



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

DIOGO OLIVETTI

**CÂMERAS MULTI E HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADAS:
CONTRIBUIÇÕES PARA MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUAS
CONTINENTAIS**

Tese de Doutorado nº 54

Área de concentração: Geoprocessamento e Análise Ambiental

BRASÍLIA – DF
2019

DIOGO OLIVETTI

**CÂMERAS MULTI E HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADAS:
CONTRIBUIÇÕES PARA MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUAS
CONTINENTAIS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica (Área de concentração Geoprocessamento Análise Ambiental) do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, como requisito para a obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Henrique Llacer Roig
Orientador

Prof. Dr. Jean-Michel Martinez
Coorientador

BRASÍLIA – DF
2019

FICHA CATALOGRÁFICA

DIOGO OLIVETTI

**CÂMERAS MULTI E HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADAS:
CONTRIBUIÇÕES PARA MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUAS
CONTINENTAIS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor.

16 de agosto de 2019

Prof. Dr. Henrique Llacer Roig (Orientador – UNB)

Prof. Dr. Waterloo Pereira Filho (UFSM)

Prof. Dr. Carlos Ruberto Fragoso Júnior (UFAL)

Prof^a. Dr^a. Rejane Ennes Cicereli (UNB)

Dedico a Deus, à família e aos amigos.

AGRADECIMENTOS

À CAPES, pela bolsa de estudos e à FINEP e FAPDF pelo fomento de projetos.

À Universidade de Brasília e ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica do Instituto de Geociências, pela oportunidade.

Ao Prof. Dr. Henrique Llacer Roig pela confiança e orientação.

Ao Prof. Dr. Jean-Michel Martinez pelos ensinamentos e recomendações.

As instituições públicas ANA e a CAESB pelo apoio técnico. Em especial à Polícia Federal por toda infraestrutura fornecida e disponibilidade de helicóptero para aerolevamentos nas campanhas de campo em Brumadinho e sobre os reservatórios do Retiro Baixo e Três Marias, no Estado de Minas Gerais.

À UFAM, em especial ao Prof. Rogério Marinho e ao Prof. Dr. Naziano Filizola, pelo apoio técnico de logística e infraestrutura de laboratório nas atividades de campo feitas no estado do Amazonas.

Aos colegas de pós-graduação e de laboratório que tiveram participação fundamental e decisiva para a execução desse projeto: Raphael Casari, Alexandre Moreno, Henrique Borges, Leandro Salles, Edio Malta, Eduardo Seimetz e Henrique Bernini.

Aos demais colegas de Pós-Graduação e de laboratório, foram muitos ao longo desses quatro anos, pelo companheirismo e pelas amizades e convivência harmônica.

Aos demais professores do Instituto de Geociências pelos ensinamentos, conselhos e incentivos. Em especial aos Professores Doutores Jeremie Garnier, Tati de Almeida, Gustavo Macedo de Mello Machado Baptista e Paulo Roberto Meneses.

Aos técnicos do Instituto de Geociências pelo apoio e disponibilidade nas horas necessárias, em especial ao colega de laboratório Serjão pelo companheirismo e ao “capitão” Mendes que sempre fez o possível para apoiar o trabalho e prestar os serviços de logística de campo.

A pessoas externas da UnB que me apoiaram em diferentes momentos da vida, mas que sem dúvidas foram decisivas para essa tese. Em Brasília (DF): Maurício Doff Sotta. Em Alfenas (MG): Prof. Dr. Ronaldo Luiz Mincato. Em Águas da Prata (SP): Ronaldo Valim do Val e José Diogo Valim.

À minha família pelo carinho, apoio incondicional e reconhecimento de trabalho na área acadêmica.

“Hei você que tem de oito a oitenta anos. Não fique aí perdido, como ave sem destino. Pouco importa a ousadia dos seus planos. Eles podem vir da vivência de um ancião ou da inocência de um menino. O importante é você crer na juventude que existe dentro de você. Meu amigo. Meu compadre. Meu irmão. Escreva sua história pelas suas próprias mãos”

(Zé Geraldo)

RESUMO

O monitoramento de qualidade da água é crucial para manter a conservação dos recursos hídricos oceânicos, costeiros e continentais. De modo geral, o monitoramento convencional de águas continentais de superfície é feito por amostragens pontuais, que se limitam a representar uma variabilidade espacial dos seus parâmetros. No intuito de complementar essa deficiência, técnicas de Sensoriamento Remoto pelo uso de imagens de sensores orbitais vêm sendo aplicadas para mapear alguns desses parâmetros, principalmente os Componentes Ópticamente Ativos (COAs) – Sólidos Suspensos Totais (TSS), Clorofila-*a* (Chl-*a*) e Matéria Orgânica Dissolvida Colorida (CDOM). No entanto, a maioria dos sensores orbitais disponíveis possui ao menos uma limitação para o monitoramento dos COAs em relação às resoluções espectral, espacial e temporal. Além disso, todos os sensores orbitais estão sujeitos a perturbações atmosféricas, principalmente nos períodos de chuva, justamente quando o carreamento de sedimentos é mais intenso. Correções atmosféricas ainda apresentam limitações para aplicações em imagens de satélite no monitoramento de águas continentais. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi testar a potencialidade de plataformas aerotransportadas, tripuladas e não tripuladas, com câmeras de pequeno porte multi e hiperespectrais de diferentes sistemas de geometria de aquisição de imagem, *frame* e *pushbroom*, para o monitoramento dos COAs em águas continentais. Duas câmeras multiespectrais foram testadas. A primeira foi a Tetracam MINI-MCA6, de *frame*, que permite um arranjo de 6 bandas por meio de um conjunto de filtros que cobre uma fração da faixa do espectro entre 400 a 1150 nm. A segunda é a câmera Parrot Sequoia, de *frame*, que possui quatro bandas nas faixas dos espectros do verde, vermelho, *red-edge* e infravermelho próximo. A hiperespectral é a câmera Headwall Nano-Hyperspec, *pushbroom*, de 276 bandas entre 400 a 1000 nm. Diversas campanhas de aerolevantamentos com essas plataformas foram feitas em corpos hídricos de diferentes biomas brasileiros: reservatórios hídricos do cerrado (Paranoá e Corumbá IV), águas dos rios Negro e Solimões e igarapés da Amazônia, tanques de piscicultura no entorno do Distrito Federal e ainda sobre a bacia do Rio Paraopeba, estas últimas no intuito de monitorar a carga de TSS após o rompimento da barragem de rejeitos em Brumadinho (MG). Dados *in situ* radiométricos, de propriedades ópticas da água e de COAs foram obtidos conjuntamente para calibrar as imagens, avaliar sua precisão radiométrica e gerar modelos Bio-Ópticos de estimativa dos COAs. Os resultados demonstraram que essas plataformas foram eficazes para o monitoramento de TSS e Chl-*a* em águas continentais, e superaram as limitações de correções atmosféricas de imagens de sensores orbitais. Ademais, recomenda-se que uma câmera de pequeno porte ideal para o monitoramento dos COAs deve possuir bandas nos comprimentos de onda do espectro eletromagnético de: 750 a 950 nm para TSS; 670 a 680nm, 700 a 725 e ~750 nm para Chl-*a*, e ~440, 570 e 655 para CDOM. Ainda se relata que, diferente de *pushbroom*, as câmeras *frame* possuem limitações para cobrir corpos hídricos continentais de grande tamanho, como grandes rios e reservatórios, devido à dificuldade de construção de ortomosaico das imagens em áreas homogêneas pelos softwares de fotogrametria digital. Por fim, diante da variabilidade de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT), este trabalho procura indicar plataformas aerotransportadas ideais para o monitoramento de qualidade de águas continentais.

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto, VANT, RPA, DRONE, TSS, Chl-*a*, CDOM.

ABSTRACT

Water quality monitoring is crucial for ocean, coastal and continental water resources conservation. In general, the conventional monitoring of surface continental waters is made by point sampling, which is limited by the spatial variability of its parameters. In order to complement this deficiency, Remote Sensing techniques using satellite images are used for monitoring some water quality parameters, especially the Optical Active Components (OACs) - Total Suspended Solids (TSS), Chlorophyll-a (Chl-a) and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM). However, most of the available orbital sensors have at least one type of limitation for inland water quality monitoring related to their spectral, spatial, and temporal resolutions. Moreover, all orbital sensors are subject to atmospheric disturbances, especially during rainy periods, precisely when sediment transport is more intense. In addition, atmospheric correction is still a major challenge for inland water quality monitoring using satellite images. In this context, the objective of this work was to test the potentiality of manned and unmanned airborne platforms with small multi and hyperspectral cameras of different image acquisition geometry system - frame and pushbroom- for the monitoring of COAs in continental waters. Two multispectral cameras were tested. The first was the Tetracam MINI-MCA6 frame system, which allows a 6-band arrangement through a filter set that covers a fraction of the spectrum range between 400 to 1150 nm. The second is the Parrot Sequoia frame camera, which has four bands in the green, red, red-edge and near infrared spectrum ranges. The third, is the 276-band, in the range between 400 and 1000nm, pushbroom Nano-Hyperspec Headwall hyperspectral camera. Several aerial surveys with these platforms were carried out on water bodies from different Brazilian biomes: Cerrado water reservoirs (Paranoá and Corumbá IV), waters of the Negro and Solimões rivers and Amazon streams, pisciculture ponds around the Federal District and even on the Paraopeba River basin, the latter in order to monitor the TSS load after the tailings dam rupture in Brumadinho (MG). Radiometric in situ data, water optical properties and COAs were obtained simultaneously to calibrate the images, evaluate their radiometric accuracy and generate Bio-Optical COAs estimation models. The results showed that these platforms were effective to monitor TSS and Chl-a in continental waters, and overcomes the limitations of atmospheric correction of orbital sensor images. In addition, it is recommended that the ideal small camera for water quality monitoring should have bands on the wavelengths ranges of: 750 to 950 nm for TSS; 670 to 680nm, 700 to 725 and ~ 750 nm for Chl-a, and ~ 440, 570 and 655 for CDOM. It is also reported that, unlike pushbroom cameras, frame cameras have limitations when covering large continental water bodies, such as large rivers and reservoirs, due to the difficulty of orthomosaic image construction in homogeneous areas by digital-based photogrammetry software. Finally, given the variability of Unmanned Aerial Vehicles (UAV), this thesis seeks to specify ideal airborne platforms for the monitoring of continental water quality.

Keywords: *Remote Sensing, hydrologic monitoring, UAV, RPA, TSS, Chl-a, CDOM.*

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fluxograma de classificação dos modelos bio-ópticos.....	23
Figura 2 - Espectros de Reflectância de Sensoriamento Remoto de águas típicas de altas concentrações de TSS, Chl- <i>a</i> e CDOM.....	27
Figura 3 - Levantamento bibliográfico de 2000 a 2014 na base do portal “ <i>Web of Knowledge</i> ” sobre os temas “ <i>lake water quality/ecology</i> ” e “ <i>inland water quality/ecology</i> ”.....	28
Figura 4 - Levantamento bibliográfico de 1987 a 2017 na base do portal “ <i>Web of Science</i> ” sobre as palavras-chave “ <i>inland water</i> ” e “ <i>Remote Sensing</i> ”.	29
Figura 5 - Mapa global da distribuição de estudos sobre qualidade da água em lagos. ...	29
Figura 6 - Desenho representativo da técnica de monitoramento de qualidade de águas continentais por meio de Sensoriamento Remoto por diferentes plataformas.	30
Figura 7 - Histórico dos programas de observação de sensores orbitais de 1970 a 2018.	31
Figura 8 - Imagens Landsat-8 OLI de outubro a dezembro de 2018 totalmente cobertas por nuvens na região de Brasília (DF) e estado de Goiás.....	34
Figura 9 - Imagens Sentinel 2A e 2B-MSI de novembro de 2018 totalmente cobertas por nuvens na região de Brasília (DF).....	35
Figura 10 - Desenhos esquemáticos do sistema VANT e sensores remotos.	37
Figura 11 - Desenhos esquemáticos dos diferentes tipos de câmeras desenvolvidos para uso em VANT.....	38
Figura 12 - Efeito de <i>Sun Glint</i> numa imagem RGB da câmera Sequoia obtida na confluência dos Rios Negro e Solimões.....	43
Figura 13 - Desenho teórico do efeito do efeito de <i>Sun Glint</i>	43
Figura 14 - Modelo esquemático de aquisição imagem aerotransportada.	44
Figura 15 - Imagens hiperespectral obtida pelo sensor hiperespectral CASI acoplado em um VANT de asa fixa.	45
Figura 16 - Especificações gerais de tamanho e configurações da câmera Parrot Sequoia e seus sensores, do sensor de irradiância e demais componentes.....	48
Figura 17 - Especificações da câmera Tetracam Mini-MCA 6.	48
Figura 18 - Eficiência relativa das bandas da câmera Tetracam Mini-MCA6.	49
Figura 19 - Câmera hiperespectral Headwall Nano-Hyperspec e seu IMU.	50
Figura 20 - Detalhes do VANT DISCO PRO AG integrado com a câmera multiespectral Sequoia.....	51
Figura 21 - Câmera Sequoia acoplada ao VANT DJI Phantom 4 por meio do suporte desenhado e impresso em 3D.	52
Figura 22 - Imagens do VANT DJI S1000 com a câmera Nano-Hyperspec acoplada em laboratório e em campo, num momento de aquisição.	52
Figura 23 - Modelo 3D para melhor encaixe da câmera Nano-Hyperspec no gimbal que foi instalado no VANT S1000.	53
Figura 24 - RPA DJI Matrice 600 com a câmera Nano-Hyperspec acoplada por meio do Gimbal DJI RONIM MX e o suporte 3D (Figura 23).....	53
Figura 25 - Rotina de procedimentos prévios para coleta de dados por aerolevantamentos.	54
Figura 26 - Voo realizado com a Câmera Tetracam MINI-MCA (A) acoplada no multirroto S1000 (B).	54
Figura 27 - Sistema de controle e planejamento de voo com o aplicativo UgCS sobre as margens do Lago Paranoá.	55

Figura 28 - Mapa de distribuição dos pontos de amostragem de levantamentos de dados <i>in situ</i> na entrada do Ribeirão Bananal, no reservatório hidrelétrico Paranoá.	56
Figura 29 - Modelo de plano de voo com o aplicativo Drone Deploy na área de estudo.	56
Figura 30 - Mapa de distribuição dos pontos de amostragem de levantamentos de dados <i>in situ</i> na entrada do Rio Areias no reservatório hidrelétrico Corumbá IV	57
Figura 31 - Plano de voo no Braço do Rio Areias no reservatório Corumbá IV pelo aplicativo <i>Pix4d capture</i> para o VANT de asa fixa Parrot Disco PRO AG.	58
Figura 32 - Plano de voo no Braço do Rio Areias pelo aplicativo <i>Drone Deploy</i> para o VANT multirrotor DJI Phantom 4.	58
Figura 33 - Mapa das áreas de estudos em águas Amazônicas, Manacapuru (A) e encontro das águas do Rio Negro e Solimões, Manaus (B).	59
Figura 34 - Imagens áreas obtida pela câmera RGB do VANT DJI Phantom 4 sobre a área de estudo em Manacapuru (AM) com destaque no contraste entre as águas do Rio Solimões, dos Igarapés e dos tanques de piscicultura.	59
Figura 35 - Linhas de voo dos três aerolevantamentos sobrepostos, feitos com a plataforma VANT Parrot Disco PRO AG e câmera Sequoia, plotados no <i>software Pix4d Mapper</i> , sobre a área de estudo em Manacapuru (AM), cobrindo um total de 157 hectares.	60
Figura 36 - Mapa de distribuição dos pontos de amostragem de parâmetros de qualidade da água e de espectrorradiometria <i>in situ</i> em Manacapuru (AM).	60
Figura 37 - Imagens áreas obtidas pela câmera RGB do VANT DJI Phantom 4 sobre a área de estudo em Manaus (AM), com destaque no contraste entre as águas do Rio Solimões e do Rio Negro.	61
Figura 38 - Plano de voo na confluência do Rio Negro e Solimões pelo aplicativo <i>DJI Ground Station Pro</i> para o VANT multirrotor DJI Phantom 4.	61
Figura 39 - Mapa de distribuição dos pontos de amostragem de parâmetros de qualidade da água e de espectrorradiometria <i>in situ</i> em Manaus (AM).	62
Figura 40 - Plano de voo nos tanques de piscicultura configurado pelo aplicativo <i>Drone Deploy</i> para o VANT multirrotor DJI Phantom 4.	63
Figura 41 - Imagem representativa do plano de voo com o VANT DJI S1000 e a câmera Nano-Hyperspec no Reservatório do Paranoá pelo <i>software</i> UgCS.	63
Figura 42 - Plano de voo A sobre os tanques de piscicultura, configurado pelo aplicativo DJI Ground Station Pro, para a plataforma VANT DJI Matrice 600/Nano-Hyperspec.	64
Figura 43 - Plano de voo B sobre os tanques de piscicultura configurado pelo aplicativo DJI Ground Station Pro, para a plataforma VANT DJI Matrice 600/Nano-Hyperspec.	64
Figura 44 - Câmera Nano instalada no helicóptero com apoio do gimbal RONIM MX.	65
Figura 45 - Câmera hiperespectral instalada no helicóptero sobrevoando o reservatório de Três Marias (MG).	65
Figura 46 - Linhas de voo obtidas pela câmera Nano-Hyperspec a bordo de helicóptero a 1200 e 1500m sobre a montante do Rio Paraopeba (B) e os reservatórios de Três Marias e do Retiro Baixo (A).	66
Figura 47 - Imagem ortoretificada de Brasília destacando os pontos de amostragem no Paranoá e suas sub-bacias tributárias.	67
Figura 48 - Esquema da medição, teórico e prático, da reflectância R_{rs} e da interação da luz com a superfície da coluna d'água, irradiância (Ed), radiância do céu (Ld) e radiância da água (Lu).	67

