

Análise espacial do reservatório ibitinga: aplicação das técnicas Orthogonal Least Square (OLS) e Índice de Moran sobre dados limnológicos e ópticos de um corpo d'água modelo (Reservatório Ibitinga – São Paulo, Brasil)

Philippe Riskalla Leal¹

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE
Caixa Postal 515, 12227-010, São José dos Campos, SP – Brasil
leal.philipe@gmail.com⁽¹⁾

RESUMO

A água é um recurso indispensável para vida. No Brasil, este recurso vem sofrendo significativa deterioração nas últimas décadas em função da expansão urbana e industrial. Seu estudo envolve diversos fatores como matéria orgânica colorida dissolvida (CDOM), clorofila, turbidez, etc. Como a clorofila-a (Clo-A) está diretamente relacionada à produtividade primária nestes ambientes, sua determinação é de suma importância envolvendo corpos aquáticos. Em virtude da necessidade de melhor compreender os processos espaciais regedores do ecossistema aquático continental, e como estes estão influenciando a produtividade primária local, este trabalho buscou correlacionar espacialmente a Clo-A com os demais constituintes suspensos na água ao longo de um reservatório urbano modelo, Reservatório Ibitinga, constituinte do sistema hídrico do Rio Tietê (São Paulo – Brasil). Os resultados demonstraram que o reservatório apresenta heterogeneidade espacial, resultando das diferentes sub-bacias de seu entorno. Houve evidências de aporte de esgoto (material orgânico não tratado) urbano em sua porção central, próximo à jusante do afluente Rio Jacaré-Guaçu. Referente à Clo-A, foram testadas diferentes relações lineares entre esta e demais variáveis limnológicas. Todos os modelos apresentaram algum tipo de estrutura espacial (por SAR, por CAR, e até mesmo por SARMA). A melhor relação foi obtida a partir do modelo considerando a origem da matéria orgânica para a determinação da clorofila, reforçando a relação entre produtividade primária e nível de eutrofização do corpo d'água. As dependências espaciais das variáveis descritivas do modelo também foram avaliadas, a fim de melhor estimar o efeito do MAUP sobre a Clo-A. O efeito do MAUP foi específico para cada variável, e não linear para com o aumento da vizinhança.

INTRODUÇÃO

O uso das técnicas de análise espacial na área da ecologia vem crescendo significativamente desde 2005 (DALE; FORTIN, 2014). Segundo os autores, dentre as principais razões regedoras desse crescimento podem ser citados: aumento da percepção da componente espacial nos sistemas ecológicos; aumento da taxa de alteração do meio (por ações antrópicas ou mesmo naturais); e crescente disponibilidade de ferramentas espaciais capazes de manipular os dados espaciais.

No âmbito da limnologia, ciência responsável pelo estudo da água, em especial o estudo de ecossistemas aquáticos continentais, e nas ciências associadas (ecotoxicologia, geologia, geografia, sociologia, engenharia e gestão ambiental), há forte demanda pelas técnicas de análise espacial (BROVELLI; MUÑOZ, 2014; LANDIS et al., 2017; LEAL et al., 2017). Essa demanda associada ao crescente desenvolvimento de novos softwares e técnicas de análise espacial vêm trazendo grandes avanços em estudos nesta área (ROSSWELL et al., 1991; CAIN et al., 1997; DAVIS et al., 1998; MCDERMIS et al., 2005; DARK; BRAM, 2007). Apesar do seu avanço tecnológico, fenômenos como o Problema da Unidade de área modificável (*Modifiable Areal Unit Problem - MAUP*), prejudicam a compreensão e interpretação da componente espacial do fenômeno estudado (HEYWOOD, 1988; ÁVILA; MONASTERIO, 2008).

Segundo Heywood (1988), o MAUP é definido como o problema gerado a partir da imposição de unidades espaciais artificiais sobre fenômenos espacialmente contínuos, tal que a geração de padrões espaciais se torna enviesado (*bias*) (artefatos espaciais). Segundo o programa “Advanced Spatial Analysis program”, o MAUP ilustra a necessidade de se considerar as incertezas associadas à espacialidade (ERVIN, 2017). É considerado um fenômeno dependente da escala e do agrupamento adotados em estudos espaciais de grande importância em estudos envolvendo análises espaciais (DARK; BRAM, 2007; SALMIVAARA et al., 2015a).

Embora o MAUP esteja presente em praticamente todo estudo espacial (SALMIVAARA, et al 2015), e conhecido desde 1934 (GEHLKE; BIEHL, 1934), este fenômeno é pouco abordado na literatura (GOODCHILD, 2011; DARK; BRAM, 2007). No âmbito da limnologia, o MAUP é ainda menos discutido (PERVEEN; JAMES, 2010, 2011). De acordo com Salmivaara et al. (2015a), apenas através de uma abordagem multi escalar e multizonal é possível de se analisar o efeito do MAUP sobre o fenômeno de interesse alvo. Com este tipo de análise, é possível levantar a sensibilidade da métrica e do modelo utilizados, assim como aumentar a robustez das conclusões levantadas, facilitando o diálogo entre diferentes setores políticos e de gestão hídrica.

Segundo Parenteau e Sawada (2011), diversos são os trabalhos na literatura que propõe métodos de quantificação do MAUP sobre as análises espaciais. Contudo, poucos efetivamente incorporaram ou testaram tais medidas. Dentre os métodos propostos, podem ser citados: A) estudos envolvendo técnicas de zoneamento; b) estudos envolvendo testes de sensibilidade da estrutura espacial. Um exemplo de caso envolvendo técnicas de zoneamento é o trabalho de Salmivaara et al. (2015b), em que os autores agruparam espacialmente os dados socioeconômicos desconsiderando os limites geográficos das respectivas províncias da região do lago Tonle Sap de Camboja. Neste trabalho, os autores conseguiram examinar as relações entre regiões socioeconomicamente similares com a hidrologia local, minimizando o efeito do MAUP em suas análises (SALMIVAARA et al., 2015a).

Na limnologia, apesar de sua importância, são raros os trabalhos como de Salmivaara et al. (2015b). Segundo o Instituto “Environmental Systems Research Institute” (2016), através da análise de zoneamentos (cluster) (Anselin Local Moran's I) é possível detectar estatisticamente outliers espaciais (ora um local com altos valores e uma vizinhança de baixos valores, ora local de baixos valores e vizinhança de altos valores), ou até mesmo de processos com trajetórias direcionais (ANDRESEN, 2011). Em estudos limnológicos, a busca por tais padrões espaciais são um grande auxílio na compreensão de fontes e padrões anômalos em cursos d’água. Tais outliers podem trazer informações como entradas de águas com padrões anômalos, indicando fontes de contaminação, alteração da estrutura ecossistêmica e da produção primária, etc. (DOUGHERTY et al., 1995; POMPÊO et al. 2017; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003; RODRIGUES et al., 2005).

Em virtude da escassez de trabalhos limnológicos abordando o efeito do MAUP sobre o comportamento espacial de corpos d'água, e da atual condição dos mananciais e reservatórios hídricos do estado de São Paulo e o contínuo crescimento da demanda hídrica pela população e setor industrial, este trabalho se propôs: a) estudar o efeito do MAUP sobre dados limnológicos e radiométricos um sistema hídrico modelo – Reservatório Ibitinga; b) avaliar o comportamento espacial dos constituintes limnológicos (MOS, MIS e TSS, Clo-A) e as (IOPs) em busca de uma melhor relação entre estes parâmetros.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

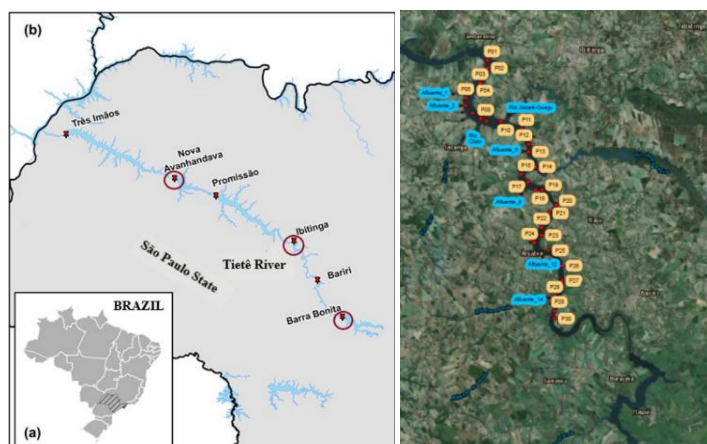


Figura 1: Em destaque os pontos amostrais ao longo do Reservatório Ibitinga.

O Reservatório de Ibitinga foi selecionado como área de estudo para este trabalho. Segundo a CETENCO ENGENHARIA S.A., esse reservatório tem fins de produção energética desde 1972. Ele é pertencente à bacia do médio Tietê inferior. Apresenta como afluentes os rios Tietê, Jacaré-Guaçu, Jacaré-Pepira, e o córrego São Joaquim (DAEE, 1977). O reservatório é delimitado pelas barragens da Usina Hidrelétrica Álvaro de Souza Lima (Bariri) - a montante, e pela Usina Hidrelétrica Mário Lopes Leão (Promissão), a jusante. O Reservatório se encontra em um sistema denominado como cascata, em função da ocorrência de outros reservatórios ao longo do corpo principal - Rio Tietê (LUZIA, 2004). Recebe aporte de materiais orgânicos e inorgânicos de seu entorno, caracterizado pelo predomínio de pastagens e restritas áreas de capoeira e reflorestamento, ao lado de expressivas zonas de cultivos de cana-de-açúcar e citricultura, que se desenvolvem do trecho médio até as cabeceiras dos seus principais afluentes, o rio Jacaré-Guaçu e o rio Jacaré-Pepira (GUIMARÃES JÚNIOR E LEOPOLDO, 1996). A extensão aproximada da represa é de 70 km no Rio Tietê, 25 km no Rio Jacaré-Guaçu e 25 km no Rio Jacaré-Pepira. Na Tabela 1, é apresentado resumo das características do Reservatório Ibitinga (CESP, 1989).

Tabela 1: Características do reservatório de Ibitinga

Data do final da construção	1969
Área da Bacia Hidrográfica	4,4* 10 ⁴ km ²
Capacidade geradora	131,49 MW
Latitude no Dique	21°45' S
Longitude	48° 59 W
Área inundada	114 km ²
Tempo de retenção	21,6 dias
Profundidade Média	9
Volume útil	56 hm ³
Vazão Média	525 m3

VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

As variáveis limnológicas de interesse analisadas foram: a) profundidade do Disco de Secchi; b) turbidez; c) condutividade elétrica; d) clorofila-a (Clo-A); e) material particulado suspenso (TSS); f) material orgânico suspenso (MOS); g) material inorgânico suspenso (MIS).

Clo-A foi quantificada através do método de extração por acetona (GOLTERMAN *et al.*, 1978; LORENZEN *et al.*, 1967).

SPM, MOS e MIS foram estimados a partir do protocolo da American Public Health Association (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA, 1998).

Dados de turbidez foram obtidos a partir da sonda multiparamétrica YSI 6600.

DADOS RADIOMÉTRICOS

A radiância ascendente total acima d'água ($L_t(\lambda)$; W m⁻² sr⁻¹ nm) e a radiância atmosférica difusa foram obtidas através do uso de dois radiômetros hiperespectrais do tipo RAMSES-ARC. A Irradiância descendente ($E_d(\lambda)$; W m⁻² nm⁻¹) foi obtida a partir do sensor RAMSES-ACC (TriOS, Oldenburg, Alemanha). Ambos sensores operam entre os 350 e 900nm, com resolução espectral de 3,3 nm. A geometria de aquisição seguiu conforme Mobley (1999), com θ' (ângulo azimutal do sensor em relação ao Sol) igual a 90°. $L_t(\lambda)$ foi adquirido com $\theta=140^\circ$, $L_s(\lambda)$ a $\theta=40^\circ$ e $E_d(\lambda)$ com $\theta=0^\circ$.

O coeficiente de absorção do CDOM (α_{CDOM}) foi estimado conforme Bricaud *et al* (1981) (Equação 1), utilizando filtros membrana Whatman de Nylon com poros de 0,22 μ m e 47nm de diâmetro. Utilizou-se do Espectrofotômetro 2600 UV-VIS para leitura da absorbância das amostras de CDOM filtradas. Para obtenção dos valores de absorção específica do CDOM em função da concentração do detrito (α_{CDOM}^*), a absorção total (CDOM mais detrito) foi ponderada pela concentração do material orgânico suspenso (MOS) e do material inorgânico suspenso (MIS) de cada ponto amostral conforme Equação 2.

$$\alpha_{CDOM} = 2,3 \frac{DO_{CDOM(\lambda)}}{r}$$

Equação 1

DO_{CDOM}: densidade óptica do CDOM
r: caminho óptico do sensor

$$\alpha_{CDOM}^* = \frac{d^2(\alpha_{CDOM})}{d(MIS) d(MOS)}$$

Equação 2

O coeficiente de absorção do particulado total (algal mais detrito) (α_p : m⁻¹) foi obtido conforme Mobley (1999). Amostras de água foram filtradas em filtros de vidro GF/F Whatman – 0,7 µm e 47 mm de diâmetro, para posterior leitura no espectrofotômetro 2600 UV-VIS de duplo acoplado a uma esfera integradora, conforme proposto por Ferrari (1995 e 1998). A resolução espectral foi de 1nm, com leituras variando de 280 a 800 nm.

O coeficiente de absorção do detrito (α_d) foi obtido a partir do ataque químico das amostras filtradas do material particulado total (algal mais detrito) com solução de hipoclorito de sódio 10%, e posterior leitura no espectrofotômetro 2600 UV-VIS conforme Equação 3:

$$\alpha_{p,d} = 2,3 \frac{OD_{i(\lambda)}}{V * A}$$

Equação 3

OD: densidade óptica do componente (i)
Componente (i): material particulado, ou detrito
V: volume filtrado (m³)
A: área superficial do filtro (m²)

O coeficiente de absorção do fitoplâncton (α_ϕ) foi obtido a partir da Equação 4:

$$\alpha_\phi = \alpha_p - \alpha_d$$

Equação 4

O coeficiente de absorção do Detrito mais CDOM (α_{CDM}) foi obtido a partir da Equação 5:

$$\alpha_{CDM} = \alpha_{CDOM} + \alpha_d$$

Equação 5

RESULTADOS E DISCUSSÃO

PONTOS AMOSTRAIS

Foram realizadas três saídas a campo para obtenção dos dados limnológicos e radiométricos do Reservatório Ibitinga. Para todos os dias, as coletas foram realizadas entre às 9 e às 13h. Nos três dias de campo, houve sol, sem ocorrência de chuva. Na Tabela 2, é apresentado o resumo dos dados limnológicos dos pontos amostrais.

