu, R., Han, B. P., Wang, S., Qian, X., & Padisák, J. (2011). Succession of phytoplankton functional groups regulated by monsoonal hydrology in a large canyon-shaped reservoir. *Water research*, 45(16), 5099-5109.
- Xing, Z., Fong, D. A., Lo, E. Y. M., & Monismith, S. G. (2014). Thermal structure and variability of a shallow tropical reservoir. *Limnology and Oceanography*, 59(1), 115-128.

- Yoshimizu, C., Yoshiyama, K., Tayasu, I., Koitabashi, T., & Nagata, T. (2010). Vulnerability of a large monomictic lake (Lake Biwa) to warm winter event. *Limnology*, 11(3), 233-239.
- Yu, H., Tsuno, H., Hidaka, T., & Jiao, C. (2010). Chemical and thermal stratification in lakes. *Limnology*, 11(3), 251-257.
- Zamyadi, A., Choo, F., Newcombe, G., Stuetz, R., & Henderson, R. K. (2016). A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: Recent advances and future direction. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 85, 83-96.
- Zhang, Y., Wu, Z., Liu, M., He, J., Shi, K., Wang, M., & Yu, Z. (2014). Thermal structure and response to long-term climatic changes in Lake Qiandaohu, a deep subtropical reservoir in China. *Limnology and Oceanography*, 59(4), 1193-1202.
- Zhang, Y., Wu, Z., Liu, M., He, J., Shi, K., Zhou, Y., ... & Liu, X. (2015). Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). *Water research*, 75, 249-258.

8. ANEXO (MATERIAL SUPLEMENTAR)

LEGENDA:

TSB = Tributário Santa Bárbara

TSJ = Tributário São Jeronimo

P1 = Piscicultura 1

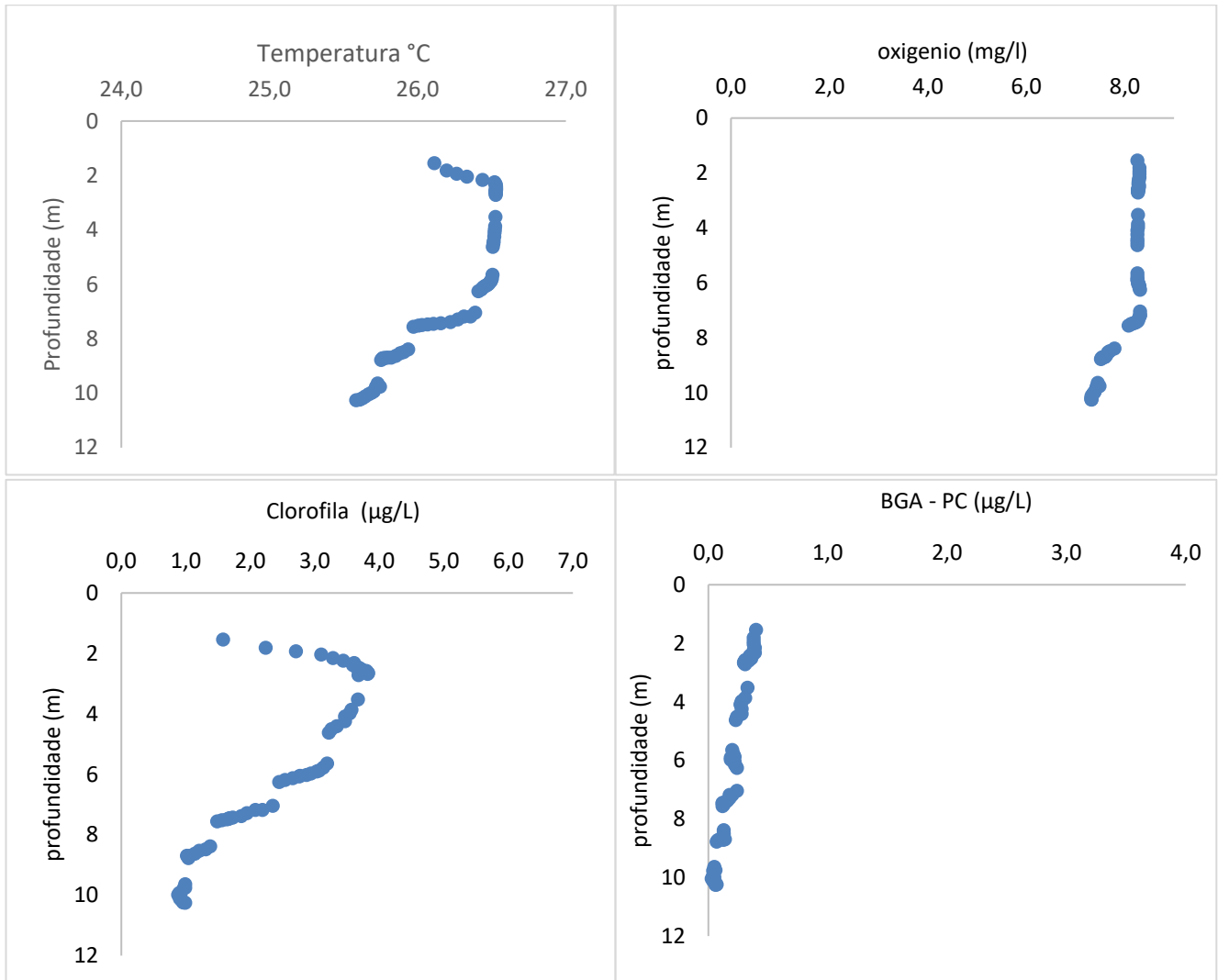
P2 = Piscicultura 2

P3 = Piscicultura 3

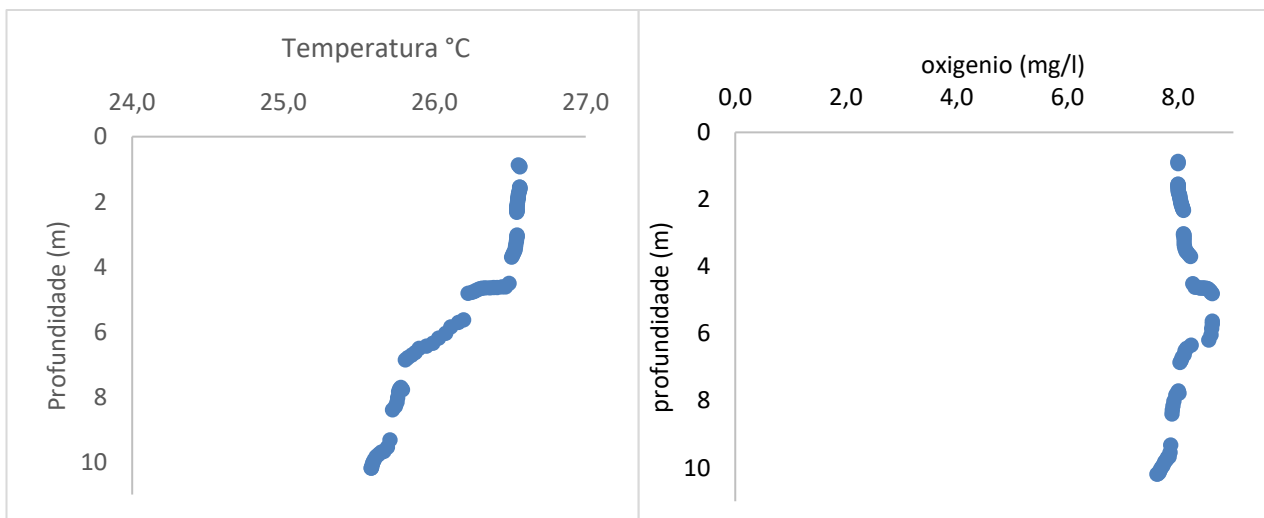
M = Montante

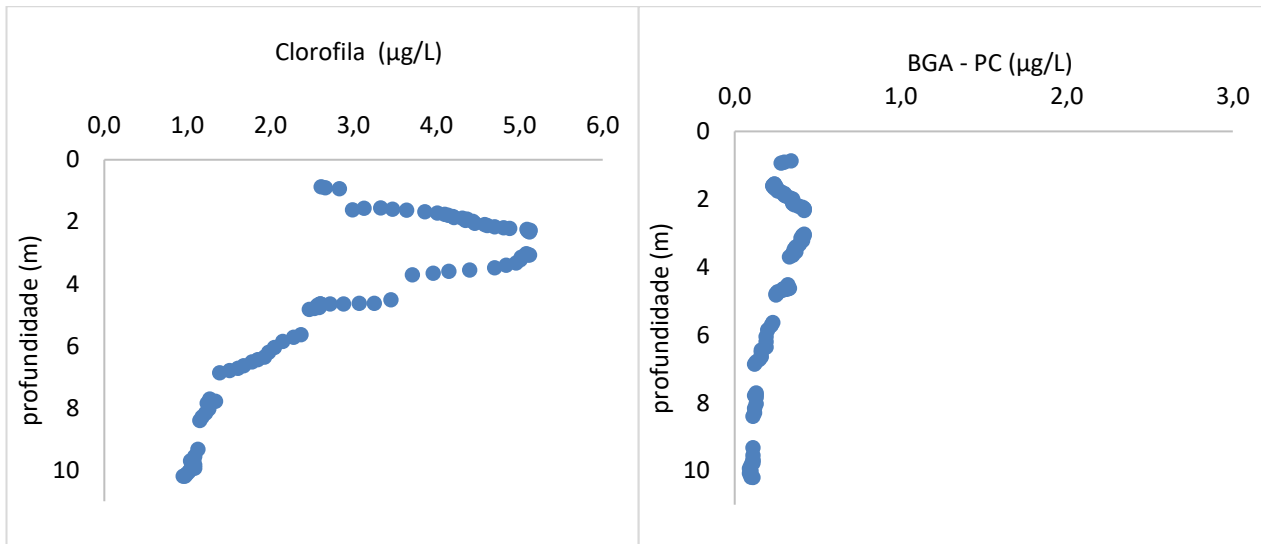
D = Jusante

Campanha 1, TSJ, LOCAL:P1

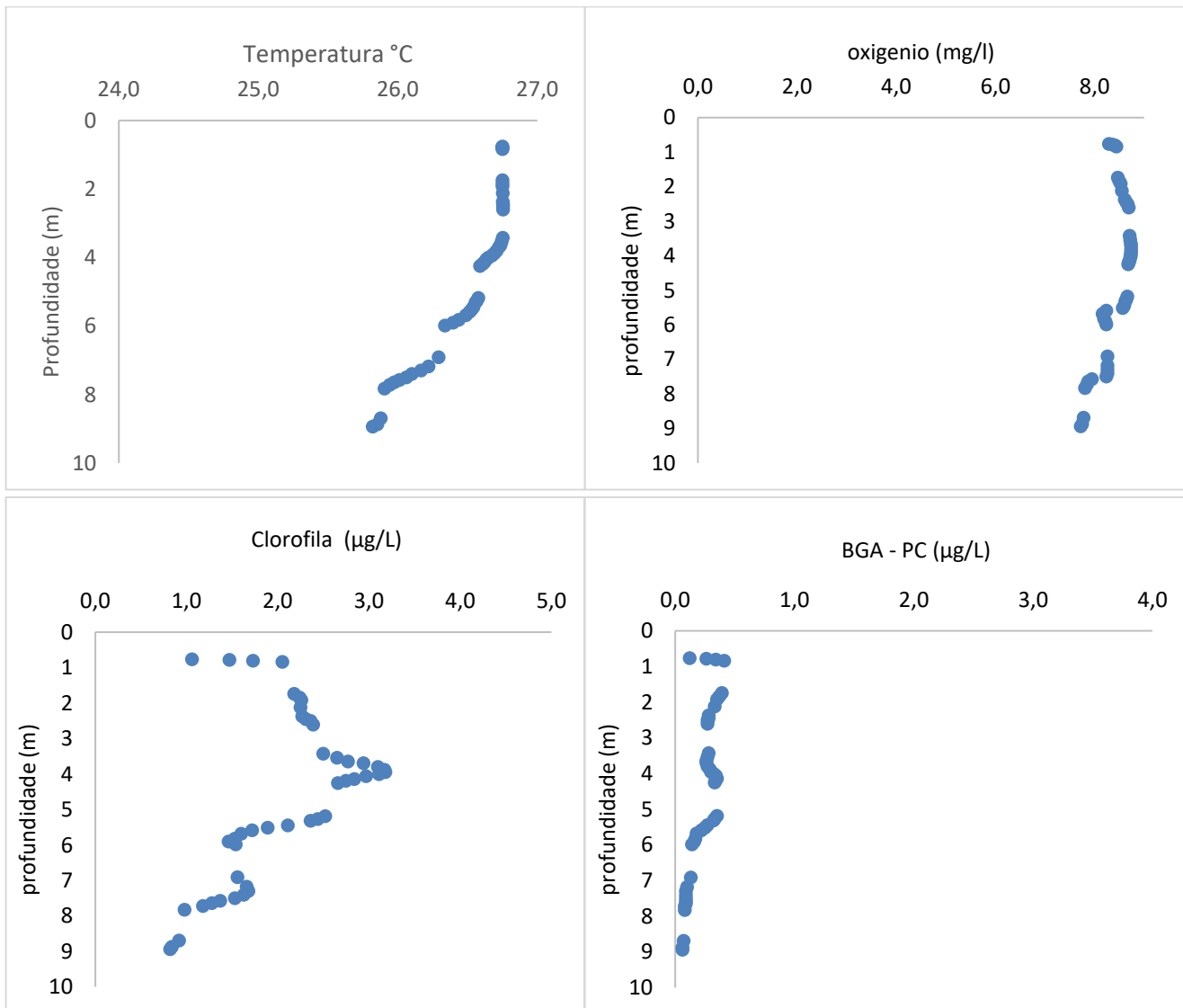


Campanha 1, TSJ, LOCAL: M1

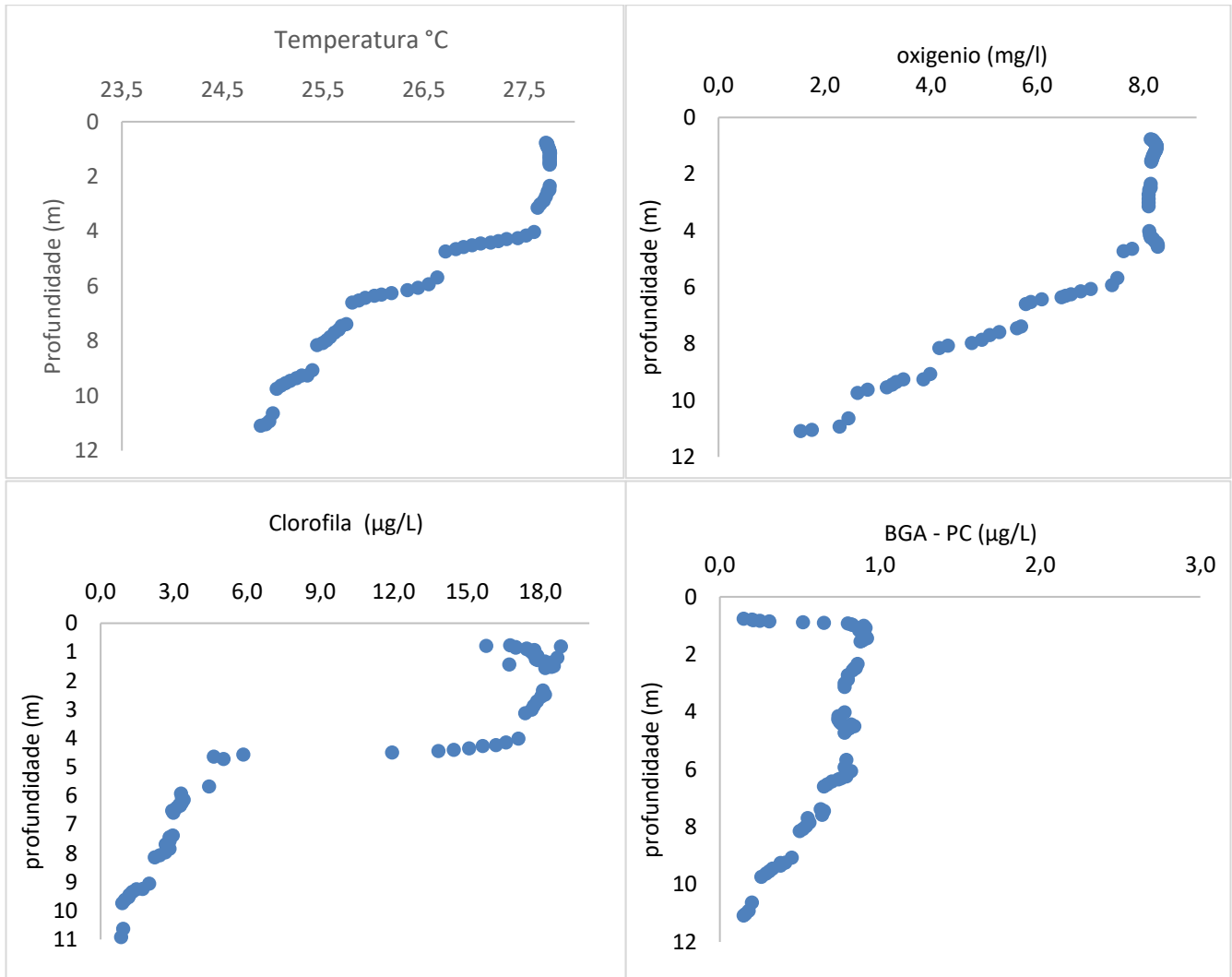




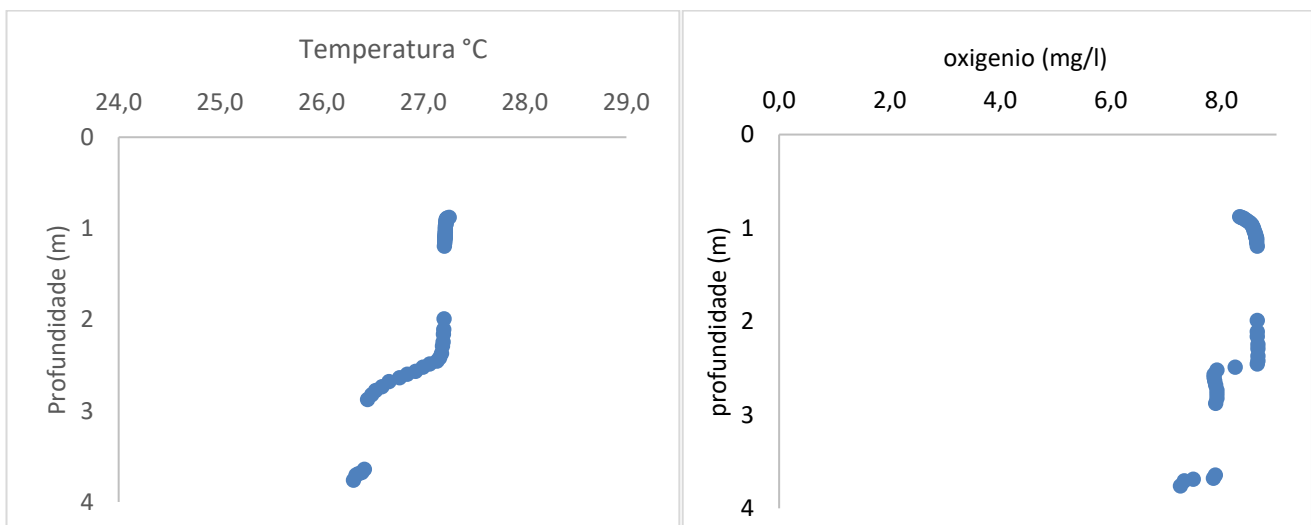
Campanha 1, TSJ, LOCAL: J1

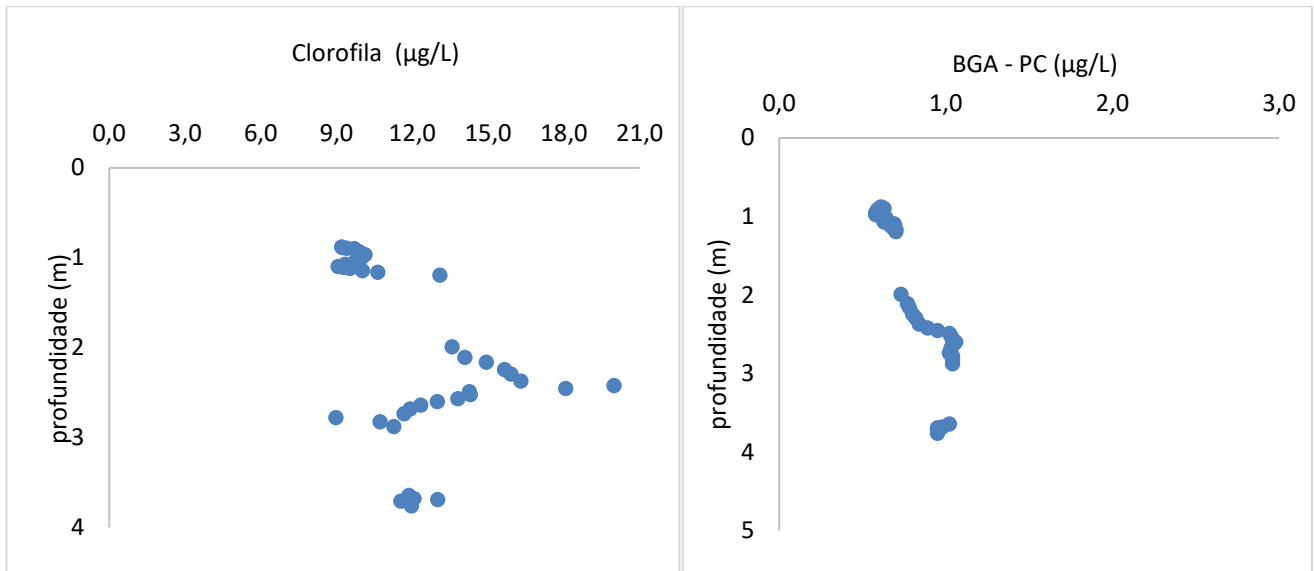