Figura 49 – Imagem demonstrativa do esquema de medição da reflectância R_{rs} , obtidas em solo.....	68
Figura 50 - Sistema de medição de absorção com o OSCAR e seus acessórios.	69
Figura 51 - Fluxograma de procedimentos metodológicos.	70
Figura 52 - Curvas espectrais dos valores máximos e mínimos dos COAs medidos <i>in situ</i> com simulação das bandas da câmera Sequoia (vermelho pontilhado) e sensores orbitais.....	74
Figura 53 - Curvas hiperespectrais obtidas <i>in situ</i> e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de TSS para cada banda.	75
Figura 54 - Gráficos de correlação das concentrações de TSS e as bandas simuladas para as câmeras Nano-Hyperspec (R_{rs} 876 nm), Sequoia (R_{rs} 770 a 810 nm) e para os sensores orbitais Sentinel 2 MSI banda 8a (R_{rs} 854 a 874 nm), Landsat 8 OLI banda 5 (R_{rs} 850 a 880 nm), SPOT 5 banda 3 (R_{rs} 750 a 950 nm) e MODIS Terra banda 2 (R_{rs} 841 a 876 nm)	75
Figura 55 - Curvas hiperespectrais obtidas <i>in situ</i> e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de Chl- <i>a</i> para cada banda.	76
Figura 56 - Gráficos de correlação entre Chl- <i>a</i> e as bandas simuladas das câmeras Nano-Hyperspec e Sequoia e do sensor MSI do Satélite Sentinel 2.	78
Figura 57 - Curvas hiperespectrais obtidas <i>in situ</i> e os valores de r e R^2 , em relação aos valores de a_{CDOM} (440) para cada banda	79
Figura 58 - Gráficos de correlação entre os modelos preditivos de Ficek; Zapadka; Dera (2011) a a_{CDOM} (440)	80
Figura 59 - Análises de regressão entre os valores de reflectância das bandas simuladas por espectrorradiometria <i>in situ</i> e dos produtos SPOT-5 Take 5 nível 2A.	82
Figura 60 - Regressão linear (a) e distribuição dos resíduos (b) entre a da banda do vermelho SPOT-5, produto Take 5, e as concentrações de TSS.	83
Figura 61 - Regressão linear (a) e distribuição dos resíduos (b) entre a razão de banda entre o vermelho e infravermelho SPOT 5, produto Take 5, e as concentrações de Chl- <i>a</i>	83
Figura 62 - Mapa temporal de TSS, de abril a setembro de 2015, pela relação linear entre a reflectância da banda do vermelho do produto SPOT 5 Take 5.	84
Figura 63 - Mapa temporal de Chl- <i>a</i> , de abril a setembro de 2015, pela relação linear entre a razão de bandas vermelho e infravermelho próximo do produto SPOT 5 Take 5.	85
Figura 64 - Distribuição dos dados de reflectância de superfície das diferentes correções atmosféricas aplicadas para as imagens Landsat 8 OLI com as bandas simuladas.	86
Figura 65 - RMSE das correções atmosféricas para as bandas Sentinel 2 MSI	87
Figura 66 - Imagem capturada do processamento de geração de ortomosaico, no <i>software Pix4D Mapper</i> , de imagens multiespectral câmera Sequoia obtidas em Manacapuru (AM).	90
Figura 67 - Imagem do processamento de geração do ortomosaico, no <i>software Photoscam</i> , da câmera RGB do VANT Phantom 4 no Reservatório do Paranoá. ..	90
Figura 68 - Imagens da câmera Nano-Hyperspec adquiridas sobre os reservatórios de Três Marias (à esquerda) e do Retiro Baixo (à direita), Minas gerais, obtidas pelas linhas de voo de helicóptero (Figura 46).	91
Figura 69 - Conjunto de imagens que representa o sistema <i>pushbroom</i> e testes realizados em solo e aerotransportados com a câmera Nano-Hyperspec.	92
Figura 70 - Imagem do processamento de construção do ortomosaico no <i>software Pix4D Mapper</i> , de imagens multiespectral câmera Sequoia obtidas na área	

experimental do Paranoá (Figura 15), destacando as nuvens de pontos geradas e todas as imagens alinhadas (em verde e azul).....	93
Figura 71 - Ortomosaicos das bandas multiespectrais da câmera Sequoia em todas as datas dos aerolevantamentos feitos sobre o braço do Rio Areias no Reservatório do Corumbá IV	93
Figura 72 - Ortomosaicos das bandas multiespectrais da câmera Sequoia em algumas datas dos aerolevantamentos feitos sobre o braço do Ribeirão Bananal no Reservatório do Paranoá.....	94
Figura 73 - Demonstração de imagens em composição RGB cor real da câmera Tetracam Mini-MCA com efeito de arrasto obtida com velocidade de voo de 10 m/s.	95
Figura 74 - Demonstração de imagens de câmeras <i>Global Shutter</i> (A) e <i>Rolling Shutter</i> (B) obtidas na mesma área e no mesmo momento. Observa-se efeitos de arrasto apenas na câmera <i>Rolling Shutter</i>	95
Figura 75 - Demonstração de imagens em composição RGB cor real da câmera Tetracam Mini-MCA sem efeito de arrasto com velocidade de voo de 5 m/s.	96
Figura 76 - Ortomosaicos das bandas multiespectrais da câmera Sequoia no aerolevamento feito em Manacapuru (AM).	97
Figura 77 - Imagens da câmera Sequoia do dia 09/11/2018 sem presença de GLINT obtidas por volta de 8h em linhas de voo frontal e opostas ao sol.	98
Figura 78 - Imagens da câmera Sequoia do dia 05/12/2018 sem presença de GLINT obtidas por volta de 17h em linhas de voo frontal e opostas ao sol.	99
Figura 79 - Imagens da câmera Sequoia com alta presença de <i>Sun Glint</i> obtidas por volta de 12h em Manaus (AM), na confluência dos Rios Negro e Solimões.....	99
Figura 80 - Nuvem densa de pontos, geradas no aplicativo Pix4D Mapper, das imagens da câmera Sequoia em Manacapuru (AM).	100
Figura 81 - Exemplo do procedimento de eliminação do <i>Sun Glint</i> pela ferramenta <i>Mosaic Editor</i> do aplicativo <i>Pix4d Mapper</i>	101
Figura 82 - Ortomosaico, (A) pré e (B) pós processados de correção de <i>Sun Glint</i> , do infravermelho próximo da câmera Sequoia em Manacapuru (AM).....	102
Figura 83 - Imagens RGB da câmera Sequoia total (A) e parcialmente (B) cobertas pelo efeito de <i>Sun Glint</i>	102
Figura 84 - Gráfico de dispersão entre todas as bandas, simuladas e empíricas, da câmera Sequoia.....	105
Figura 85 - Gráfico de dispersão entre as bandas individuais, simuladas e empíricas, da câmera Sequoia.	105
Figura 86 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia em todas as áreas de estudo.....	106
Figura 87 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia no Paranoá.	107
Figura 88 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia no Corumbá IV.....	108
Figura 89 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia na Amazônia.	108
Figura 90 - Ortomosaico em RGB cor real do aerolevamento feito no dia 02/11/2018 com um transecto sobre pontos de concentração de TSS conhecidos, máximo de 43,2 mg/L (ponto 2) e mínimo de 5,9 mg/L (ponto 6).	110
Figura 91 - Gráfico dos valores de reflectância de superfície das bandas da câmera Sequoia do transecto arbitrário da Figura 25.....	110

Figura 92 - Mapa de concentração de TSS no Braço do Rio Areias no Reservatório do Corumbá IV no dia 02/03/2018. À direita, sobreposto à imagem obtida pelo satélite Sentinel 2.....	111
Figura 93 - Mapa de concentração de TSS no Braço do Rio Areias no Reservatório do Corumbá IV no dia 29/03/2018. À direita, sobreposto à imagem obtida pelo satélite Sentinel 2.....	112
Figura 94 - Mapa de concentração de TSS no Braço do Rio Areias no Reservatório do Corumbá IV no dia 18/05/2018. À direita, sobreposto à imagem obtida pelo satélite Sentinel 2.....	112
Figura 95 - Mapa temporal de concentrações de TSS no braço do Ribeirão Bananal no Reservatório do Paranoá nas datas de 12/09/2018, 31/10/2018 e 02/11/2018.	113
Figura 96 - Mapa temporal de concentrações de TSS no braço do Ribeirão Bananal no Reservatório do Paranoá nas datas de 09/11/2018 e 05/12/2018.	114
Figura 97 - Imagens da câmera Nano-Hyperspec (banda 800nm) adquiridas sobre os reservatórios de Três Marias e do Retiro Baixo (MG), obtidas pelas linhas de voo de helicóptero, com destaque para os pontos de amostragem.	116
Figura 98 - Imagens da câmera Nano-Hyperspec (banda 800nm) adquiridas sobre o Rio Paraopeba, na região de Brumadinho (MG), obtidas pelas linhas de voo de helicóptero, com destaque para os pontos de amostragem.	116
Figura 99 – Comparação entre as curvas hiperespectrais da câmera Nano-Hyperspec (em vermelho), calibradas pelo método <i>empirical line</i> , e as curvas espectrais obtidas <i>in situ</i> pelo espectrorradiômetro Ramses (em azul).	118
Figura 100 – Curvas hiperespectrais calibradas da câmera Nano-Hyperspec e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de TSS para cada banda.	118
Figura 101 - Curvas hiperespectrais obtidos <i>in situ</i> e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de TSS para cada banda.	119
Figura 102 – Curva de calibração pelo método <i>empirical line</i> para a banda de 832 nm da câmera Nano-Hyperspec.	119
Figura 103 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância da banda de 832 nm da câmera Nano-Hyperspec com as concentrações de TSS.	120
Figura 104 – Mapa das concentrações de TSS nos reservatórios de Três Marias e do Retiro Baixo (MG).	120
Figura 105 - Mapa das concentrações de TSS no Rio Paraopeba, na região de Brumadinho (MG), com destaque para a zona de confluência com a lama de rejeitos.	121
Figura 106 - Mapa das concentrações de TSS no Rio Paraopeba, mais à jusante da zona de confluência com a lama de rejeitos.	121
Figura 107 - Ortomosaico RGB sobre os tanques de piscicultura, com destaque para pontos de coleta de dados.	123
Figura 108 - Dispersão das concentrações Chl- <i>a</i> entre os dados obtidos em laboratório, com os obtidos pela sonda e pelo fluorômetro.	125
Figura 109 - Ortomosaicos das bandas multiespectrais da câmera Sequoia do aerolevanteamento feito sobre os tanques de piscicultura.	126
Figura 110 – Ortomosaico hiperespectral da câmera Nano-Hyperspec do aerolevanteamento feito sobre os tanques de piscicultura.	127
Figura 111 - Curvas hiperespectrais calibradas da câmera Nano-Hyperspec e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de Chl- <i>a</i> para cada banda.	127
Figura 112 - Gráfico de dispersão entre o algoritmo gerado pelas bandas da câmera Nano-Hyperspec com as concentrações de Chl- <i>a</i>	128

Figura 113 - Mapa das concentrações de Chl- <i>a</i> nos tanques de piscicultura gerado pela câmera Nano-Hyperspec.	129
Figura 114 - Gráfico de dispersão entre a razão de banda Red-Edge/Red da câmera Sequoia com as concentrações de Chl- <i>a</i>	130
Figura 115 – Mapa das concentrações de Chl- <i>a</i> nos tanques de piscicultura gerado pela câmera Sequoia.....	130

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais POIs comumente aplicadas em nos estudos de qualidade da água.	22
Tabela 2: Principais POAs comumente aplicadas em nos estudos de qualidade da água.	22
Tabela 3: Potencial dos sensores orbitais mais aplicados para estudos sobre qualidade da água.....	32
Tabela 4 - Comparação entre os potenciais e limitações de sensores orbitais e aerotransportados.....	42
Tabela 5: Características das bandas e do sistema de imageamento da câmera Sequoia.	47
Tabela 6: Características do Sistema GPS/IMU da Nano-Hyperspec.....	50
Tabela 7 - Dados de Rrs e dos COAs obtidos nas campanhas <i>in situ</i>	73
Tabela 8: Coeficientes de correlação e determinação entres modelos preditivos Chl- <i>a</i> da literatura e desenvolvido neste trabalho a partir de dados hiperespectrais	77
Tabela 9: Coeficientes de correlação e determinação entre modelos preditivos de CDOM disponíveis na literatura.....	80
Tabela 10: Dados de propriedade óptica e de qualidade da água obtidos durante as campanhas de campo.	81
Tabela 11: Valores de R ² entre a relação empírica entre as bandas do SPOT 5, produto Take 5 níveis 2A, com as concentrações de TSS e Chl- <i>a</i>	82
Tabela 12: Valores de R ² e RMSE das correções atmosféricas para as bandas Landsat 8 OLI	87
Tabela 13 – Dados <i>in situ</i> obtidos durante os aerolevantamentos não tripulados com a câmera Sequoia.....	103
Tabela 14 – Dados <i>in situ</i> obtidos durante os aerolevantamentos tripulados com a câmera Nano-Hyperspec.	117
Tabela 15 – Dados <i>in situ</i> obtidos durante os aerolevantamentos não tripulados com a câmera Nano-Hyperspec e Sequoia.	124
Tabela 16 – Coeficientes de correlação e determinação entres modelos preditivos Chl- <i>a</i> da literatura e criado neste trabalho a partir de dados hiperespectrais da câmera Nano-Hyperspec.	128
Tabela 17 – Modelos empíricos e semiempíricos de estimativa de Chl- <i>a</i> , a partir dos dados de reflectância da câmera Sequoia.	129

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	19
3	ESTADO DA ARTE - REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1	SENSORIAMENTO REMOTO NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUAS CONTINENTAIS: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E ESTADO DA ARTE.....	20
3.2	AERONAVES REMOTAMENTE PILOTADAS E CÂMERAS DE PEQUENO PORTE: NOVAS TECNOLOGIAS PARA APLICAÇÕES EM SENSORIAMENTO REMOTO.....	36
3.3	SUN GLINT: CONCEITO E MÉTODOS DE CORREÇÕES	42
4	MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1	CÂMERAS DE PEQUENO FORMATO	47
4.2	AERONAVES REMOTAMENTE PILOTADAS	50
4.3	PROCEDIMENTOS DE CAMPO	54
4.3.1	Aerolevantamentos com as câmeras multiespectrais.....	54
4.3.2	Aerolevantamentos com a câmera hiperespectral.....	63
4.3.3	Sensores orbitais	66
4.3.4	Coleta e análise de dados <i>in situ</i> e em laboratório.....	67
4.4	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	70
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	72
5.1	ANÁLISE DE DADOS HIPERESPECTRAIS <i>IN SITU</i> : POTENCIALIDADES DE SENSORES ORBITAIS E AEROTRANSPORTADOS PARA O MONITORAMENTO DE COAS EM ÁGUAS CONTINENTAIS.....	72
5.2	IMAGENS DE SENSORES ORBITAIS: PROCESSAMENTOS, ANÁLISE RADIOMÉTRICA E APLICAÇÕES PARA MONITORAMENTO DE TSS E CHL-A	80
5.3	ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS DISTINTAS DE GEOMETRIA DE AQUISIÇÃO DAS CÂMERAS MULTI E HIPERESPECTRAIS PARA O MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUAS CONTINENTAIS.	88
5.4	USO DE CÂMERA MULTIESPECTRAL AEROTRANSPORTADA POR VANTS PARA O MONITORAMENTO DE TSS EM ÁGUAS CONTINENTAIS.....	103
5.5	USO DE CÂMERA HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADA PARA O MONITORAMENTO DE TSS DE ÁGUAS CONTINENTAIS DE GRANDES ÁREAS: O CASO DA BACIA DO RIO PARAPEBA APÓS O “DESASTRE DE BRUMADINHO (MG)”.....	115
5.6	COMPARAÇÃO DE CÂMERAS MULTI E HIPERESPECTRAIS AEROTRANSPORTADAS POR VANT PARA O MONITORAMENTO DE CHL-A EM ÁGUAS CONTINENTAIS.....	122
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	132
	REFERÊNCIAS	135

1 INTRODUÇÃO

Águas continentais é o termo geralmente utilizado para representar os recursos hídricos superficiais do continente terrestre, tais como lagos, lagoas, reservatórios e rios, que representam uma ampla diversidade de forma, tamanho e de propriedades físicas, químicas e ópticas (OGASHAWARA et al., 2017). Esses recursos são notoriamente relevantes pois possuem diversas funcionalidades, como o fornecimento de energia e água para abastecimento, ambiente de lazer, pesca e recreação, regulação do clima e de fluxos hidrológicos e de ciclos de nutrientes (Millennium Ecosystem Assessment - MEA, 2005). O monitoramento da sua dinâmica é de extrema importância para a manutenção da qualidade da água para os usos múltiplos desse recurso. A qualidade da água pode ser degradada por altas concentrações de nutrientes, matéria orgânica, microrganismos e sólidos suspensos, que podem carregar pesticidas e metais pesados adsorvidos (LIU; ISLAM; GAO, 2003; DUDGEON et al, 2006).

Convencionalmente o monitoramento de qualidade de águas continentais é feito por estações hidrológicas e amostragens pontuais em intervalos de tempo. Contudo, a eficácia dessa rede de monitoramento é contestável, pois a frequência de amostragem e a distribuição espacial das medições não são adequadas para identificar a variabilidade da qualidade da água em ecossistemas aquáticos continentais, muito menos as entradas das águas pluviais ao longo das margens dos lagos e reservatórios (PALMER; KUTSER; HUNTER, 2015).