Tabela 2: Resumo estatístico dos pontos amostrais do Reservatório Ibitinga:

	Secchi (m)	Turb (NTU)	Cond (uS/cm)	T (°C)	pH	[Chl-a] mg/m ³	Prof. (m)	Vento (m/s)
Média	2,23	4,24	185,71	23,76	6,05	19,34	14,90	2,20
Desvio Médio	0,24	0,72	6,78	2,26	0,41	14,99	3,90	1,2
Máx	3,20	8,87	198,30	30,10	6,95	119,04	21,60	6,00
Mín	1,60	2,82	171,00	21,20	5,50	1,37	9,50	0,00

DADOS LIMNOLÓGICOS

Da Figura 2 a Figura 8, os valores e distribuições das variáveis clorofila-a, particulado total em suspensão (TSS), material inorgânico suspenso (MIS) e material orgânico suspenso (MOS) são apresentados respectivamente ao longo do Reservatório Ibitinga. Observou-se que para estas três variáveis, as concentrações tiveram uma tendência de aumento positiva entre os pontos P01 (inicial) e P09, próximo da desembocadura do afluente Rio Jacaré-Guaçu. Este aumento foi seguido de queda e estabilização em valores basais nos pontos mais a jusante, padrão que pode ser explicado pela capacidade de depuração intrínseca do reservatório (BOTTINO et al., 2013; CHEN et al., 2016). Já a relação percentual de MIS e MOS pode ser mais bem caracterizada pela Figura 10. Nela, é possível de se observar ao menos 2 grandes padrões: um padrão global e outro local. O padrão global pode ser observado a partir da tendência do corpo d'água de se equilibrar (tendência) em uma situação de MOS > MIS. Apesar das incursões de MIS (ex: P09, P11, P26 e P28) o reservatório sempre tende a uma razão MOS/MIS > 1. Ainda em nível global, observa-se que a variação descrita pela Equação 6 apresenta uma tendência negativa, tal que a máxima variância é observada nos pontos mais a montante, seguindo a uma estabilização harmônica mais a jusante. Em nível local, observam-se pontos de inversão da predominância do tipo de material suspenso. Estas inversões são coerentes com os pontos de foz dos afluentes do reservatório, indicando que estes tributários são fontes importantes de aporte de material suspenso, ora exógeno (oriundos de suas respectivas sub-bacias), ora por ressuspensão do sedimento (hidrodinâmica).

$$\frac{d\left(\frac{\text{MOS}}{\text{MIS}}\right)}{d(\text{Ponto amostral})}$$

Equação 6

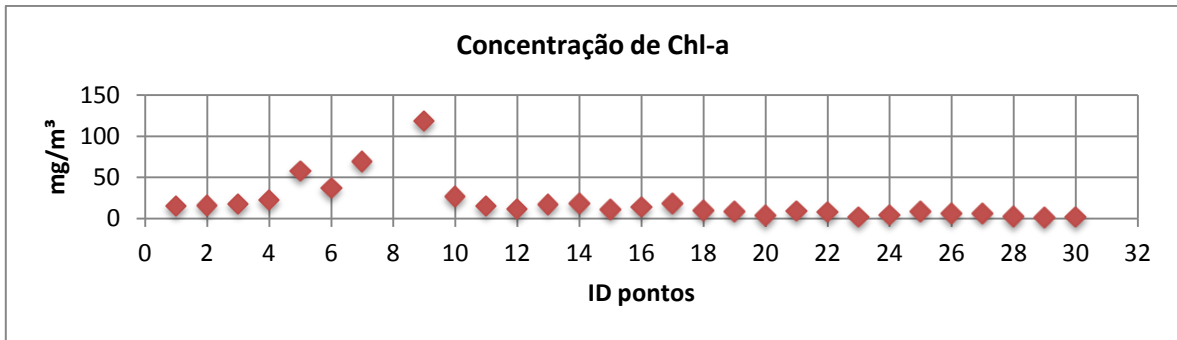


Figura 2: Concentração de clorofila-a integrada para toda coluna d'água por ponto amostral

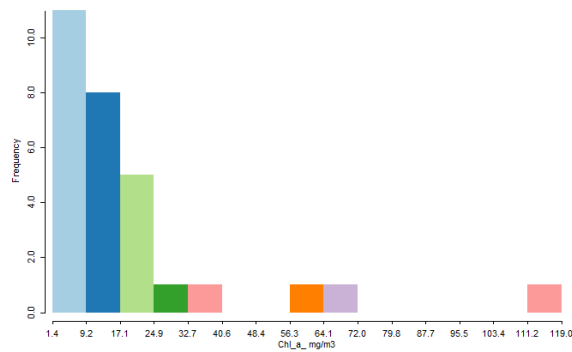


Figura 3: Histograma da Concentração de clorofila integrada pela coluna d'água

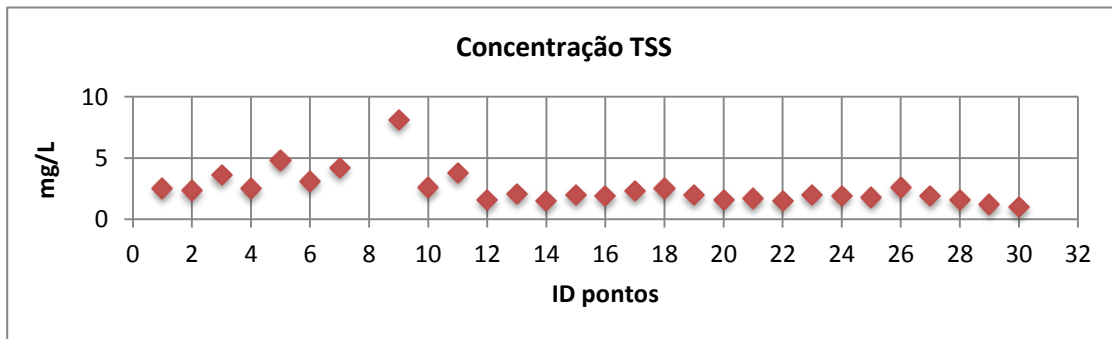


Figura 4: Concentração de Sólidos Totais em Suspensão (TSS) integrados para coluna d'água por ponto amostral

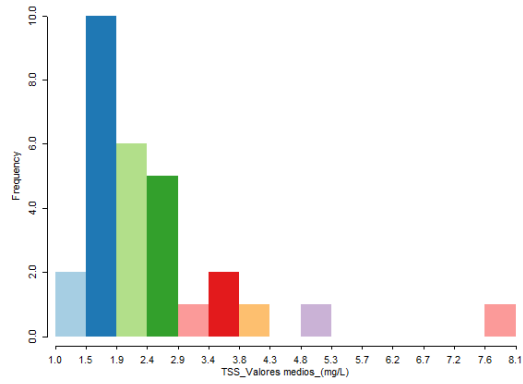


Figura 5: Histograma da Concentração de Material Suspenso Total (TSS) integrado para coluna d'água por ponto amostral

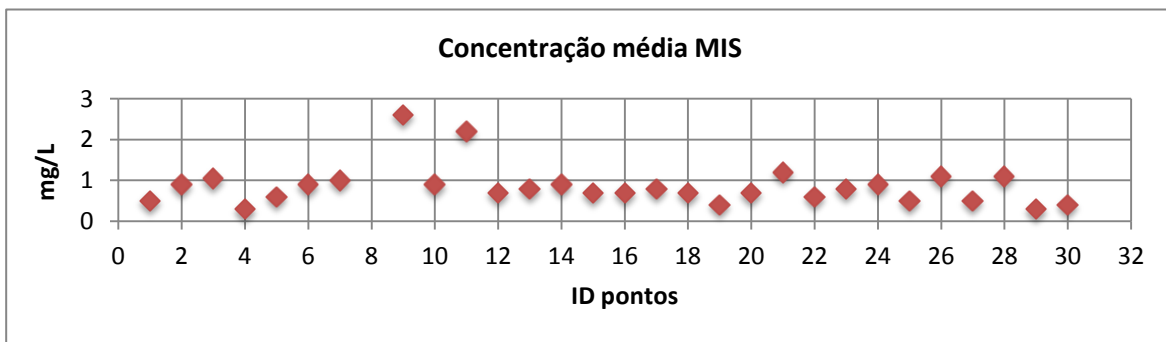


Figura 6: Concentração de Material Inorgânico integrado para toda coluna d'água nos diferentes pontos amostrais

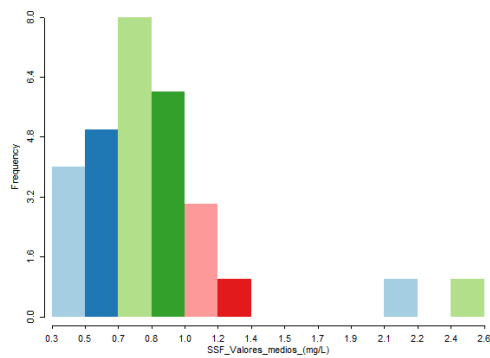


Figura 7: Histograma da Concentração de Material Inorgânico Suspenso (MIS) integrado para coluna d'água

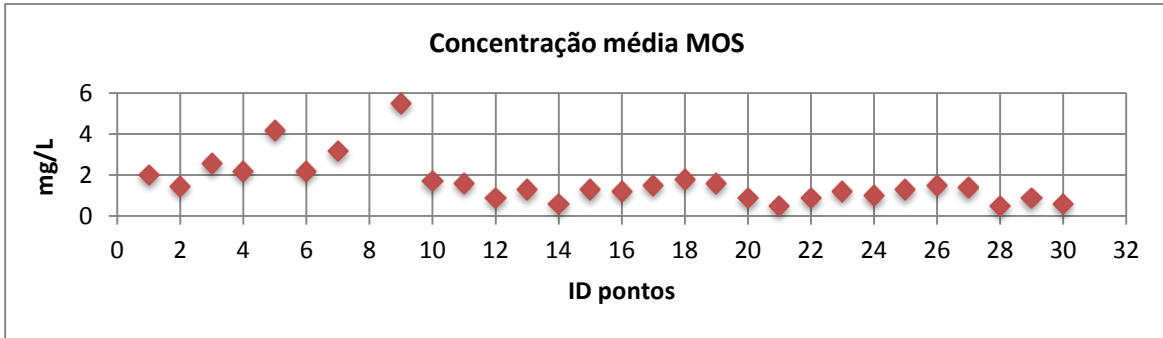


Figura 8: Concentração de material orgânico suspenso integrado para toda coluna d'água nos diferentes pontos amostrais

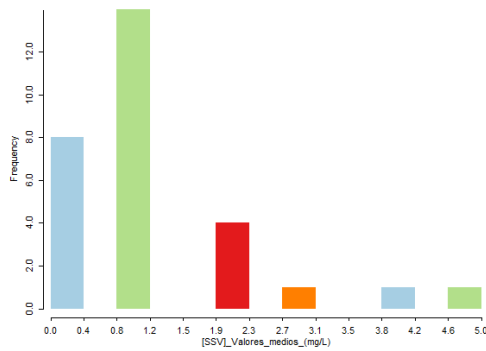


Figura 9: Histograma da Concentração de material Orgânico Suspenso (MOS) do Reservatório de Ibitinga para os dados de 2016

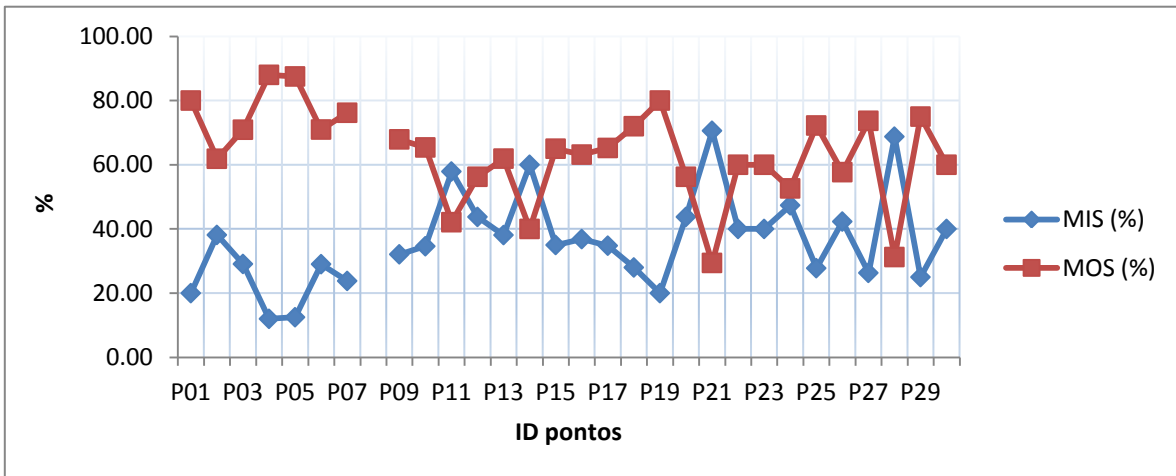


Figura 10: Proporção do particulado em suspensão por tipo (orgânico e inorgânico) por ponto amostral. Houve perda de amostra P08.

DADOS RADIOMÉTRICOS

Como é possível de se observar a partir da Figura 11 a Figura 14, o ponto P08 foi aquele com os maiores coeficientes de absorção radiométrica espectral específico por constituinte da água (MOS, MIS, TSS, Clo-A e CDOM) de todo Reservatório Ibitinga. Em função de problemas nas análises radiométricas, o valor de absorção do ponto P08 pelo CDOM foi excluído, e desprezado nas análises subsequentes (Figura 14). Segundo Mobley (2004), os comportamentos da absorção específica apresentada nas figuras abaixo são reflexo direto dos constituintes hídricos ali presentes.