Campanha 1, TSB, LOCAL: P2

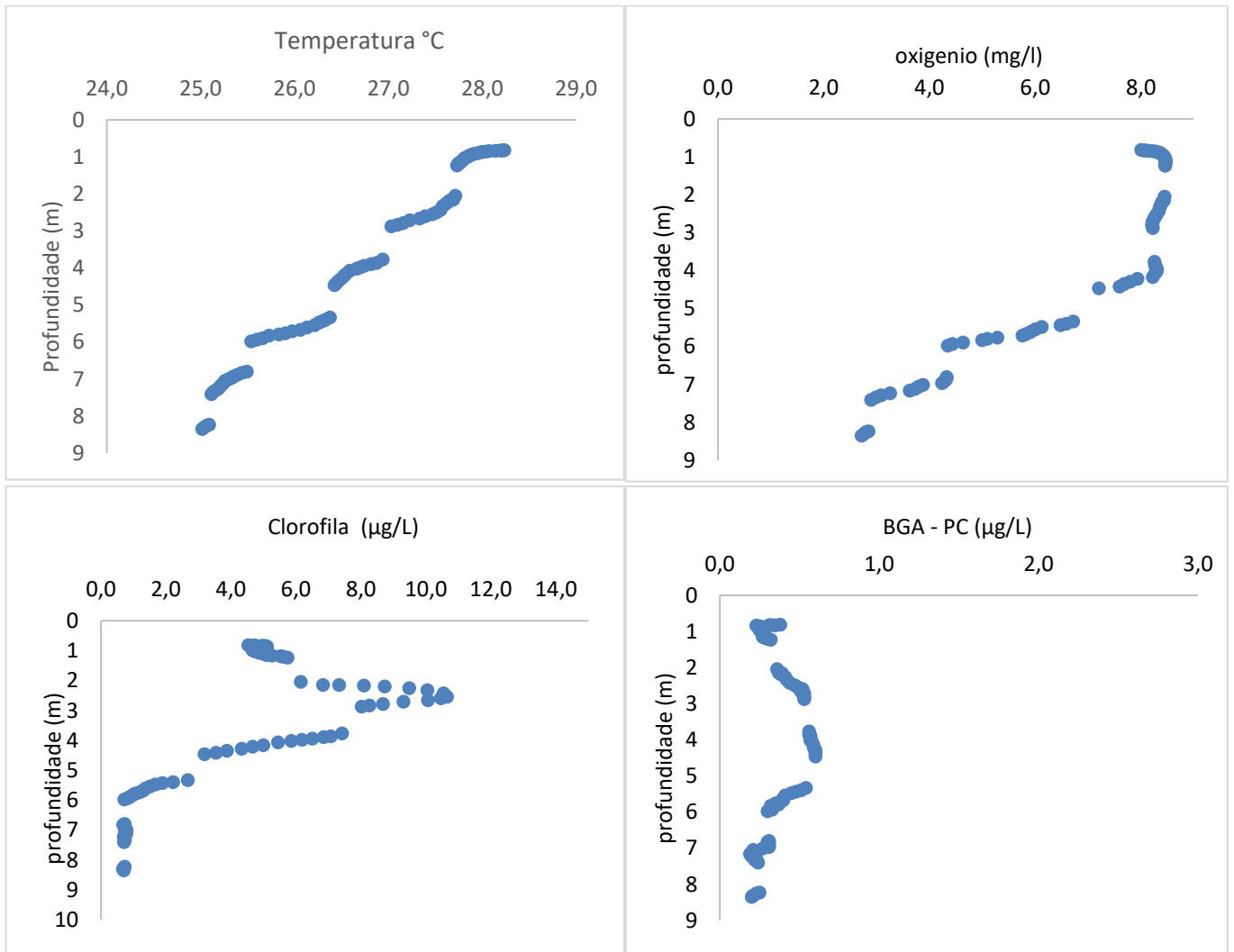


Campanha 1, TSB, LOCAL: M2

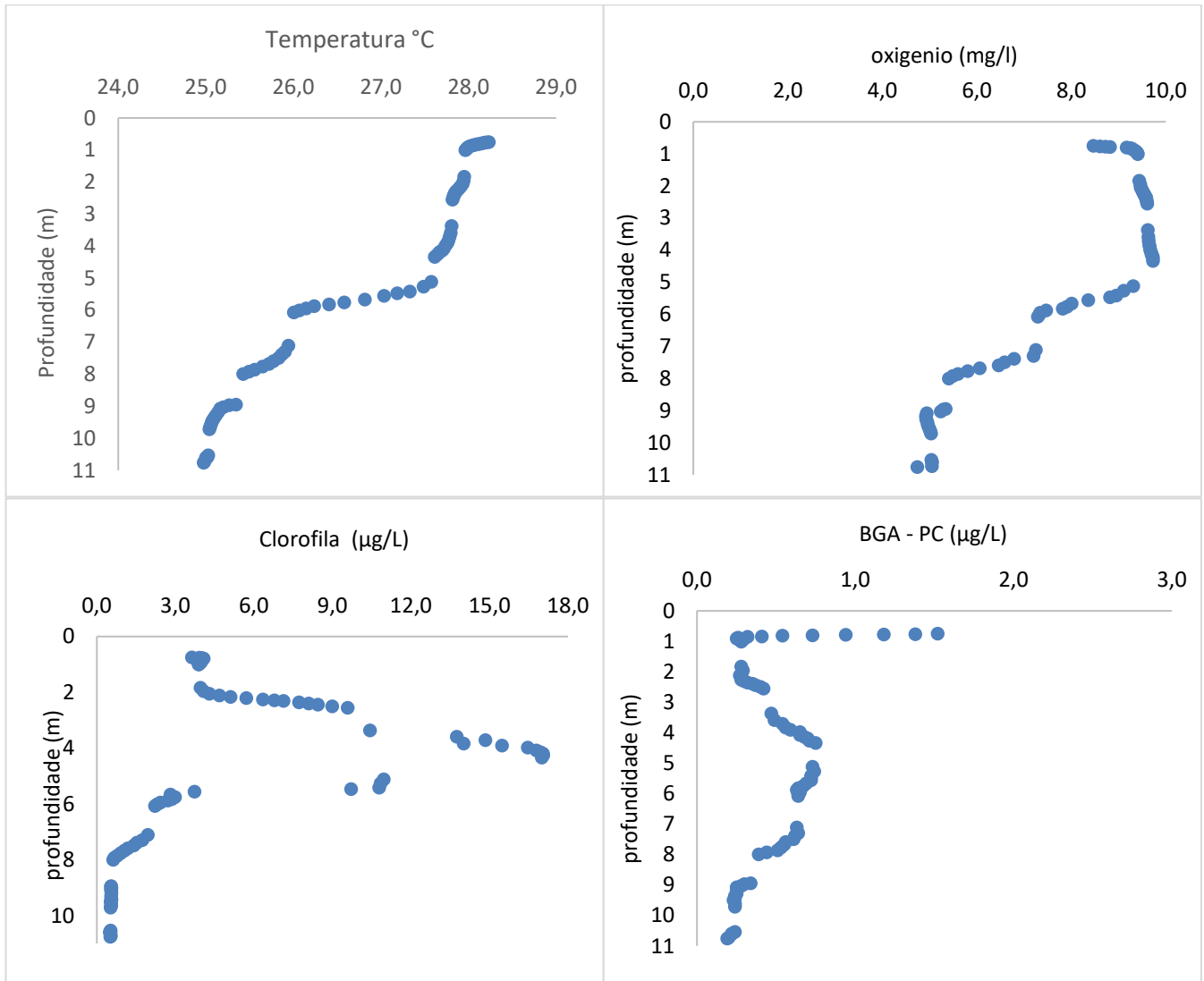




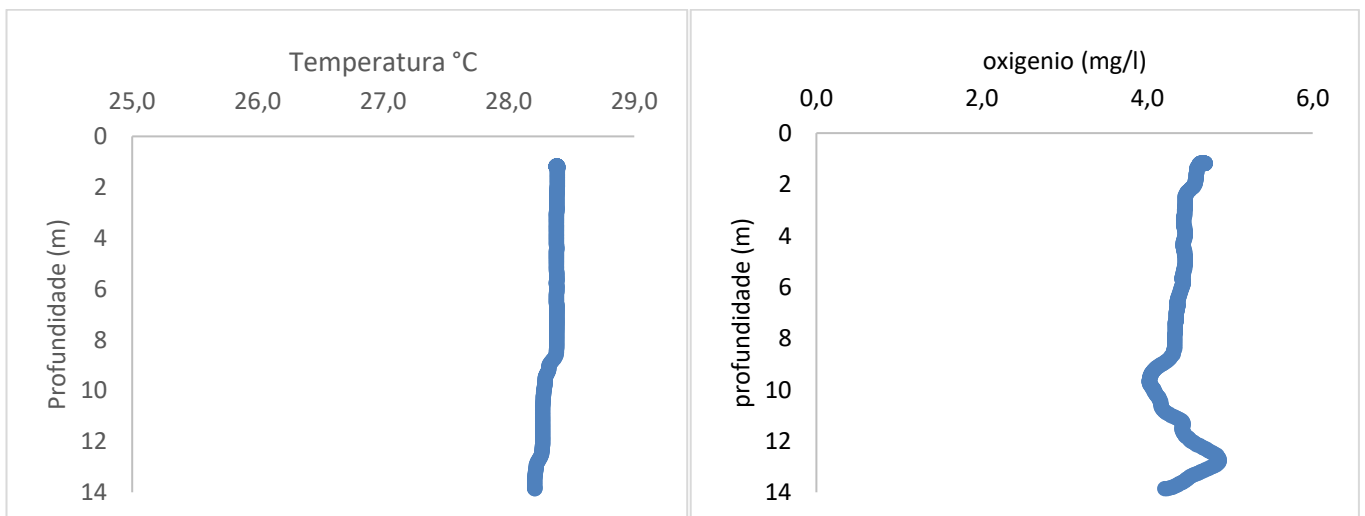
Campanha 1, TSB, LOCAL: P3

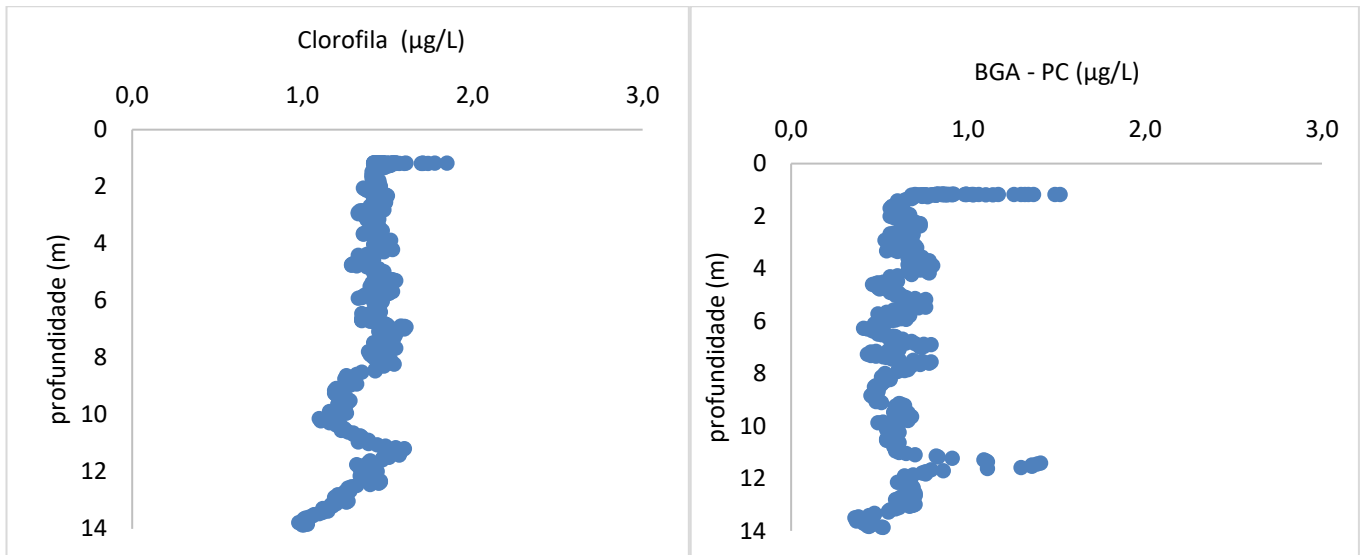


Campanha 1, TSB, LOCAL: J3

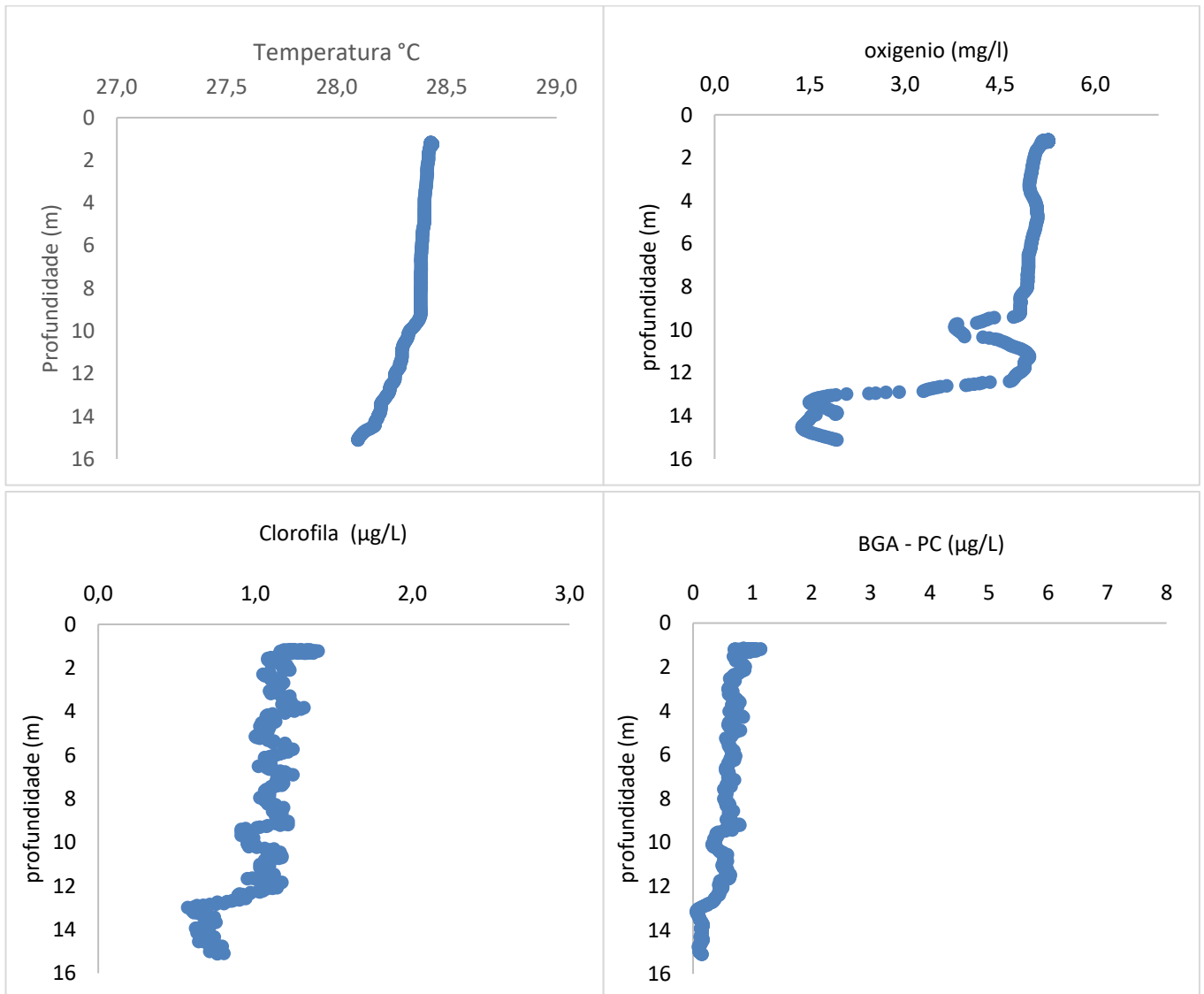


Campanha 2, TSJ, LOCAL:P1

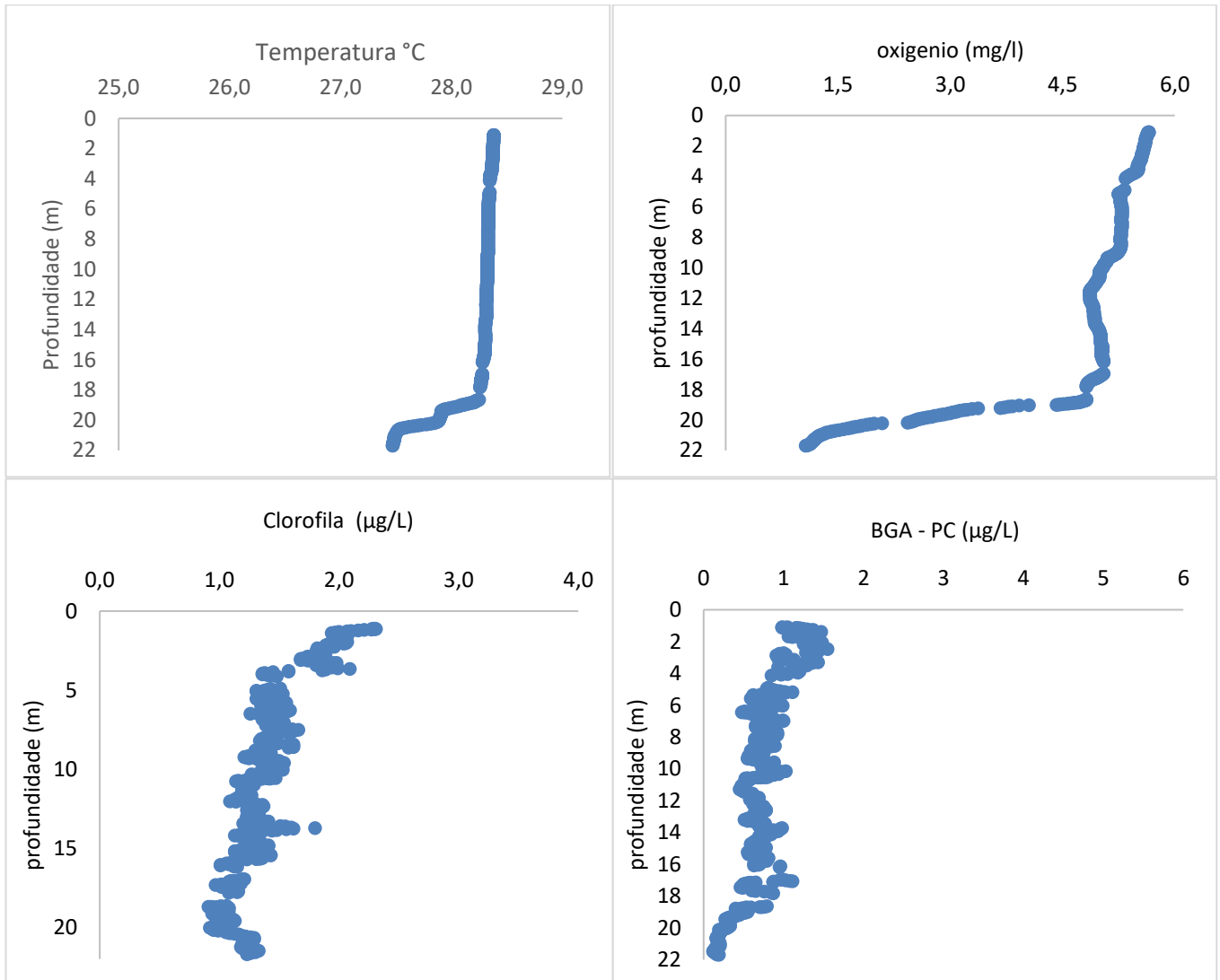




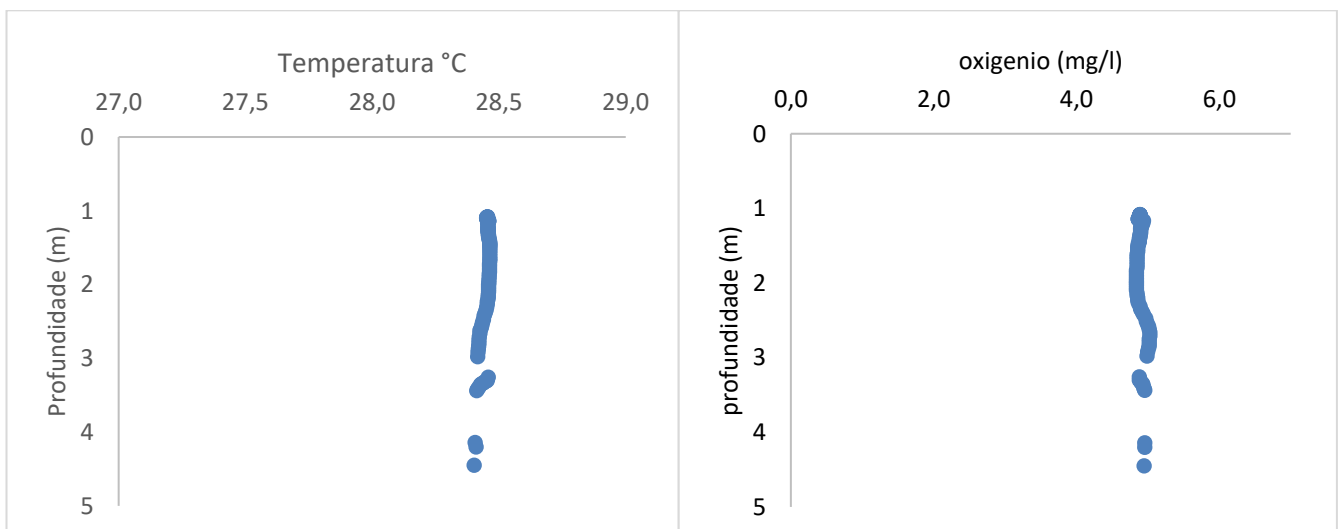
Campanha 2, TSJ, LOCAL:M1

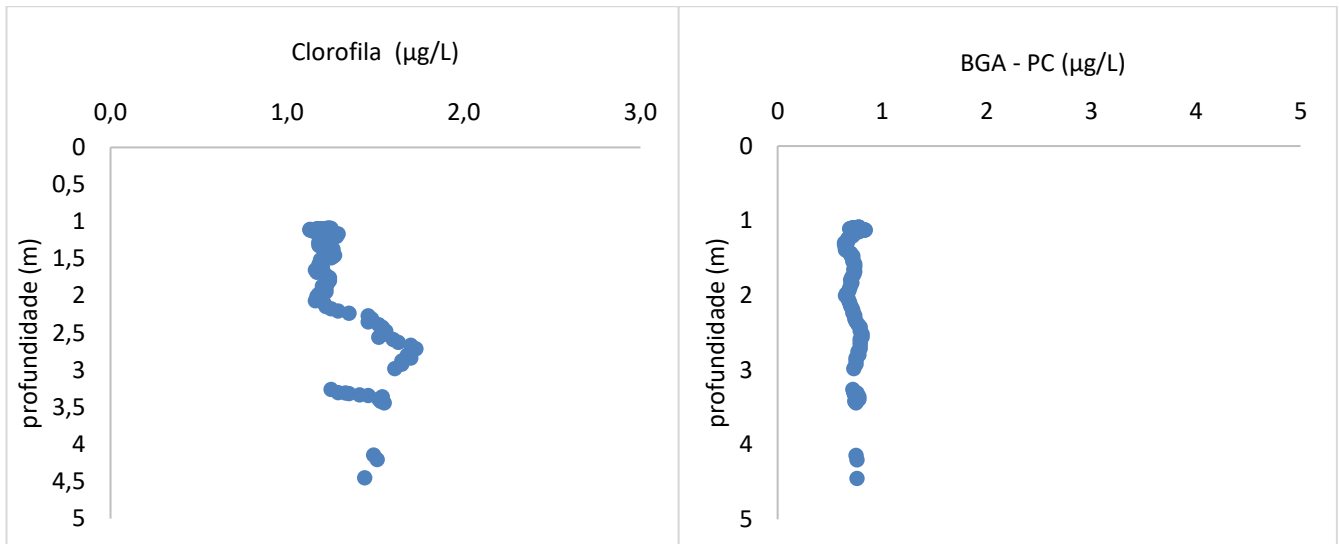


Campanha 2, TSJ, LOCAL:J1