Diante dessas limitações, as técnicas de Sensoriamento Remoto (SR), principalmente com o uso de imagens de satélites, têm sido exploradas em estudos aplicados aos sistemas aquáticos para monitorar alguns parâmetros de qualidade da água, tais como os principais Componentes Opticamente Ativos (COAs), a saber: Sólidos Suspensos Totais (TSS), Clorofila-*a* (Chl-*a*) e Matéria Orgânica Dissolvida Colorida (CDOM) (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; DÖRNHÖFER; OPPELT, 2016). As principais vantagens são as capacidades de adquirir dados espacializados, ao invés de observações pontuais, e de construir séries históricas diante dos registros contínuos dos sensores orbitais. Existe uma vasta bibliografia, apontada em artigos de revisão de literatura (MATTHEWS, 2011; DÖRNHÖFER; OPPELT, 2016), que tem confirmado a possibilidade do uso de imagens de SR para o monitoramento de águas continentais.

No entanto, as limitações de resolução espacial, temporal e espectral dos sensores orbitais limitam a compreensão completa da variabilidade do ciclo hidrológico e limnológico nos corpos d'água (OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2015). Outro fator limitante do uso

desses sensores orbitais é a cobertura de nuvens, que ocorre principalmente nos períodos chuvosos e dificulta o monitoramento justamente quando o carreamento de sedimentos e outros materiais nos corpos hídricos é mais intenso. Essa problemática pode ser mais grave em reservatórios hídricos pequenos, pois as nuvens podem cobrir toda a sua área e impossibilitar totalmente o monitoramento num período específico (CHELOTTI et al., 2019).

Os levantamentos aerotransportados tripulados com câmeras portáteis de alta resolução espectral podem superar as limitações dos sensores orbitais em relação as resoluções espacial, temporal, espectral e menor perturbação por presença de nuvens (OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2013; GIARDINO et al., 2015), porém é uma plataforma que demanda altos custos e estrutura. O desenvolvimento de sistemas aéreos não tripulados – Veículos Aéreos não Tripulados (VANT) ou aeronaves remotamente pilotadas (RPA, do inglês *Remotely Piloted Aerial Systems*) – e câmeras de pequeno porte tem incrementado esforços na criação de uma nova geração de plataformas leves de SR, de menor custo, maior flexibilidade operacional e maior resolução espacial em relação aos aerotransportados tripulados (COLOMINA; MOLINA, 2014).

Embora sejam ferramentas viáveis e promissoras para complementar as lacunas entre as plataformas *in situ* e orbitais de sensoriamento remoto, é valido ressaltar que as plataformas aerotransportadas também possuem limitações, tais como menor estabilidade de aquisição de imagens, processamento de imagens mais complexo e menor área de cobertura, quando comparado as plataformas orbitais (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016). Mais especificamente sobre o monitoramento de qualidade de águas, as plataformas aerotransportadas são vulneráveis a efeitos de *Sun Glint*, que são indesejáveis para essa finalidade, uma vez que saturam a resposta do sensor e ocultam as respostas espectrais dos componentes da água (OVERSTREET e LEGLEITER, 2016). Ademais, o crescente desenvolvimento de VANTs e câmeras ópticas de pequeno formato envolvem complexidades, como autonomia de voo, estabilidade de câmeras, diferenças na geometria de aquisição de imagem e resoluções espectrais (AASEN et al., 2018; YAO et al., 2019), que podem ser favoráveis ou não para o monitoramento de qualidade de águas continentais.

Neste contexto, o presente trabalho busca avaliar o potencial de plataformas aerotransportadas com câmeras de pequeno porte de diferentes sistemas de geometria de aquisição de imagem, *frame* e *pushbroom*, e resoluções espectrais no monitoramento da qualidade de águas continentais, visando alternativas para complementar lacunas entre as plataformas *in situ* e orbitais de sensoriamento remoto como suporte à tomada de decisão no monitoramento dos corpos hídricos continentais.

2 OBJETIVOS

Avaliar a potencialidade de uma nova tecnologia de sensoriamento remoto para o monitoramento de Componentes Opticamente Ativos (COAs) em águas continentais, por meio da aplicação de câmeras de pequeno porte multi (Tetracam MINI MCA-6 e Parrot Sequoia - *frame*) e hiperespectrais (Headwall Nano-Hyperspec - *pushbroom*), de diferentes sistemas de geometria de aquisição de imagem, em plataformas aerotransportadas tripuladas ou não.

Para tanto, faz-se necessário alcançar os seguintes objetivos específicos:

- Analisar a variabilidade das características de geometria de aquisição de imagem, *frame* e *pushbroom*, das câmeras de pequeno formato utilizadas neste trabalho para o monitoramento de águas continentais;
- Analisar a variabilidade das resoluções espectrais de câmeras de pequeno formato para o monitoramento de qualidade de águas continentais;
- Mapear as variabilidades espaço temporais dos COAs por meio das plataformas aerotransportadas com as câmeras multi e hiperespectral utilizadas nesse trabalho;
- Definir um conjunto ideal de plataforma aerotransportada para o monitoramento de qualidade de águas continentais diante das variabilidades de tipos de VANT, dos sistemas de geometria de aquisição de imagem das câmeras e de resolução espectral adequada para um monitoramento robusto dos COAs.

3 ESTADO DA ARTE - REVISÃO DE LITERATURA

Os conceitos e fundamentos sobre Sensoriamento Remoto (SR) já são bastante difundidos na comunidade acadêmica e científica (ASP, 1975; JENSEN, 2009). Por isso, o foco deste capítulo é a fundamentação e o estado da arte da aplicação dessa técnica no monitoramento de qualidade de águas continentais, abordando: o histórico e a fundamentação teórica dessa técnica, sobretudo das propriedades ópticas das águas, dos Componentes Opticamente Ativos (COAs) e dos modelos bio-ópticos de estimativa desses componentes. Juntamente, é abordado o estado da arte de aplicação dessas técnicas com diferentes plataformas de SR, sobretudo de sensores orbitais. Esses são os pontos abordados no item 3.1.

O item 3.2 discorre sobre o desenvolvimento tecnológico de Aeronaves Remotamente Pilotadas e de câmeras de pequeno porte, principalmente sobre suas características, potenciais e limitações para aplicações de SR, com destaque para o monitoramento da qualidade das águas.

Para finalizar, foi introduzido o item 3.3, exclusivo para abordar os efeitos de *Sun Glint*, visto que é um problema ocorrente tanto em imagens orbitais quanto aerotransportadas, onde são abordados os conceitos do fenômeno e as diferentes maneiras de corrigi-lo.

3.1 SENSORIAMENTO REMOTO NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUAS CONTINENTAIS: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E ESTADO DA ARTE

A aplicação do SR para qualidade da água teve seu início entre as décadas de 1950 (COX e MUNK, 1954) e 1960 (JERLOV, 1968). Na época o principal enfoque era o monitoramento de águas oceânicas com aplicações de imagens de satélite de baixa resolução espacial, o que limitava a mesma aplicação em águas continentais, devido à baixa relação entre o tamanho do corpo d'água e o pixel.

Os estudos pioneiros foram desenvolvidos por oceanógrafos para monitorar, principalmente Clorofila-*a* (Chl-*a*), como um indicador de biomassa fitoplanctônica, mas também para outros parâmetros, tais como: Matéria Orgânica Colorida Dissolvida (CDOM, do inglês *Colored Dissolved Organic Matter*), Sólidos Suspensos Totais (TSS, do inglês *Total Suspended Solids*) e temperatura de superfície da água. Estes estudos foram balizados pelos conceitos de hidrologia óptica calcado nos princípios da Teoria de Transferência Radiativa, que formaram a sua base e são empregadas até hoje nos modelos bio-ópticos de estimativa de parâmetros de qualidade da água (OGASHAWARA et al., 2017; BARBOSA, et al., 2019).

Os estudos em águas continentais tiveram início na década de 1980, com o surgimento de satélites com sensores de maior resolução espacial, tais como o Landsat 5 TM e o SPOT

HRV (LATHROP; LILLESAND, 1986). Naquele momento, e por algumas décadas posteriores, as aplicações de modelos bio-ópticos em águas continentais foram baseadas nos mesmos princípios e teorias da oceanografia óptica. No entanto, as águas continentais e águas oceânicas se diferem consideravelmente na composição de seus constituintes. Essa diferenciação foi conceituada em dois diferentes tipos de águas por Morel e Prieur (1977): águas do Caso 1 – predominantes nos oceanos – onde as propriedades ópticas são determinadas principalmente pelas concentrações de fitoplâncton e, ainda, com presença de CDOM e detritos; já as águas do Caso 2 – predominantes nos continentes – são mais complexas, pois as maiores concentrações de matéria orgânica e de partículas minerais exercem influências mais significativas nas propriedades ópticas dessas águas.

Embora esse conceito seja questionado – visto que em casos específicos é possível ter águas continentais do Caso 1, com predominância de fitoplâncton –, ele ainda é aceito e difundido na comunidade científica de SR para qualidade da água e fundamenta as diferenças de abordagem metodológica e de aplicação de modelos bio-ópticos de um mesmo parâmetro, porém específicos para águas oceânicas e continentais (OGASHAWARA et al., 2017). Um exemplo é o caso da Chl-*a*: modelos bio-ópticos desenvolvidos para águas oceânicas que utilizam faixa do espectro eletromagnético no verde e no azul não têm a mesma robustez em águas continentais, vista a maior interferência dos efeitos de absorção pelo CDOM e espalhamento por TSS nessa faixa do espectro; diante desses entraves uma série de modelos bio-ópticos, vem sendo desenvolvida especificamente para águas continentais nas últimas décadas (MATTHEWS, 2011; ODERMART et al., 2012; LOBO e JORGE, 2019).

Embora as diferenças, os modelos bio-ópticos específicos para águas oceânicas e continentais são fundamentados nas propriedades ópticas das águas. Essas podem ser divididas em duas classes: as propriedades ópticas inerentes (POI), que dependem apenas dos componentes presentes na água e não são interferidas pelo campo de luz disponível; e as propriedades ópticas aparentes (POA), que também são dependentes dos componentes da água, mas são influenciadas pela estrutura geométrica direcional do campo de luz (MOBLEY, 1994).

Na Tabela 1 e na Tabela 2 são apresentadas as principais POIs e POAs aplicadas nos estudos de qualidade da água de acordo com Mobley (2015).

Tabela 1: Principais POIs comumente aplicadas em nos estudos de qualidade da água.

POI	Unidade de medida	Simbologia
Coeficiente de absorção	m^{-1}	a
Coeficiente de espalhamento	m^{-1}	b
Coeficiente de espalhamento retroativo	m^{-1}	b_b
Coeficiente de espalhamento prospectivo	m^{-1}	b_f
Função de volume de espalhamento	$m^{-1} sr^{-1}$	β

Fonte: Adaptado de Mobley (2015)

Tabela 2: Principais POAs comumente aplicadas em nos estudos de qualidade da água.

POA	Unidade	Simbologia
Radiância multidirecional	m^{-1}	L
Radiância ascendente da coluna da água	m^{-1}	Lu
Irradiância descendente do céu	m^{-1}	Ed
Reflectância de Sensoriamento Remoto	sr^{-1}	R_{rs}
Razão de Sensoriamento Remoto	sr^{-1}	RSR

Fonte: Adaptado de Mobley (2015)

Nos estudos de águas continentais, a POA mais aplicada é a Reflectância de Sensoriamento Remoto (R_{rs}). No caso das POIs o coeficiente de absorção é o mais difundido nas aplicações de SR visto que as medições de espalhamento ainda demandam uma investigação mais robusta dessa propriedade (OGASHAWARA et al., 2017).

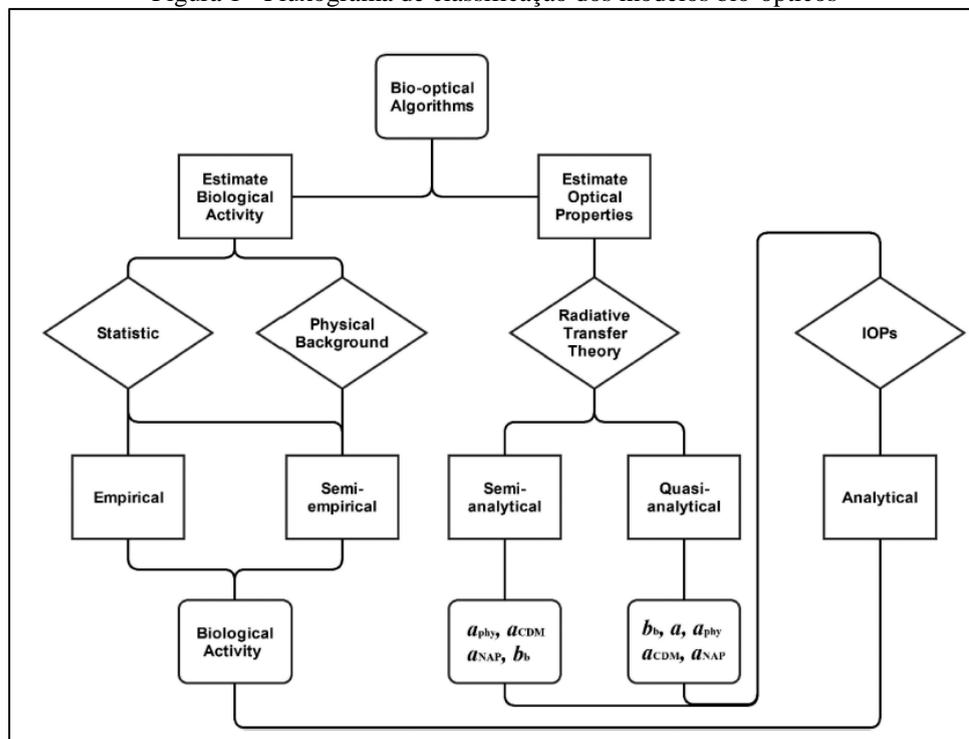
Conforme já descrito, as propriedades ópticas da água são a base para o desenvolvimento de modelos bio-ópticos de estimativa de parâmetros de qualidade da água. Diferentes terminologias de classificação desses modelos têm sido difundidas na literatura. No estudo de (MATHEWS, 2011) os modelos foram classificados em duas classes: empíricos e analíticos. Já no estudo de Ogashawara (2015) uma terminologia mais ampla foi utilizada, classificando os modelos bio-ópticos em cinco classes: Empíricos, Semiempíricos, Semianalíticos, Quase-analíticos e Analíticos, cujas especificidades vão a seguir descritas:

- Empíricos e Semiempíricos: ambos são baseados em relações estatísticas entre os componentes da água medidos *in situ* e os dados de propriedades ópticas da água medidas por um sensor. A diferença entre os dois é que os empíricos não seguem uma teoria física entre as propriedades ópticas e os componentes da água e, portanto, seus algoritmos são desenvolvidos por testes estatísticos, como redes neurais, regressões do tipo *stepwise* e mínimos quadrados, buscando o melhor arranjo de faixas do espectro eletromagnético com as concentrações do componente da água de interesse. Já os algoritmos de modelos Semiempíricos são desenvolvidos por meio de embasamentos físicos pelo comportamento espectral das propriedades ópticas da água, principalmente pela absorção e o espalhamento, em relação às concentrações dos componentes da água que as interferem.

- Semi e Quase-analíticos: ambos os modelos estimam as propriedades ópticas da coluna da água e são baseados em inversões pela teoria de transferência radiativa para estabelecer relações entre as POAs e POIs. Assim, modelos de inversão são aplicados para converter POAs em POIs e vice-versa. A principal diferença entre esses modelos é no processo de estimar a absorção e o espalhamento. Nos modelos semianalíticos o cálculo da absorção é feito pela soma dos coeficientes de absorção de fitoplâncton, partículas não algais (NAP – do inglês *Non algal particles*) e da CDOM. Já os modelos Quase-Analíticos são independentes da estimação de absorção desses componentes, que é estimada diretamente da reflectância e calculada a partir da decomposição da absorção estimada.
- Analíticos: Modelos analíticos são fundamentados unicamente em propriedades físicas, onde as concentrações dos componentes são estimadas exclusivamente por razões e coeficientes de absorção, como nos modelos de Bricaud et al. (1995) e Gons (1999).

Na Figura 1, é apresentado um fluxograma que sumariza e melhor representa essas classificações dos Modelos bio-ópticos.

Figura 1 - Fluxograma de classificação dos modelos bio-ópticos



Fonte: Ogashawara (2015)

Diversos modelos vêm sendo desenvolvidos para estimar os componentes de águas continentais. Como mencionado, os principais componentes da água estimados são os opticamente ativos (COAs), que interagem com a radiação eletromagnética e interferem nas

propriedades ópticas da água. São eles: Organismos clorofilados microscópicos (fitoplâncton); detritos minerais e orgânicos (*tripton*) e matéria orgânica dissolvida (KIRK, 2011). Os parâmetros mais comumente utilizados para estimar esses componentes, conforme também já comentado, são **Chl-a**; **TSS** e **CDOM**.

Sólidos Suspensos Totais – TSS: são o total em massa de partículas inorgânicas (minerais) e orgânicas (detritos orgânicos e fitoplâncton) suspensas medidas por volume de água (MATHEWS, 2011). Esse parâmetro é um importante indicador de qualidade da água, porque geralmente é relacionado com transporte de sedimentos e com a claridade da água, que pode reduzir o fluxo da radiação eletromagnética na coluna da água e assim impactar o ecossistema aquático (DEKKER et al, 2002). Tem, igualmente, um papel fundamental no ecossistema aquático, uma vez que transporta materiais, inclusive nutrientes e contaminantes, cuja fonte pode ser a erosão do solo e o escoamento superficial de bacias hidrográficas tributárias (alóctone), mas, também, a decomposição de rejeitos orgânicos e fitoplanctônicos, além da ressuspensão de sedimentos (autóctone) (HAKANSON, 2006; GIARDINO et al., 2017).