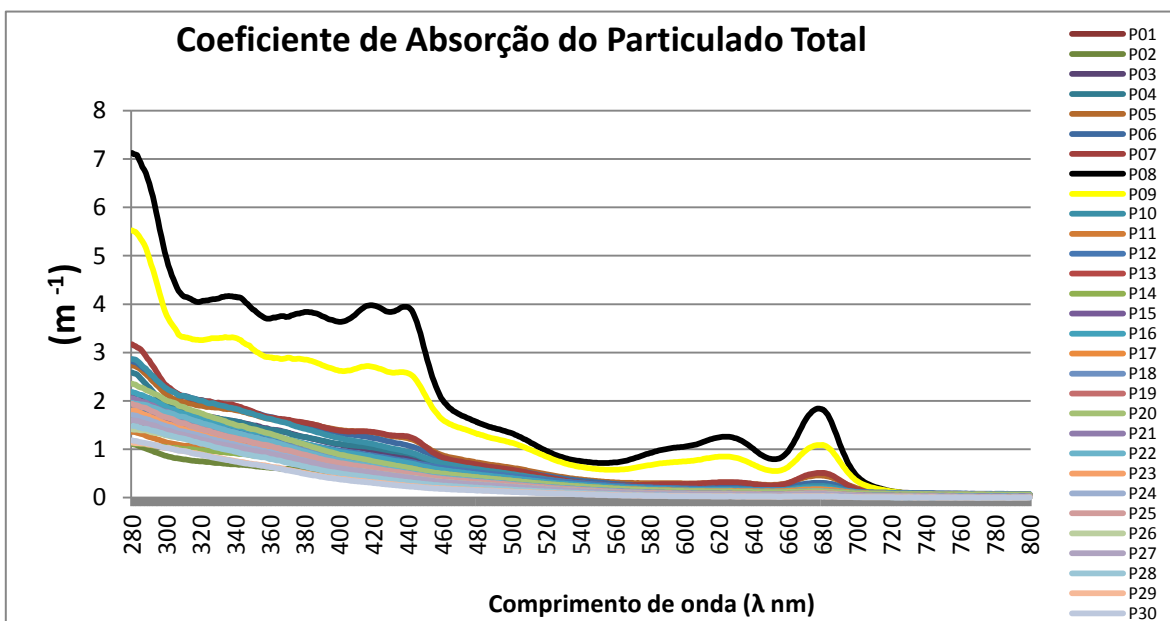


Figura 11: coeficiente de absorção dos Sólidos Totais (orgânico e inorgânico) em Suspensão

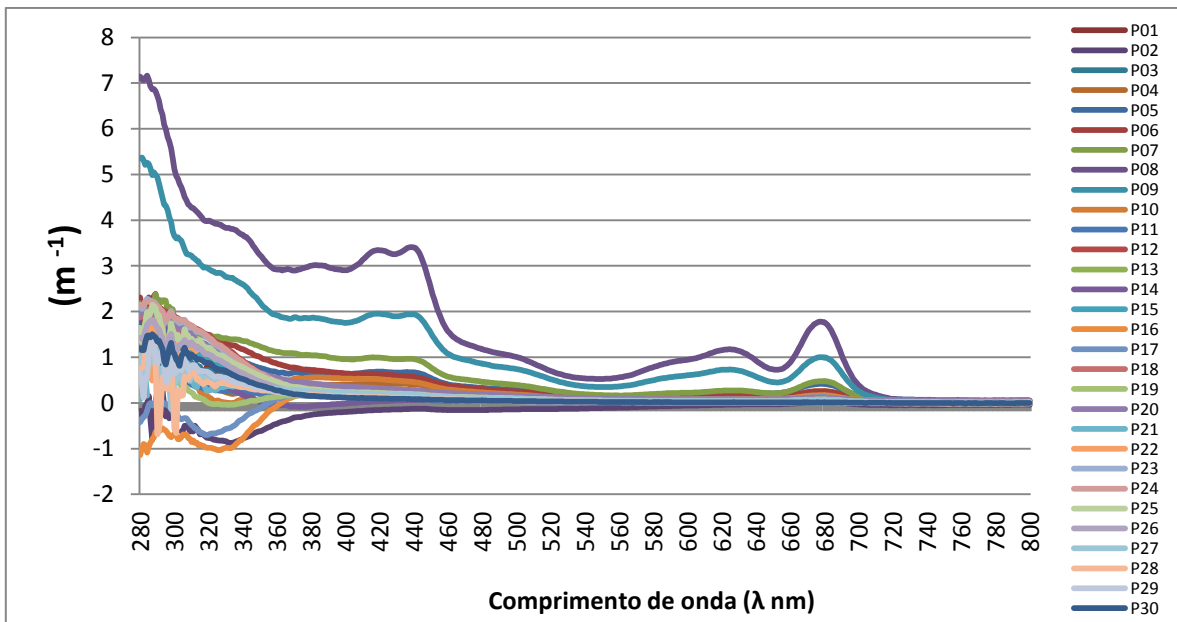


Figura 12: coeficiente de absorção espectral do fitoplâncton ao longo do Reservatório Ibitinga. Notar como os pontos 08 e 09 se destacam dos demais pontos amostrais do Reservatório.

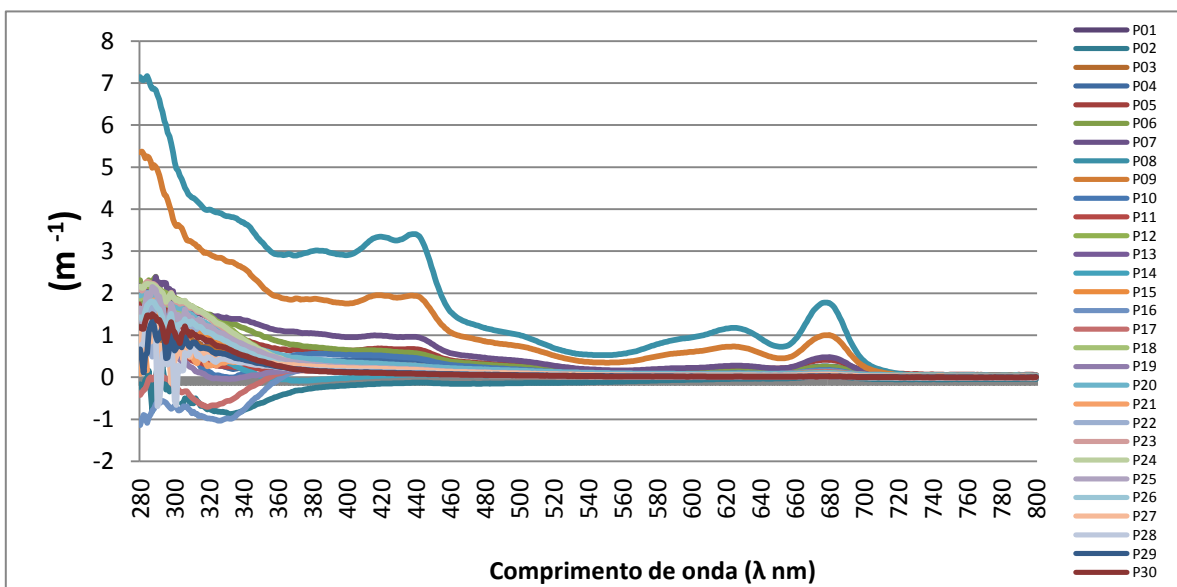


Figura 13: coeficiente de absorção espectral do detrito ao longo do Reservatório Ibitinga. Notar como os pontos 08 e 09 se destacam dos demais pontos amostrais do Reservatório.

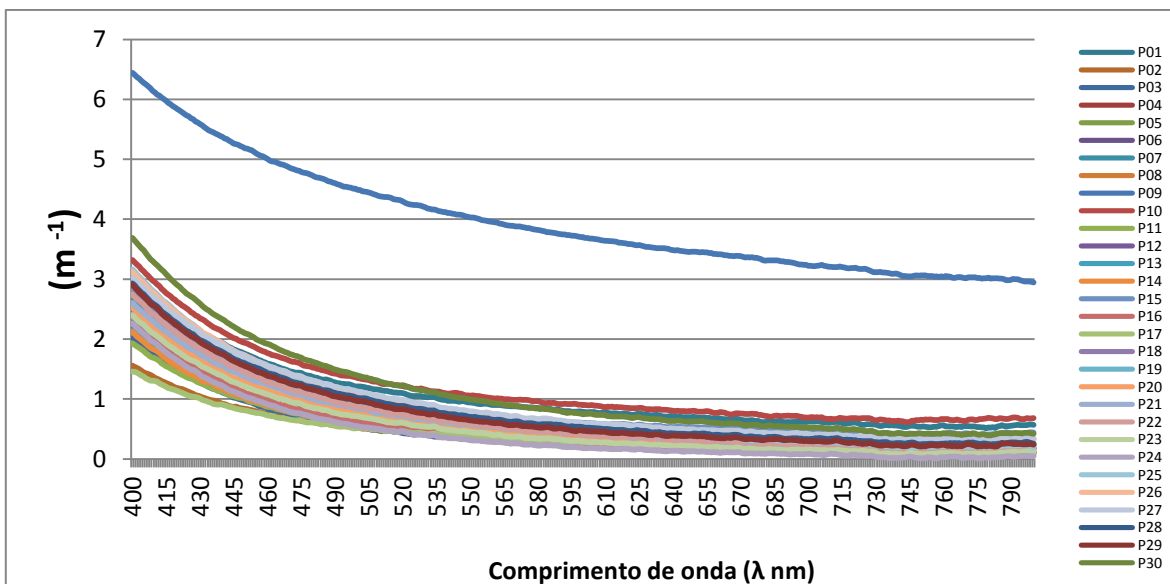


Figura 14: coeficiente de absorção espectral do CDOM ao longo do Reservatório Ibitinga. Notar como apenas o ponto 09 se destaca dos demais pontos amostrais do Reservatório, indicando uma acentuada concentração de CDOM nesta porção do corpo d'água.

A partir dos valores de absorção do CDOM (Figura 14), utilizaram-se dos coeficientes de absorção das bandas 450 e 500nm para estimar a taxa de fluorescência do CDOM nestas duas bandas espectrais, a fim de estimar o coeficiente de origem do CDOM (declinação da reta). Segundo Mobley (1994) e Kirk (1994), valores próximos de 1,9 indicam que o CDOM é de origem autóctone, enquanto valores próximos de 1,4 indicam CDOM de origem alóctone. Na Tabela 3, são apresentados os valores dos coeficientes de estimação da origem do CDOM, com destaque nos pontos extremos inferiores (P01, P09 e P10). A distribuição dos valores apresentados nessa tabela é apresentada na Figura 15. Como é possível de se observar em maior destaque na Figura 16, os valores variaram em torno de 1,6, sendo que o ponto P09 foi o maior outlier inferior, com valores próximos de 1,15, indicando que este ponto sofre de aporte de CDOM de origem alóctone. Os pontos P01 e P09 também demonstraram valores próximos de 1,4, indicando comportamento alóctone do CDOM. Os demais pontos apresentam valores acima de 1,4, próximos de 1,9, indicando aporte autóctone de CDOM. O resumo estatístico destes valores é apresentado na Tabela 4.

Na Tabela 4, é apresentado o resultado da análise pelo teste T-Student bicaudal para amostra única com $H_0: \mu = 1,65$ e $H_a: \mu \neq 1,65$, tal que μ é a média dos valores apresentados na Tabela 3. Ao adotar o valor 1,65 como média esperada da população, foi possível verificar se os valores encontrados no Reservatório Ibitinga se aproximavam de um aporte de CDOM misto (autóctone + alóctone), ou de algum tipo mais específico (caso a hipótese nula fosse rejeitada). Como o p-valor encontrado foi de aproximadamente 0,56, acatou-se a hipótese de que o CDOM apresenta aporte misto (autóctone e alóctone). Ainda há a possibilidade de que este CDOM esteja sofrendo degradação de seus constituintes aromáticos ao longo do reservatório, aumentando gradativamente o coeficiente de estimação da origem do CDOM conforme este é carregado a jusante do reservatório. Como resultado este comportamento pode também estar mascarando a estimativa da origem do CDOM do teste.

Tabela 3: coeficientes de estimação da origem do CDOM obtidos a partir da razão da absorção espectral a 450nm e 500nm

Pontos amostrais	$E(\lambda=450)/E(\lambda=500)$	Pontos amostrais	$E(\lambda=450)/E(\lambda=500)$
P01	1,45	P16	1,78
P02	1,62	P17	1,58
P03	1,81	P18	1,59
P04	1,68	P19	1,64
P05	1,70	P20	1,69
P06	1,69	P21	1,63
P07	1,55	P22	1,67
P09	1,15	P23	1,70
P10	1,43	P24	1,91
P11	1,75	P25	1,60
P12	1,80	P26	1,57
P13	1,82	P27	1,52
P14	1,83	P28	1,57
P15	1,53	P29	1,60
P16	1,78	P30	1,51

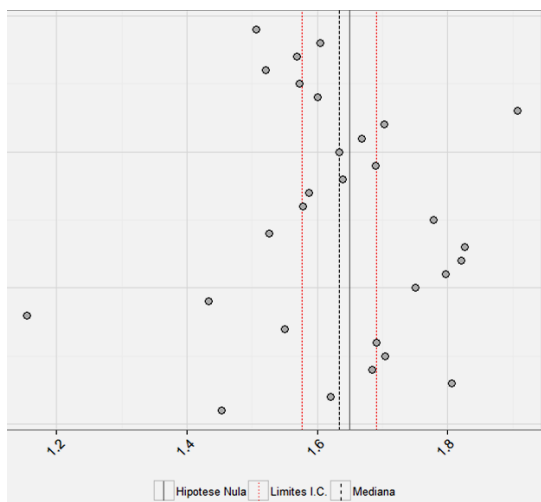


Figura 15: Distribuição de Frequências da razão de Absorção do CDOM a 450 por 500nm

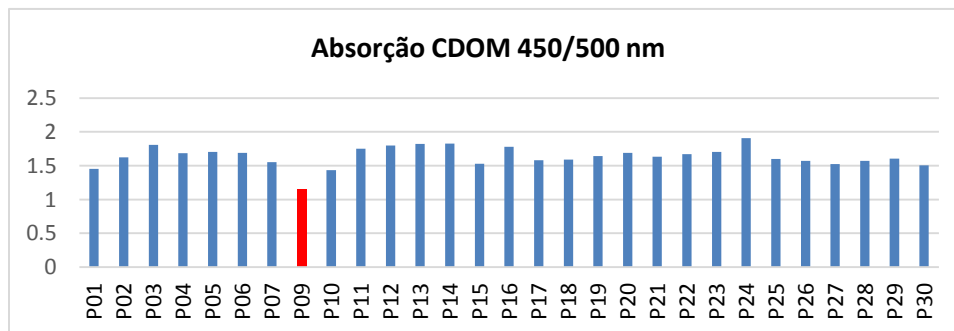


Figura 16: Distribuição da razão de Absorção do CDOM a 450 por 500nm

Tabela 4: Resumo Estatístico dos dados da razão de Absorção do CDOM

Estatística T	-0,593566	-0,593566
Graus de Liberdade	2,80E+01	28
P-valor	5,58E-01	0,5575676
Média Amostral	1,633567	1,633567
Desvio Padrão Amostral	0,1490912	0,1490912
Tamanho da Amostra	29	29
Hipótese Nula Diferente de	165%	1,65
Nível de Confiança	95%	95%
Limite Inferior	1,576856	1,576856
Limite Superior	1,690278	1,690278

Na Figura 17 são apresentadas as curvas espectrais dos diferentes coeficientes de absorção do CDOM mais detrito para os diferentes pontos amostrais do Reservatório Ibitinga. Como é possível de se observar, o ponto 09 se destaca em todos os comprimentos de onda, indicando uma concentração anômala destes componentes (CDOM mais detrito) nesta porção do reservatório. Tal comportamento pode ser devido ao aporte de água do afluente Rio Jacaré-Guaçu. Na literatura, já há trabalhos (ALVES; ASSENCIO E MARCADONA, 2003; BAILO, 2009) que evidenciam claros indícios de aporte de esgoto doméstico in natura e alteração dos constituintes limnológicos neste afluente.

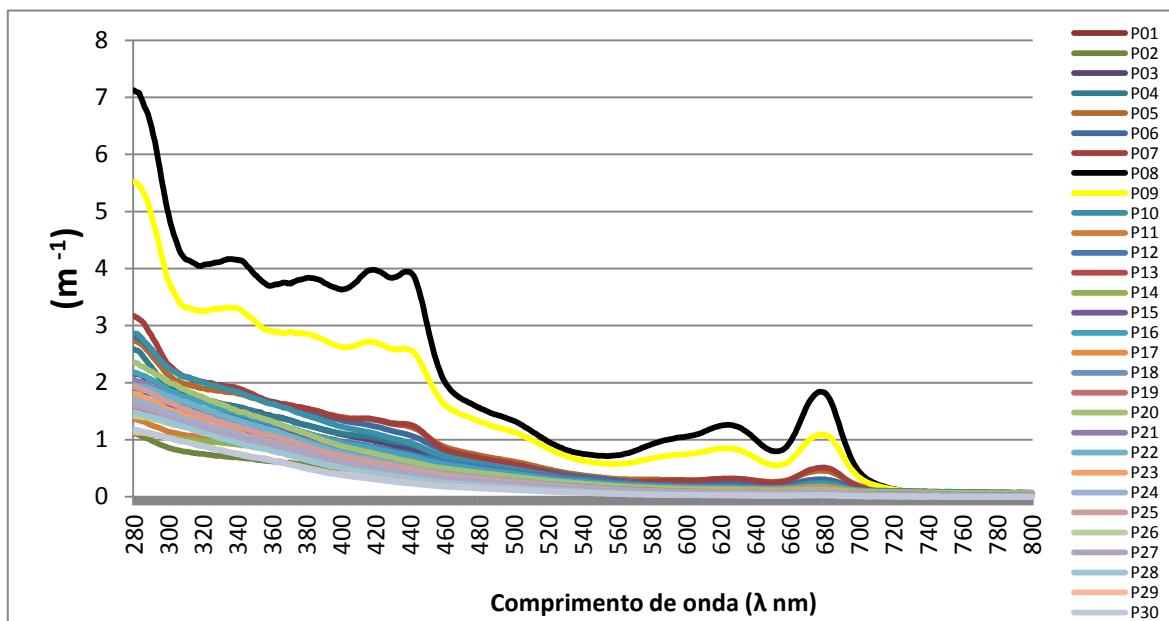


Figura 17: coeficiente de absorção espectral do Particulado Total (Detrito mais CDOM) ao longo do Reservatório Ibitinga.