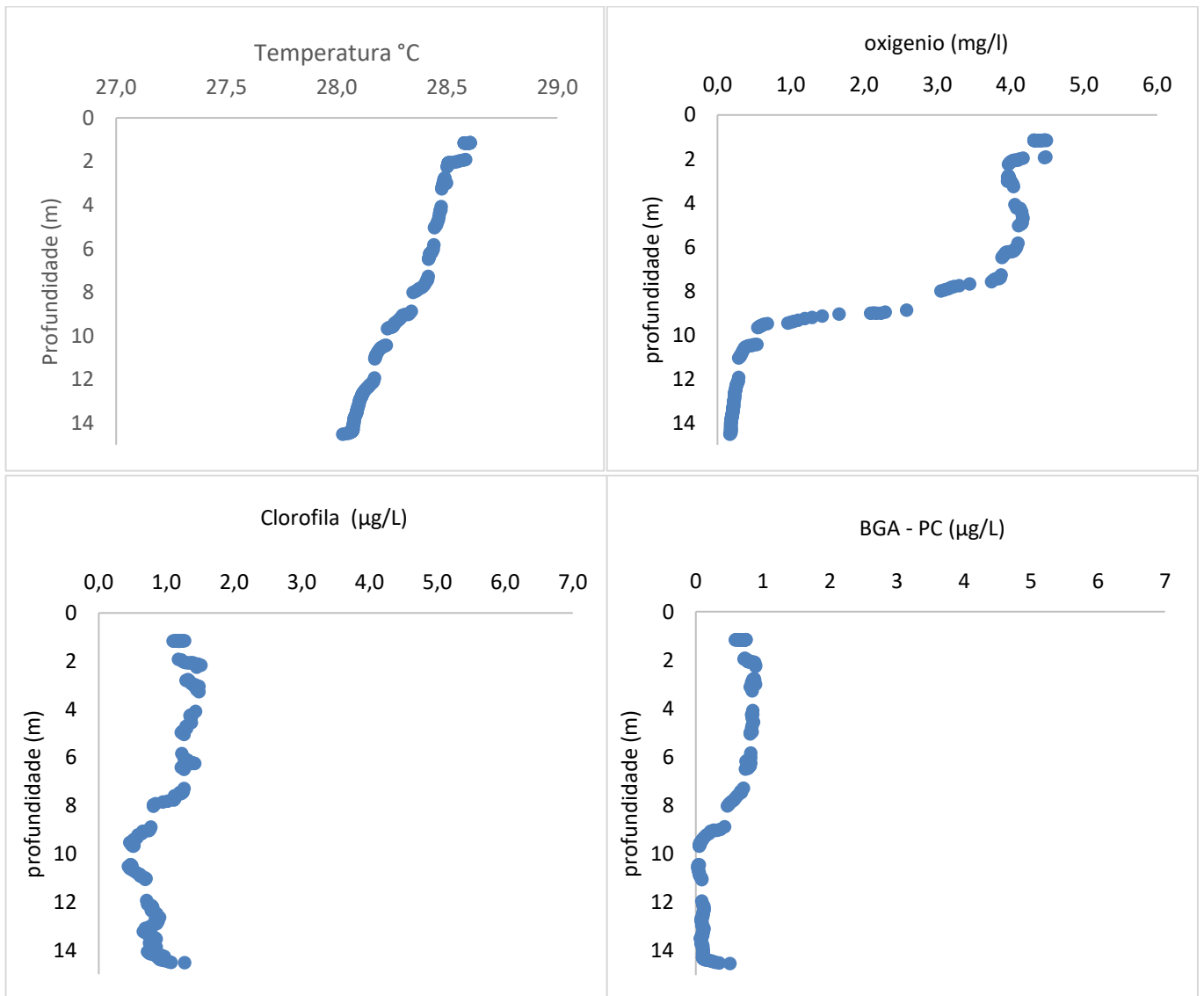


Campanha 2, TSB, LOCAL:P2

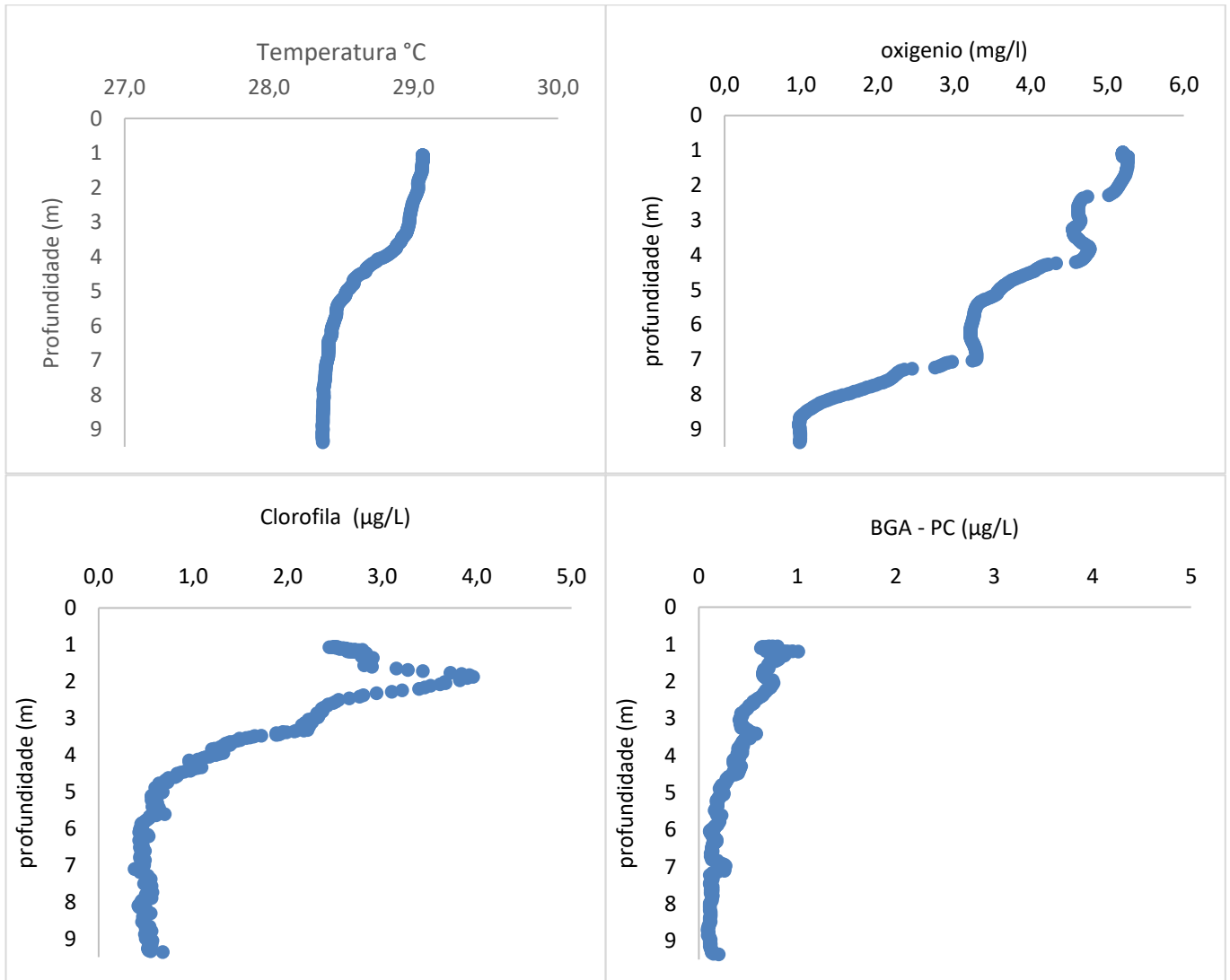




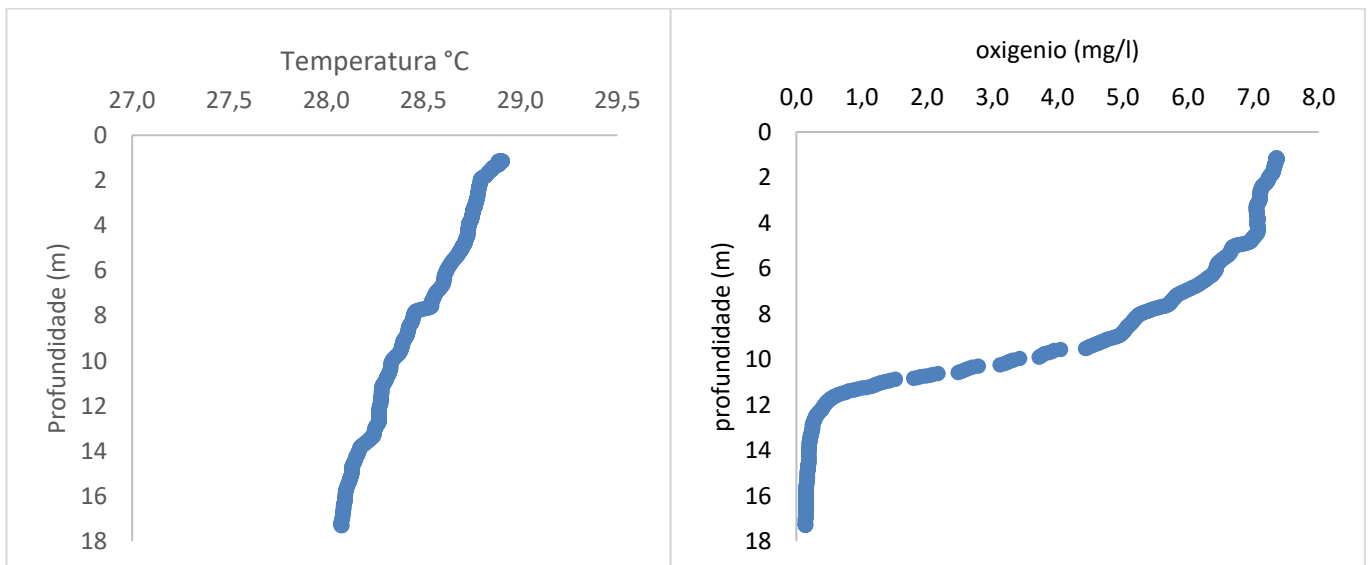
Campanha 2, TSB, LOCAL:M2

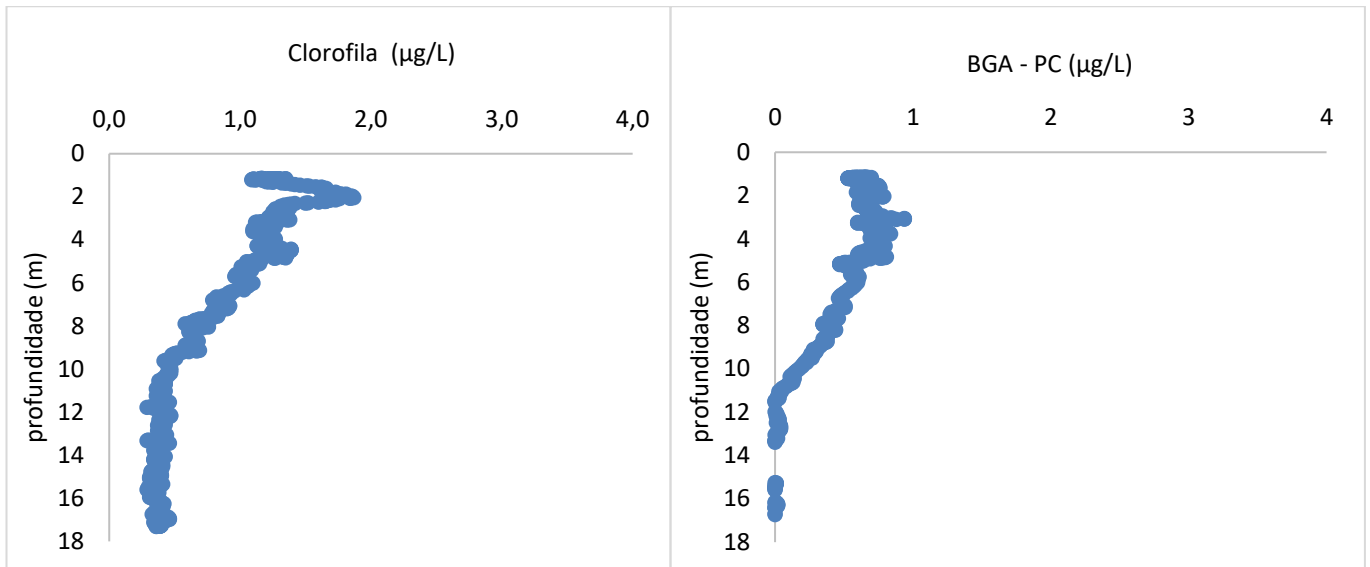


Campanha 2, TSB, LOCAL:P3

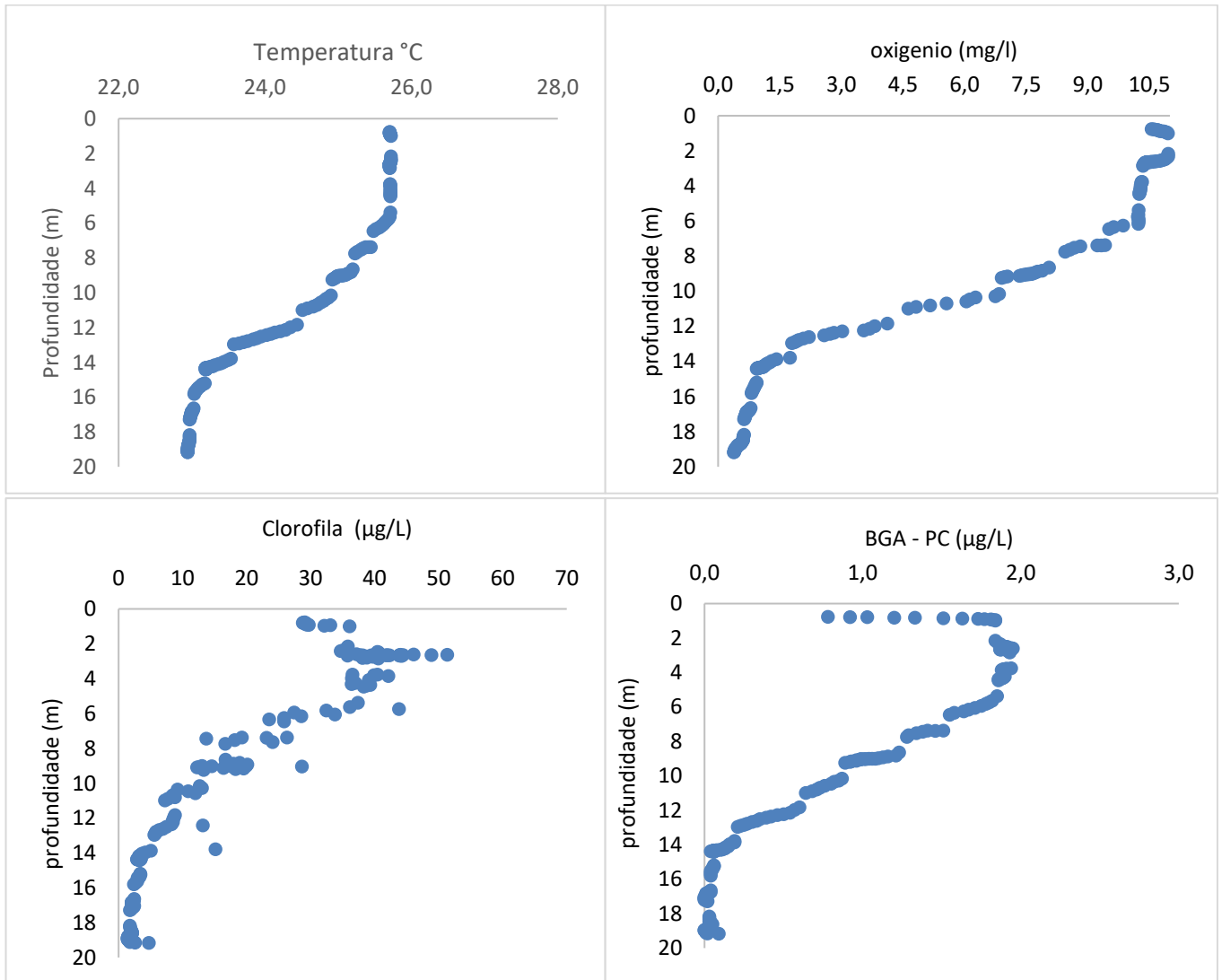


Campanha 2, TSB, LOCAL:J3

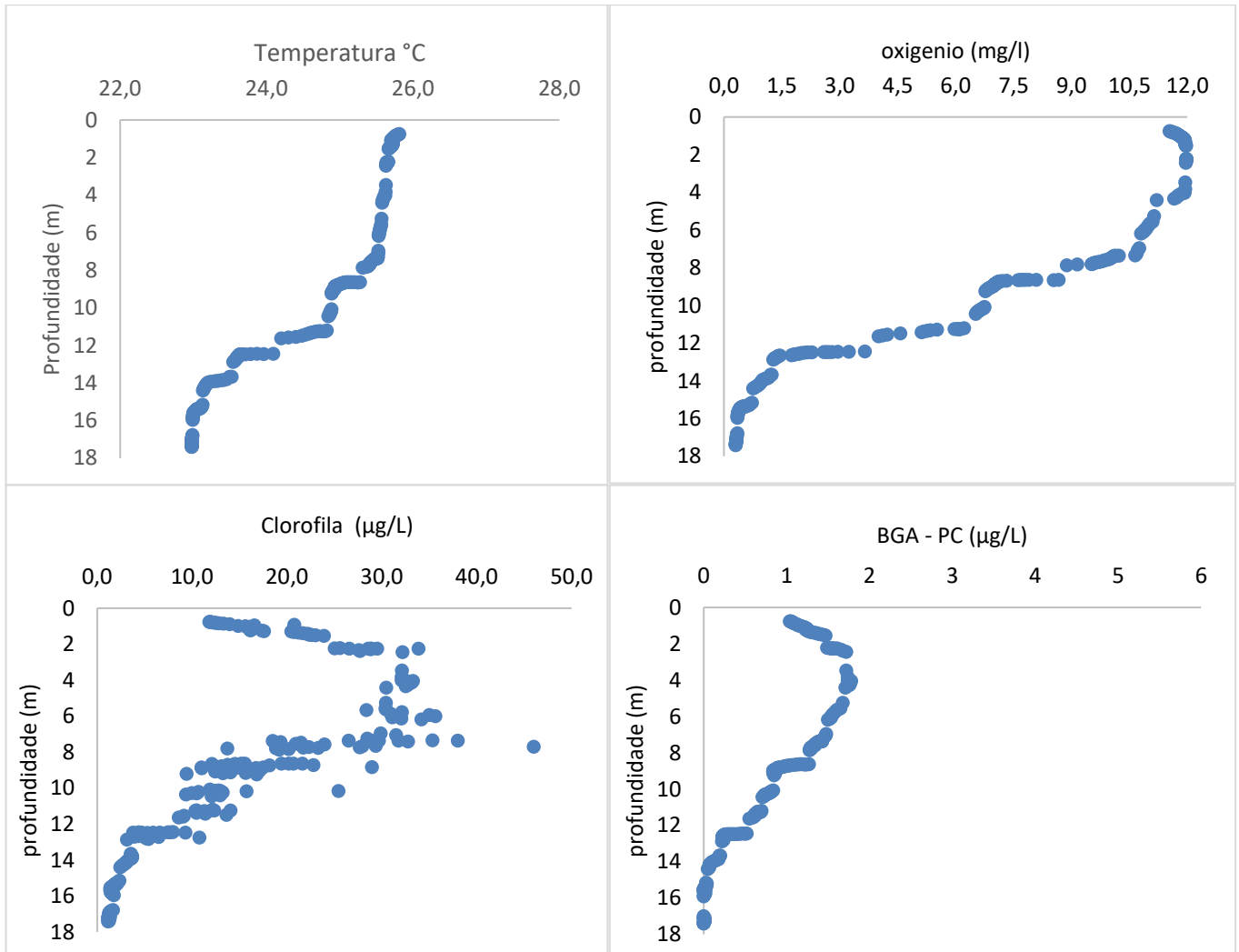




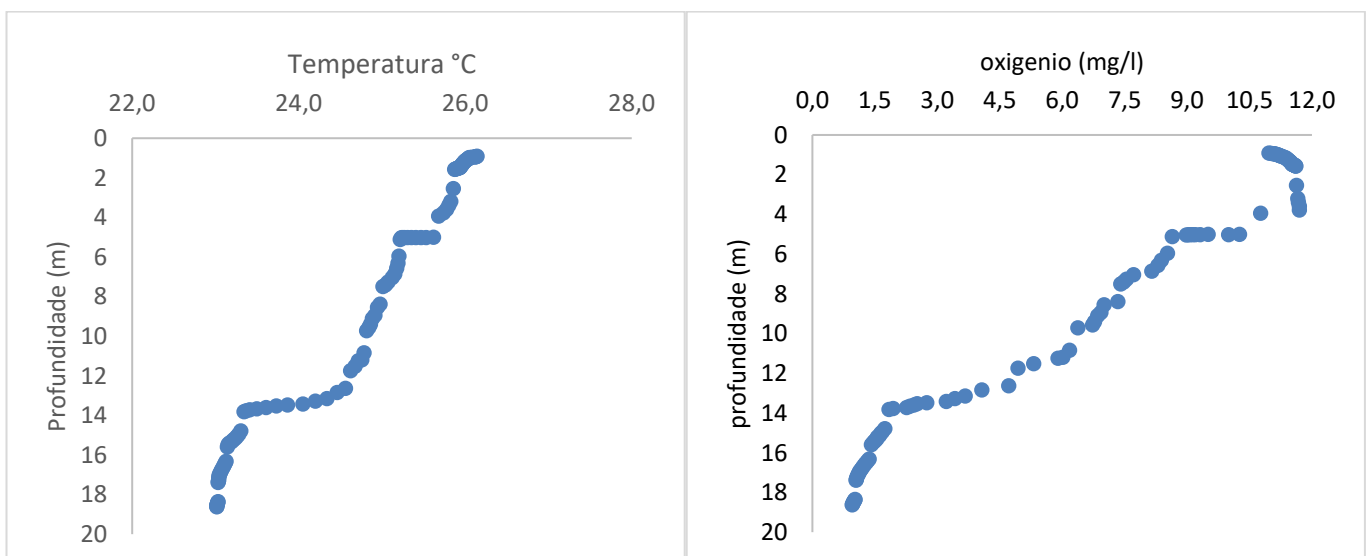
Campanha 3, TSJ, LOCAL: P1

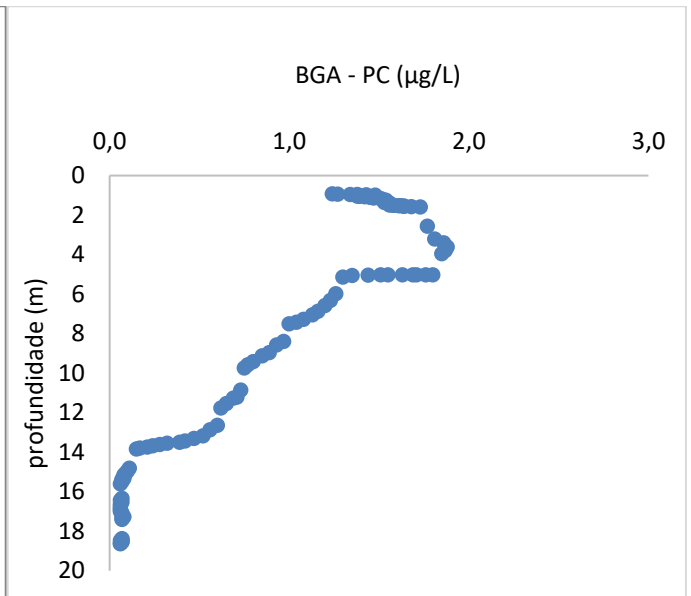
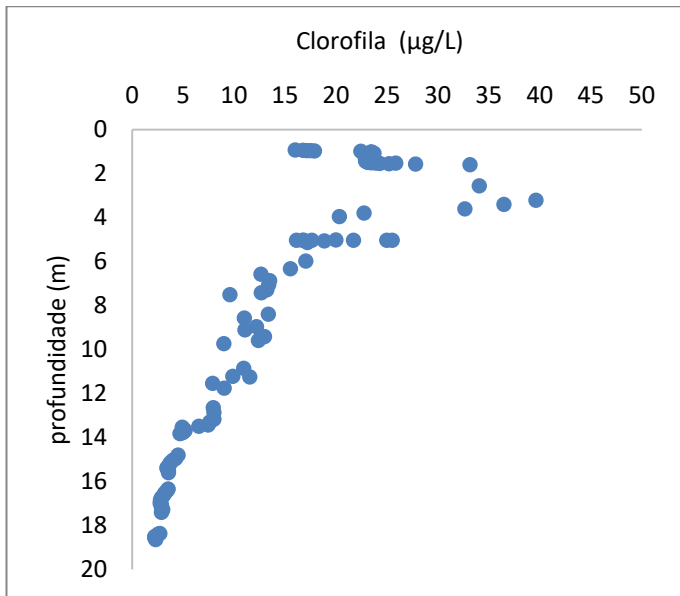