A presença de partículas suspensas em água altera o restroespalhamento e a absorção do fluxo radiante (KIRK, 2011). A água em estado puro tem forte absorção em todo espectro do visível e no início do infravermelho próximo. Com a presença de sedimentos, a reflectância aumenta em toda essa faixa, porém é mais significativa nos maiores comprimentos de onda, onde o efeito de absorção do fitoplâncton e dos detritos orgânicos é menor (HAN e RUNDQUIST, 1994; JENSEN, 2009).

Assim, os valores de reflectância em águas com TSS são complexos e dependem das características das águas, pois o comportamento espectral desse parâmetro é influenciado pelo espalhamento e absorção dos particulados fitoplanctônicos, pela absorção dos particulados orgânicos e pelo espalhamento dos minerais inorgânicos. Juntamente, o espalhamento depende de uma série de fatores como o tamanho, a forma e as propriedades mineralógicas das partículas. Por essas razões, é muito complexa a elaboração de uma equação universal para estimar esse parâmetro (KIRK, 2011; OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2015).

Por essa complexidade, o TSS é conceitualmente dividido entre organismos clorofilados microscópicos e NAP, composta por partículas inorgânicas e orgânicas não algais. A razão orgânico/inorgânico e o conteúdo de ferro regulam o índice de refração das NAPs, que afeta suas propriedades ópticas. Em concentrações casuais, a NAP não absorve muito a radiação eletromagnética, mas espalha intensamente no espectro do visível e infravermelho próximo (BARBOSA, 2019)

Fitoplâncton: Em corpos d'água, todo fitoplâncton contém o pigmento fotossinteticamente ativo conhecido como Chl-*a*, que pode ser uma boa representante da componente fitoplanctônica de águas opticamente complexas (BUKATA, 1995). Mais especificamente, o fitoplâncton é um grupo que inclui centenas de espécies de microalgas de tamanhos que variam de 0,2 a 1000 µm e de formas variadas. Porém a Chl-*a* é a mais importante desses pigmentos e que mais vem sendo estimada nesses estudos (BARBOSA, 2019).

Os fitoplânctons são os produtores primários mais abundantes tanto em águas continentais quanto oceânicas. Por isso, exercem um papel significativo na produção de oxigênio na atmosfera em escala global e seu monitoramento é de extrema importância para os estudos do ciclo biogeoquímico do planeta (FIELD et al., 1998; MATTHEWS, 2017). Em águas continentais, o monitoramento desse parâmetro é crucial para a gestão de uso das águas, visto que é um traçador do seu nível trófico. Além disso, a proliferação de fitoplâncton com a presença de cianobactérias e de outras espécies de algas que produzem toxinas pode causar riscos à biota aquática e até mesmo à saúde pública (CODD, 2000; MATTHEWS, 2017)¹.

A Chl-*a* na água provoca mudança em suas características espectrais. Quando comparado com água pura, a absorção aumenta em torno de 440 nm. Também ocorre um pico de reflectância em torno de 550 nm, em consequência da baixa absorção da luz verde pelas algas (GITELSON, 1992). Outro fenômeno chave para as investigações em SR é a absorção que se forma na faixa de 660 a 680 nm e o pico de reflectância na região de 700 a 725 nm (RUNDQUIST et al., 1995; KIRK, 2011). As intensidades de absorção e reflectância nas faixas supracitadas se intensificam conforme o aumento das concentrações de Chl-*a*, por isso são muito aplicadas para estimativa desse parâmetro na literatura.

Matéria Orgânica Colorida Dissolvida - CDOM: A CDOM é um compartimento opticamente ativo do Carbono Orgânico Dissolvido (COD), parâmetro que mais concentra o carbono em águas continentais. Assim a CDOM pode ser utilizada como a relação mais próxima para estimar o COD por meio de SR, visto que o COD não é opticamente ativo (WETZEL, 2001; KIRK, 2011; KUTSER et al. 2017; BARBOSA, 2019).

Também chamada como *gelbstoff* ou “substâncias amarelas”, embora também tenha coloração escura, a CDOM é uma mistura dissolvida de moléculas orgânicas resultante de decomposição de fauna e flora e de rejeitos terrestres (alóctone) e da atividade biológica existente na coluna d'água (autóctone), tais como a degradação do fitoplâncton e zooplâncton

¹ Por exemplo, estudos têm levantado hipóteses sobre a produção e bioacumulação de neurotoxinas de cianobactérias e de algas verdes e azuis e sua relação com as doenças de Alzheimer e Parkinson (BRENNER, 2013).

e da excreção da biota aquática (WETZEL, 2001; KIRK, 2011; KUTSER et al. 2017; BARBOSA, 2019).

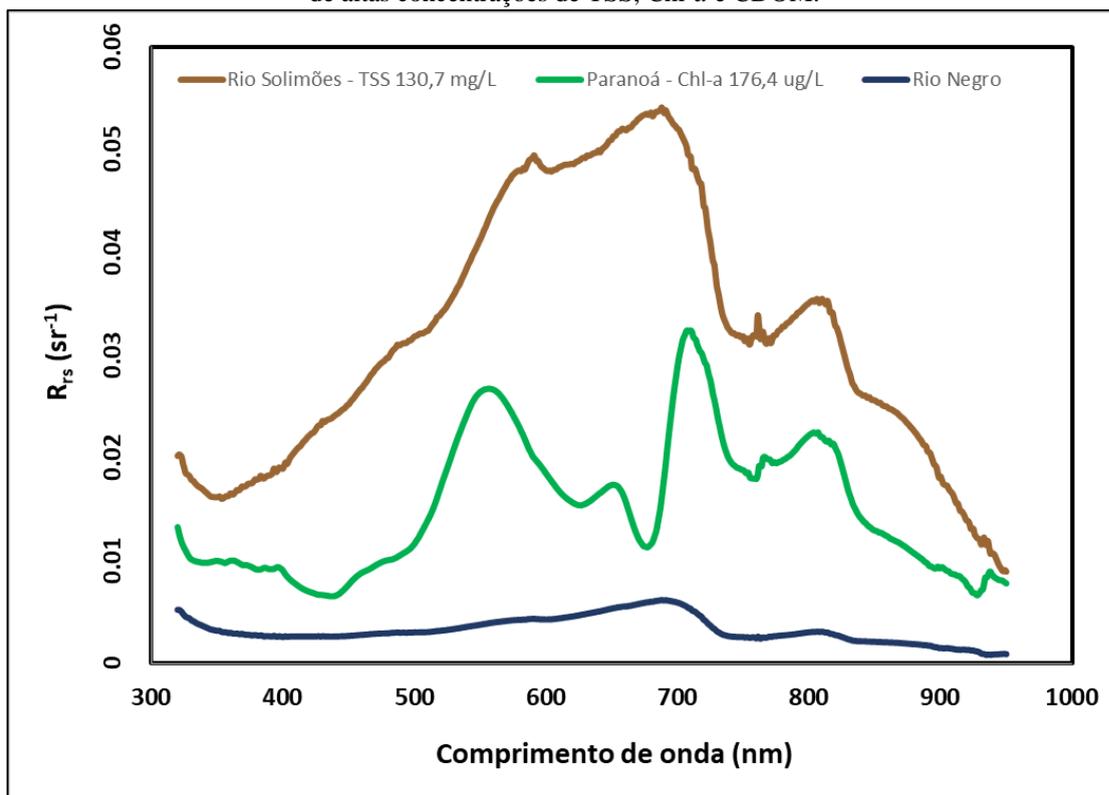
O interesse no monitoramento da CDOM por técnicas de SR teve um aumento significativo a partir da última década, diante do crescente interesse em identificar o papel dos corpos hídricos no ciclo do carbono (OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2015; KUTSER et al. 2017). Ademais, elevadas concentrações de CDOM podem alterar o serviço ecossistêmico microbiológico, devido à redução da quantidade de luz disponível na coluna d'água para a fotossíntese (WILLIAMSON et al., 2015). Em contrapartida, é válido ressaltar que a CDOM protege alguns organismos de luminosidade excessiva (KUTSER et al. 2017).

A adição desse componente em água promove um declínio de absorção, conforme aumenta o comprimento de onda no visível e no início do infravermelho próximo, o que vai afetar o efeito da reflectância nessa faixa do espectro (BUKATA et al., 1995; KUTSER et al., 2005).

Estimar a CDOM por meio de SR é uma tarefa mais complexa, quando comparado aos outros COAs, porque esse componente apenas absorve a radiação eletromagnética, não reflete e nem espalha. Não existe nenhuma feição específica de absorção que seja totalmente relacionável à CDOM, assim como ocorre com a *Chl-a* (BREZONIK et al. 2015). Diante disso, o fenômeno chave para identificação desse parâmetro é o declínio da absorção, conforme aumenta o comprimento de onda na região do azul (KUTSER et al., 2005).

De modo a melhor representar os efeitos dos COAs sobre as propriedades ópticas das águas, na Figura 2 são apresentados espectros de reflectância de sensoriamento, obtidos durante a execução desse projeto, para águas típicas de altas concentrações de TSS, *Chl-a* e CDOM. Para TSS, apresenta-se uma curva espectral amostrada no Rio Solimões, na Amazônia, em abril de 2018, de concentração de 130,7 mg/L, com feições de espelhamento e alta reflectância em todo o espectro do visível e infravermelho próximo, principalmente nos comprimentos de onda do vermelho. Para *Chl-a*, foi utilizada uma curva espectral de 176,4 µg/L obtida no Lago Paranoá, durante uma proliferação de algas em novembro de 2016, onde são evidentes seus efeitos de absorção no azul (~440 nm) e no vermelho (~660 a 680 nm) e reflectância no *Red-Edge* (região de transição entre o vermelho e infravermelho próximo; ~700 a 725 nm) e no verde (~550 nm). Para CDOM apresenta-se um espectro do Rio Negro, na Amazônia, em abril de 2018, esclarecendo-se que, embora não tenha um valor de CDOM amostrado juntamente com esse espectro, é reconhecida a alta concentração de matéria orgânica nesse Rio, devido à sua coloração escura e, ademais, observa-se os efeitos de absorção em toda a faixa do espectro do visível e infravermelho próximo.

Figura 2 - Espectros de Reflectância de Sensoriamento Remoto de águas típicas de altas concentrações de TSS, Chl-*a* e CDOM.



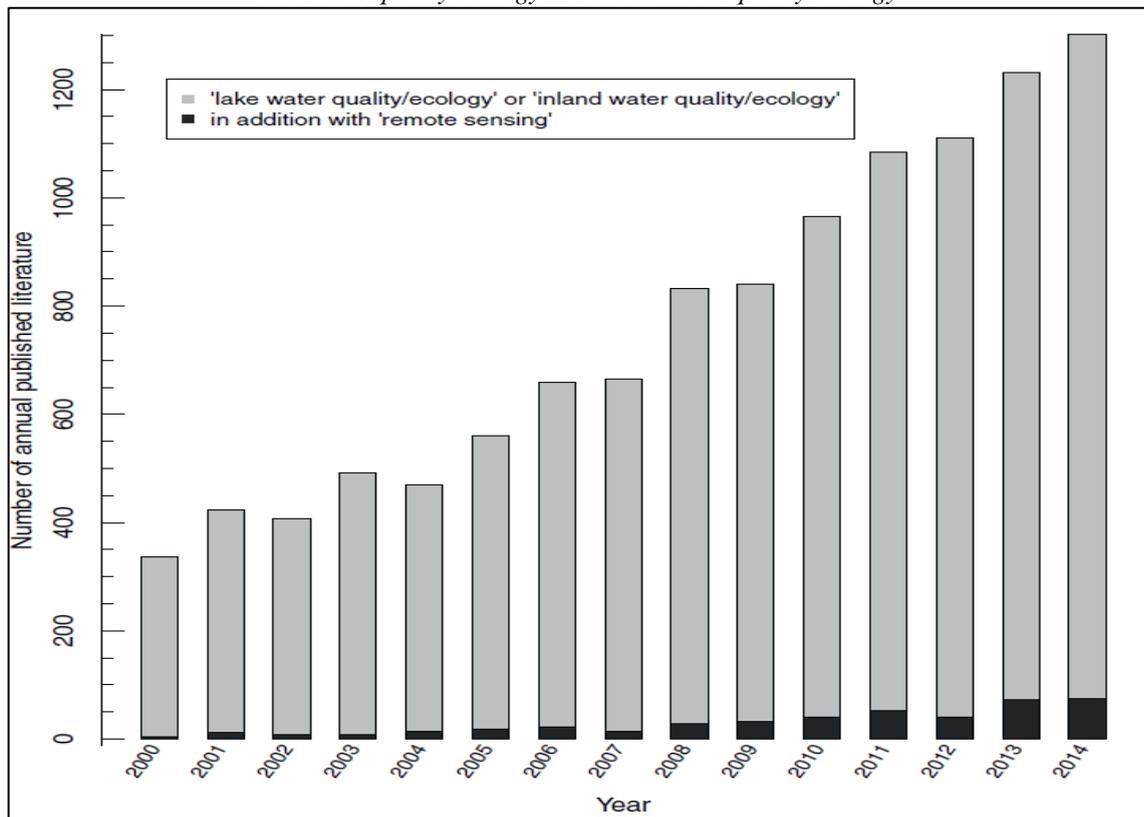
Fonte: Elaborada pelo autor.

Conquanto os COAs sejam mais fundamentados pelos princípios e teorias físicas – e por isso são mais frequentemente monitorados nas aplicações de SR para qualidade da água –, é válido ressaltar que pesquisas vêm sendo desenvolvidas nesse ramo da ciência para o monitoramento de parâmetros que não são opticamente ativos, como fósforos totais (SHAFIQUE et al., 2002; WU et al., 2010; LIM et al., 2015), fosfato (EL SAADI et al., 2014), nitrato (WANG et al., 2011; HAMYLTON et al., 2013), carbono orgânico dissolvido (DEL CASTILLO et al., 2008; KARASKA et al., 2013), demandas químicas (CHEN et al., 2007; SOMVANSHI et al., 2012) e bioquímicas de oxigênio (HE et al., 2009). Estes parâmetros são estimados indiretamente por relações empíricas com os componentes opticamente ativos e, em alguns casos, geram bons resultados, porém ainda não é uma metodologia totalmente consolidada, sendo ainda um grande desafio nessa área do conhecimento, visto que muitos desses parâmetros são de extrema importância para o monitoramento de qualidade de água (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016).

Diante de todo esse contexto, o desenvolvimento de técnicas e as aplicações de SR no monitoramento de qualidade de águas continentais têm crescido consideravelmente nas últimas décadas. Na Figura 3 é apresentado um levantamento bibliográfico, feito por Dörnhöfer e Oppelt (2016), que aponta o crescente aumento de publicações de 2000 a 2014 acompanhado

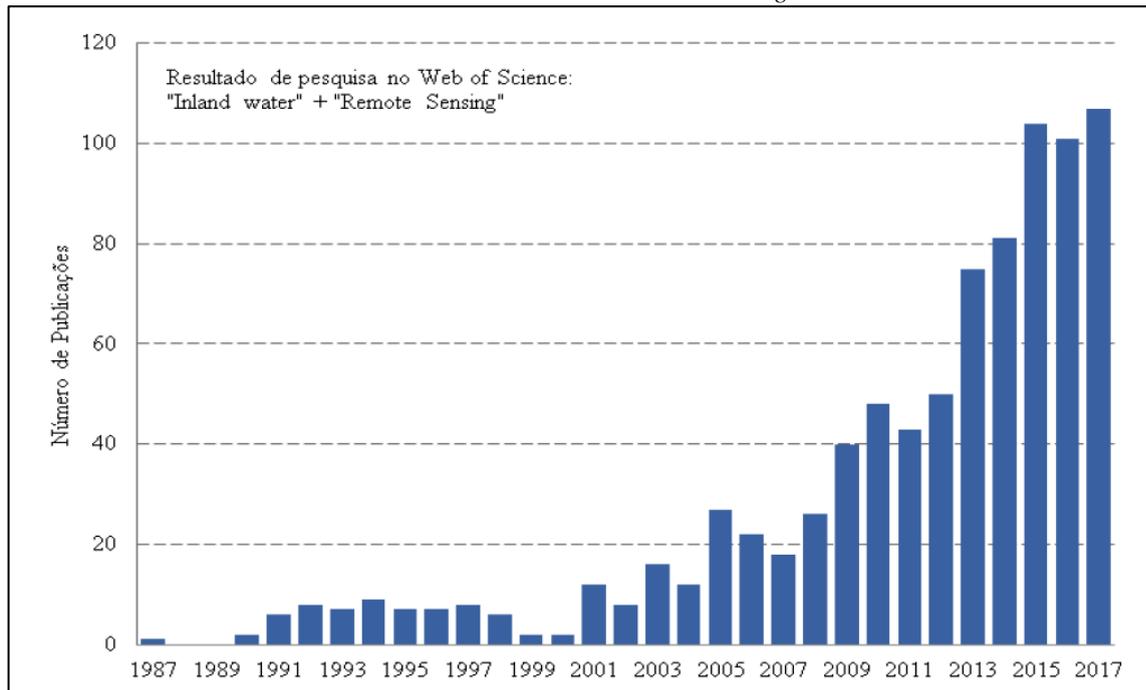
pelo emprego de técnicas de SR sobre o tema “*lake water quality/ecology*” e “*inland water quality/ecology*” na base de dados do portal *Web of Knowledge*. Já na Figura 4 é apresentado o mesmo tipo de levantamento bibliográfico feito por Martins (2019), porém num período de tempo mais estendido, de 1987 a 2017, e com busca em palavras-chave “*Inland Water*” e “*Remote Sensing*” na base de dados do portal *Web of Science*, também apontando um crescimento significativo dessas pesquisas na última década. Dörnhöfer e Oppelt (2016) fizeram um levantamento da distribuição desses estudos sobre Lagos e Reservatórios e apresentaram em forma de mapa-múndi (Figura 5), onde é possível observar que são mais concentrados na Europa ocidental e nas regiões dos grandes Lagos, entre os Estados Unidos da América e o Canadá.