A partir da Figura 18, é possível notar a tendência crescente da absorção espectral radiométrica específica dos constituintes CDOM mais detrito ao longo dos pontos amostrais no sentido jusante-montante. O padrão pode ser mais bem evidenciado a partir da Figura 19, em que são comparados os dois coeficientes (total e específico) para 2 bandas espectrais específicas ($\lambda=400$ e 401nm). O padrão apresentado em ambas figuras (Figura 18 e Figura 19) é explicado pela teoria de compactação dos elementos absorvedores. Com a progressiva degradação e fixação dos particulados no sedimento (autodepuração do corpo d'água), o reservatório tende a se tornar mais "limpo", e conseqüentemente com maior capacidade de dissolução dos sólidos em suspensão, aumentando a absorção espectral específica da água (KIRK 1994; MOBLEY, 1994). Segundo os autores, com o aumento da dissolução do particulado, há o aumento da área específica do material opticamente ativo, resultando no aumento da capacidade específica de absorção da radiação eletromagnética.

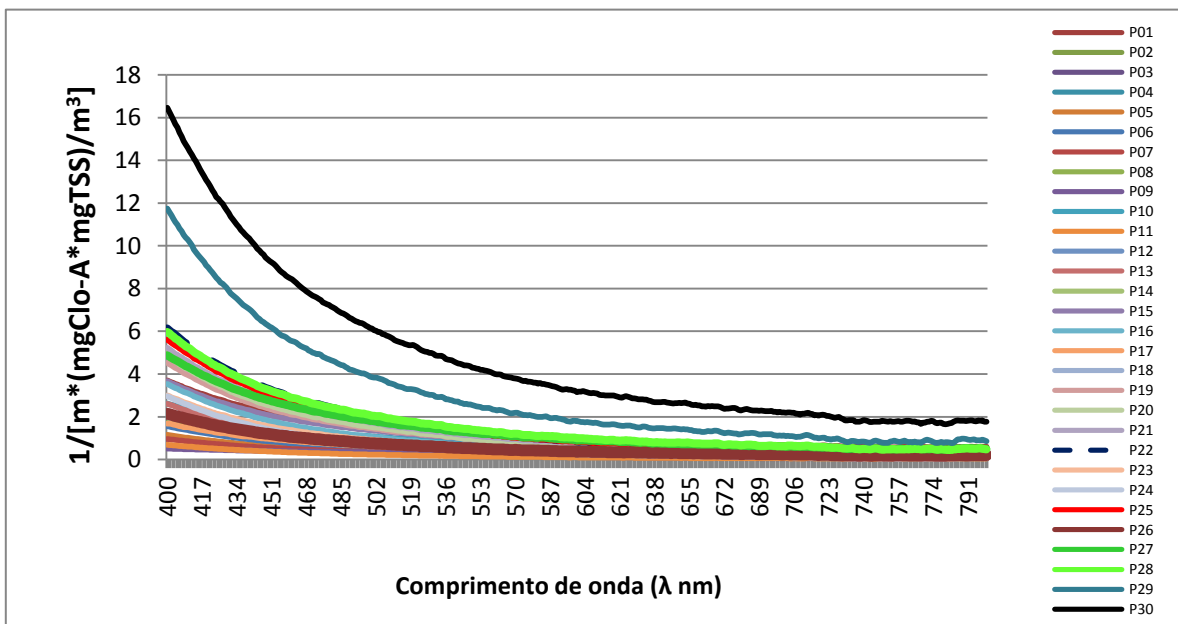


Figura 18: Coeficiente de Absorção Específica do CDOM mais Detrito. Setas destacam o comportamento de redução da absorção específica nos pontos amostrais P30, 29, 22, 28, 25 e 27.

A partir da Figura 19, é possível observar que o P09 se comporta como um outlier comparado aos seus pontos vizinhos (P07, P08, P10 e P11), quebrando o padrão montante-jusante entre os pontos amostrais. O coeficiente de absorção total do P09 é significativamente maior que de seus pontos vizinhos. Este comportamento pode ser explicado pela alta concentração de material opticamente ativo observado neste ponto, tal como já apresentado nas Figura 2, Figura 4, Figura 6 e Figura 8. Tal comportamento pode ser devido à entrada de água do Rio Jacaré-Guaçu, o qual é poluído, rico em esgoto urbano (ALVES; ASSENCIO E MARCADONA, 2003; BAIU, 2009).

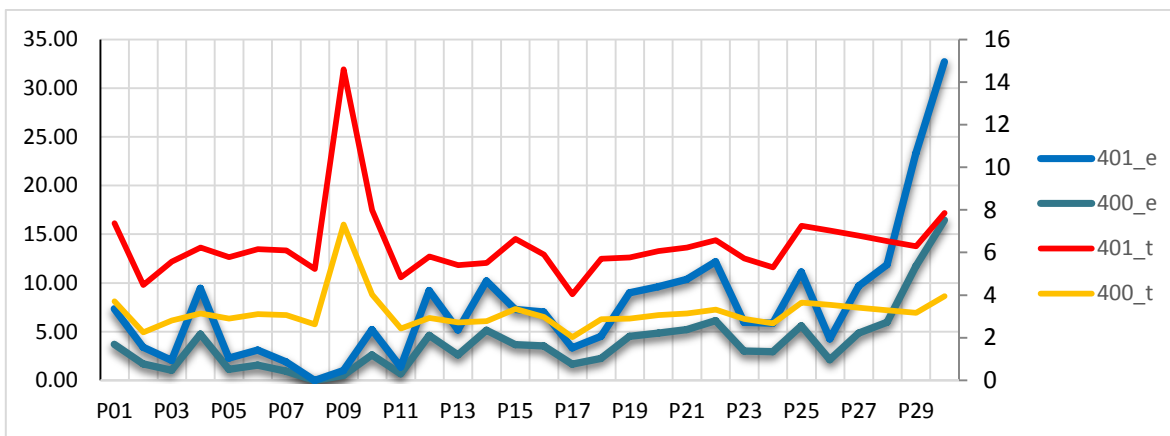


Figura 19: Coeficientes de Absorção Total (t) e Específica (e) da água com CDOM + Detrito.

ANÁLISES ESPACIAIS (ESTATÍSTICA ESPACIAL)

REGRESSÃO LINEAR MULTIVARIADA (ORTHOGONAL LEAST SQUARES – OLS)

Para fins comparativos, este trabalho se utilizou da OLS para estimar a concentração da clorofila-a na água (definida como a variável dependente Y) através de dois métodos. As regressões foram realizadas no ambiente GEODA (Versão 1.8).

O primeiro, OLS TIPO 1, buscou relacionar Y com o Material Suspenso Total (TSS), material inorgânico suspenso (MIS) e a razão do material orgânico pelo material em suspensão total (MOS/TSS), sem considerar a origem da MOS. Neste método, foram testados diferentes matrizes de vizinhança do tipo vizinho mais próximo, a fim de avaliar a influência da falácia ecológica sobre a estimativa da clorofila-a.

O segundo método de regressão linear multivariado (OLS TIPO 2) se preocupou com a origem da MOS, utilizando-se das variáveis: a) razão do material orgânico pelo material em suspensão total (MOS/TSS); b) Turbidez em número nefelométrico (NTU); c) material orgânico suspenso discretizado em função de sua origem (autóctone ou alóctone) (MOS*). A origem do MOS foi estimada a partir da razão de irradiâncias espectrais de 450 e 500 nm, conforme metodologia já previamente discutida e resultados apresentado na Tabela 3 deste trabalho. Desta forma, a variável MOS* pôde ser escrita conforme Equação 6.

$$MOS^* = \frac{d(MOS)}{d(E_{(\lambda=450)}/E_{(\lambda=500)})}$$

Equação 7

Os resultados de cada OLS TIPO 1 E TIPO 2 foram posteriormente comparados, a fim de verificar a influência da componente origem da MOS sobre a estimativa da Clo-A no Reservatório Ibitinga.

Na

Tabela 5 são apresentados os resultados da regressão linear (OLS) tipo 1 para estimativa da Clo-A no Reservatório Ibitinga. Observou-se que os resíduos apresentaram indicativos estatísticos de serem normais e homocedásticos. Contudo, o coeficiente de regressão R^2 não alcançou os 90%.

Tabela 5: resultados da OLS TIPO 1

Variáveis	Coefficientes	Erro Padrão	Valor T	Pr(> t)
(Intercepto)	22,65	19,24	1,18	0,25
TSS	26,38	3,975	6,64	0,00
MIS	-32,13	11,81	-2,72	0,01
MOS/TSS	-0,66	0,29	-2,23	0,03
Resíduo do Erro padrão: 1972,25				
R^2 : 0,88				
R^2 ajustado: 0,87				
Estatística F: 63.92 em 4 $X_{(i)}$ e 23° de liberdade; p-valor: 7,70e-12				
Teste de Homocedasticidade (Breusch-Pagan): p-valor = 0,139				
Teste de Normalidade dos Resíduos (Jarque-Bera): p-valor = 0,768				
Rho: 0,13				

Uma vez com a OLS TIPO 1 realizada, seguiu-se com o teste de dependência espacial de seus resíduos (Figura 20). Foi possível observar grande variabilidade espacial nos resíduos, e esta variabilidade se mostrou dependente do número de vizinhos utilizados pelo método dos *K-nearest neighbours* (KNN). O p-valor estatisticamente mais significativo do LAG foi para uma vizinhança (KNN) de 02. Já o teste CAR teve um p-valor de máxima significância estatística para KNN igual 08, superando o poder de significância do $LAG_{(KNN=08)}$. Com base nos resultados do LAG, pode-se concluir que há indícios de que Y_i (Clo-A) é influenciado pelos seus vizinhos adjacentes (k), ou seja, há indícios de correlação espacial da variável dependente. Ao mesmo tempo, segundo o indicador CAR, embora apresente significância estatística baixa, este ainda pode estar sendo influenciado pelo formato linear do reservatório, e, portanto, poderia estar indicando um falso positivo (acatando H_0 quando esta é falsa). Assumindo esta suposição, é possível inferir que a variável dependente (Clo-A) apresenta dois tipos de componentes de ponderação de erro em sua formulação. O primeiro componente estaria agindo diretamente no resíduo do modelo, e apresentaria uma dependência espacial mais intensa (com vizinhança mais proximal). A segunda componente estaria agindo diretamente na variável dependente, e esta estaria sujeita a uma dependência espacial mais global (com vizinhança mais distal). Segundo YWATA; ALBUQUERQUE (2011), este comportamento é típico de sistemas do tipo SARMA, e estes podem ser escritos conforme Equação 7:

$$Y = (\rho^T * W * Y) + (X^T * \beta) + (\gamma^T * M * \varepsilon) + \xi$$

Equação 8

W: matriz de dependência espacial relativa à variável dependente Y

ρ : matriz de pesos relativo à matriz W

β : matriz de Autovalores das variáveis independentes

M: matriz de dependência espacial relativa ao Resíduo ε

γ : matriz de pesos da da matriz M

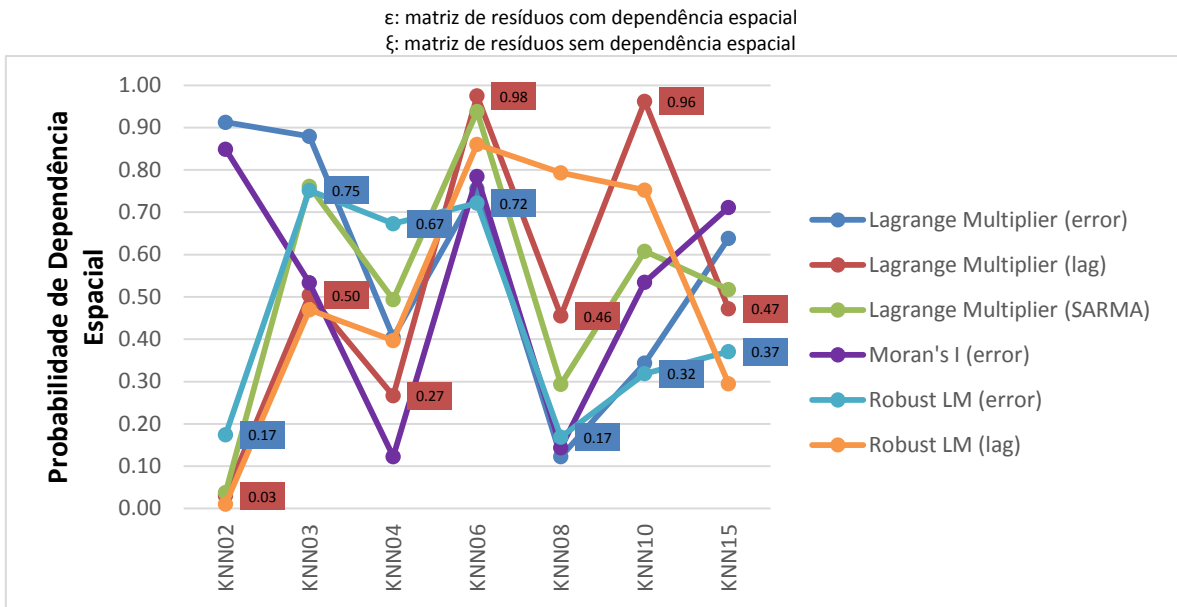


Figura 20: Dependência Espacial da Regressão Linear Espacial (spatial Orthogonal Least Squares Regression)

Tomando como base o valor mínimo da probabilidade de dependência espacial de correlação espacial apresentada na Figura 20, o qual foi pelo teste de Lagrange por LAG (SAR) para um KNN igual a dois, seguiu-se com uma nova OLS (ainda do TIPO 1) considerando esta dependência espacial da variável dependente.

Os resultados de correlação espacial dos Resíduos da OLS simples e da OLS por LAG são apresentados na Figura 21. Embora o coeficiente de Moran (I) para OLS simples seja relativamente baixo, este ainda é mais reduzido (em módulo) quando é feita a OLS por LAG. Este padrão pode ser mais bem evidenciado pelo ângulo da reta (roxa) das figuras A e B.