Campanha 3, TSJ, LOCAL: M1

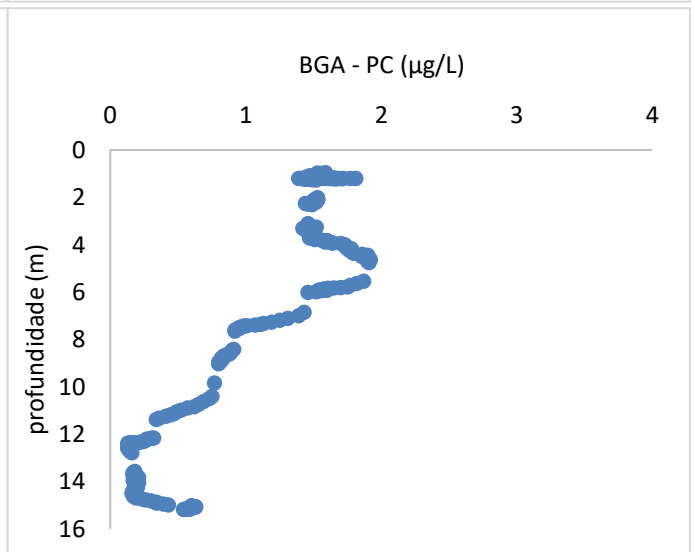
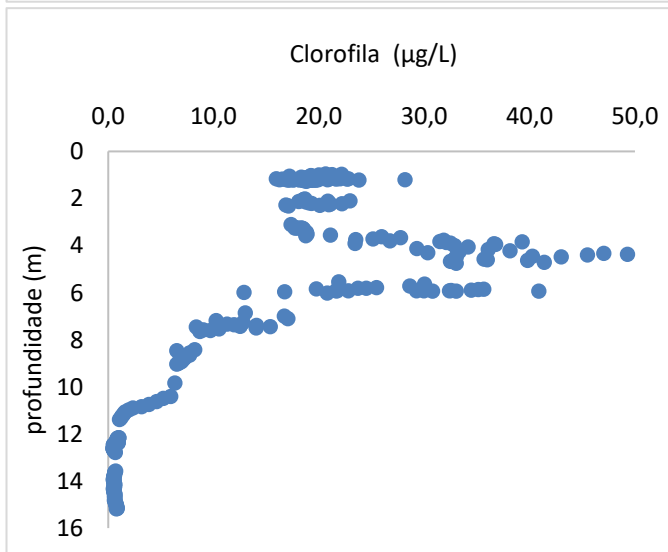
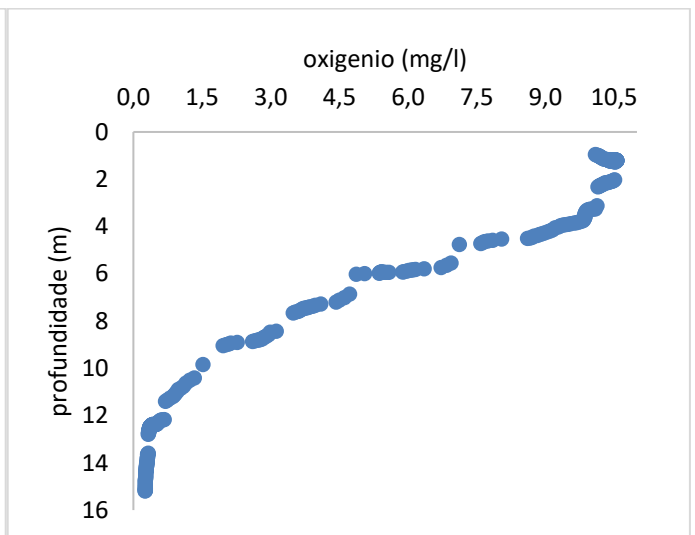
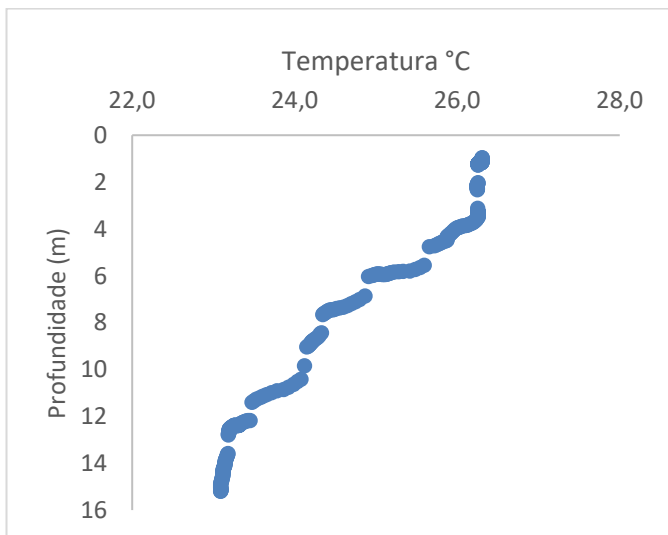


Campanha 3, TSJ, LOCAL: J1

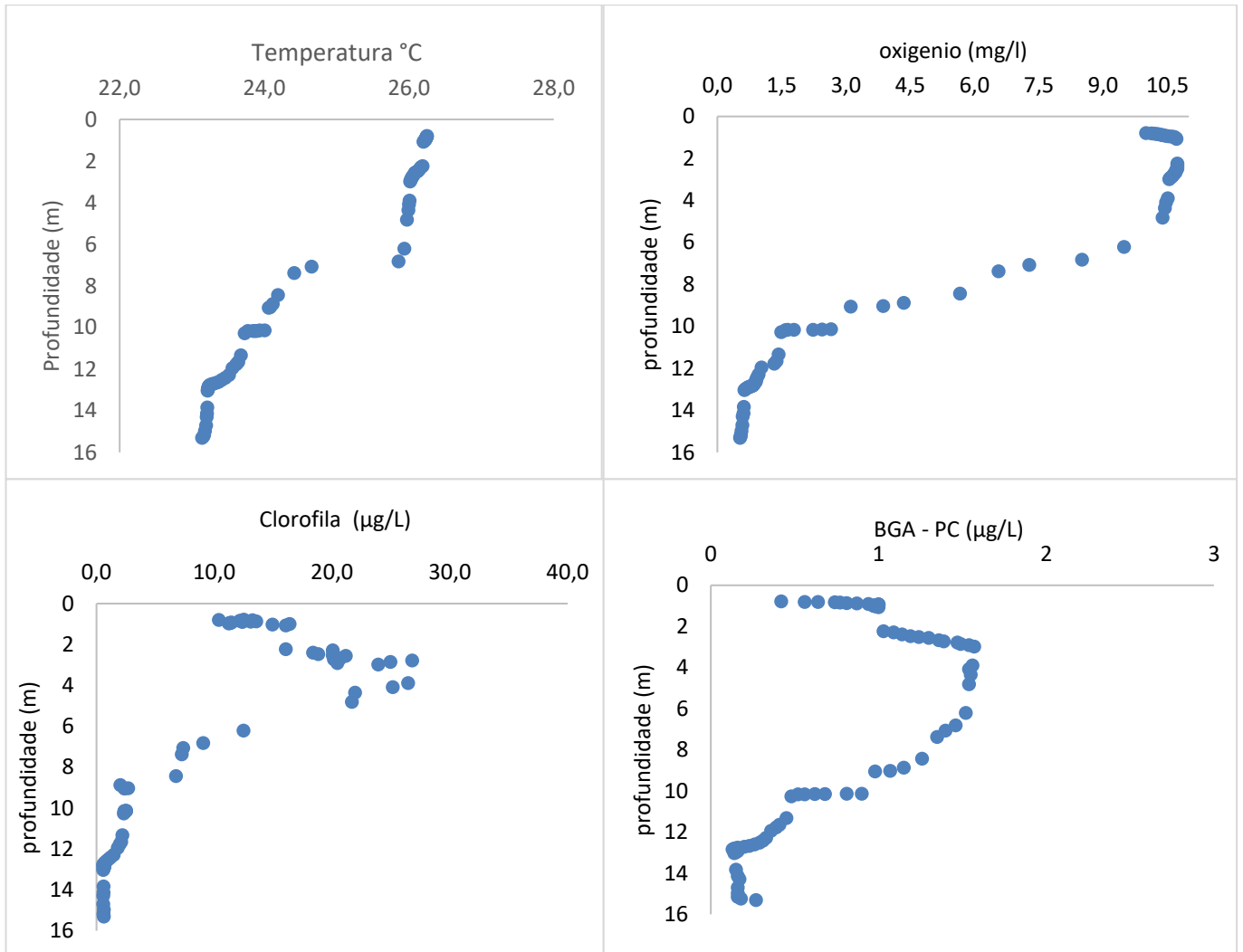




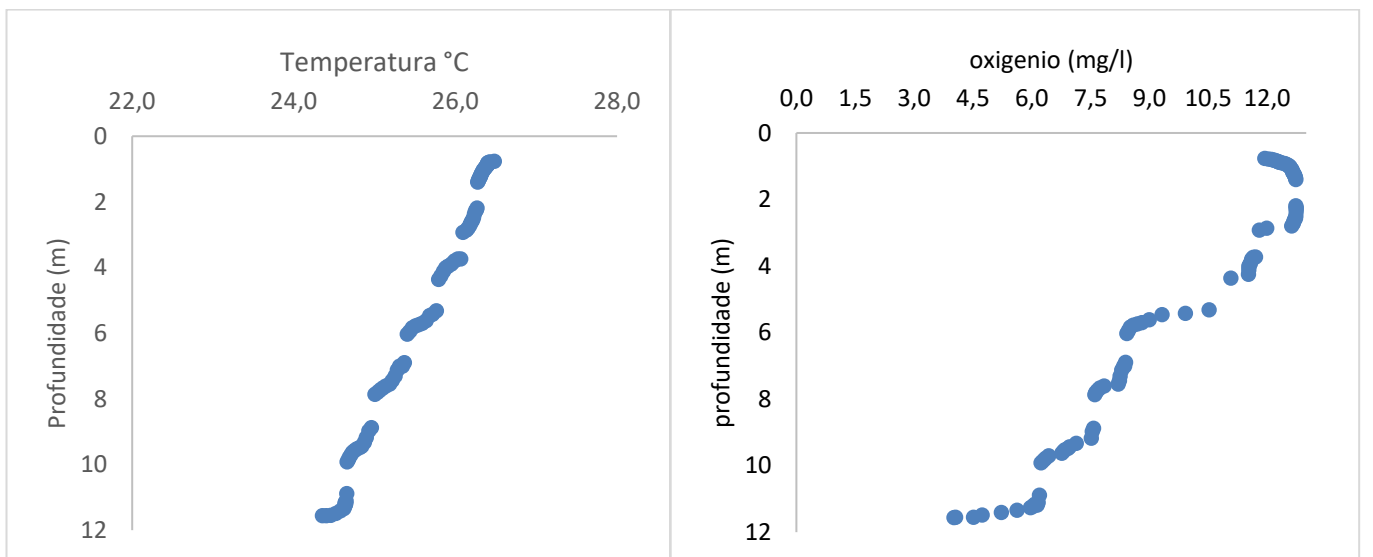
Campanha 3, TSB, LOCAL: P2

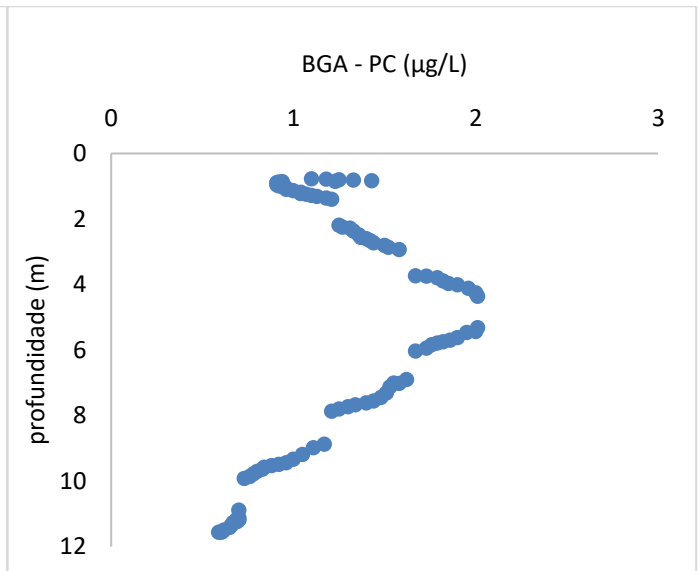
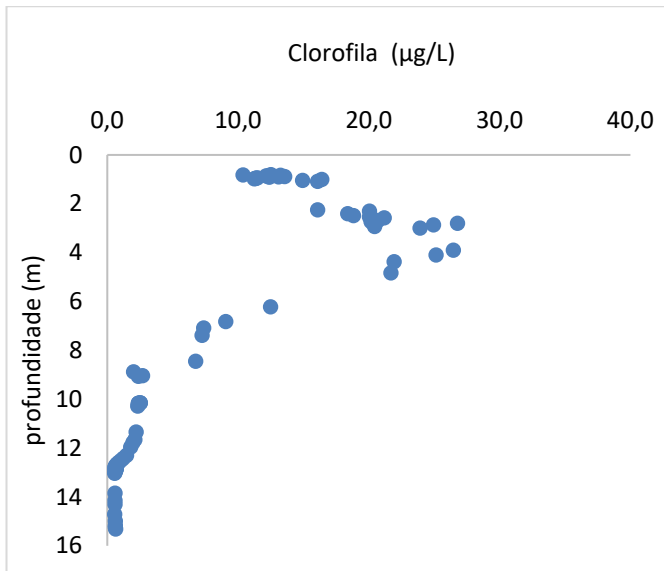


Campanha 3, TSB, LOCAL: M2

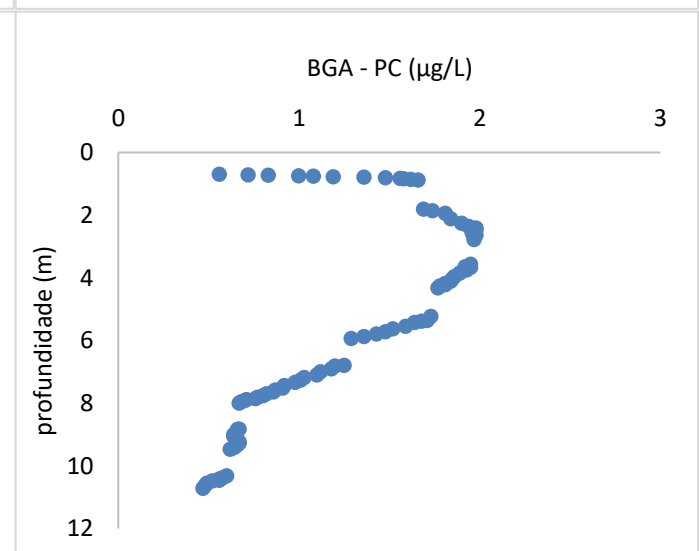
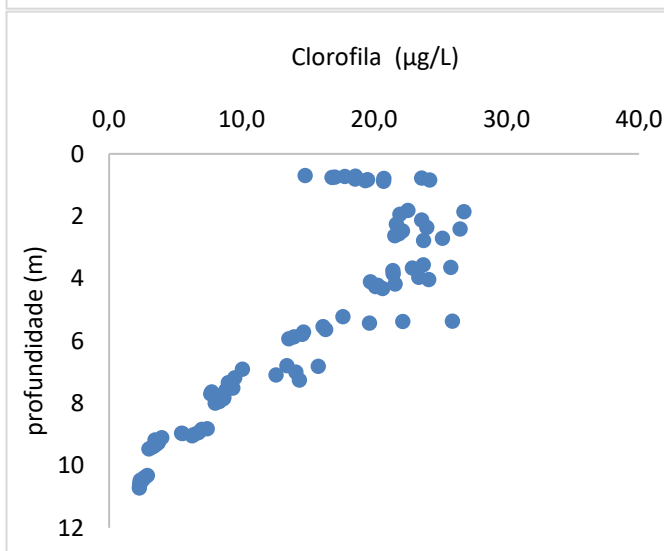
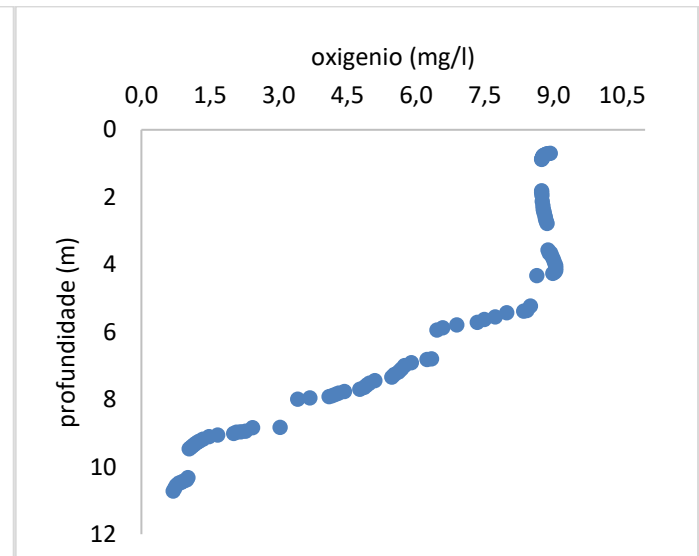
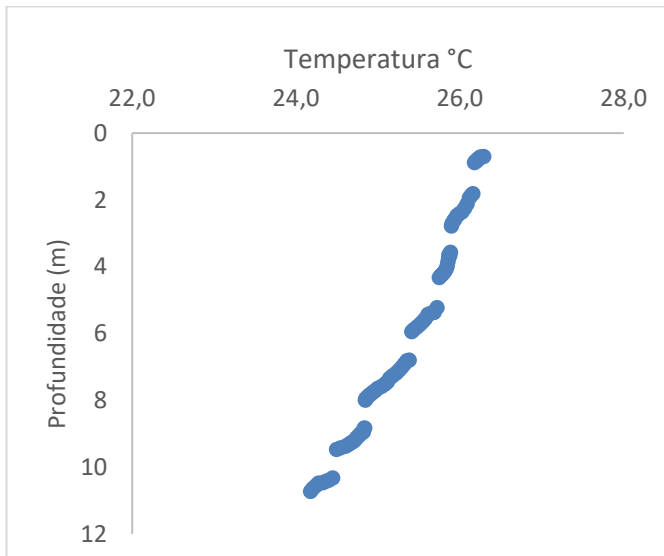