Figura 3 - Levantamento bibliográfico de 2000 a 2014 na base do portal “*Web of Knowledge*” sobre os temas “*lake water quality/ecology*” e “*inland water quality/ecology*”



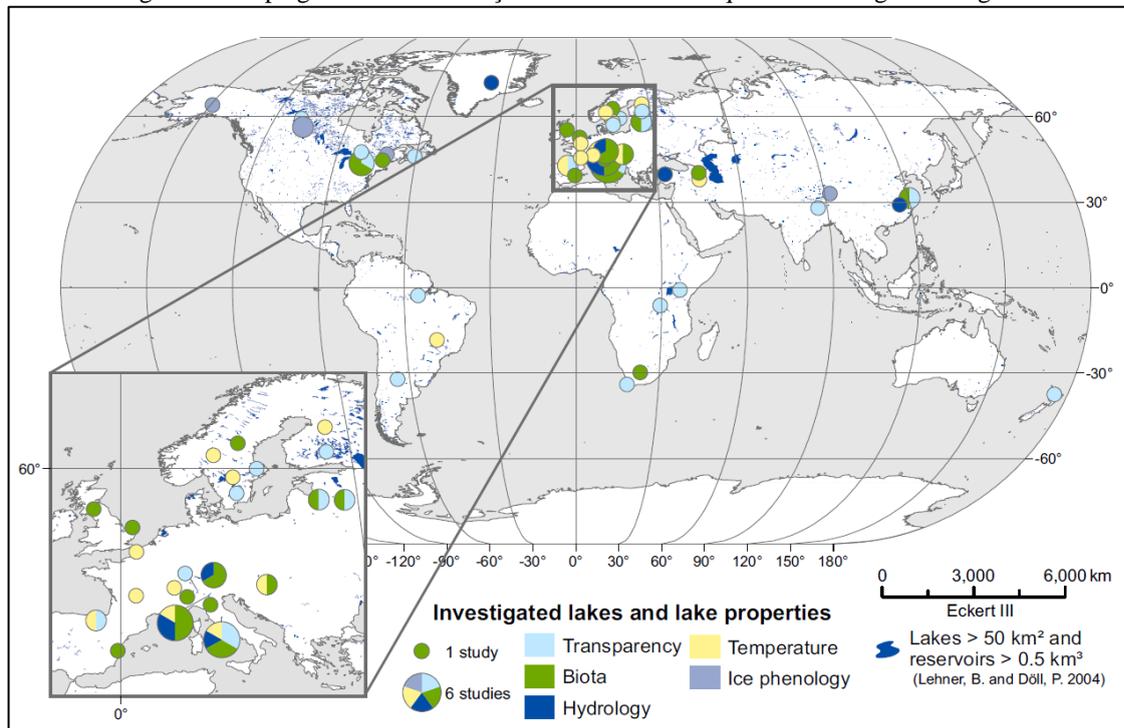
Fonte: Dörnhöfer e Oppelt (2016)

Figura 4 - Levantamento bibliográfico de 1987 a 2017 na base do portal “Web of Science” sobre as palavras-chave “inland water” e “Remote Sensing”.



Fonte: Martins (2019)

Figura 5 - Mapa global da distribuição de estudos sobre qualidade da água em lagos.

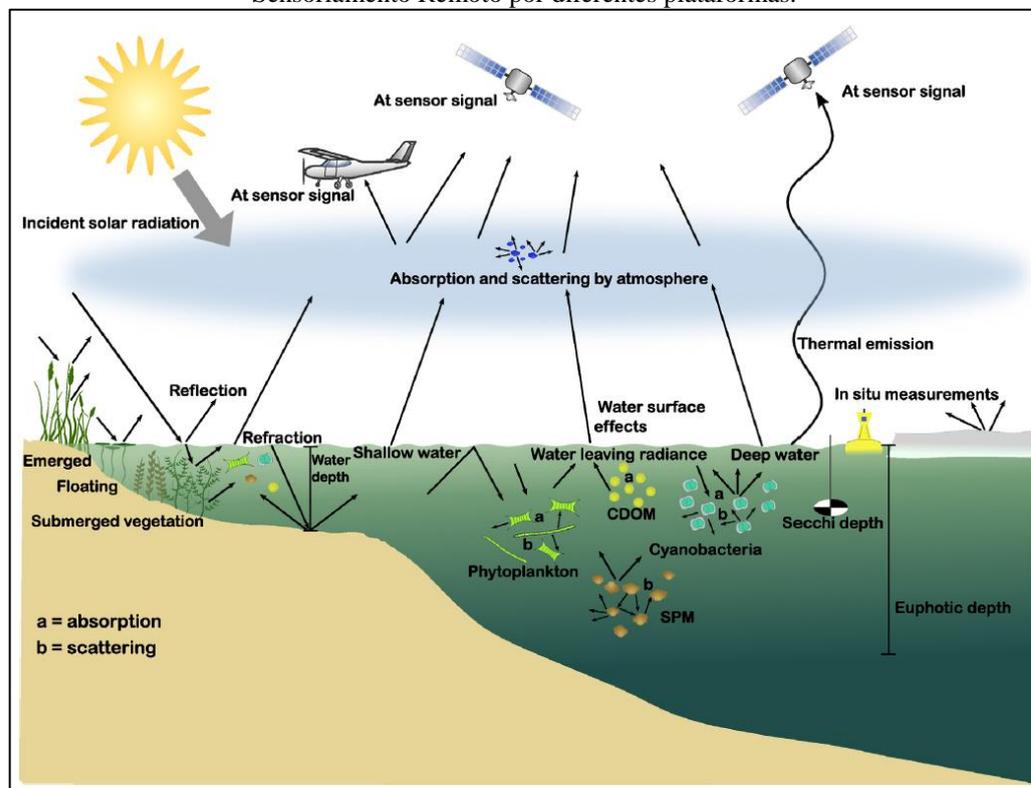


Fonte: Dörnhöfer e Oppelt (2016)

A Figura 6, também desenvolvida por Dörnhöfer e Oppelt (2016), é uma boa representação esquemática de toda a teoria sobre o monitoramento de qualidade de águas continentais pelo uso de técnicas de SR. Os COAs absorvem e espalham a radiação eletromagnética que atinge a superfície da água e a penetra. Os sensores ópticos passivos,

aqueles que não emitem sinal (JENSEN, 2009), detectam uma parte dessa interação entre radiação eletromagnética e os COAs, mas também detectam os efeitos de absorção e espalhamento de partículas da atmosfera que são indesejáveis e devem ser corrigidos da maneira mais robusta possível. Imagens orbitais são absolutamente mais aplicadas, embora aerolevantamentos tripulados tenham sido desenvolvidos para essa finalidade, principalmente neste século. Medições radiométricas *in situ* também são aplicadas, principalmente por espectrorradiômetros de campo, que devido à altíssima resolução espectral e baixa interferência atmosféricas são usados para calibrar e validar as imagens orbitais e aerotransportadas, bem como para desenvolver modelos bio-ópticos robustos.

Figura 6 - Desenho representativo da técnica de monitoramento de qualidade de águas continentais por meio de Sensoriamento Remoto por diferentes plataformas.



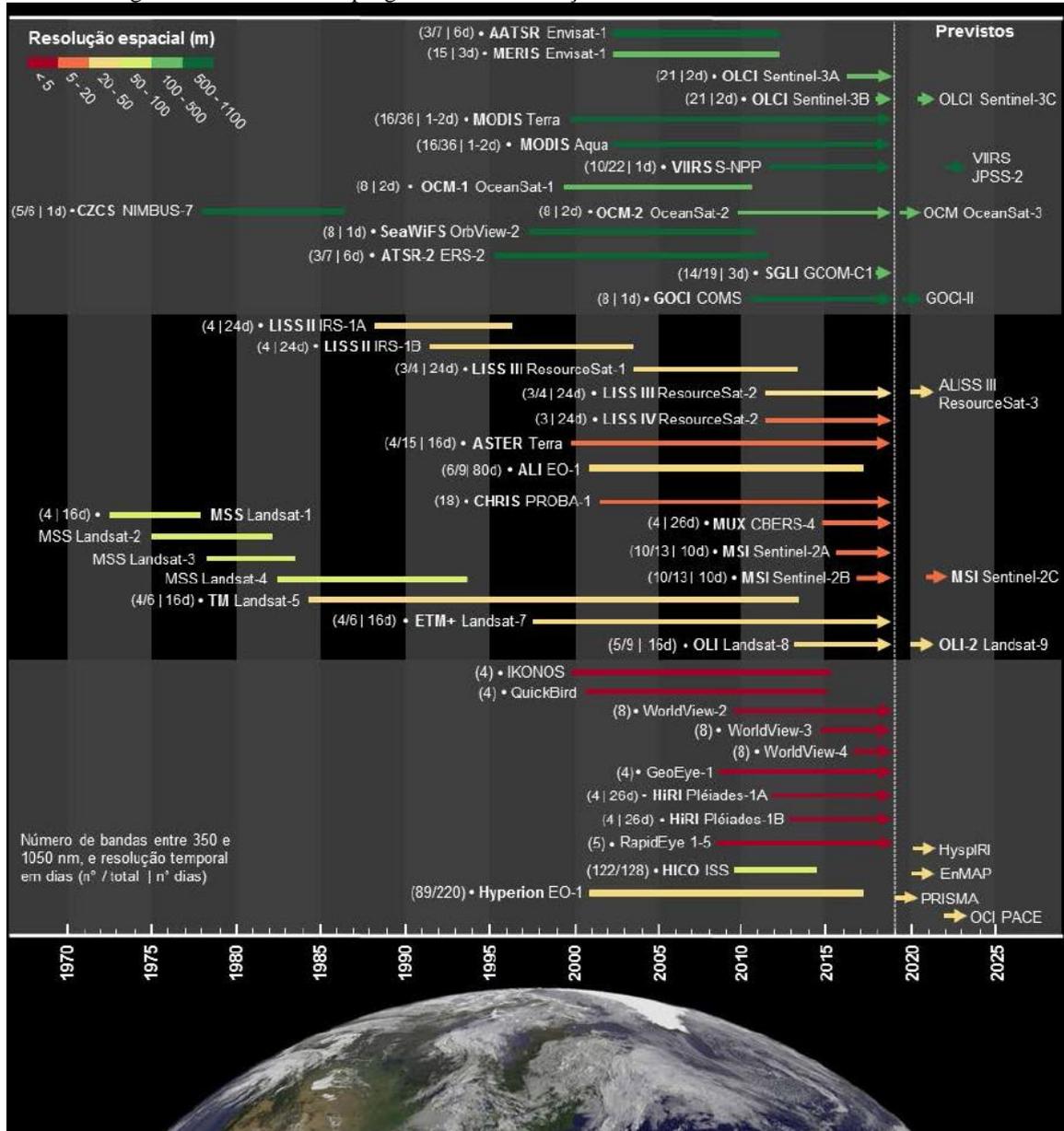
Fonte: Dörnhöfer e Oppelt (2016)

O crescimento dos estudos sobre monitoramento da qualidade de águas continentais por técnicas de SR em muito foi impulsionado pela política de acesso gratuito do acervo de imagens Landsat, adotada em 2008 pela NASA, e pelo acesso às imagens do programa Copernicus, sobretudo daquelas geradas pelos sensores MSI das plataformas dos satélites Sentinel 2A e 2B, da Agência Espacial Europeia. Ambos os produtos Landsat e Sentinel possuem cobertura global e periódica, são de média resolução espacial e, além disso, o Landsat possui um longo e contínuo acervo histórico de cobertura, que vem desde de 1972, mas é bem significativa a partir do lançamento do Satélite Landsat 5 com o sensor *Thematic Mapper*, em

1984, muito utilizado no monitoramento de qualidade de águas continentais (MATTHEWS 2011; MARTINS, 2019).

Existe uma ampla gama de outros sensores orbitais que foram lançados por diversos programas de observação da Terra (Figura 7).

Figura 7 - Histórico dos programas de observação de sensores orbitais de 1970 a 2018.



Fonte: Martins (2019)

Grande parte das imagens dos sensores apresentados na Figura 7 foram, ou vêm sendo aplicadas em estudos de monitoramento de qualidade de águas continentais (MATTHEWS 2011; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016). No entanto, a grande maioria desses sensores foi desenvolvida para estudos oceânicos e terrestres e, por isso, possui limitações específicas para o monitoramento de qualidade de águas continentais nas resoluções temporal, espacial e, principalmente, espectral, visto que os ambientes aquáticos continentais são

ópticamente complexos e um monitoramento robusto dos COAs, principalmente Chl-*a* e CDOM, demanda bandas que cubram faixas estreitas do espectro eletromagnético (MARTINS, 2019).

Na Tabela 3, são apresentados os principais sensores aplicados e suas limitações para o monitoramento dos COAs em águas complexas, sobretudo em lagos e reservatórios (OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2015). Pode-se observar que a maioria dos sensores possui limitação espectral para estimar todos os COAs e os que não possuem essa limitação são experimentais e não conseguem cobrir grandes áreas (como os hiperespectrais HICO e Hyperion), ou são de custo elevado, o que torna o monitoramento impraticável sem altos investimentos (como os de altíssima resolução espacial WorldView 2 e 3).

Tabela 3: Potencial dos sensores orbitais mais aplicados para estudos sobre qualidade da água.

Satélite/ Sensor	Período de Operação	Espacial (m)	Resoluções			Preço (\$)	Limitações
			Esppectral (VIS/RE/ SWIR/TIR)*	Radiométrica (bits)	Temporal (dias)		
Classe Landsat							
Landsat 5	1984-2012	30/120	3/0/1/2/1	8	16	-	Espectral, Temporal
Landsat 7	1999-atual	30/60	3/0/1/2/1	8	16	-	Espectral, Temporal
Landsat 8	2013-atual	30/100	4/0/1/2/2	12	16	-	Espectral, Temporal
SPOT-5	2002-2015	10/20	3/0/1/0/0	8	26 nadir, 2-3	\$	Espectral, Custo
SPOT-6	2012-atual	6	3/0/1/0/0	12	26 nadir, 2	\$\$	Espectral, Custo
SPOT-7	2014-atual	6	3/0/1/0/0	12	26 nadir, 2	\$\$	Espectral, Custo
RapidEye	2008-atual	5	3/1/1/0/0	12	5 nadir, 1	\$	Espectral, Custo
Alta resolução espacial							
IKONOS	1999-atual	3,2	3/0/1/0/0	11	4	\$\$	Espectral, Custo
QuickBird	2001-atual	2,4	3/0/1/0/0	11	3	\$\$	Espectral, Custo
GeoEye-1	2008-atual	1,6	3/0/1/0/0	11	26 nadir, 4-5	\$\$	Espectral, Custo
WorldView-2	2009-atual	1,8	5/1/2/0/0	11	16	\$\$\$	Custo
WorldView-3	2014-atual	1,2/3,7/3 0	9/1/5/13/0	11	66	\$\$\$\$	Custo
Oceanografia							
CZCS	1978-1986	825	4/0/1/1/0	8	Variável	-	Espacial, Espectral
SeaWiFS	1997-2010	1.100	6/0/1/1/0	10	1	-	Espacial, Espectral
MODIS Terra	1999-atual	250/500/ 1000	10/0/6/14/6	12	1	-	Espacial, Espectral
MODIS Aqua	2002-atual	250/500/ 1000	10/0/6/14/6	12	1	-	Espacial, Espectral
Hiperespectral							
HICO	2009-atual	~90	52/2/33/0/0	12	Variável	-	Experimental
Hyperion	2000-atual	30	34/2/43/163/0	12	Variável	-	Experimental
Abordagem ideal							
MERIS	2002-2012	300	8/1/6/0/0	12	3	-	Espacial
Sentinel-2	2015-atual	12/20/60	4/1/5/3/0	12	5	-	Espectral, mas cobre a faixa Red-Edge**
Sentinel-3	2016-atual	300	10/1/10/0/0	12	3	-	Espacial

* (Visível/Red-Edge/Infravermelho Próximo/Infravermelho Termal. ** Região de 670 a 710 nm, que compreende a borda entre o Vermelho e Infravermelho próximo onde ocorrem os efeitos de chave de absorção e espalhamento da Chl-*a*.

Fonte: Adaptado de OLMANSON; BREZONIK; BAUER (2015)

Alguns sensores desenvolvidos para abordagem oceânica, principalmente o MODIS, têm sido validados para estimativas de TSS (CHEN et al., 2015) e Chl-*a* (MOSES et al., 2009) no entanto há limitação espacial para monitorar lagos e pequenos reservatórios. Além disso, em águas oceânicas o monitoramento de Chl-*a* vem sendo bem aplicado com imagens de satélites multiespectrais com bandas que cobrem toda a região do azul e do verde. O uso dessa mesma técnica não é muito viável em águas continentais, pois a influência de TSS e CDOM é significativa nessas bandas. Assim, os comprimentos de onda de intensa absorção em ~660-680nm e reflectância em ~700-725nm vêm sendo utilizados com resultados satisfatórios em águas continentais (GITELSON et al., 1993; MOSES et al., 2009; OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2013). No entanto, é necessário que os sensores cubram essas faixas específicas.