Na Figura 22 são apresentadas as estruturações dos resíduos obtidos pela OLS simples e pela OLS por LAG em agrupamento ao longo do Reservatório. A OLS por LAG resultou em maior decorrelação espacial do resíduo, e em um maior número de pontos sem agrupamento (estatisticamente insignificantes) tal como demonstra o mapa B (mapa à direita). O resumo estatístico desta regressão é apresentado na Tabela 11. Com o método OLS por LAG, houve: a) aumento do R^2 em 2,3%; b) alta probabilidade estatística (p-valor < 0,02) de haver uma componente espacial sobre a variável dependente (Clo-A); c) significativa probabilidade de haver dependência espacial (*Likelihood Ratio Test* < 0,02); d) média alta probabilidade de ainda haver alguma heterocedasticidade (p-valor = 0,06). Seguindo com a possibilidade deste sistema se tratar de uma estrutura SARMA, a componente variável dependente obtida da OLS TIPO 1 por LAG foi inserida em uma nova regressão OLS TIPO 1, mas desta vez por *Spatial Error*. Nesta última regressão, a probabilidade de dependência espacial foi insignificante para o *Likelihood Ratio Test* (p-valor: 0,99), mantendo homocedasticidade pelo teste de Breusch-Pagan (p-valor: 0,097), e um R^2 significativo (0,91).

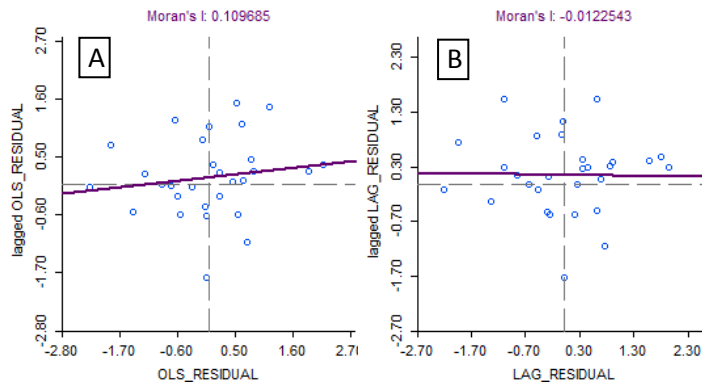


Figura 21: Relação de Dependência espacial dos Resíduos para OLS simples (A), e OLS por LAG (B)



Figura 22: Relação de Clusteres dos Resíduos no Espaço por OLS simples (esquerda), e OLS por LAG (direita)

Tabela 6: Regressão OLS TIPO 1 por LAG

Variáveis	Coefficientes	Erro Padrão	Valor Z	Probabilidade
W Chl	0,155	0,067	2,328	0,020
CONSTANT	21,042	16,211	1,298	0,194
TSS (mg/L)	24,199	3,441	7,032	0,000
MID (mg/L)	-29,015	10,008	-2,899	0,004
MOs/TSS	-0,637	0,247	-2,576	0,010
R^2 : 0,905				
Erro padrão da regressão: 7,48426				
Critério Akaike: 209,372				
Log likelihood: -99,6862				
Teste de heterocedasticidade (Breusch-Pagan): 0,06				
Dependência especial (Likelihood Ratio): 0,02				

RESULTADOS DA OLS TIPO 2 (COM MOS*)

O resultado dos parâmetros da OLS TIPO 2 são apresentadas na Tabela 12. Nesta regressão, observou-se que a inclusão da variável Turbidez foi favorável à estimativa da clorofila-a (aumento de R^2), ao contrário do observado na OLS TIPO 1. Já a variável MIS apresentou alta colinearidade com a turbidez, trazendo pouco poder explicativo à variável dependente, sendo descartada dessa regressão. A partir do teste de dependência espacial, observaram-se indícios de dependência espacial da variável dependente (*Lagrange Multiplier* por $Lag < 0,05$). Os resíduos também demonstraram estrutura espacial para $KNN = 2$, tal como apresentado em Figura 23a. Em função desta estrutura espacial do resíduo, seguiu-se com a regressão linear por *LAG*, considerando a componente espacial do da variável dependente (clorofila-a) sobre ela mesma. O resumo estatístico da OLS TIPO 2 por *LAG* é apresentada na Tabela 13. A análise por *LAG* evidenciou um sistema com estrutura espacial (*Likelihood Ratio Test* significativo), normalidade do resíduo (Breusch-Pagan não significativo), algum tipo de inconsistência na regressão (Akaike info critério > 20), e um melhor ajuste do modelo ($R_{LAG}^2 > R_{OLS}^2$). Figura 24 apresenta a estrutura espacial do resíduo após a regressão por *LAG*. Como é possível de se observar entre as Figura 23 e Figura 24, a regressão por *LAG* desagregou melhor os resíduos no espaço, diminuindo sua probabilidade de agregação (calculado pelo Índice de Moran).

Tabela 7: Resumo Descritivo da Regressão OLS TIPO 2 simples

Variáveis	Coefficientes	Erro Padrão	Valor T	Pr(> t)
(Intercept)	-7,38	7,03	-1,05	0,30
MOS/TSS	-0,32	0,10	-3,20	0,00
Turb (NTU)	4,26	1,12	3,80	0,00
MOS*	27,60	1,69	16,38	0,00
Resíduo do Erro padrão: 1089,82				
R^2 : 0,93				
R^2 ajustado: 0,92				
Estatística F: 106,23 em 4 $X_{(i)}$ e 24 ° de liberdade; p-valor: 5,42 e-014				
Akaike info critério: 189.984				
Número condicional de Multicolinearidade: 13,5				
Teste de Homocedasticidade (Breusch-Pagan): p-valor = 0,41				
Teste de Normalidade dos Resíduos (Jarque-Bera): p-valor = 0,72				
Moran's I (error): 0,07				
Lagrange Multiplier (lag): 0,02; Robust LM (lag): 0,06				
Lagrange Multiplier (error): 0,19; Robust LM (error): 0,8				

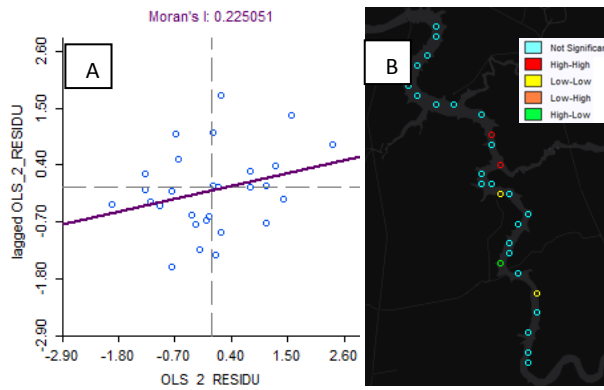


Figura 23: Análise de Agregação Espacial dos Resíduos da OLS simples TIPO 2 pelo índice de Moran Local (LISA) com KNN = 2; a) Scatterplot de Moran; b) Cluster Map

Tabela 8: Resumo Descritivo da Regressão OLS TIPO 2 por LAG

Variáveis	Coefficientes	Erro Padrão	z-value	Probabilidade
W_Ch1_a_mg_p	0,14	0,05	2,82	0,00
CONSTANT	-4,43	5,82	-0,76	0,45
MOS/TSS	-0,34	0,08	-4,08	0,00
Turb_NTU	3,51	0,95	3,68	0,00
MOS*	25,92	1,49	17,44	0,00
R ² : 0,95				
Erro Padrão da Regressão: 5,47				
Critério Akaike: 184,874				
Log likelihood: -87,437				
Heterocedasticidade (Breusch-Pagan): 0,285				
Dependência espacial (Likelihood Ratio): 0,008				
Rho: 0,14				

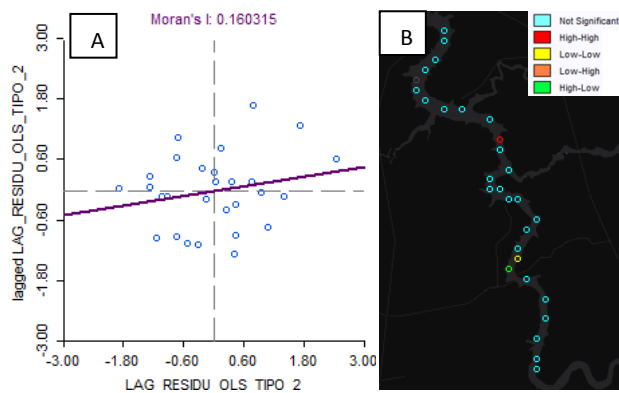


Figura 24: Análise de Agregação Espacial dos Resíduos da OLS TIPO 2 por LAG pelo índice de Moran Local (LISA) com KNN = 2; a) Scatterplot de Moran; b) Cluster Map

ANÁLISE DE AGRUPAMENTOS (*CLUSTER ANALYSIS*)

A fim de avaliar a importância da espacialidade (consequentemente do MAUP) sobre as variáveis da modelagem da Clo-A, foram testados diferentes agrupamentos para cada uma das variáveis comuns aos dois Modelos da OLS (TIPO 1 e 2): a) clorofila-a; b) TSS; c) MOS; d) MIS. Notou-se que há um evidente comportamento caudal do tipo não significativo nos agrupamentos de vizinhança pela Análise de Moran local para a Clo-A (Figura 21 a Figura 27). Com o aumento progressivo de vizinhança (KNN), observa-se uma tendência de agrupamentos do tipo *High-High* (HH), e *High-Low* (HL). O agrupamento HH se concentra próximo do ponto P09 até KNN igual a 6, Para KNN superiores, o agrupamento HH se desloca mais para os pontos a montante. No caso do KNN igual a 15, observa-se a formação provável aleatória próxima a jusante (pontos P27 a P30) de agrupamentos *High-Low* (HL) e *Low-Low* (LL), resultado da correlação dos pontos próximos à jusante com os pontos próximos ao deságue do Rio Jacaré Pepira (afluente lótico, profundo, com leito areno-siltoso e baixa abundância de macrófitas).

O padrão estrutural da TSS pelo teste de Moran é apresentado em Figura 28 a Figura 34. Relativo à TSS, o P09 continuou a se apresentar como outlier. Diferentemente da Clo-A, o comportamento caudal da TSS se forma a partir de KNN superiores (acima de 8), e este agrupamento é do tipo *Low-High* (LH) nos pontos a jusante do Reservatório. Outro padrão que se torna evidente é o agrupamento do tipo HH dos pontos mais a montante com o aumento do KNN, seguido de uma desestruturação completa deste padrão para KNN igual a 15.

O padrão estrutural da MOS pelo teste de Moran é apresentado em Figura 35 a Figura 41. Relativo à MOS, o padrão estrutural dos pontos também apresenta estruturas caudais dependendo do número de vizinhos utilizados (KNN). No caso do MOS, o padrão caudal encontrado é do tipo *High-High* (HH) nos pontos próximos à montante, e este se torna evidente para valores de KNN centrais (entre 3 e 8). Para demais KNNs, esse padrão é perdido. Com KNN superiores a 10, outro padrão caudal se torna evidente a jusante do Reservatório. Este novo agrupamento é do tipo *Low-Low* (LL). Especificamente o caso do ponto 09, este se apresenta como um outlier somente para os KNN 4, 8, 10 e 15, e ele é caracterizado pelo teste como do tipo *Low-High* (LH).

O padrão estrutural da MIS pelo teste de Moran é apresentado nas Figura 42 a Figura 50, O MIS apresentou um padrão caudal do tipo não significante tanto a jusante quanto a montante do reservatório para valores de vizinhança pequenos. O ponto 09 já se apresenta como um outlier para KNNs inferiores a 8, Outro padrão a montante é apresentado para KNN igual a 10. Este padrão agrega pontos do tipo HH e LH a norte do reservatório.

Após a geração das figuras abaixo, buscou-se avaliar o padrão da transição de regimes (padrões) espaciais ao longo do Reservatório Ibitinga. Para tanto, foram analisados a estruturação espacial dos pontos encontrados no 1° e 3° quadrantes dos *Scatterplots* de Moran para cada uma das variáveis limnológicas analisadas. A partir desta análise, foi possível observar uma nítida transição de regimes entre os pontos mais a montante e a jusante do Reservatório. Mais especificamente, os pontos antes da entrada do Afluente Rio Jacaré-Guaçu (P01 até P08) e os pontos a posterior do afluente (P09 até P30). Este padrão foi praticamente o mesmo para todas as variáveis analisadas.

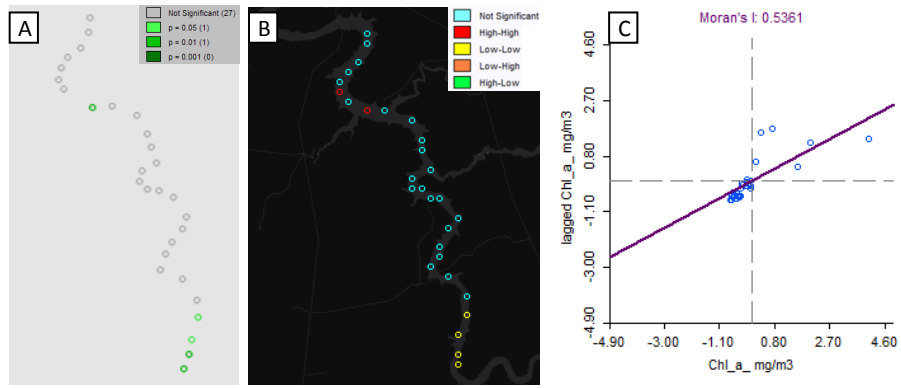


Figura 25: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 2; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

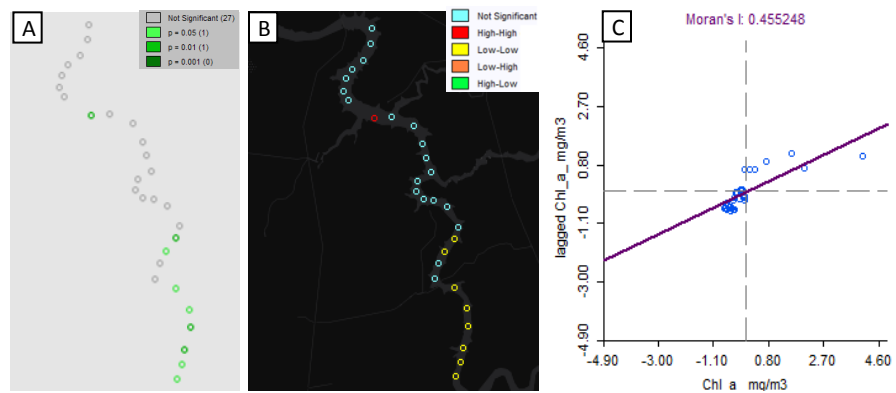


Figura 26: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 3; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

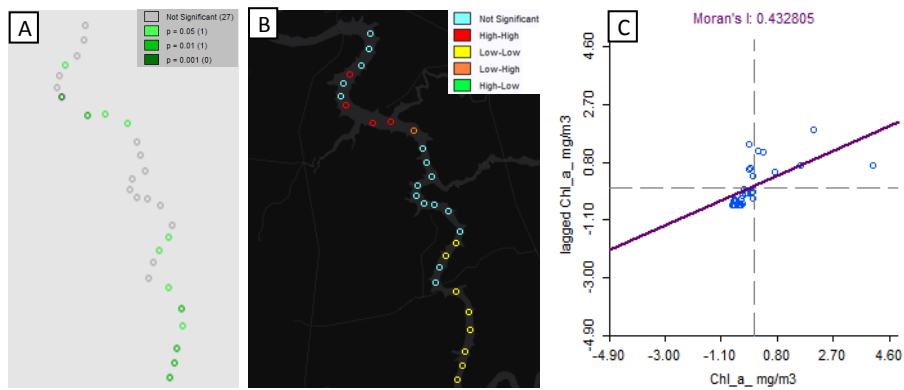


Figura 27: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 4; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