Campanha 3, TSB, LOCAL: P3

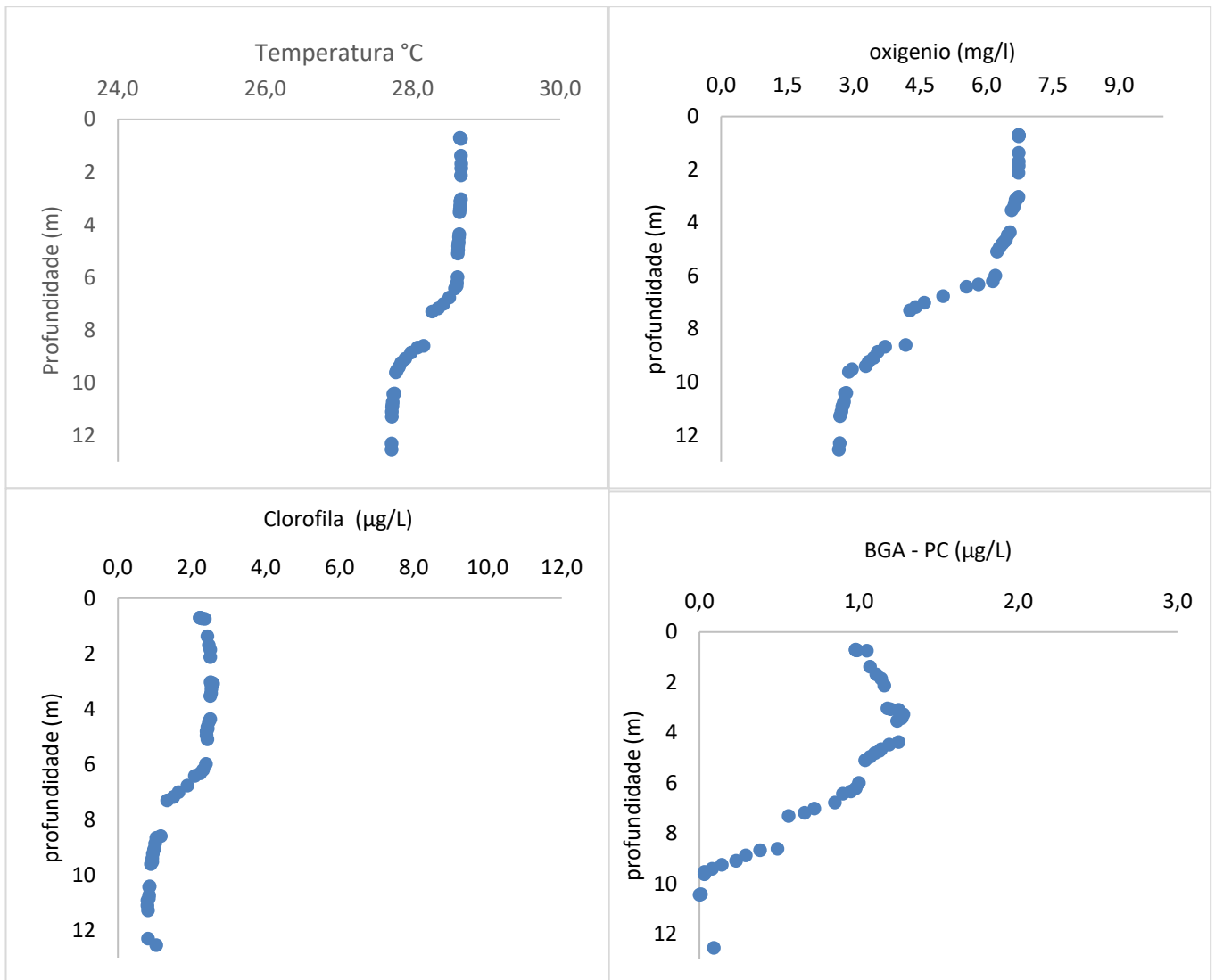




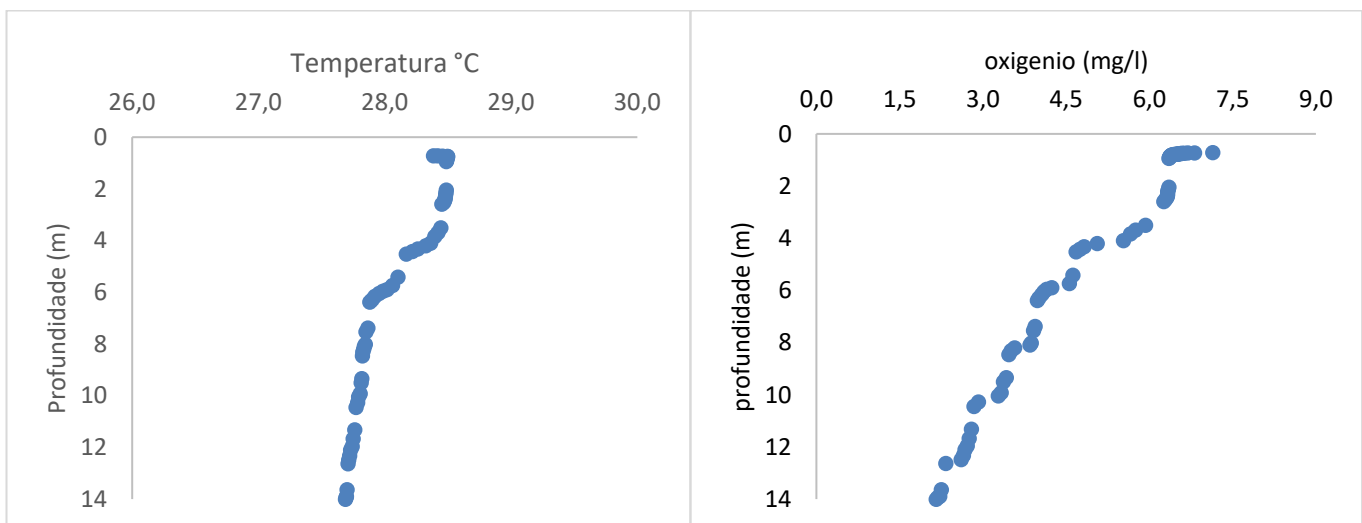
Campanha 3, TSB, LOCAL: J3

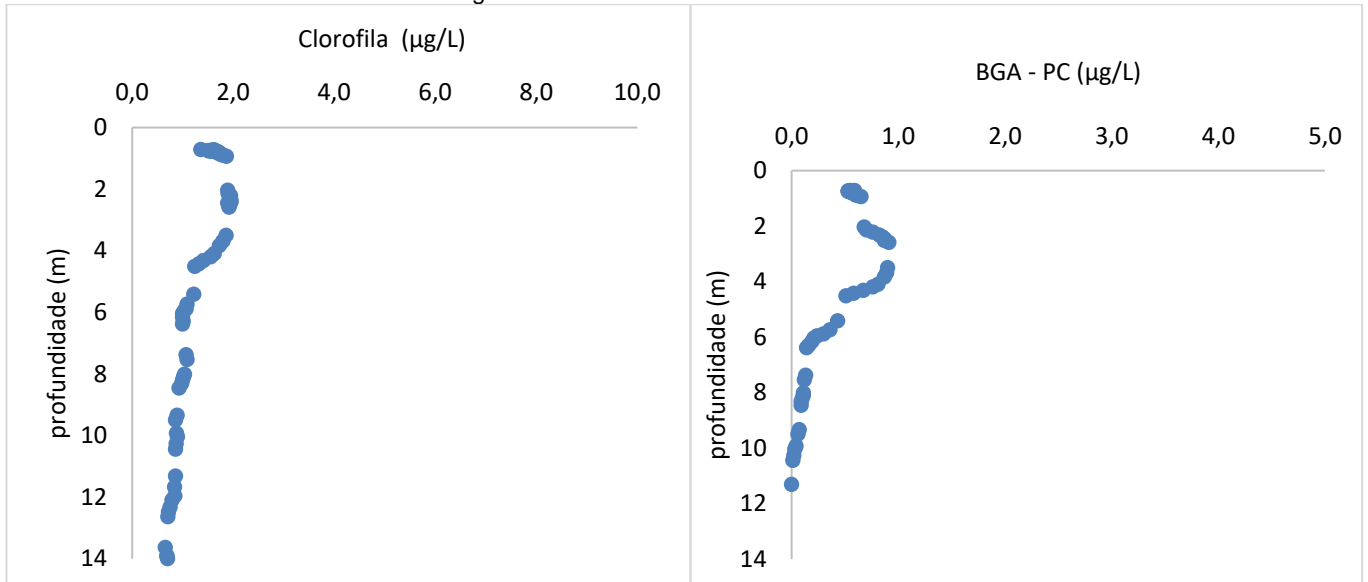


Campanha 4, TSJ, LOCAL: P1

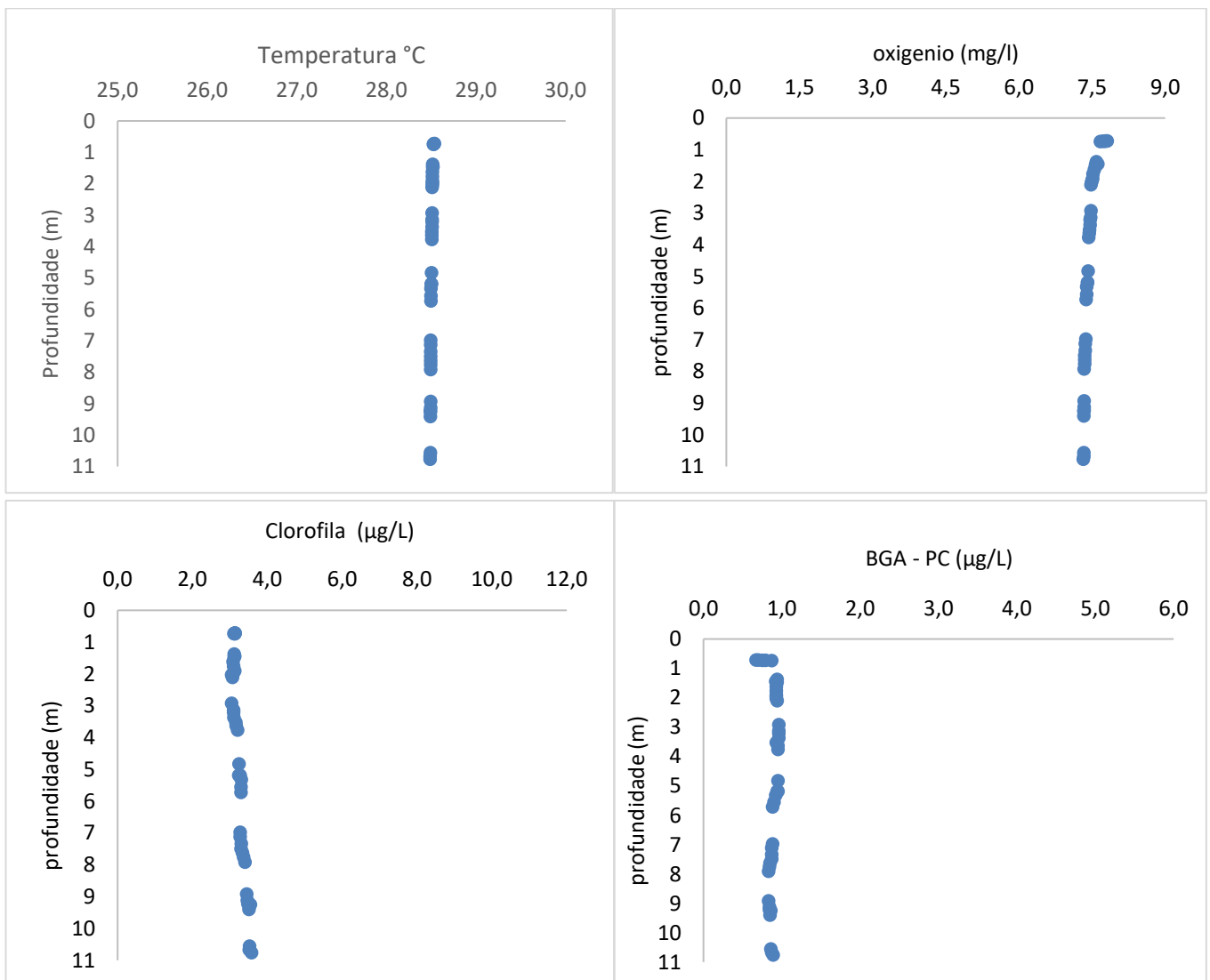


Campanha 4, TSJ, LOCAL: M1

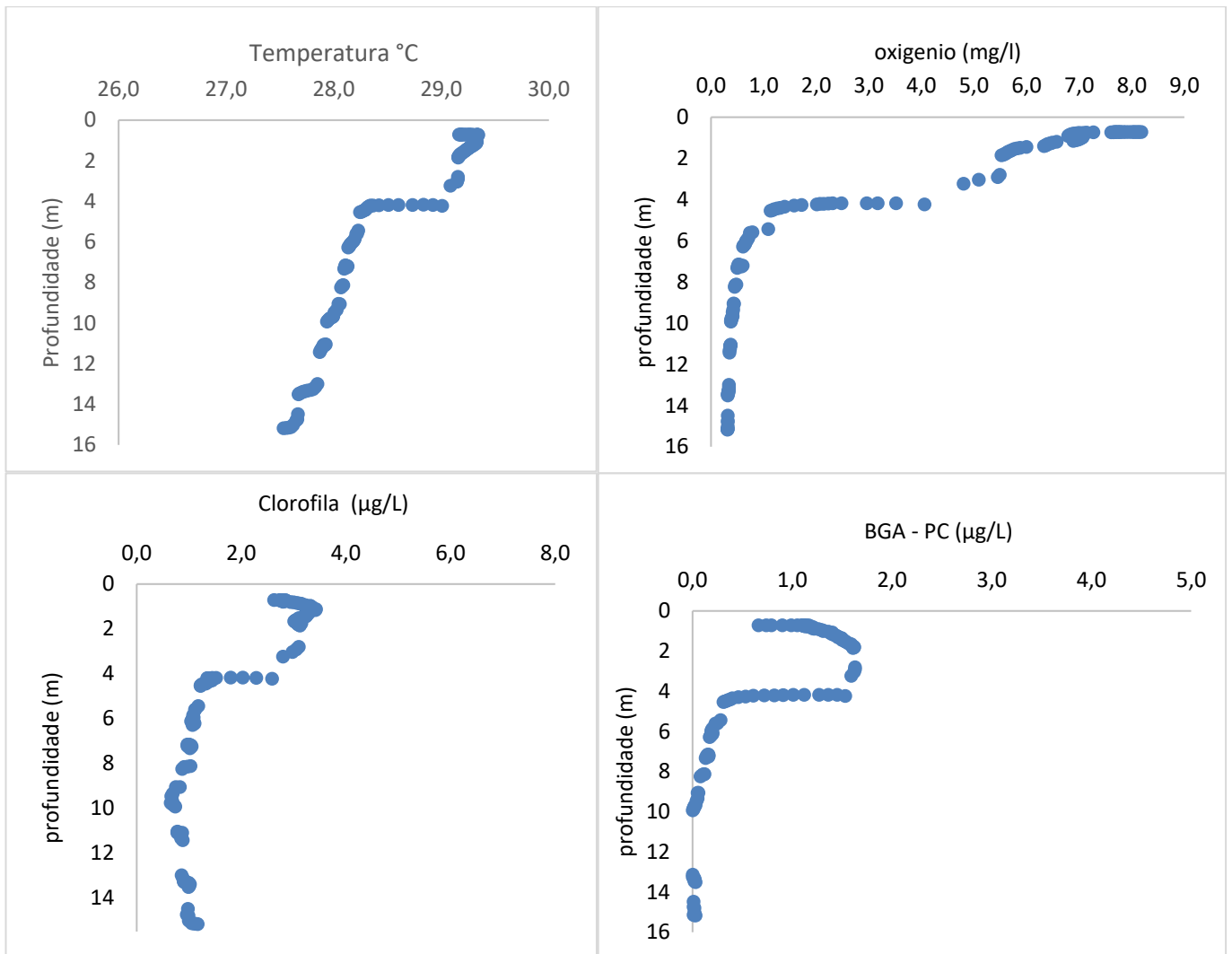




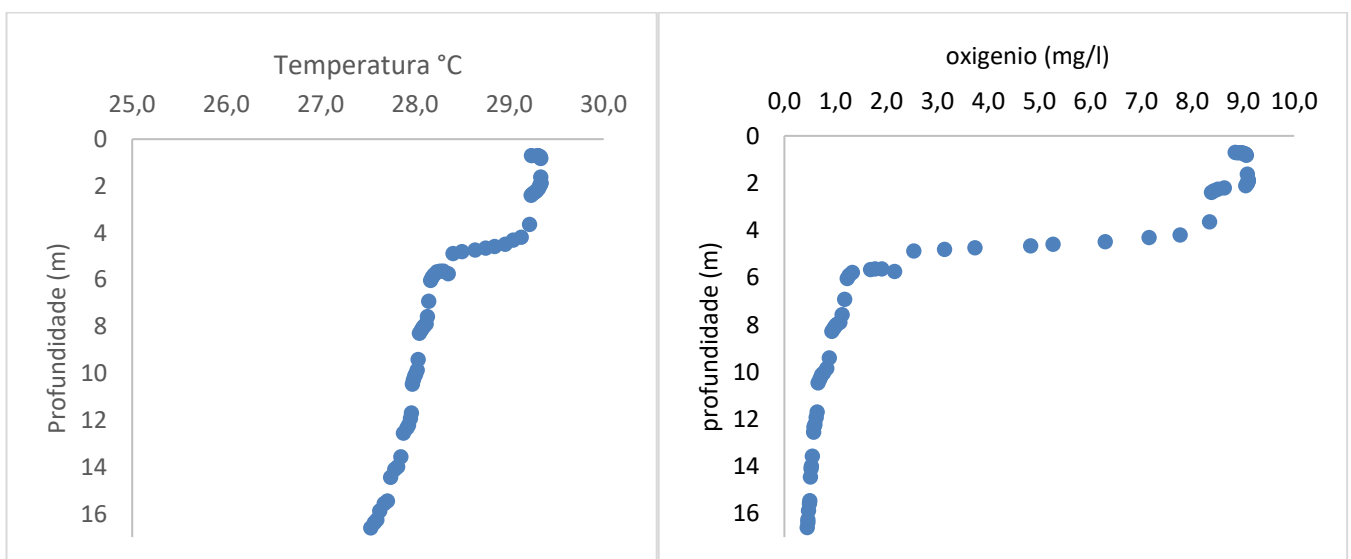
Campanha 4, TSJ, LOCAL: J1

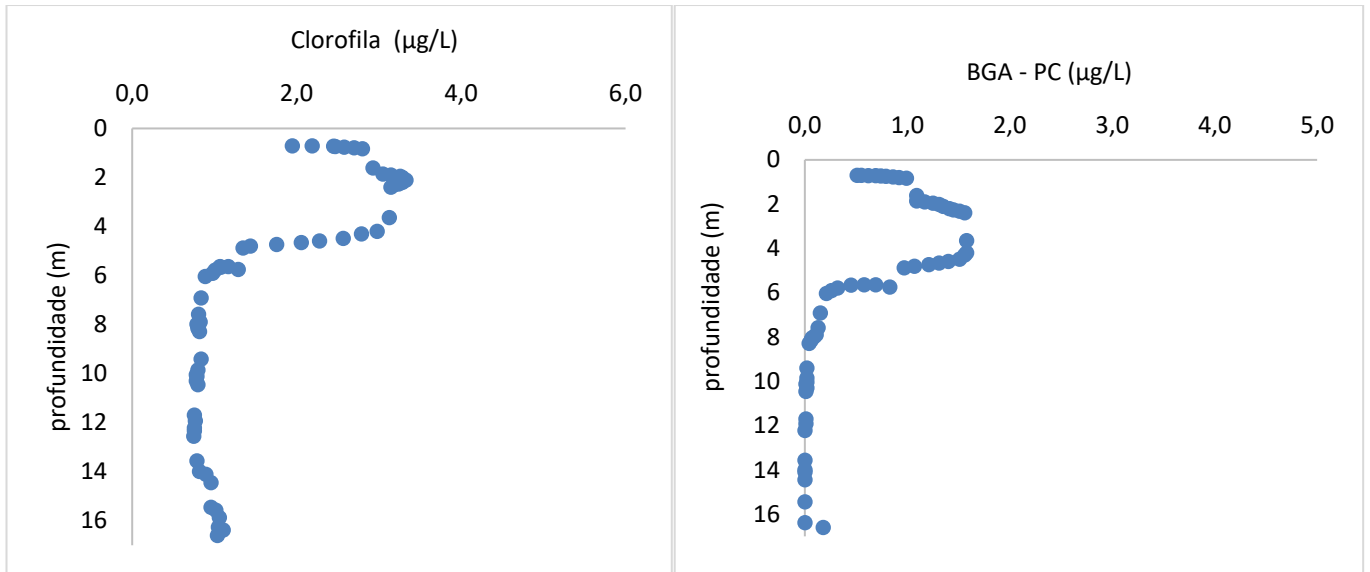


Campanha 4, TSB, LOCAL: P2