Para águas continentais, muitos estudos obtiveram boas relações entre dados de TSS e de reflectância na região do infravermelho próximo, devido ao alto espalhamento do TSS e da baixa influência de absorção de clorofila e CDOM nessa região. Dados hiperespectrais tiveram bom desempenho nessa relação devido à capacidade de extrair informações de faixas mais específicas no infravermelho próximo, devido à alta resolução espectral (OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2013; KALLIO et al., 2001). No entanto, a maioria dos sensores orbitais não são hiperespectrais e não conseguem identificar faixas específicas de maiores correlações entre TSS e R_{rs} . Além disso, em alguns casos, o infravermelho próximo é mais sensível a correções atmosféricas e a banda do vermelho acaba obtendo melhor desempenho na estimativa de TSS (DEKKER et al., 2002).

Algoritmos com as bandas de imagens Landsat-8 OLI e Sentinel-2 MSI vêm sendo desenvolvidos com certa eficiência para monitorar a CDOM em águas continentais (KUTSER et al, 2005 ; ALCÂNTRA et. al, 2016). Porém, muitos modelos robustos para esses parâmetros utilizam bandas estreitas, específicas para um determinado comprimento de onda, tais como: 412 nm, 443nm, 490nm, 510nm, 555 nm, 655 nm e 670nm (ZHU et al., 2014).

Olmanson, Brezonik, Bauer (2015) consideram as imagens MERIS e Sentinel 2 e 3 como de abordagem ideal para qualidade da água, porém o Sentinel 3 e o MERIS possuem baixa resolução espacial, além do fato de que o sensor MERIS está inativo desde 2012. O Sentinel 2 ainda possui limitação espectral, mas com a presença da banda cobrindo faixas em ~670-680 nm e ~700-710 nm, tende a ser mais robusto para estimar concentrações de Chl-*a*.

Ainda que muitas pesquisas e novos satélites estejam sendo desenvolvidos para monitorar os parâmetros de qualidade da água de maneira mais robusta, existem limitações relacionadas a perturbações atmosféricas, como presença de nuvens e aerossóis, que são independentes da robustez dos sensores. A presença de nuvens pode interromper o

monitoramento da qualidade da água em lagos e pequenos reservatórios por imagens orbitais durante todo o período chuvoso, a depender de sua resolução temporal, justamente o período em que o carreamento de sólidos é mais intenso.

Na Figura 8 pode-se observar a cena de uma imagem Landsat-8 OLI totalmente coberta por nuvens na região de Brasília, em novembro de 2018, abrangendo importantes reservatórios hídricos da região (Paranoá, Descoberto e Santa Maria, no Distrito Federal, e Corumbá IV, no estado de Goiás). Observa-se também a presença total de nuvens em todas as imagens no período de outubro a dezembro (imagens em miniatura na Figura 8), impossibilitando assim o monitoramento via SR orbital nesse período. O mesmo fenômeno também pode ser visto na Figura 9, mas para os satélites Sentinel 2A e 2B, que, embora tenham maior resolução temporal, de até 5 dias, foram totalmente cobertos por nuvens no mês de novembro de 2018. A cena da imagem Sentinel 2A em destaque cobre os Reservatórios do Paranoá e Santa Maria no Distrito Federal.

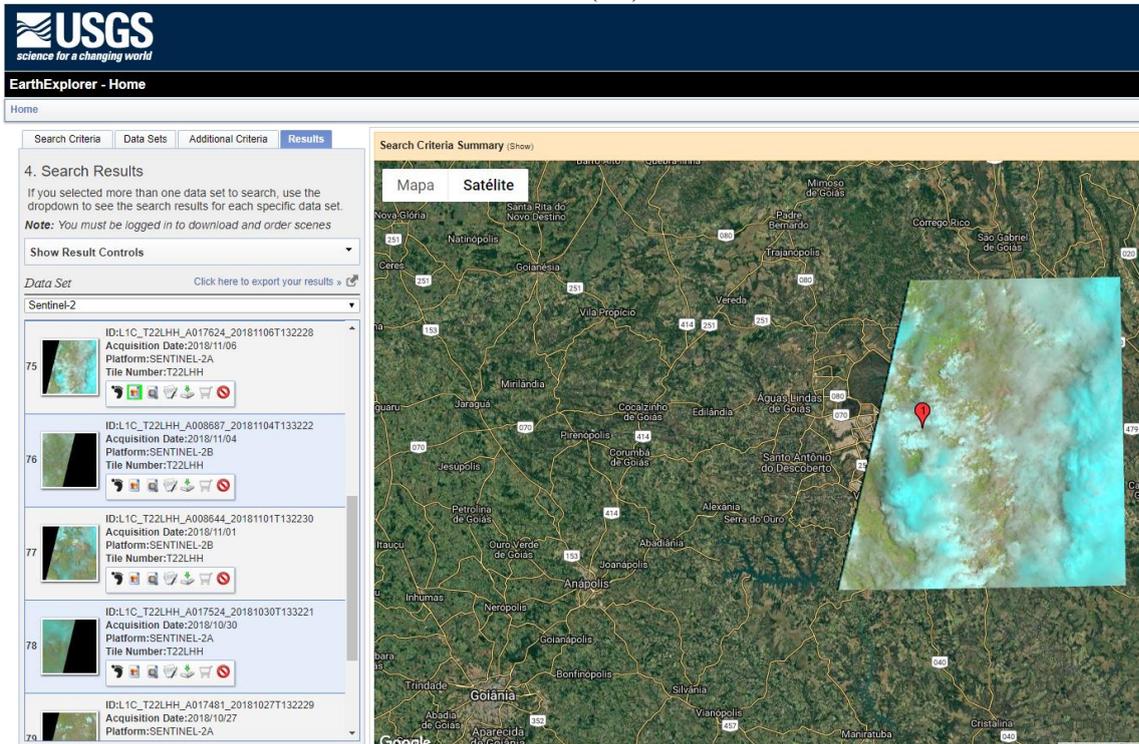
Figura 8 - Imagens Landsat-8 OLI de outubro a dezembro de 2018 totalmente cobertas por nuvens na região de Brasília (DF) e estado de Goiás.

The screenshot shows the EarthExplorer interface with the following details:

- USGS logo:** science for a changing world
- EarthExplorer - Home**
- Search Criteria Summary:** Shows search criteria for Landsat 8 OLI/TIRS C1 Level-1.
- Search Results:**
 - 4. Search Results
 - If you selected more than one data set to search, use the dropdown to see the search results for each specific data set.
 - Note: You must be logged in to download and order scenes
 - Show Result Controls
 - Data Set: Landsat 8 OLI/TIRS C1 Level-1
 - Displaying 11 - 20 of 136
 - Results list:
 - 11: ID:LC08_L1GT_221071_20181202_20181211_01_T2, Acquisition Date:02-DEC-18, Path:221, Row:71
 - 12: ID:LC08_L1GT_221071_20181116_20181129_01_T2, Acquisition Date:16-NOV-18, Path:221, Row:71
 - 13: ID:LC08_L1TP_221071_20181031_20181115_01_T2, Acquisition Date:31-OCT-18, Path:221, Row:71
 - 14: ID:LC08_L1GT_221071_20181015_20181030_01_T2, Acquisition Date:15-OCT-18, Path:221, Row:71
- Map:** Shows a satellite view of the Brasília region with a large cyan cloud overlay. A red location pin is visible on the map.

Fonte: www.earthexplorer.com (NASA)

Figura 9 - Imagens Sentinel 2A e 2B-MSI de novembro de 2018 totalmente cobertas por nuvens na região de Brasília (DF).



Fonte: www.earthexplorer.com (NASA)

Além da perturbação de presença de nuvens, é válido salientar que as correções atmosféricas são ainda um grande desafio para águas continentais, principalmente quando comparado com águas oceânicas. Considerando que o efeito atmosférico da radiação recebida tanto em águas dos casos 1 e 2 é alto, visto que a absorção da água é muito forte, as correções atmosféricas são mais robustas em águas oceânicas do que continentais pelos seguintes motivos (MOSES et al, 2017):

- A maior proximidade com fontes de poluições atmosféricas, como indústrias, queimadas e poeira, que resulta numa atmosfera heterogênea;
- Variações de altitudes também podem gerar heterogeneidade e incertezas em estimar os níveis de aerossóis;
- O infravermelho próximo não pode ser negligenciado, como no monitoramento de águas oceânicas, onde a reflectância da coluna da água nos respectivos comprimentos de onda é nula e qualquer resposta é considerada como artefatos (aerossóis e outros); essa assunção, porém, não é possível em águas continentais, principalmente em águas turbidas, pois a presença de sedimentos interfere na reflectância do infravermelho próximo e os comprimentos de onda respectivos são utilizados para estimativa de TSS.

Diante de todos esses entraves, alguns estudos têm aplicado sensores aerotransportados

em aviões, com resultados satisfatórios na estimativa de diversos COAs (OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2013; GIARDINO et al., 2015). Embora seja solucionadora, essa técnica ainda envolve altos custos e estrutura, ficando restrita a altos investimentos.

Nesse aspecto, a tecnologia crescente no desenvolvimento de VANTs com maiores autonomias de voo e de câmeras hiperespectrais e multiespectrais de pequeno porte pode reduzir esses custos e estrutura, além da aptidão para voos mais frequentes, que, assim, aumentam a resolução temporal das plataformas aerotransportadas.

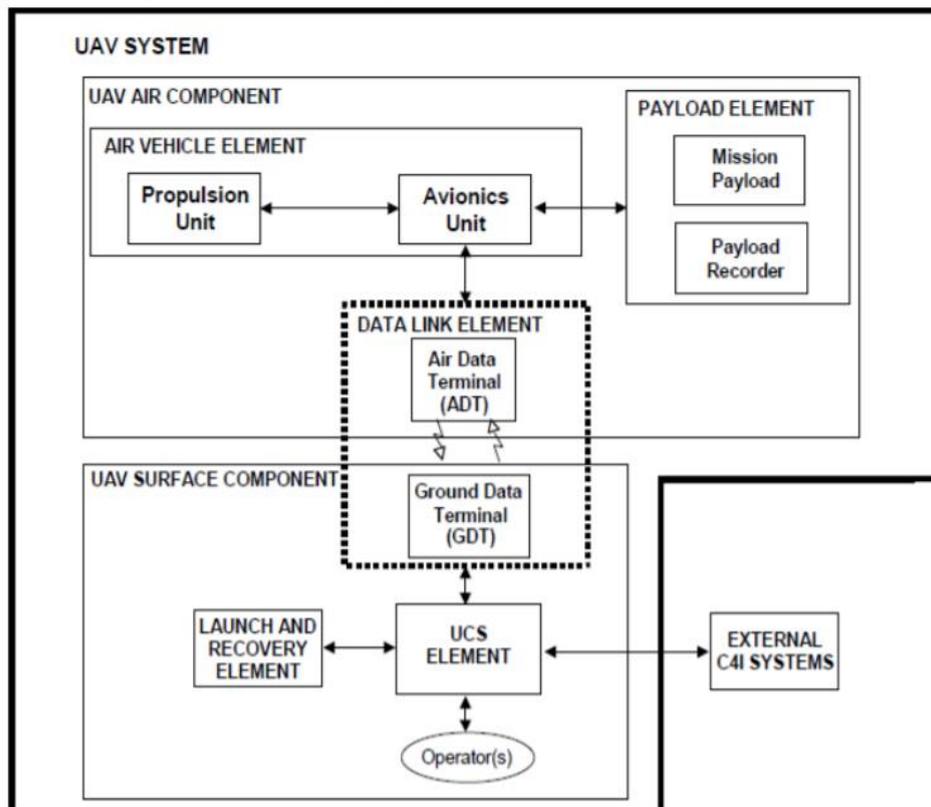
3.2 AERONAVES REMOTAMENTE PILOTADAS E CÂMERAS DE PEQUENO PORTE: NOVAS TECNOLOGIAS PARA APLICAÇÕES EM SENSORIAMENTO REMOTO

Os Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT), ou Aeronaves Remotamente Pilotadas (RPA, do inglês *Remotely-Piloted Aerial Systems*) ou, mais popularmente conhecido, Drones tiveram origem em atividades militares em 1933 (COLOMINA; MOLINA, 2014). O uso desses veículos para aplicações de técnicas de mapeamento se iniciou entre o fim e início das décadas de 1970 e 1980 (WESTER-EBBINGHAUS, 1980) e, quando integrados a sistemas rádio controladores, marcaram era para uma nova plataforma de SR com maiores resoluções espacial e temporal.

Embora com estudos quase centenários, a aplicação de VANT associado a pequenos sensores pode ser considerada como nova tecnologia para aplicações em SR, pois, partir da década atual, houve crescente e contínuo desenvolvimento de Drones e de sistemas de navegação equipados com sofisticadas tecnologias computacionais, de robótica e engenharia geomática, juntamente com o desenvolvimento de pequenos sensores e de *softwares* de fotogrametria por meio de tecnologia de visão computacional, gerando um conjunto de tecnologias capaz de fornecer produtos com altas resoluções temporal, espacial e espectral (AASEN et al, 2018).

Essa nova plataforma promissora para os mais diversos estudos e aplicações de SR, na verdade, é considerada como um "sistema de sistemas", um conjunto de tecnologias composto basicamente pelos seguintes componentes: VANT, com seus autopilotos e sensores de navegação; estação de solo; sistema de comunicação de dados (*data link*) e os sensores remotos (COLOMINA; MOLINA, 2014). Esse "sistema de sistemas" é exemplificado na Figura 10, onde se pode ver a subdivisão em dois "componentes": um aéreo e outro de solo. A integração entre estes 2 componentes se dá, principalmente, via *data link*.

Figura 10 - Desenhos esquemáticos do sistema VANT e sensores remotos.



Fonte: OTAN (2009).

Existe uma ampla variedade de VANTs das mais diversas dimensões e para diferentes finalidades, que podem ser do tipo multirrotor, asa fixa e VTOL (do inglês *Vertical Take-Off and Landing*), este podendo ser alternado para o sistema multirrotor e asa fixa. O tipo multirrotor permite pousos e decolagens com maior segurança e o tipo de asa fixa tem a vantagem de maior autonomia de voo.

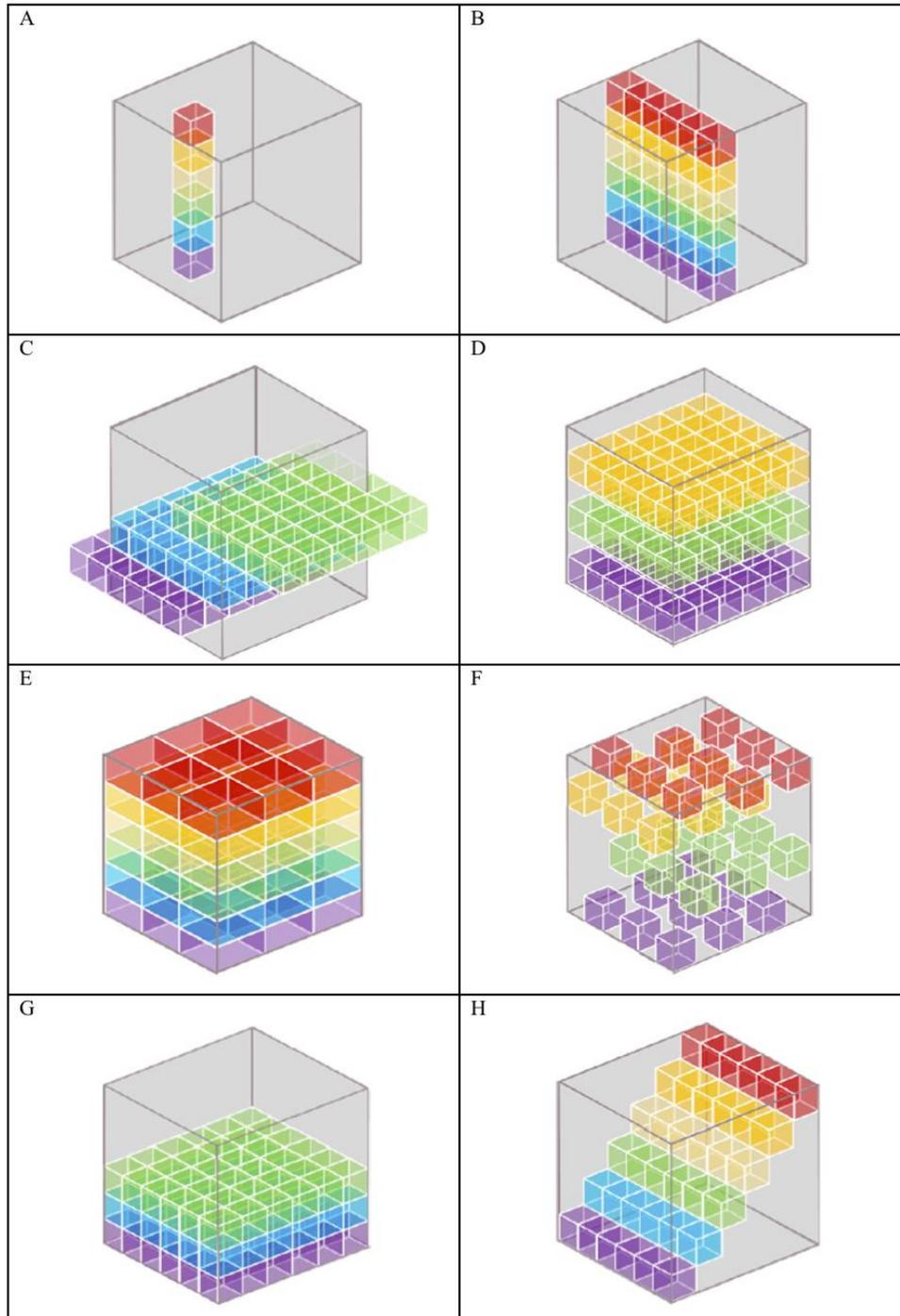
O uso de VANT tem introduzido novos paradigmas nas operações aéreas. No Brasil, de acordo com o regulamento da ANAC (Agência Nacional de Aviação Civil), os VANTs são classificados conforme o peso das aeronaves (ANAC, 2017):

- Classe 1: Peso Máximo de decolagem maior que 150 kg;
- Classe 2: Peso Máximo de decolagem maior que 25 kg e até 150 kg;
- Classe 3: Peso Máximo de decolagem maior que de até 25 kg.