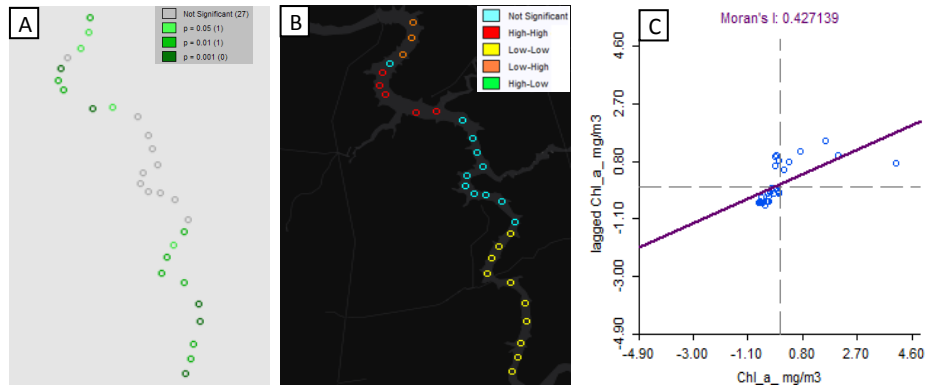


Figura 28: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 6; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

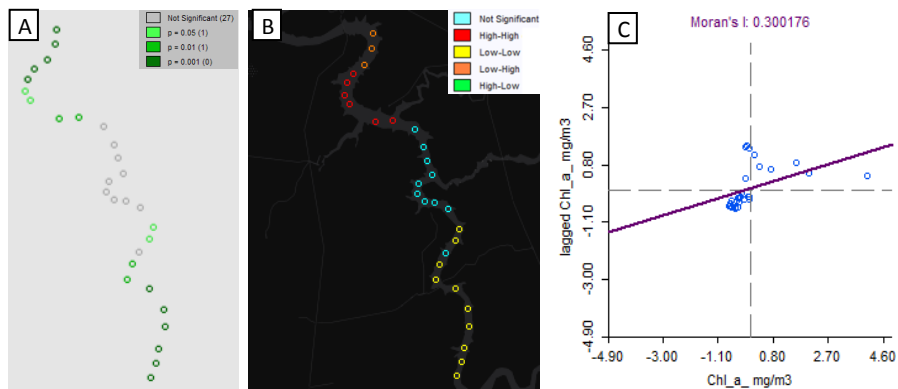


Figura 29: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 8; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

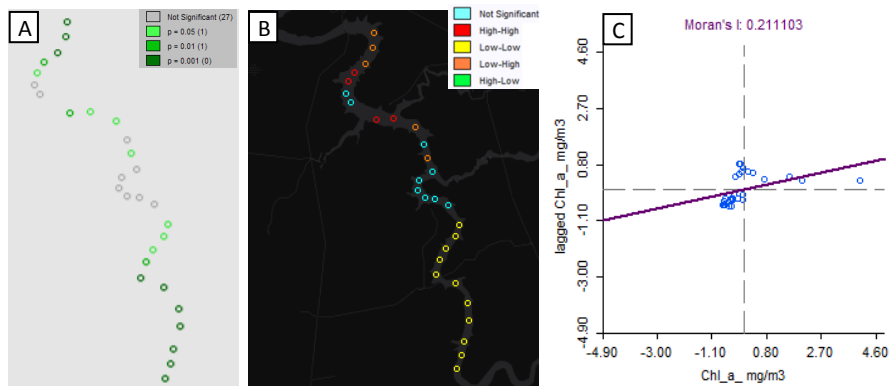


Figura 30: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 10; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

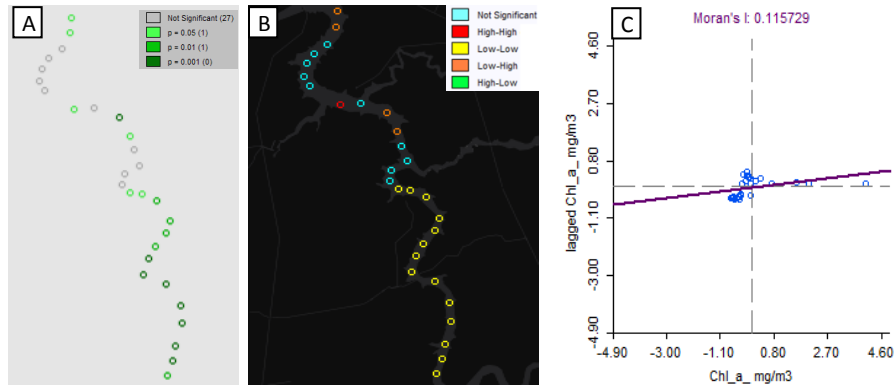


Figura 31: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 15; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

SÓLIDOS EM SUSPENSÃO TOTAL (TSS)

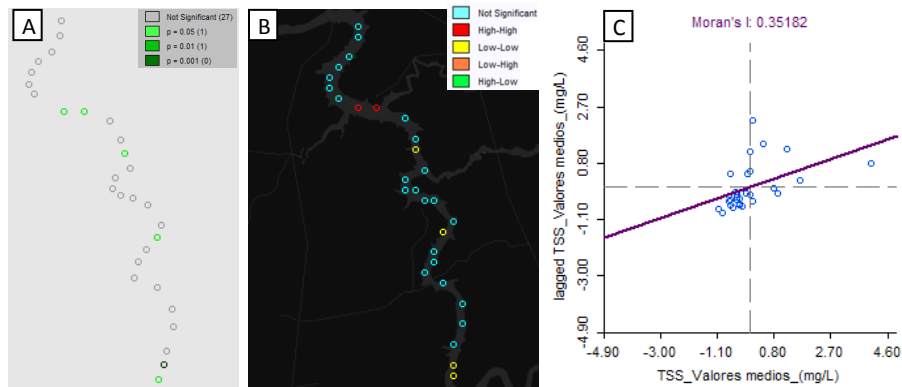


Figura 32: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 2; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

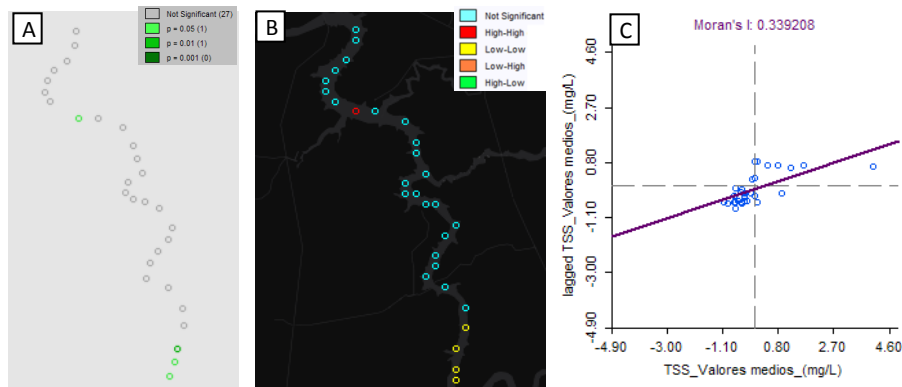


Figura 33: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 3; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

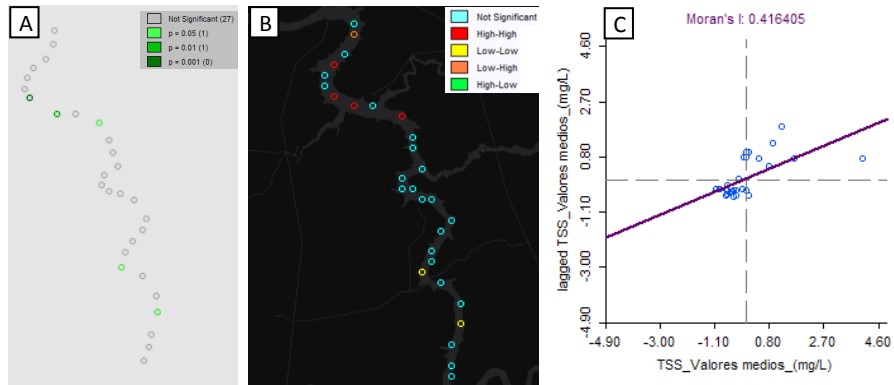


Figura 34: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 4; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

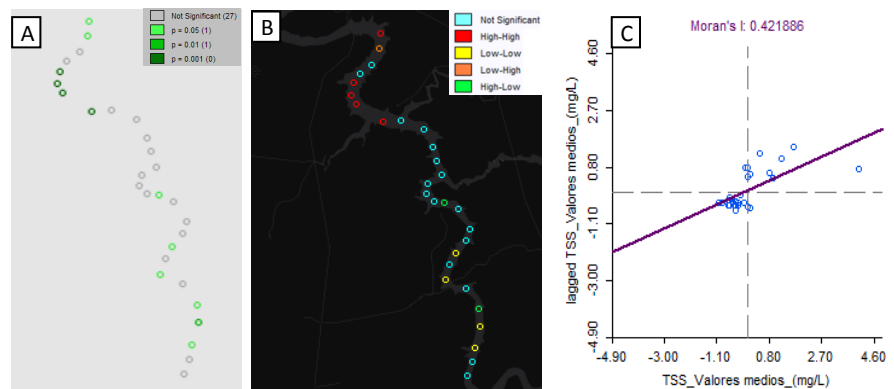


Figura 35: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 6; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

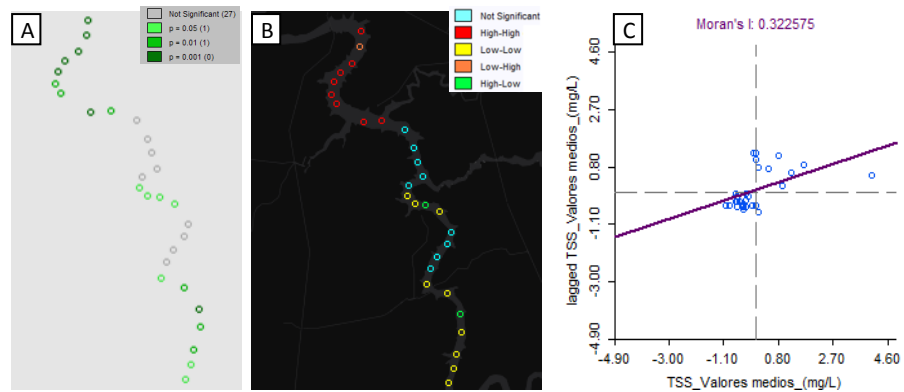


Figura 36: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 8; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

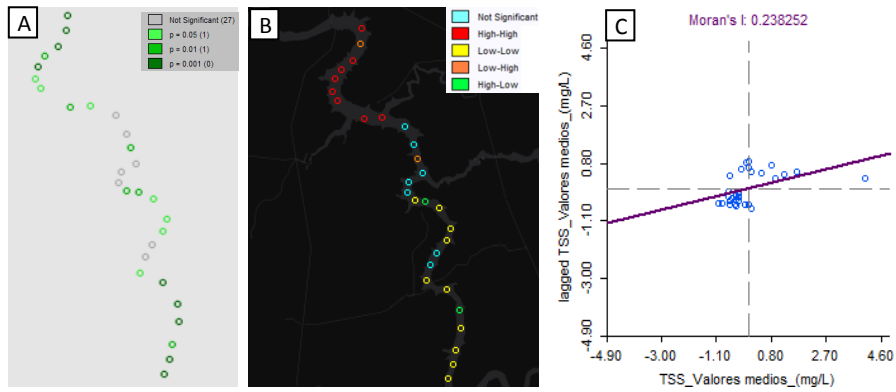


Figura 37: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 10; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

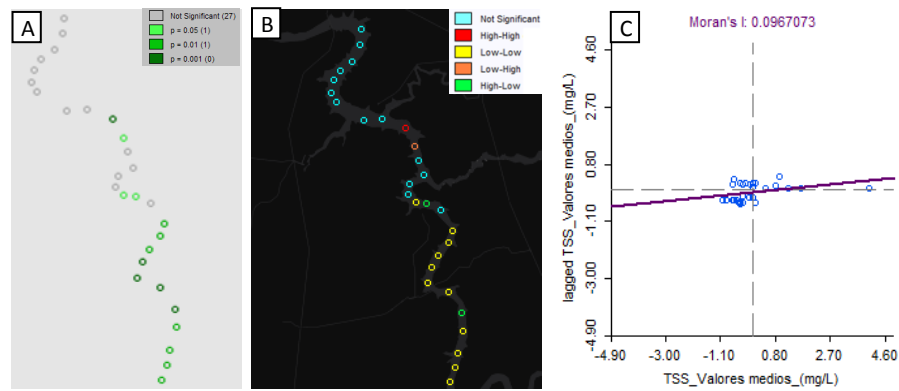


Figura 38: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 15; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

MATÉRIA ORGÂNICA SUSPESA (MOS)

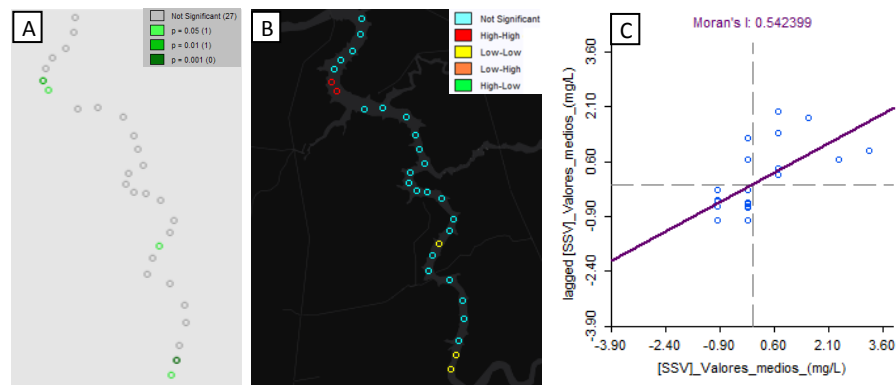


Figura 39: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 2; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

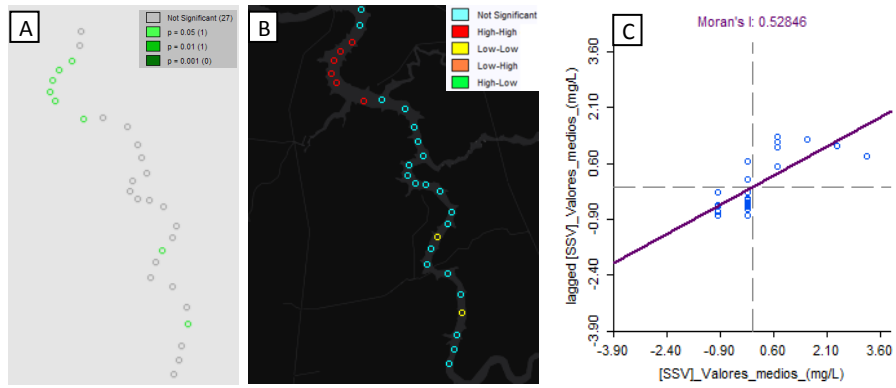


Figura 40: Análise de Agrupamentos (999 permutações) com KNN = 3; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