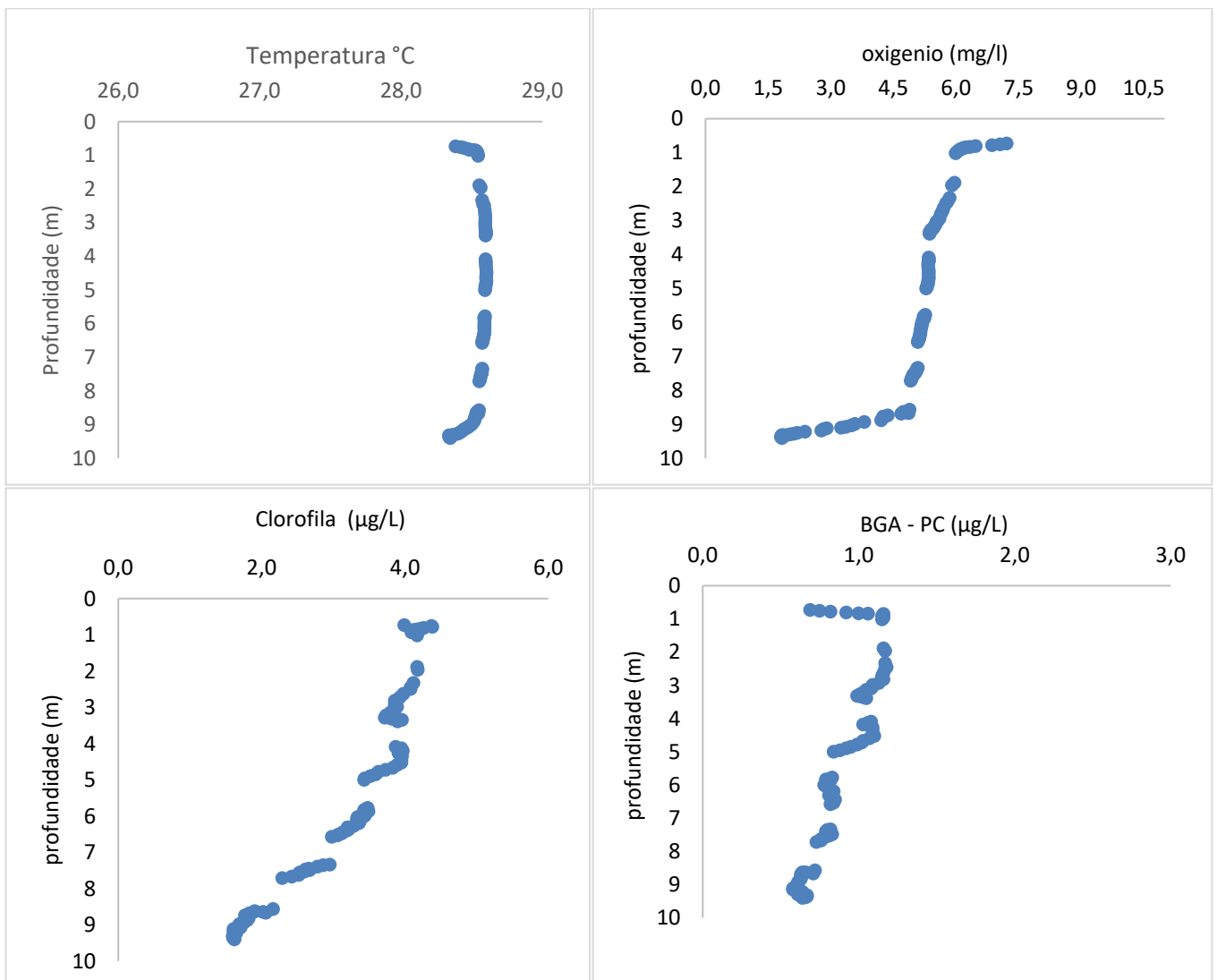


Campanha 4, TSB, LOCAL: M2

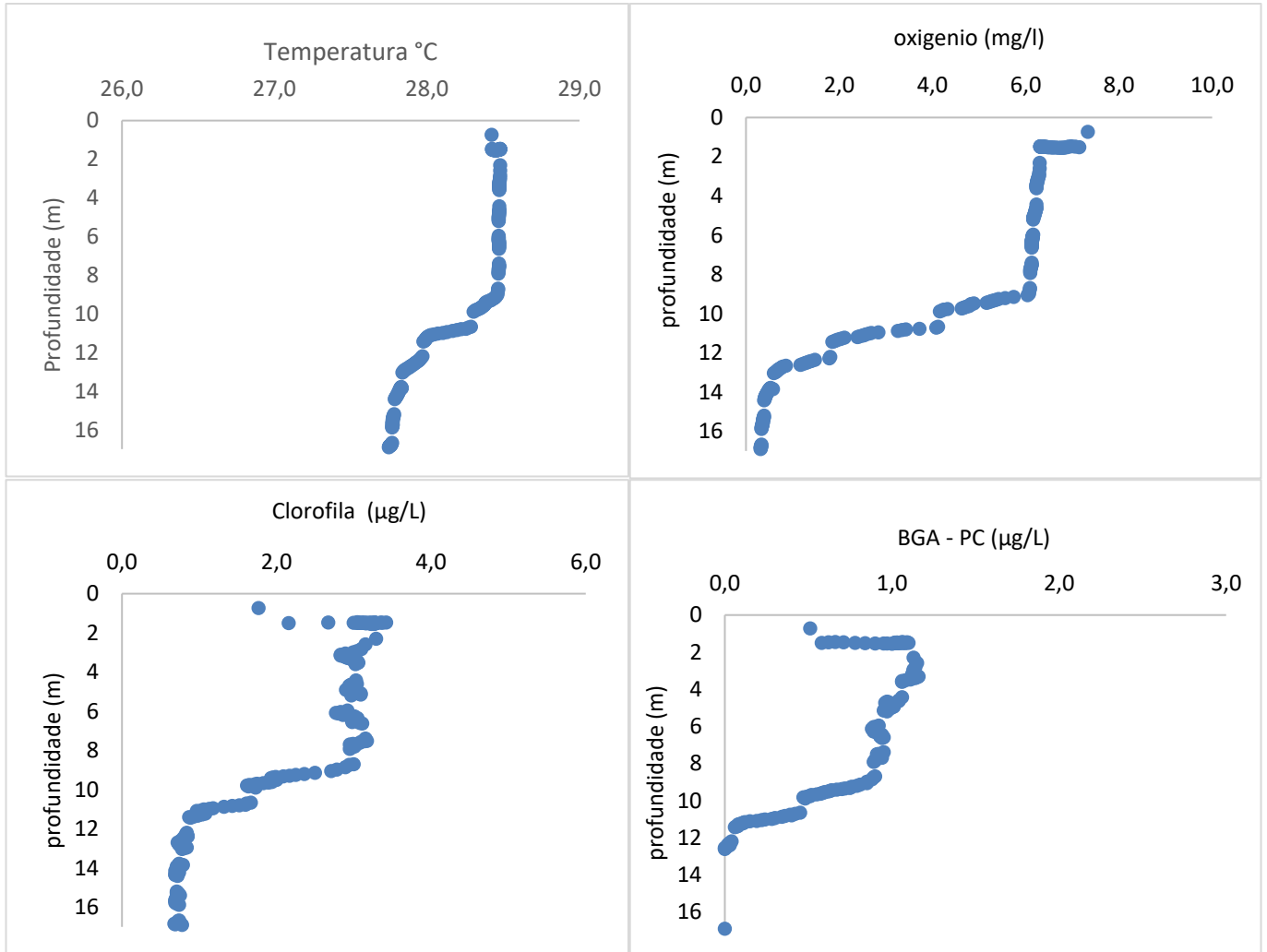




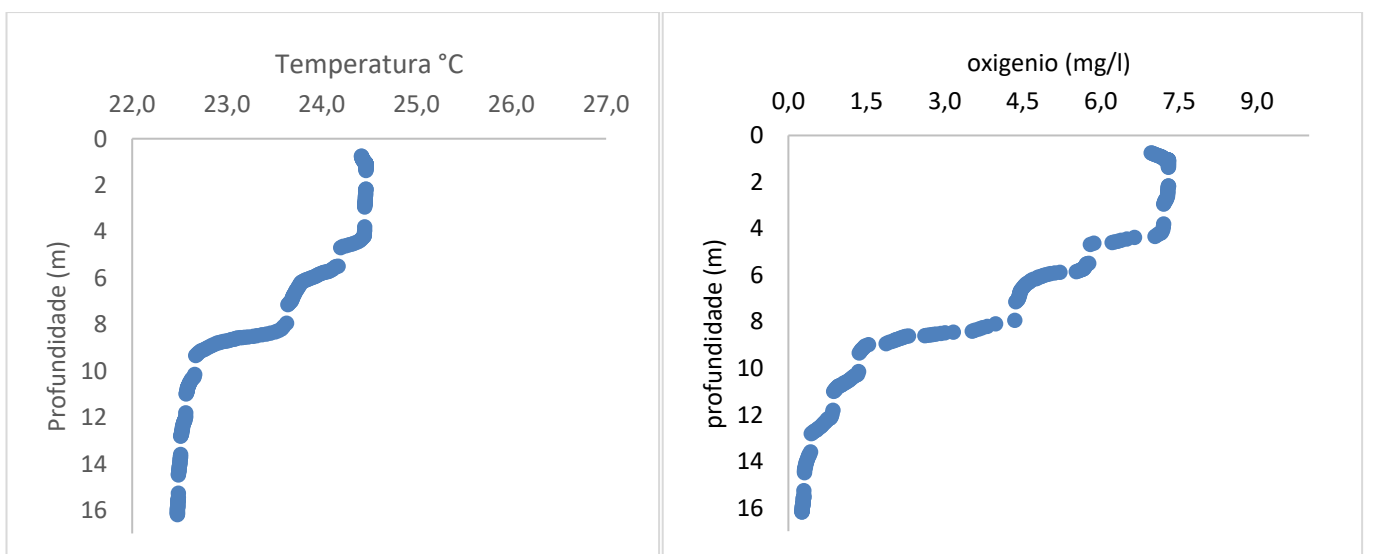
Campanha 4, TSB, LOCAL: P3

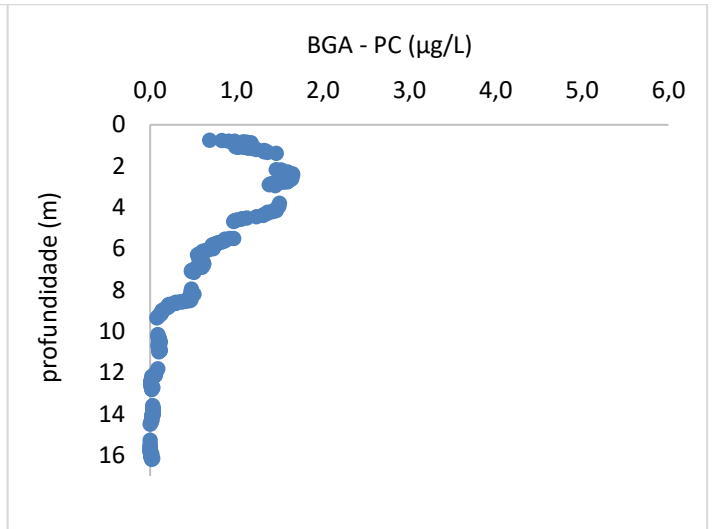
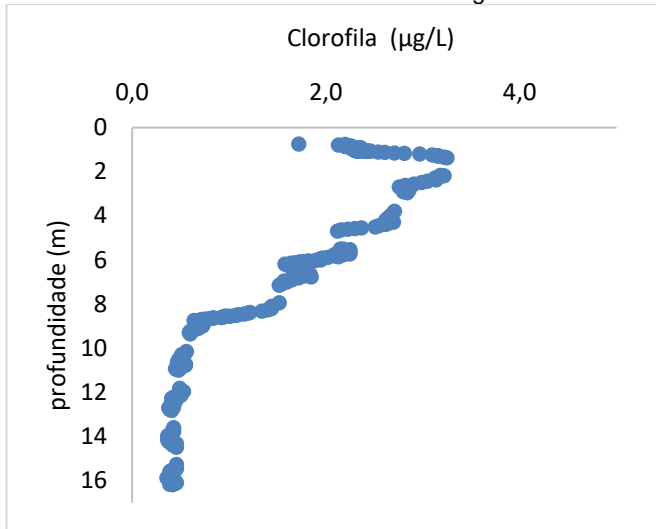


Campanha 4, TSB, LOCAL: J3

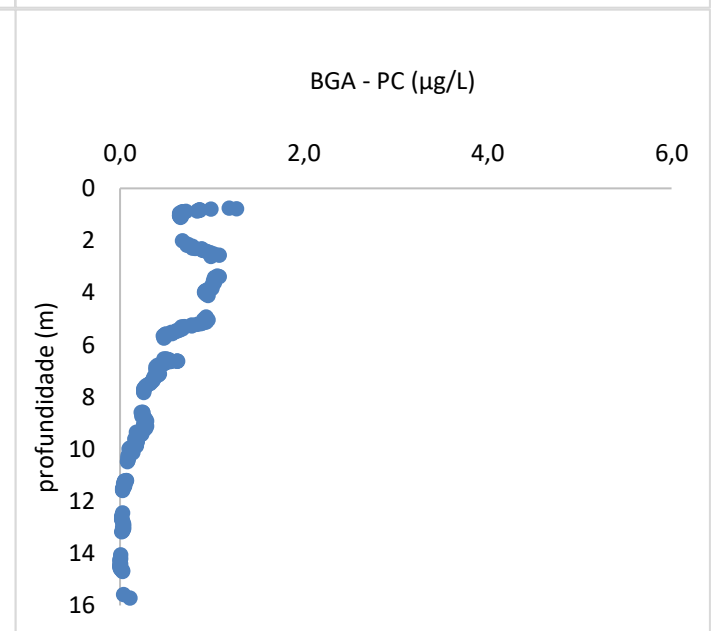
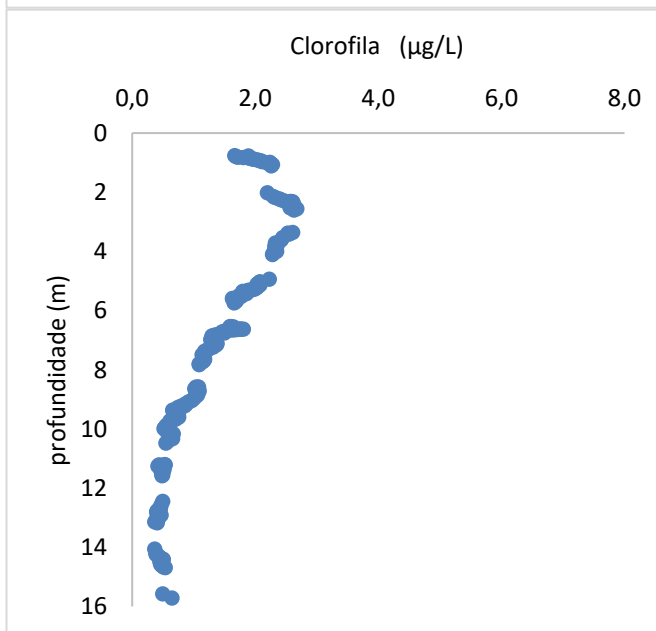
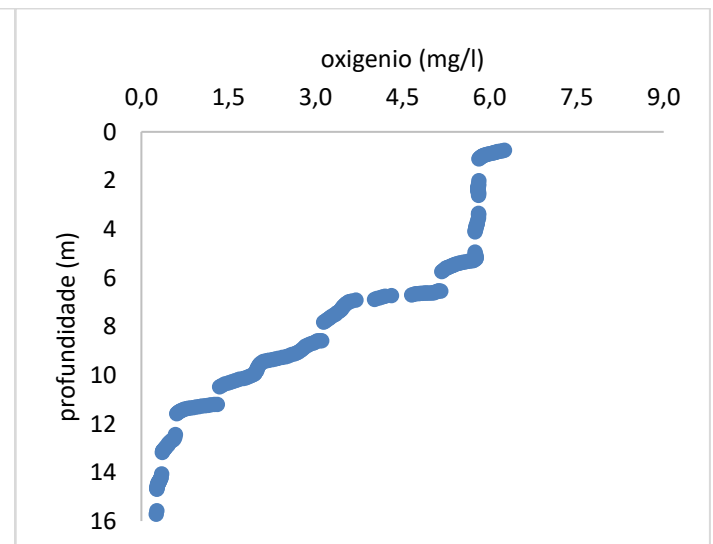
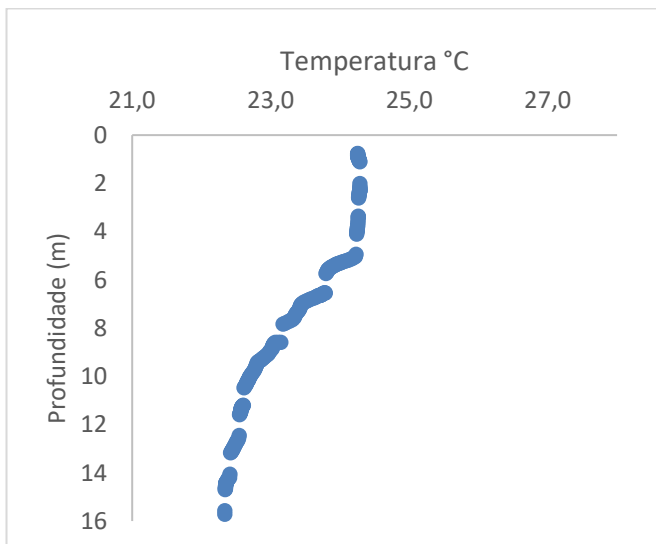