O segundo ponto importante deste “sistema de sistemas” é o sistema de aquisição de dados/informações dos alvos a serem estudados. Essa também é uma área que tem evoluído rapidamente e que apresenta muitos desafios (PERRY et al, 2019). Suas características também interferem no processo operacional de voo, pois demandam exigências específicas para garantir as resoluções espacial e temporal das imagens, bem como sua qualidade (ex. velocidade de voo e velocidade de aquisição).

Diversos tipos de sensores adaptados para VANTs vêm sendo desenvolvidos, tais como câmeras RGB, multi e hiperespectrais, termais, laser e de radar de abertura sintética. Aasen et al. (2018) fizeram um estado da arte dos sensores espectrais de sistema óptico disponíveis no mercado e os classificaram conforme suas distintas características de mecanismo de aquisição das informações espectrais, conforme apresentado na Figura 11 e descritos sucintamente a seguir.

Figura 11 - Desenhos esquemáticos dos diferentes tipos de câmeras desenvolvidos para uso em VANT.



As cores indicam as bandas espectrais e sua disposição a forma de aquisição da imagem.

Fonte: Adaptado Aasen et al. (2018)

1. **Radiômetros aerotransportados:** Esses sensores (Figura 11A) têm sido usados para coletar informações espectrais pontuais. Embora tenham uma resolução espacial baixa, suas vantagens são a alta resolução espectral e o baixo peso. Os modelos são os sensores *Ocean Optics*, *Ocean Optics USB400* e *AvaSpec*. Este último foi utilizado para aplicações em qualidade da água de modo a calibrar o sensor orbital MODIS para o monitoramento espacial da proliferação de fitoplâncton em estuários no Taiwan (SHANG et al, 2017).
2. **Pushbroom:** Os sensores *pushbroom* (Figura 11B) funcionam como um sistema de varredura para gerar um escâner e assim extrair as informações espectrais do alvo do terreno. De modo mais específico, nesse sistema, o sensor grava uma linha espectral de modo instantâneo a cada exposição e repetindo esse processo é capaz de gerar uma imagem espectral contínua. Os sensores *pushbroom* têm sido muito utilizados em satélites, como o Landsat 8 OLI e Sentinel II MSI, e foram muito desenvolvidos em aerolevantamentos tripulados. Recentemente, câmeras de menor tamanho com este sistema foram desenvolvidas para aplicações em RPAs. Em sua maioria, essas pequenas câmeras são hiperespectrais com resoluções espectrais de 3,2 a 6,4 nm, possuindo mais de 100 bandas. Alguns modelos são as câmeras Headwall Micro e Nano-Hyperspec, BAYSPEC Oci, RESONON Pika L, HYSPEX e SPECIM.
3. **Sensores de Imageamento 2D (Frame):** Diferente do *pushbroom*, os sensores de imageamento 2D gravam um frame (um quadro) espectral em cada exposição. No entanto, os mecanismos de gravação dos frames podem ser diferentes, como o sistema *rolling shutter*, em que a gravação de frame é feita linha por linha durante a exposição, e o sistema *global shutter*, onde o frame é gravado por inteiro durante a exposição. Embora a geração das imagens seja em duas dimensões, as sobreposições frontal e lateral das mesmas permitem a geração de modelos 3D, pelo princípio de espectroscopia de imagens, feitos por *softwares* que desenvolvem algoritmos por meio de visão computacional. Os autores (AASEN et al, 2018) discriminam as câmeras com sensores de imageamento 2D em classes distintas, visto que atualmente câmeras com esse sistema podem fazer a gravação das bandas espectrais de modo sequencial ou instantâneo durante uma abertura, ou ainda um sistema de multicâmeras pode gravar diferentes bandas espectrais de modo sincronizado. A seguir são apresentadas as distintas classes:
 - a) **Multicâmeras 2D:** são um conjunto de câmeras integradas, sendo que cada

sensor individual possui filtro óptico que representam uma banda espectral (Figura 11C). De modo geral, essas câmeras são multiespectrais com resoluções espectrais de 10 a 40 nm. Alguns modelos são as câmeras MICASENSE *Red-Edge*, PARROT Sequoia, Tetracam *Mini MCA* e MACAW. Como os sensores são diferentemente posicionados nas multicâmeras, as imagens obtidas a cada disparo terão um pequeno deslocamento entre uma banda e outra. No entanto algumas câmeras como a Sequoia, Red-Edge e Mini MCA já disponibilizam um fator de correção e alinhamento dessas imagens.

- b) **Câmeras 2D sequenciais:** Diferente das multicâmeras, as câmeras sequenciais gravam todas as bandas sequencialmente (Figura 11D), porém cada banda é adquirida em um momento e por isso é necessário um tempo para adquirir todas as bandas em uma imagem. Existem câmeras multi e hiperespectrais com essas características, tais como a Prototype FPI SWIR, de ~30 bandas com resolução espectral de 20 a 30 nm, e RIKOLA FPI, de mais de 100 bandas com resolução espectral de 5 a 12 nm, respectivamente.
- c) **Snapshot 2D:** Esses sistemas tem a vantagem de gravar todas as bandas integradas numa única lente ao mesmo tempo. No entanto existem três subclasses de câmeras para esse sistema.
- A primeira é denominada como **espectrômetro multiponto** (Figura 11E), nela o sensor usa um divisor do feixe de luz para dividir a imagem 2D em seções, de modo que o sinal é espalhado no domínio espectral. A vantagem desse sistema é que grava as informações espectrais para cada ponto da imagem instantaneamente e em curto tempo, porém não gera alta resolução espacial. Um exemplo é a câmera hiperespectral CUBERT *FireFleye*.
 - A segunda são as câmeras **Mosaico Filter-on-chip** (Figura 11F), onde cada pixel possui um filtro espectral que possuem transmissão. As informações combinadas desses pixels são agrupadas, formando uma espécie de mosaico, que representa a informação espectral do frame. Novamente, a vantagem é a gravação de todas as bandas ao mesmo tempo. Mas as desvantagens são que as bandas são medidas apenas nos agrupamentos e, assim, perdem informação espectral das bandas individuais. Por esse motivo, as câmeras disponíveis nesse sistema são multiespectrais com ~16 bandas. Um modelo é a câmera IMEC *SNm4x4*.
 - A terceira é denominada **Espaço-espectral Filter-on-chip** (Figura 11G).

Nesse sensor, um número maior de filtros em bandas estreitas é usado e são amostrados densamente, de modo que se tenha uma amostragem espectral contínua. Os filtros são organizados em uma linha inteligente, que são seguidos por linhas adjacentes. Sua operação inclui o processo de varredura, semelhante ao *pushbroom*. Para capturar todas as bandas espectrais em cada local numa imagem, todas as linhas devem ser movimentadas. Isso demanda voos com baixa velocidade e uma alta taxa de *frame* por segundos. Um modelo desse sistema é a câmera COSI *cam Cubert Butterflye LS* hiperespectral com resolução de espectral de 5 a 10 nm.

- d) **Câmeras RGB modificadas** (Figura 11H): Essas câmeras são originalmente RGB (do Inglês *Red, Green e Blue*) convencional, onde uma das captações das bandas do visível é substituída por uma do infravermelho próximo. Essas câmeras têm baixa resolução espectral, mas são leves e de baixo custo. No entanto uma limitação é sobreposição das bandas espectrais. Um modelo é a câmera CANON s110.

Diante desse conjunto tecnológico, atualmente se encontra uma vasta diversidade de aplicação das técnicas de SR por meio de sistemas aéreos não tripulados, em, p.ex.: Agricultura (ZARCO-TEJADA, 2008; MARTÍNEZ et al., 2016); Ciência do Solo (HASSAN-ESFAHANI et al., 2017); Geologia (DA SILVA et al., 2015); Ecologia (CRUZAN et al., 2016); Arqueologia (ESPOSITO et al., 2013; LASAPONARA et al., 2016); Batimetria (GRABOWSKI; GURNELL, 2016; DIETRICH, 2016); Mineração (DOSHI et al., 2015); e monitoramento de pluma de vulcão (OGISO et al., 2016).

Aplicações dessa nova tecnologia nos estudos de qualidade de águas continentais, todavia, ainda são escassos. Kageyama et al. (2016) utilizaram uma câmera infravermelha para monitorar a distribuição de sólidos suspensos totais, carbono orgânico dissolvido e ficocianina no Reservatório Mihar Dam no Japão. Su e Chou (2015), no Reservatório Tain-Pue e Su (2017), nos reservatórios Tain-Pue, Jin-Sha, Rung-Hu e Shi-Hu, em Taiwan, monitoraram a distribuição de parâmetros de claridade da água, disco de Secchi e turbidez, e de Chl-*a* por meio de uma câmera Canon Powershot S110 multiespectral (modificada para incluir o infravermelho). No Brasil, o trabalho de Roig et al (2013) foi utilizada uma câmera convencional adaptada para o infravermelho próximo para monitoramento de TSS no Lago Paranoá, em Brasília (DF). Aplicações de câmeras multi e hiperespectrais acoplados em VANT para esses monitoramentos são um novo campo aberto para pesquisas que em muito pode contribuir para complementar os monitoramentos de qualidade de águas continentais.

Embora essas tecnologias sejam promissoras na aplicação de SR, é importante salientar algumas limitações que os sensores aerotransportados têm para essa finalidade. Nos estudos de Gholizadeh, Melesse e Reddi (2016) foi feita uma abordagem comparativa entre os sensores orbitais e aerotransportados sobre seus potenciais e limitações sobre alguns parâmetros, que estão apresentados na Tabela 4

Tabela 4 - Comparação entre os potenciais e limitações de sensores orbitais e aerotransportados.

Parâmetros	Sensores orbitais	Aerotransportados
Revisita	Fixa*	Flexível
Resolução Espacial	Metros	Centímetros
Resolução Temporal	Dias	Minutos
Estabilidade	Alta	Baixa**
Processamento de imagens	Menos complexa	Mais complexa***
Área de cobertura	Local, regional e Global	Local

* Alguns satélites, como o Worldview-2 e 3, podem ter passagem programada. ** Aeronaves tripuladas tem mais estabilidade. Aeronaves não tripuladas do tipo multirrotor possuem mais estabilidade que do tipo Asa fixa. ***A maioria das imagens de frame precisam de pós-processamento para construção de modelos digitais de elevação e ortomosaico.

Fonte: Adaptado de Gholizadeh, Melesse e Reddi (2016)

Além das limitações acima comentadas sobre os sensores aerotransportados, é válido ressaltar a vulnerabilidade de aerolevantamentos com essas plataformas em relação aos efeitos de *Sun Glint*.

3.3 *SUN GLINT*: CONCEITO E MÉTODOS DE CORREÇÕES

Sun Glint (Figura 12) é o fenômeno físico de brilho da luz do sol sobre a superfície da água, que assim como outras superfícies, como gelo e metal, são especulares. Nessas superfícies, este fenômeno ocorre quando o ângulo de incidência do raio solar é igual ao ângulo de reflexão e esse ângulo é menor que o campo de visada (FOV, do inglês, *Field Of View*) da câmera. Essa teoria é bem exemplificada por Ortega-Terol et al. (2017) na Figura 13.

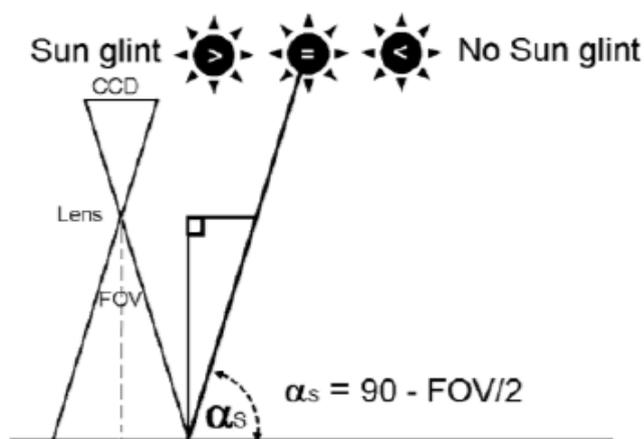
Incontestavelmente esse efeito é completamente indesejável para o monitoramento de qualidade da água por técnicas de SR uma vez que interfere na resposta espectral legítima da superfície e da coluna da água, sobretudo dos componentes opticamente ativos.

Figura 12 - Efeito de *Sun Glint* numa imagem RGB da câmera Sequoia obtida na confluência dos Rios Negro e Solimões.



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 13 - Desenho teórico do efeito do efeito de *Sun Glint*.



No exemplo, se a elevação do sol (α_s) é maior que $90 - \text{FOV}/2$, o raio solar pode ser refletido diretamente na lente da câmera causado o efeito do brilho na imagem.

Fonte: Ortega-Terol et al. (2017)

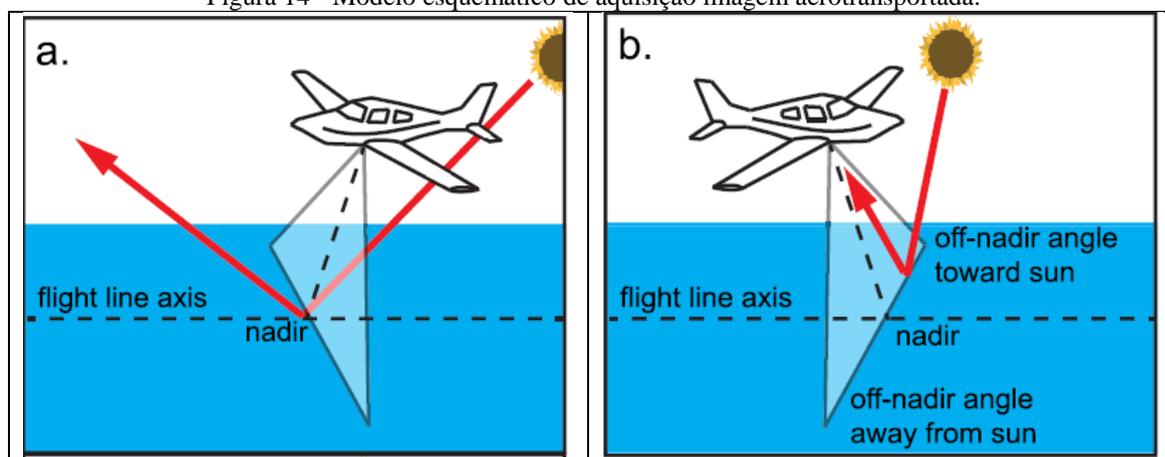
Optou-se por um item específico para esse tema, pois os efeitos de *Sun Glint* podem ocorrer em qualquer tipo de plataforma de SR: orbital, aerotransportada e *in situ*. Problemas com *Sun Glint* vêm sendo observados e estudados para correção dos seus ruídos desde o início das aplicações de SR com imagens de satélite em águas oceânicas, na década de 1950, e se estende até os dias atuais em águas oceânicas, costeiras e continentais (KAY et al., 2009; Harmel et al. 2018). O *Sun Glint* é um problema para os mais diversos tipos de imagem de satélite, das mais variadas resolução espacial, e a não correção dos seus efeitos pode danificar a precisão dos resultados em aplicação de qualidade da água (GOODMAN et al. 2008). Conforme já comentado, as imagens aerotransportadas também são susceptíveis a esses efeitos, embora possam ser evitadas mais facilmente devido à maior flexibilidade operacional da

plataforma. Os levantamentos aerotransportados por avião, dada a maior autonomia e altura de voo, são menos vulneráveis que os aerolevantamentos por VANTs.

Diversos satélites, principalmente os desenvolvidos para aplicações de qualidade da água, como SeaWiFS, Ocean Colour Sensor (OCTS), Coastal Zone Color Scanner (CZCS) e Sentinel-3, podem ser inclinados para evitar esse efeito (WANG e Bailey, 2001; WANG et al. 2002). Uma inclinação de sensores orbitais em 20° em relação ao nadir tem sido suficiente para evitá-los (KAY et al., 2009).

Para plataformas aerotransportadas, os protocolos de aquisição para contenção estão mais relacionados a linhas de voo e horário de aquisição, tais como os estudos de Mustard et al. (2001) que tiveram êxito em evitar *Sun Glint* com linhas de voo em direção oposta ao sol e uma inclinação de 30 a 60° do sensor hiperespectral AVIRIS aerotransportado por avião. Com aplicações de VANT, acoplado com um sensor *pushbroom* e hiperespectral CASI (*Compact Airborne Spectrographic Imager*), Overstreet e Legleiter (2016) observaram que, numa linha de voo com direção oposta ao sol e com um ângulo de inclinação do sol baixo (Figura 14A), os efeitos de *Sun Glint* foram praticamente nulos (Figura 15A), muito diferente de quando a linha de voo foi de frente para o sol e com um ângulo de inclinação solar alto (Figura 14B), que resultou numa alta degradação dos pixels de água pelo efeito (Figura 15B).

Figura 14 - Modelo esquemático de aquisição imagem aerotransportada.