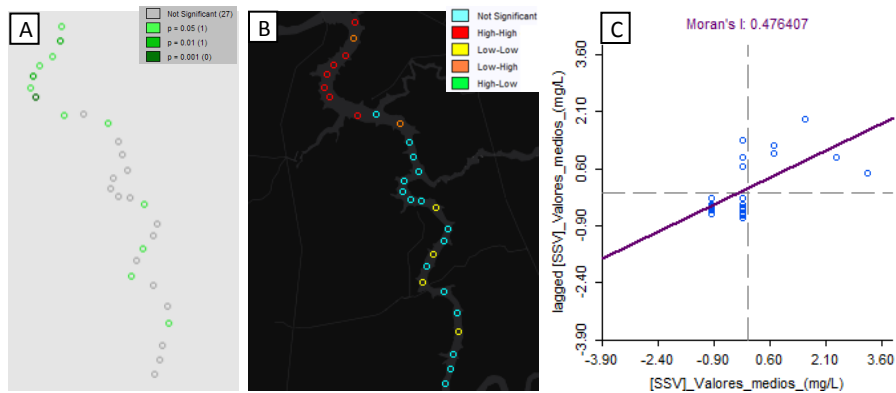


Figura 41: Análise de Agrupamentos (999 permutações) com KNN = 4; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

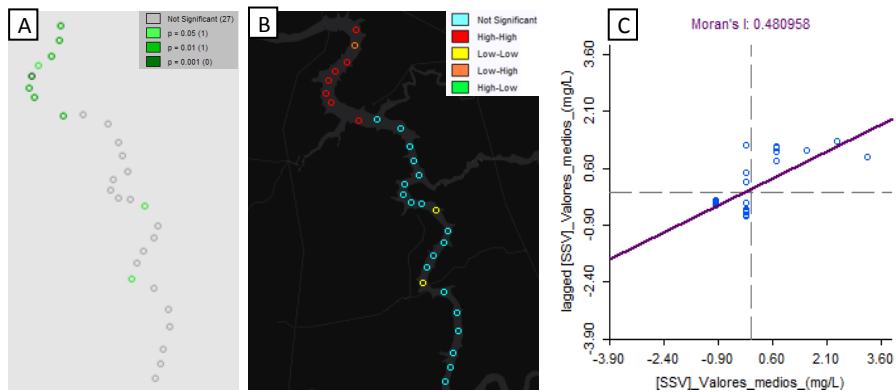


Figura 42: Análise de Agrupamentos (999 permutações) com KNN = 6; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

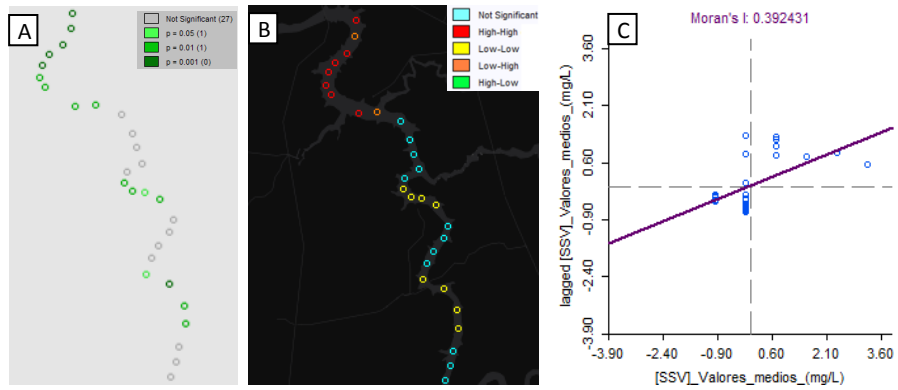


Figura 43: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 8; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

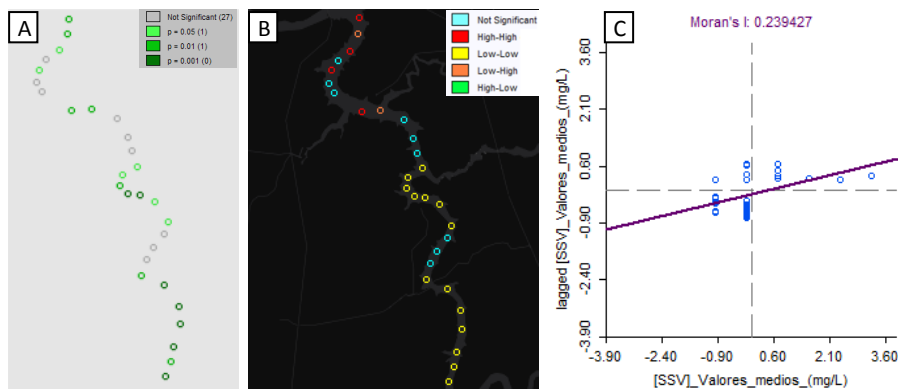


Figura 44: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 10; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

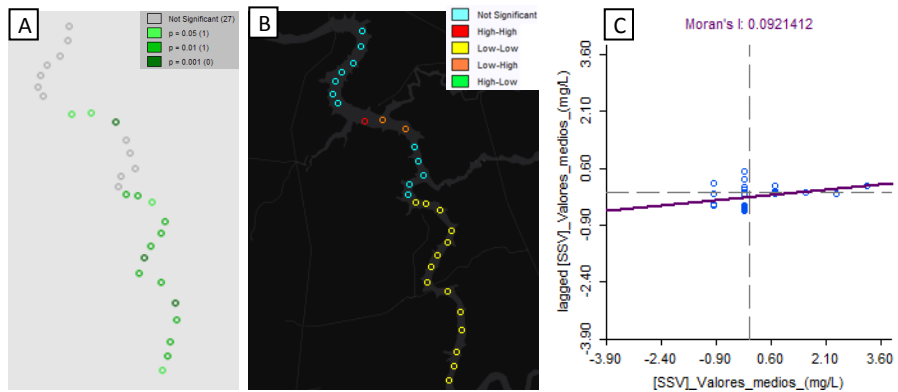


Figura 45: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 15; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

MATÉRIA INORGÂNICA SUSPensa (MIS)

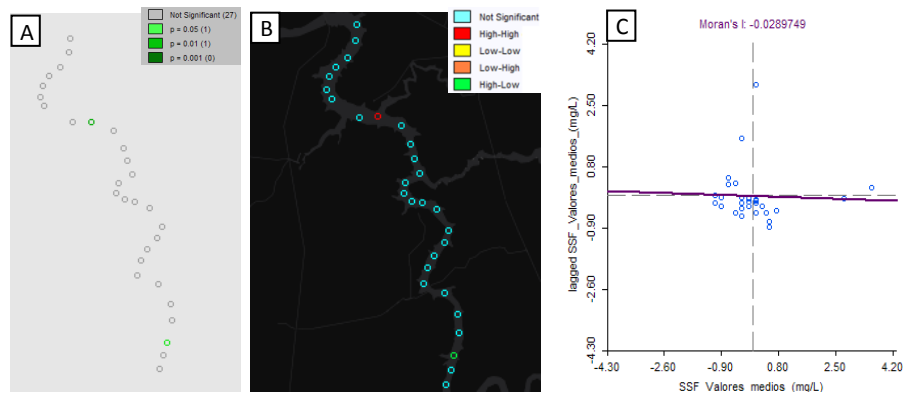


Figura 46: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 2; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

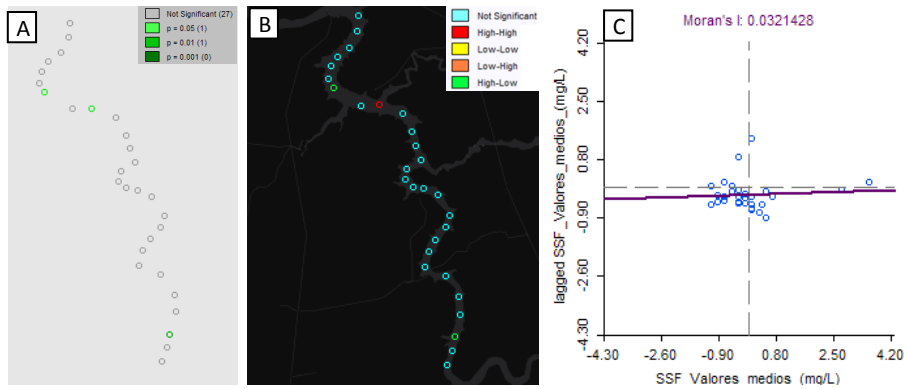


Figura 47: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 3; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

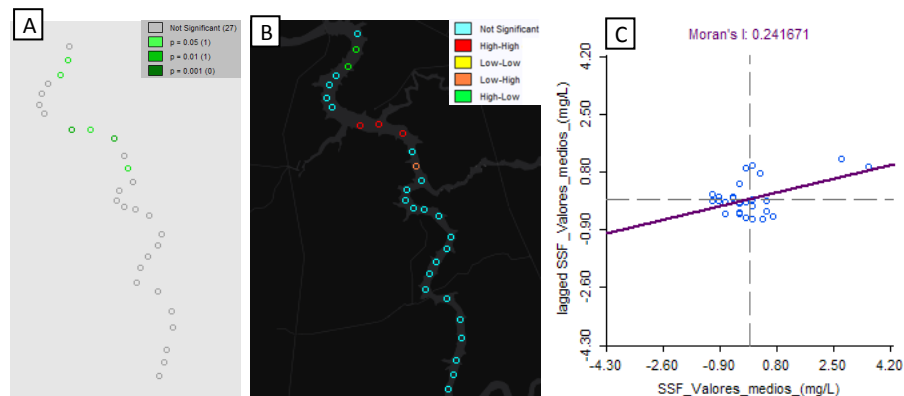


Figura 48: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 4; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

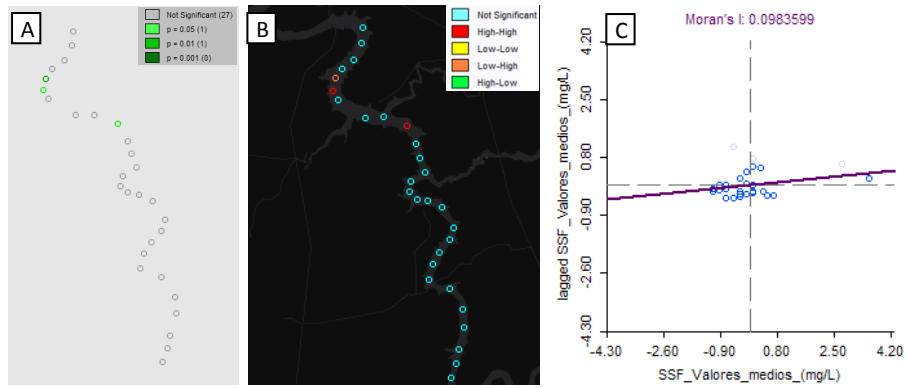


Figura 49: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 6; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

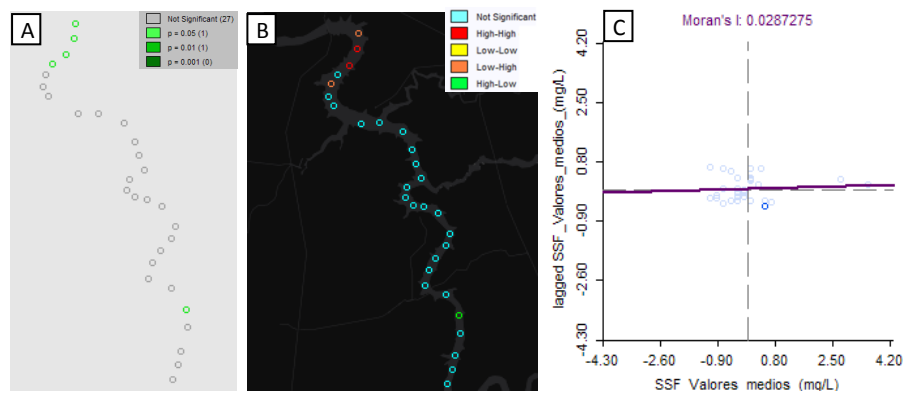


Figura 50: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 8; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

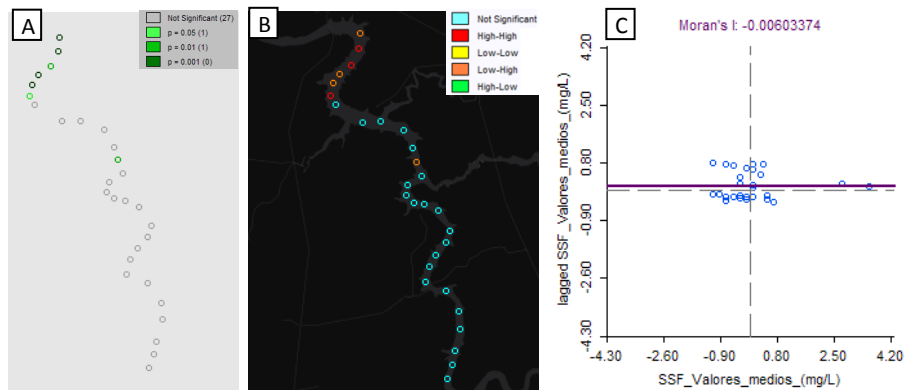


Figura 51: Análise de Agrupamentos (999 permutations) com KNN = 10; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

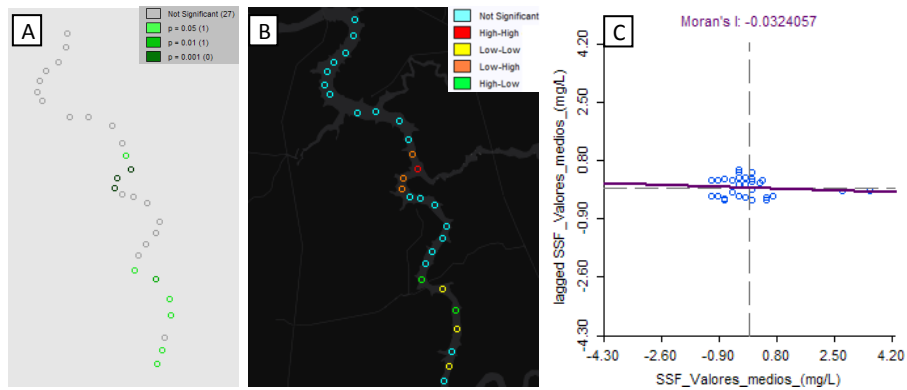


Figura 52: Análise de Agrupamentos (999 permutações) com KNN = 15; A) mapa de significância; B) Mapa de Cluster; C) Scatterplot

Na Figura 53, são apresentados os diferentes valores do Índice de Moran local (LISA) para as diferentes variáveis de relevância comum às diferentes regressões OLS deste trabalho. Diferentemente do esperado pela teoria da falácia ecológica, houve aumento do LISA do MIS para valores intermediários de KNN, seguido de progressivo decréscimo aos KNN superiores a 6. As demais variáveis já se comportaram conforme a teoria inicial da falácia ecológica, com diminuição (em módulo) de sua correlação espacial. A fim de avaliar a taxa de decaimento do LISA de cada uma das variáveis com o aumento do KNN, os valores da Figura 53 foram derivados em função de KNN, e este resultado é apresentado na Figura 54. Nesta figura, o aumento do MIS é evidenciado para os KNN igual a 3 e 10. Já as demais variáveis apresentaram uma taxa padrão de decaimento progressivo, com valores mínimos para KNN máximo. Com base no trabalho de Carvalho; Cruz (1998), o padrão de decaimento progressivo quase-linear apresentado pelas variáveis Clo-A, TSS e MOS pode ser associado a ausência de dependência espacial para estes parâmetros. Já a componente MIS, por apresentar um aumento da correlação para um KNN igual a quatro pode ser devido a presença de picos de entrada de material inorgânico (ou de ressuspensão do sedimento) regularmente espaçados ao longo do reservatório.