Coleta 5, TSJ, LOCAL: P1

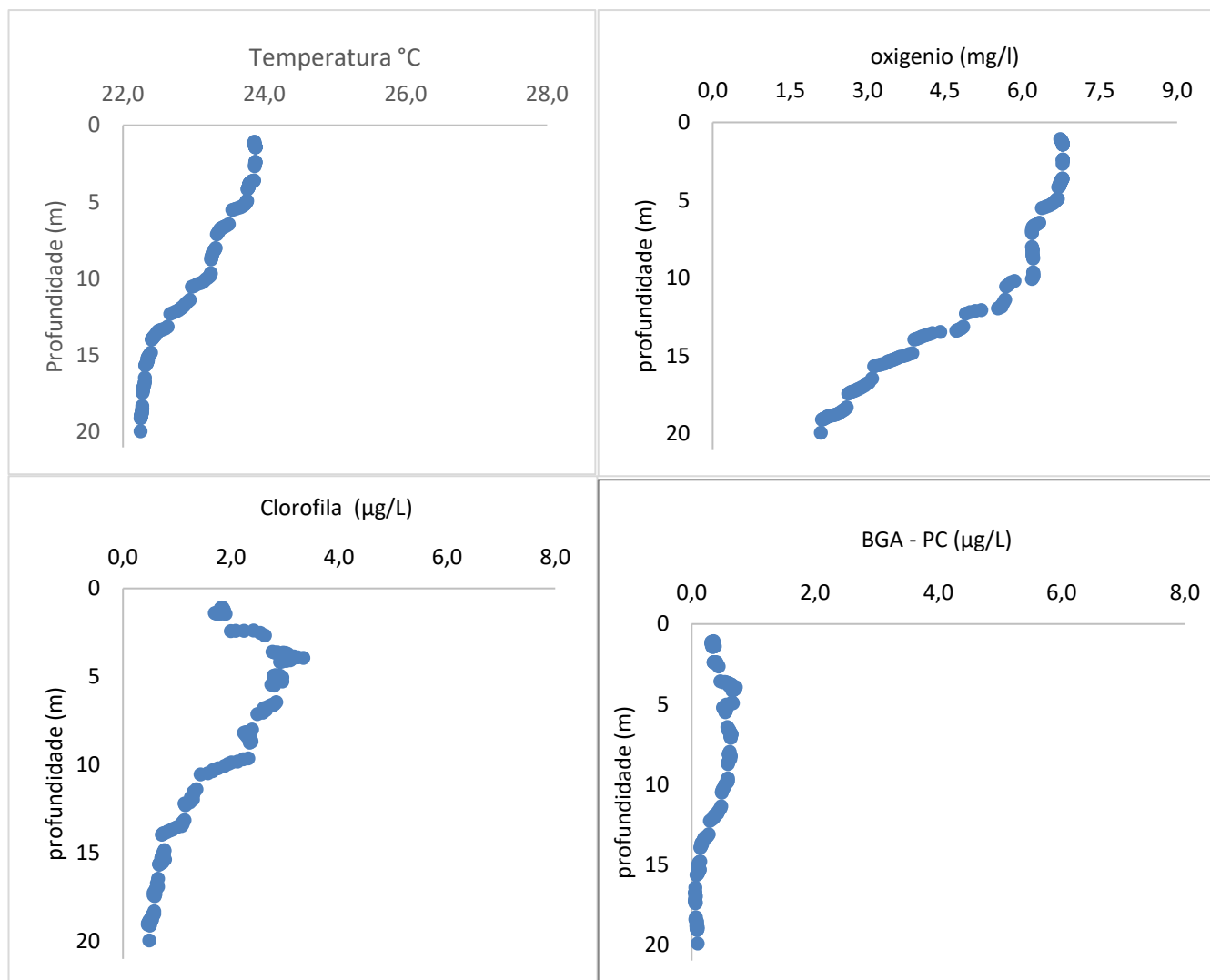




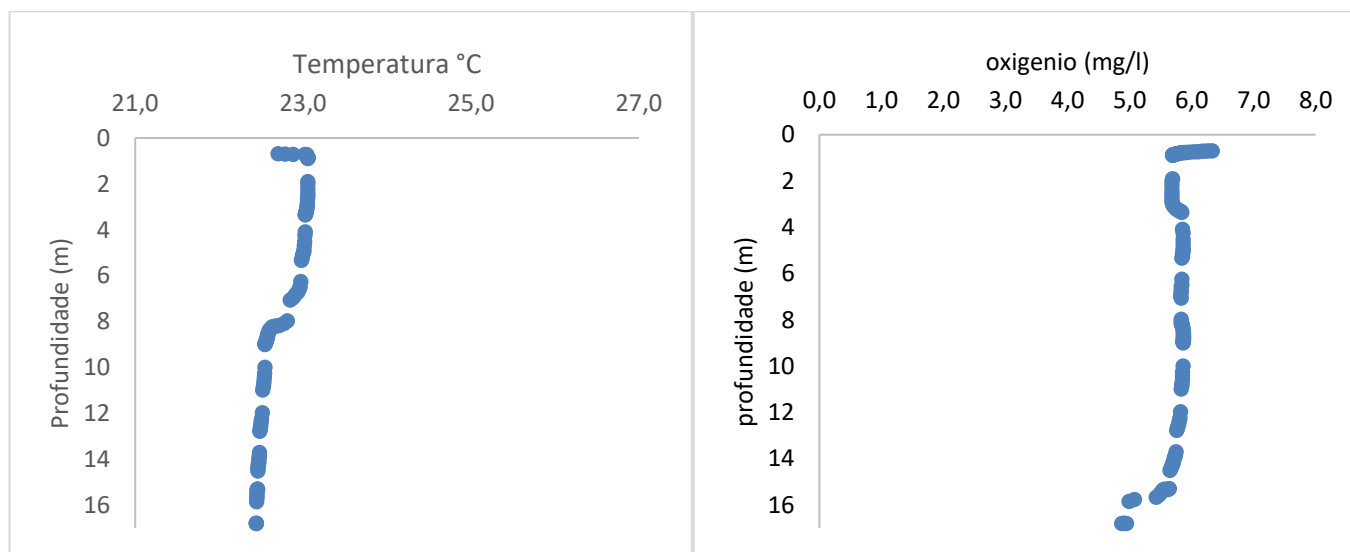
Campanha 5, TSJ, LOCAL: M1

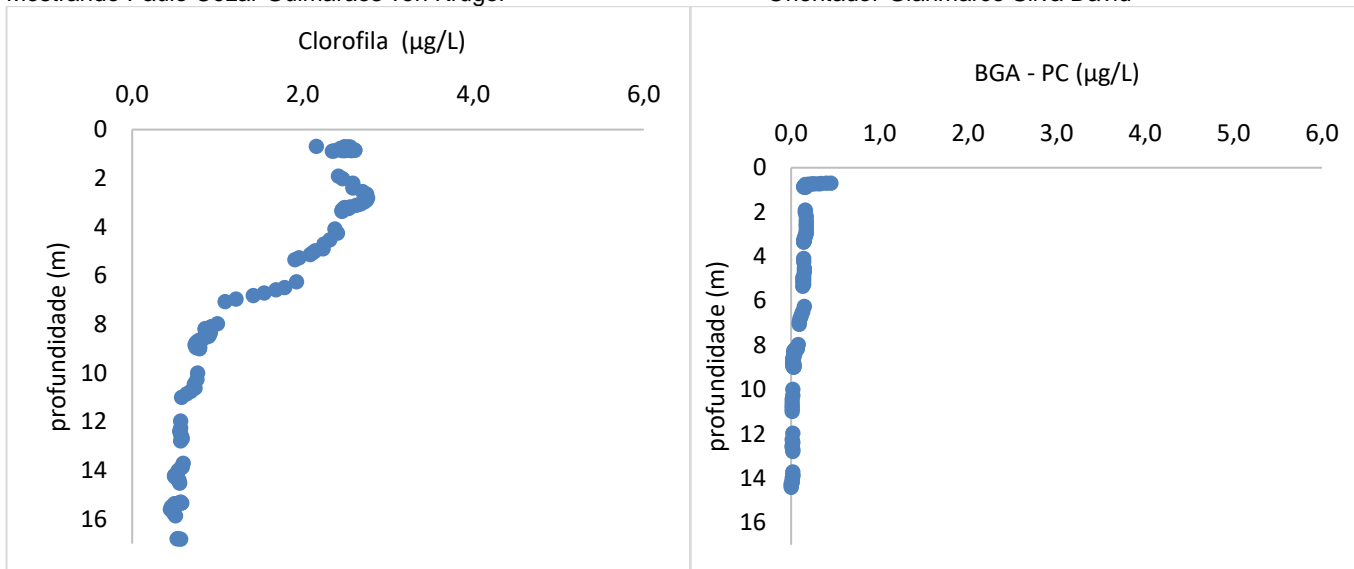


Campanha 5, TSJ, LOCAL: J1

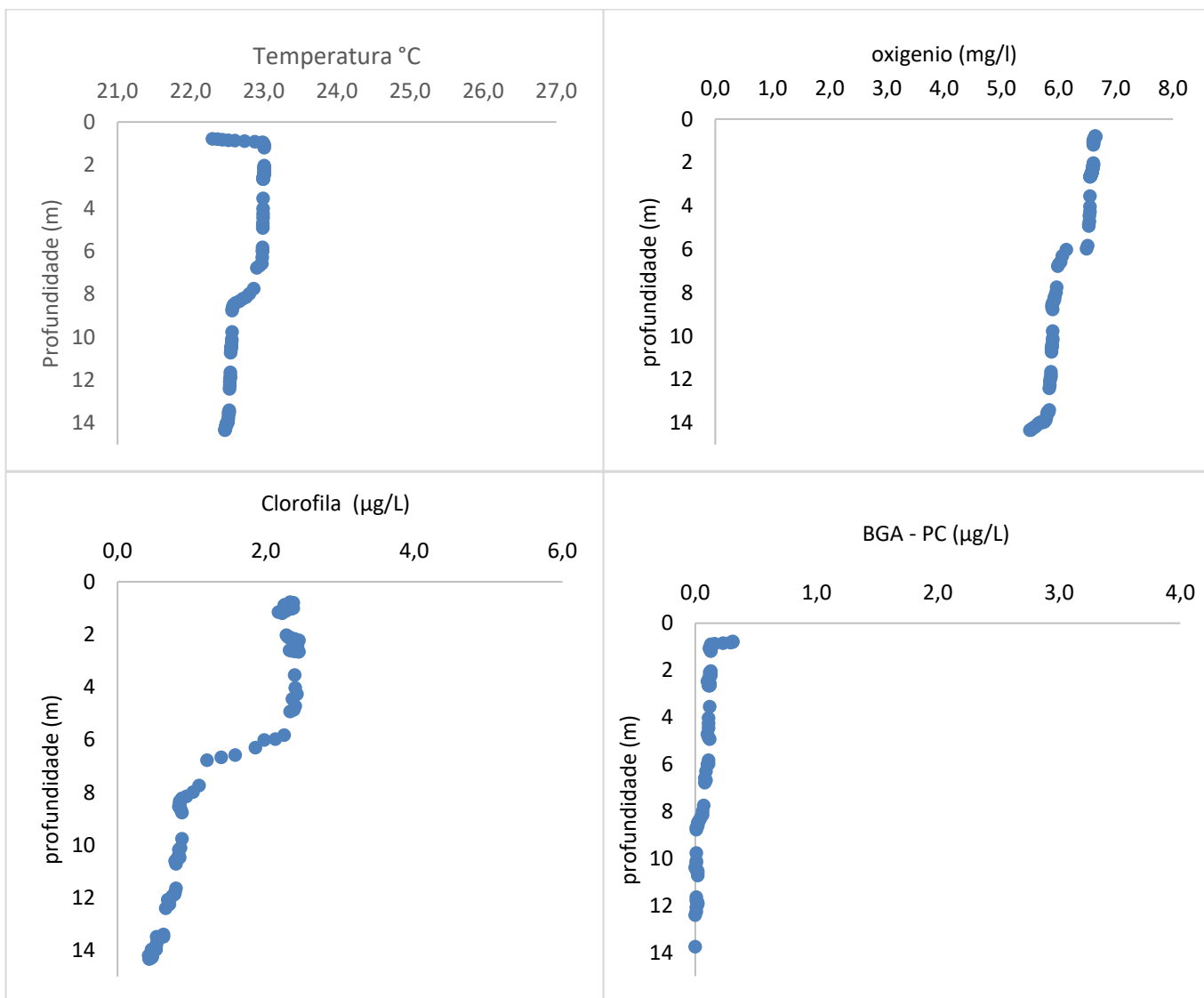


Campanha 5, TSB, LOCAL: P2

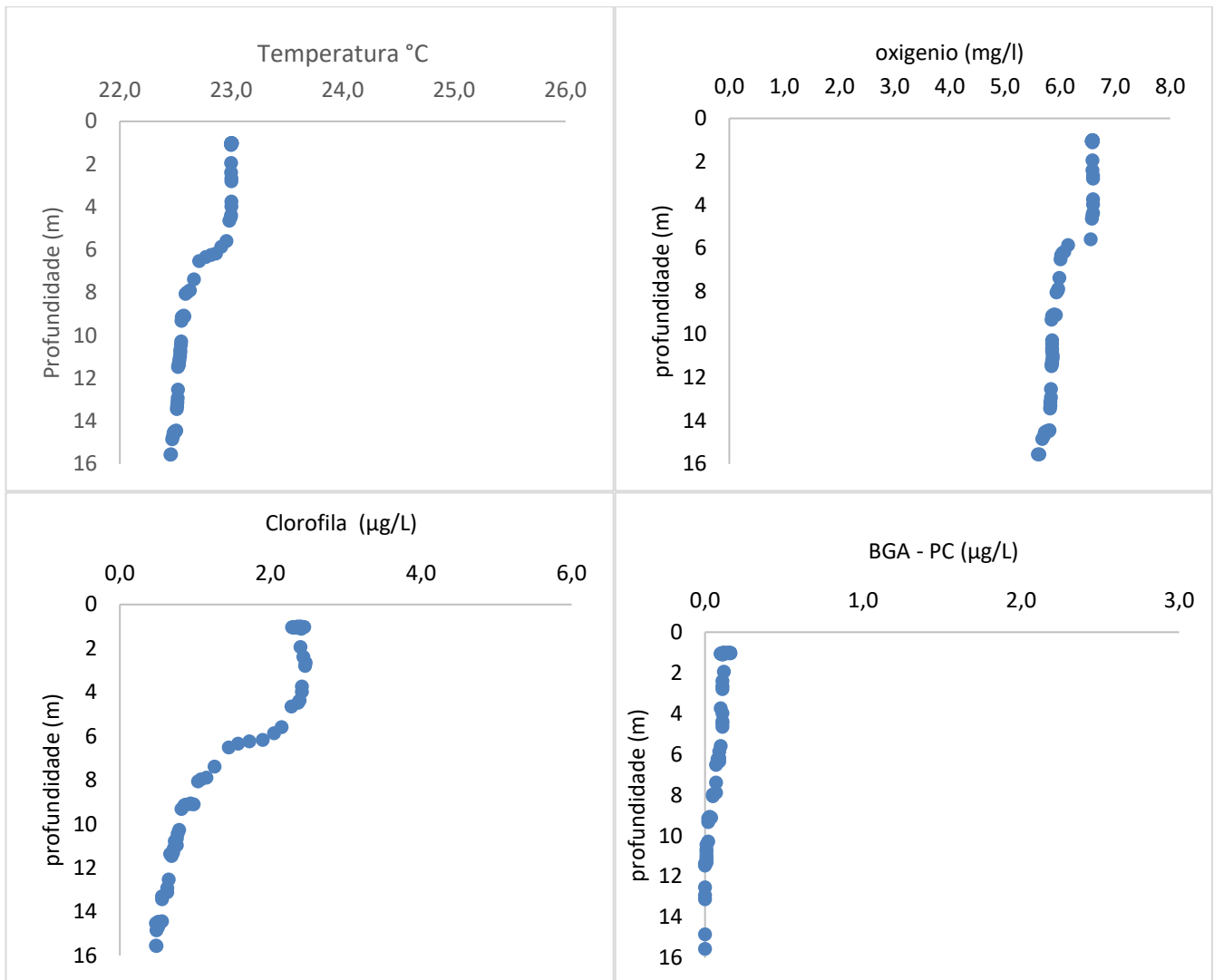




Campanha 5, TSB, LOCAL: M2



Campanha 5, TSB, LOCAL: P3



Campanha 5, TSB, LOCAL: J3