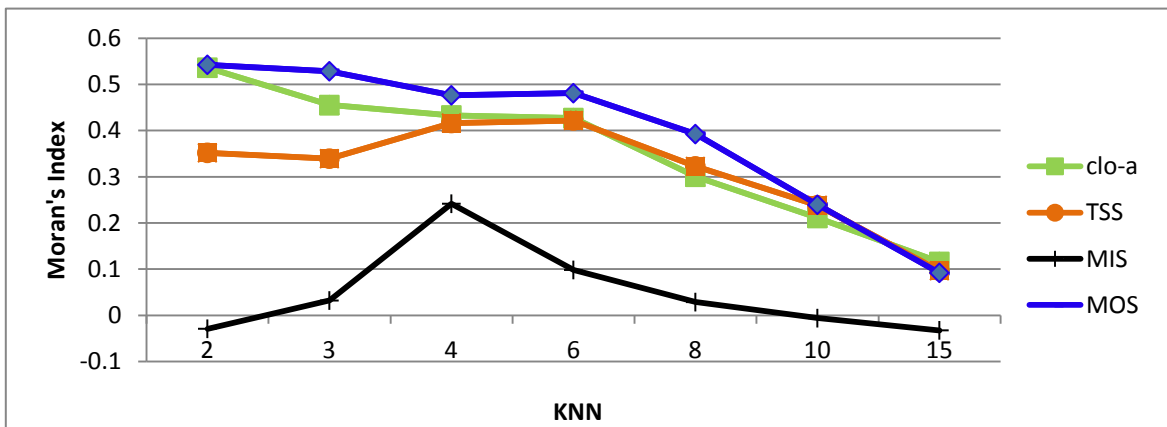


Figura 53: Relação de Variação do Índice de Moran em função do grau de vizinhança aplicado (KNN)

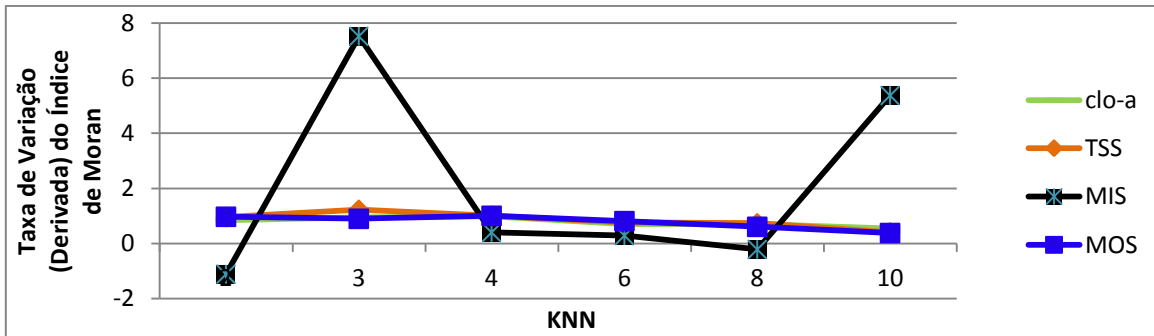


Figura 54: Taxa de Variação do Índice de Moran em função do grau de vizinhança aplicado (KNN) – 1° Derivada da Figura 49

A partir do conjunto de atributos de cada ponto amostral do Reservatório Ibitinga, foram selecionados a Clo-A, o TSS e o MIS para a obtenção de 5 agrupamentos (tipos de água) pelo método *Cluster analysis*, e o resultado desta análise é apresentado na Figura 55. Como é possível de se observar, os pontos P08 e P10 se mostraram com regimes próprios (outliers), diferentes entre si e do restante dos demais pontos amostrais do reservatório. Comportamento que reforça a hipótese de contaminação por parte do afluente Jacaré-Guaçu. Já próximo à barragem, a montante, o comportamento dos clusters foi contrário ao esperado, não havendo tendência clara de agrupamento. À jusante, observa-se que o grupo 1 (vermelho) é sempre seguido do grupo 2 (azul). Este padrão, embora bem definido espacialmente, não apresenta boa correlação com os perfis de longitudinais de MIS, MOS, TSS ou Clo-A (Figura 2, Figura 4, Figura 6 e Figura 8).

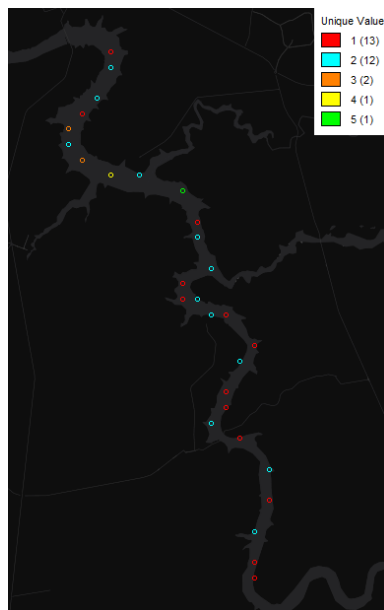


Figura 55: Agrupamento pelos atributos clorofila-a, TSS, MIS, com n° de clusters = 5, n° de iterações = 300

CONCLUSÃO

Este trabalho analisou o comportamento espacial do reservatório Ibitinga a partir de dados limnológicos e radiométricos.

Observou-se variabilidade entre os pontos amostrais do reservatório, indicando que esse reservatório sofre aporte de afluentes com características distintas. Essas características refletem diretamente na composição da água do reservatório, e em sua interação com a radiação eletromagnética. A região de encontro de águas do Rio Jacaré-Guaçu no Reservatório Ibitinga se mostrou estatisticamente distinta do restante do reservatório para praticamente todas as variáveis levantadas e analisadas neste trabalho. Em especial, o CDOM, o qual apresentou um padrão tipicamente alóctone nesta região do reservatório. Demais pontos demonstraram um comportamento mais autóctone para o CDOM.

A partir da análise de absorção espectral do CDOM a 450/500nm, inferiu-se o efeito da depuração e da sedimentação/fixação do material particulado ao longo do reservatório. Os pontos mais a jusante demonstraram maiores valores de absorção específica, enquanto que os maiores valores foram encontrados a montante, com exceção do ponto P09, o qual demonstrou a maior absorção de todo reservatório.

As análises de regressão para determinação da clorofila-a no Reservatório demonstraram concordâncias e variações significativas entre si. No quesito de concordância, todas as regressões testadas indicaram haver algum tipo de estrutura espacial regendo a variável dependente, assim como correlação significativa da Clo-A com o material particulado suspenso. Contudo, esta dependência espacial dos modelos foi variável para cada parâmetro analisado, assim como para cada matriz de vizinhança aplicada. O modelo TIPO 1 apresentou uma relação do tipo *LAG (SAR)*, enquanto o modelo TIPO 2 apresentou uma relação *CAR*, com probabilidade ainda de uma relação *SARMA*. O modelo TIPO 2 foi mais eficiente em estimar a clorofila-a, indicando que para ambientes aquáticos tais como o Reservatório Ibitinga, a origem da matéria orgânica, e sua caracterização química são importantes fatores para determinação da produtividade primária e grau de eutrofização do corpo aquático.

Com a variação da matriz de vizinhança (KNN), foi possível avaliar o efeito do MAUP sobre as análises de agregação espacial pelo índice de Moran local (LISA) para cada um dos parâmetros limnológicos analisados (clorofila-a, MIS, MOS e TSS). Observou-se que o efeito do MAUP é único para cada variável, e sua variação é não linear para com o aumento da vizinhança (KNN). Ainda a partir da análise do indicador LISA, foi possível estruturar o Reservatório Ibitinga em ao menos 2 regimes espaciais distintos (montante e jusante), em que o ponto de transição de regime ocorre próximo ao deságue do afluente Jacaré-Guaçu (entre os pontos P08 e P09). Tal comportamento reforça o efeito (impacto) deste afluente sobre todo o ecossistema do reservatório, e sua importância para o bom estado ambiental deste ecossistema.

REFERÊNCIAS

ALVES, R. G.; ASSENCIO, F. R. M.; MARCADONA, J. Avaliação ambiental do rio jacaré guaçu (município de ibitinga) com base nas características físicas e químicas da água e nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Relatório em parceria com EMPRESA HIDRELÉTRICA A. S. TIETÊ, 2003.

ANDRESEN, M. A. Estimating the probability of local crime clusters: The impact of immediate spatial neighbors. *Journal of Criminal Justice*, no. 39, p. 394-404, 2011.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, USA, 1998.

BAIO, J. A. F. Avaliação da contaminação nos principais corpos d'água do município de São Carlos/SP, Dissertação apresentada ao Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo para obtenção do Título de Mestre em ciências, 111p., 2009.

BOTTINO, F.; CALIJURI, M. DO C.; KEVIN JOSEPH MURPHY, K. J. Organic Matter Cycling in a Neotropical Reservoir: Effects of Temperature and Experimental Conditions. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 25, no. 2, p. 192–201, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2013000200010&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em 24 nov 2017.

BRICAUD, A.; MOREL, A.; PRIEUR, L. Absorption by Dissolved Organic Matter of the Sea (Yellow Substance) in the UV and Visible Domains. *Limnology and Oceanography*, vol. 26, 43–53p., doi:10.4319/lo.1981.26.1.0043, 1981.

CAIN, D.H.; RIITERS, K.; ORVIS, K. A multi-scale analysis of landscape statistics, *Landscape Ecology* vol. 12, p. 199–212, 1997.

CARVALHO, M. S.; CRUZ, O. G. Mortalidade Por Causas Externas: Análise Exploratória Espacial, Região Sudeste Do Brasil. *XI Encontro Nacional de Estudos Populacionais da ABEP*, p. 3153–3165, 1998.

CETENCO ENGENHARIA S. A. 2017. Disponível em: <<http://www.cetenco.com.br/br/obras/realizadas/1/6>>, Acesso em 26 out 2017.

CHEN, M.; HE, W.; CHOI, I.; HUR, J. Tracking the Monthly Changes of Dissolved Organic Matter Composition in a Newly Constructed Reservoir and Its Tributaries during the Initial Impounding Period. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, no. 2, p. 1274–83, 2016.

DALE, M, R.T.; FORTIN, M.J. Spatial Analysis: A Guide For Ecologists. *Cambridge University Press*, p. 454, 2014.

DAVIS, et al. The California Gap Analysis Project – Final Report. *Santa Barbara, CA: University of California Press*, 1998.

DARK, S.J.; BRAM, D. The Modifiable areal unit problem (MAUP) in physical geography, 2007 SAGE Publications, Progress in Physical Geography v, 31, n, 5, 2007.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DO ESTADO DE SÃO PAULO – DAEE. DECRETO Nº 10.755 - DE 22 DE NOVEMBRO DE 1977 que dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto n. 8.468, no. 1, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. 1977. Disponível em: <http://www.dae.sp.gov.br/legislacao/arquivos/835/decreto_10755.pdf>. Acesso em 26 out 2017.

DOUGHERTY et al. Environmental impact assessment of irrigation and drainage projects. FAO IRRIGATION AND DRAINAGE PAPER, vol. 53, ISBN 92-5-103731 -0, 1995.

ERVIN, D. MAUP: An Introduction to the Modifiable Areal Unit Problem. University of California Santa Barbara. Disponível em: <<http://gispopsci.org/maup/>>. Acesso em 27 out 2017.

GEHLKE, C.E.; BIEHL, K. Certain effects of grouping upon the size of the correlation coefficient in census tract material. J. Am. Stat. Assoc., vol. 29, p. 169–170, 1934.

GOODCHILD, M.F. Scale in GIS: An overview. Geomorphology 2011, 130, 5–9.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters, Oxford: Blackwell Scientific, 1978.

HEYWOOD, D.; CORNELIUS, I. S.; CARVER, S. An introduction to geographical information systems. New York: Addison Wesley Longman, 1998.

KIRK, J. T. O. Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Second Edition, Cambridge University Press, 1994.

LANDIS, W.; SOFIELD, R.; YU, M. Introduction to Environmental Toxicology: Molecular Substructures to Ecological Landscapes. 5^oed, 470p., 2017.

LEAL et al. Impact of copper sulfate application at an urban Brazilian reservoir: A geostatistical and ecotoxicological approach. *Science of the Total Environment*, in press, 2017.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, vol. 12, p. 343-346, doi:10.4319/lo.1967.12.2.0343, 1967.

MCDERMIS, G. J.; FRANKLIN, S. E.; LEDREW, E.F. Remote sensing for large-area habitat mapping. *Progress in Physical Geography*, vol. 29, p. 449–474, 2005.

MOBLEY, C. Light and water: Radiative Transfer in Natural Waters, Academic Press, ed. 2, 1994.

AVILA, R. P.; MONASTERIO, L. O MAUP e a Análise Espacial: um Estudo de Caso para o Rio Grande do Sul (1991-2000), *Revista Análise Econômica*, Porto Alegre, vol. 26, n. 49, p. 233-259, 2008.

MUÑOZ, C. A.; BROVELLI, M. A. Geospatial web services for limnological data: a case study of sensor observation service for ecological observations. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. II-4, 2014.

PERVEEN, S.; JAMES, L.A. Scale invariance of water stress and scarcity indicators: Facilitating cross-scale comparisons of water resources vulnerability. *Appl. Geogr.*, vol. 31, p. 321–328, 2011.

PERVEEN, S.; JAMES, L.A. Multiscale effects on spatial variability metrics in global water resources data. *Water Resour. Manag.*, vol. 24, p. 1903–1924, 2010.

POMPÊO, M. L. M. (Ed.) *Perspectivas na Limnologia do Brasil*. 2017.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos. *São Carlos: RiMa Editora e FAPESP*, p. 134, 2003.

RODRIGUES et al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). *Braz. J. Biol.*, vol. 65, no. 4, p. 697-710, 2005.

ROSSWELL, T.; WOODMANSEE, R.G.; MATSON, P. A. What does remote sensing do for ecology? *Ecology*, vol. 72, p. 45–54, 1991.

SALMIVAARA et al. Exploring the Modifiable Areal Unit Problem in Spatial Water Assessments: A Case of Water Shortage in Monsoon Asia. *Water (Switzerland)*, vol. 7, no. 3, p. 898–917, 2015a.

SALMIVAARA, A.; KUMMU, M.; VARIS, O.; KESKINEN, M. Socio-economic changes in Cambodia's unique Tonle Sap lake area: A spatial approach. *Appl. Spat. Anal. Policy*, submitted for publication, 2015b.

YWATA, A. X. de C.; ALBUQUERQUE, P. H. de M. Métodos e modelos em econometria espacial. Uma revisão. *Rev. Bras. Biom.*, São Paulo, vol. 29, no. 2, p. 273-306, 2011.