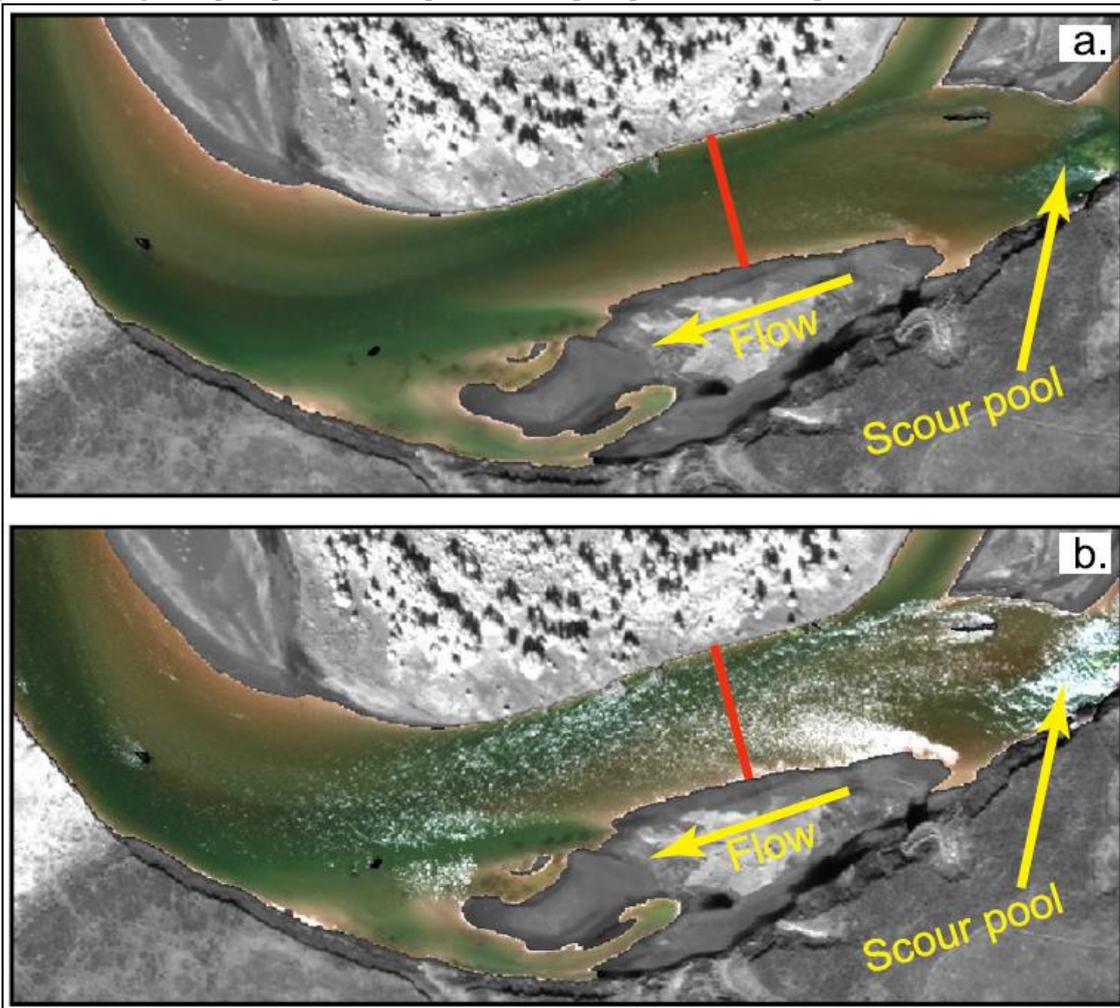
(A) linha de voo oposta ao sol e com ângulo de elevação solar baixo; (B) linha de voo de frente ao sol e com ângulo de elevação solar alto.

Fonte: Overstreet e Legleiter (2016).

KAY et al., (2009) revisaram os métodos de correção de *Sun Glint* e os classificaram em duas categorias. Como esse trabalho de revisão foi focado para águas oceânicas, os autores classificam a primeira categoria como específicas para águas oceânicas, com uso de imagens de resolução espacial de 100 a 1000 m, que se baseiam em modelos de transferência radiativa, como a de Cox e Munk (1954), e consideram como variáveis a velocidade do vento e ondulação no processo. A segunda é mais específica para imagens de alta resolução espacial, pixel de 1 a

10 m, e tem sido aplicada para águas oceânicas rasas, como recifes de corais e estuários. A maioria dos métodos dessa segunda classe utiliza bandas do infravermelho próximo para correção do *Sun Glint* pelo mesmo princípio de correções atmosféricas para águas oceânicas, visto que nessa faixa do espectro a reflectância é nula, de forma que o *Sun Glint* pode ser identificado e corrigido pelos altos valores de reflectância, como nos modelos desenvolvidos por Hedley et al. (2005) e Lyzenga et al. (2006).

Figura 15 - Imagens hiperespectral obtida pelo sensor hiperespectral CASI acoplado em um VANT de asa fixa.



(A) Imagem praticamente nula de *Sun Glint* obtido pela modelo esquemático de aquisição da Figura 14^a; (B) Imagem bem degradada pelo efeito de Glint obtido pelo modelo esquemático da Figura 14B.

Fonte: Overstreet e Legleiter (2016)

Os modelos de correção destes efeitos pelo infravermelho próximo de imagens de alta resolução espacial, embora tenha sido aplicado com precisão em rios de água limpa para finalidade de batimetria (OVERSTREET e LEGLEITER, 2016), não são viáveis para aplicações de monitoramento de qualidade em águas continentais, devido a sua maior complexidade. Principalmente em águas túrbidas a resposta espectral nessa faixa do espectro eletromagnético não é nula, devido a concentrações mais elevadas de TSS que promovem um espalhamento e conseqüente aumento nos valores de reflectância.

Outras metodologias de remoção de *Sun Glint* são alternativas para monitoramento de qualidade águas continentais, como o modelo desenvolvido por Harmel et al. (2018), que utiliza o mesmo princípio do infravermelho próximo, mas com banda do infravermelho de ondas curtas (SWIR), onde a reflectância é realmente nula independente de qualquer condição de concentração elevada de COA, sobretudo TSS. Outro modelo alternativo é o proposto por Kutser et al. (2009), que usa o comprimento de onda de 760 nm para corrigir efeitos de *Sun Glint*, pois nessa faixa do espectro eletromagnético ocorre uma forte absorção do oxigênio que atravessa a camada atmosférica, mas não a superfície da água. Porém a presença de *Sun Glint* permite que ocorra a absorção de oxigênio na superfície da água e sua feição de absorção é proporcional à intensidade desse fenômeno.

Métodos de correções de *Sun Glint* para câmeras aerotransportadas com sistema de imageamento de frame já vêm sendo desenvolvidos, tal como o proposto por Ortega-Terol et al. (2017), que não aplica um processamento de correção especificamente, mas sim o uso de máscaras sobre os efeitos de *Sun Glint* nas imagens, suprimindo-os do procedimento de construção do ortomosaico. Isso é possível devido às sobreposições frontal e lateral do planejamento de voo, de modo que um ponto específico da área de interesse é coberto por diversas imagens e uma específica área não será contaminada por *Sun Glint* em todas as imagens que foram sobrepostas.

De todo modo, em razão da complexidade do processo de correção dos ruídos resultantes e da ausência de total precisão das técnicas de remoção, é preferível evitar o efeito de *Sun Glint* a corrigi-lo.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O capítulo de materiais e procedimentos metodológicos foi dividido em subitens, de modo a detalhar as câmeras de pequeno formato que foram utilizadas no desenvolvimento do trabalho e as RPAs que as transportaram (itens 4.1 e 4.2). O item 4.3 detalha o processo de aquisição de dados (área de estudo, planejamentos de voo, pré-processamento das imagens, sensores orbitais para comparação, pontos de amostragem de dados *in situ* e detalhamento de suas coletas. O item 4.4 descreve a metodologia de processamento dos dados, integração com os dados *in situ* para calibração radiométrica e criação de modelos bio-ópticos de estimativas dos COAs, validação e comparação entre as diferentes plataformas de SR.

4.1 CÂMERAS DE PEQUENO FORMATO

Três câmeras foram utilizadas nas campanhas de aerolevantamentos, duas multi e uma hiperespectral.

A principal câmera multiespectral empregada foi a Sequoia da Parrot (multissensor – RGB, do inglês *Red, Green and Blue*, e VNIR, do inglês *Visible and Near Infrared*). Devido ao seu peso, 135 g, e tamanho (Figura 16), a Sequoia é versátil e adaptável a diversos modelos de RPA. Embora seja desenvolvida principalmente para aplicações em agricultura, foi testada para o monitoramento de qualidade das águas, uma vez que possui quatro sensores que cobrem as faixas espectrais do verde (*green*), vermelho (*red*), *Red-Edge* e infravermelho próximo, além de conter juntamente uma câmera RGB. As características radiométricas dos sensores, de sistema e resolução de imageamento dessa câmera são apresentadas na Tabela 5.

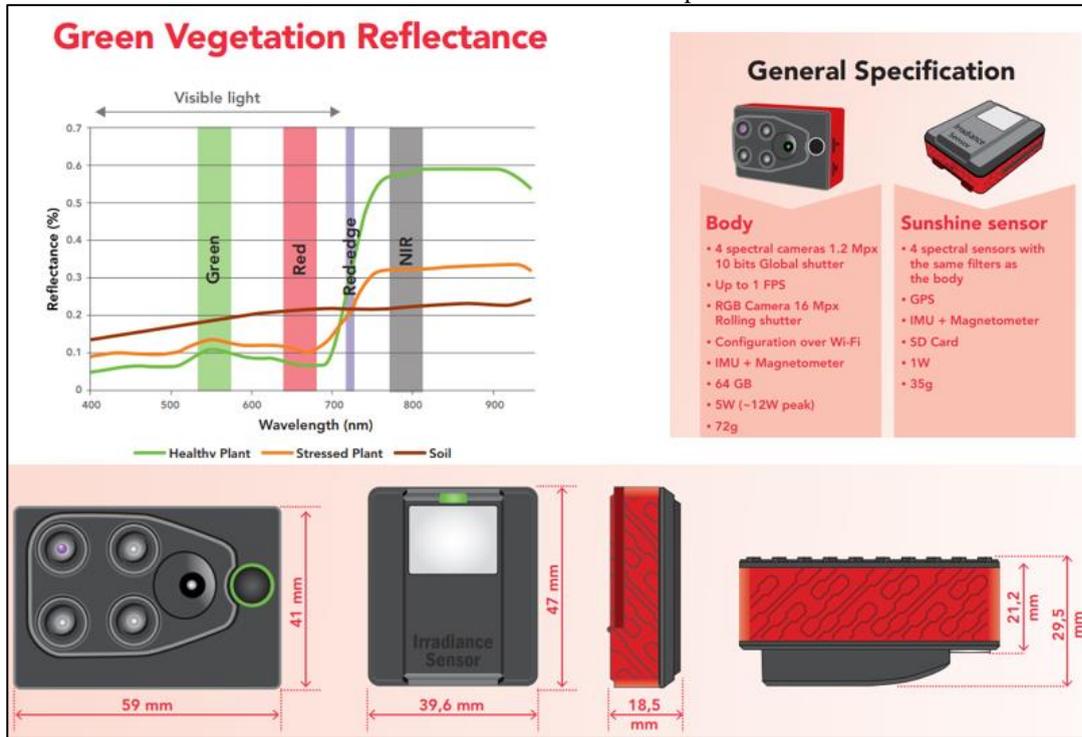
Tabela 5: Características das bandas e do sistema de imageamento da câmera Sequoia.

Lentes	Largura de banda	Comprimento de onda central	Definição	Sistema de captura
GREEN	40 nm	550 nm	1.2 Mpx	<i>Global Shutter</i>
RED	40 nm	660 nm	1.2 Mpx	<i>Global Shutter</i>
RED-EDGE	10 nm	735 nm	1.2 Mpx	<i>Global Shutter</i>
NIR	40 nm	790 nm	1.2 Mpx	<i>Global Shutter</i>
RGB			16 Mpx	<i>Rolling Shutter</i>

Fonte: PARROT, 2017.

Outra grande vantagem é que, junto à câmera, é acoplado um sistema de GPS/IMU/magnetômetro e um sensor de irradiância que cobrem a mesma faixa espectral que a câmera VNIR. Nesse sistema são armazenados dados de posicionamento e parâmetros da câmera e do sensor de irradiância, o que facilita a geração de um ortomosaico de maior precisão de imagens multiespectrais com valores de reflectância de superfície (Figura 16).

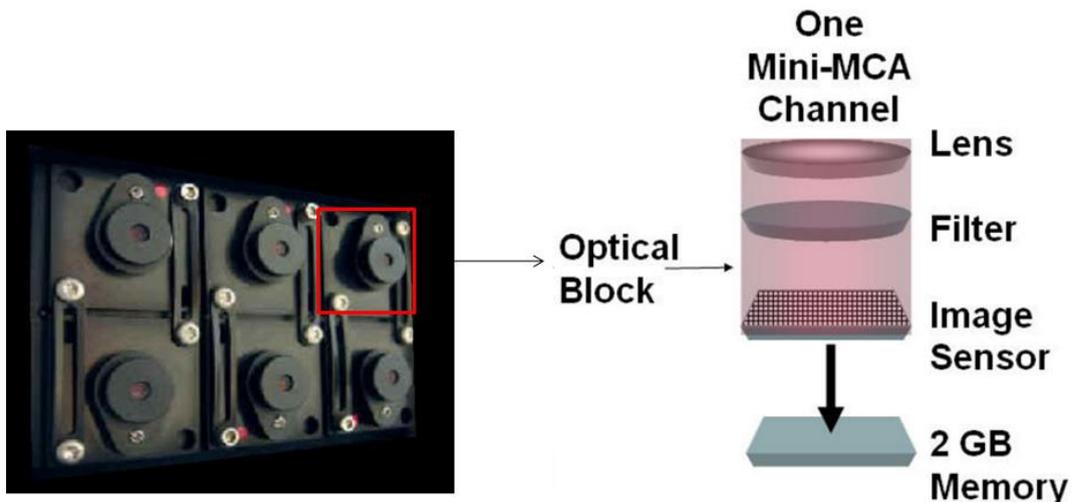
Figura 16 - Especificações gerais de tamanho e configurações da câmera Parrot Sequoia e seus sensores, do sensor de irradiância e demais componentes.



Fonte: PARROT, 2017.

O segundo sensor multiespectral é a multicâmera Tetracam MINI-MCA6, ~700 g, que permite um arranjo de seis bandas por meio de um conjunto de filtros e um sensor Metal-óxido Semicondutor Complementar (Figura 17) com sistema de imageamento do tipo *Rolling Shutter*.

Figura 17 - Especificações da câmera Tetracam Mini-MCA 6.

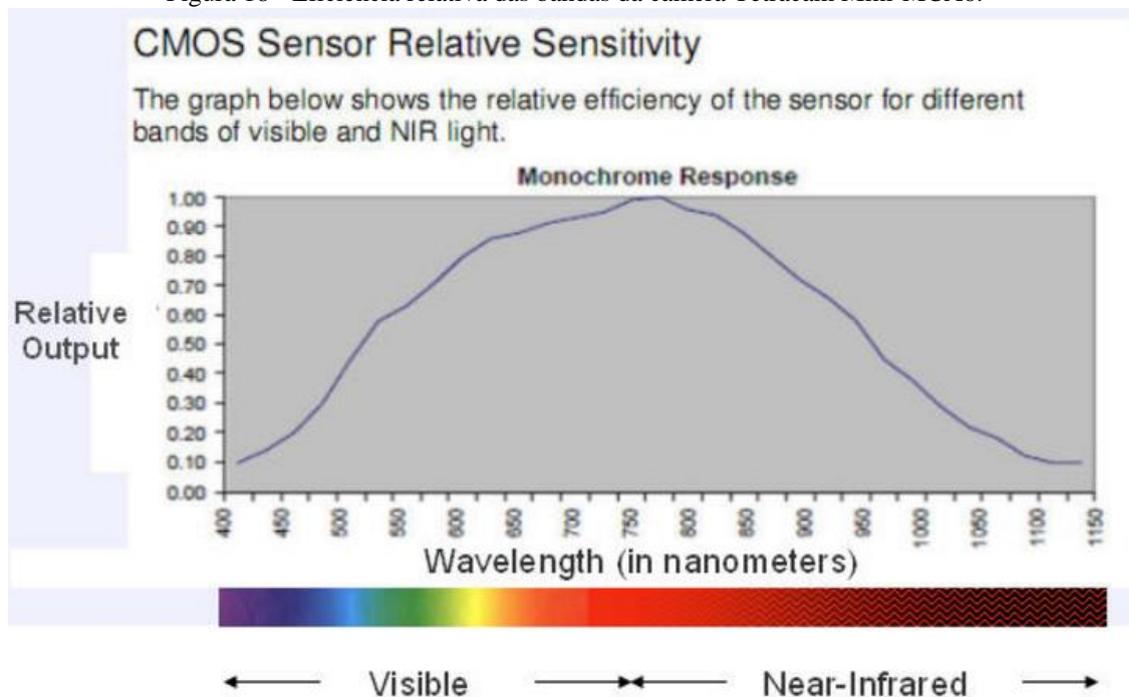


Fonte: Tetracam (2017).

A resolução espectral dos filtros é de 10 nm e pode cobrir uma fração da faixa do espectro eletromagnético entre 400 a 1150 nm (Figura 18). Foram escolhidos os filtros que cobrem as seguintes faixas: 440-450 nm (azul), 550-560 nm (verde), 650-660 nm (vermelho), 680-690 nm,

800-810 nm e 860-870 nm (Infravermelho próximo), por serem as faixas com melhores correlações com as concentrações dos COAs, de acordo com estudos preliminares e com a literatura (MATTHEWS, 2011; GHOLIZADEH et al., 2016).

Figura 18 - Eficiência relativa das bandas da câmera Tetracam Mini-MCA6.



Fonte: Tetracam (2017).

Cada canal tem uma distância focal de 9,6 mm, as imagens são capturadas a 1,3 megapixels (total máximo de 1280 x 1024 pixels por imagem) e armazenadas em um cartão de memória compacto de 2GB. Os pixels podem conter resolução radiométrica de 8 ou 10 bits dependendo do formato de transferência dos arquivos de "RAW" para "TIFF" no *software* de interface fornecido para os usuários, o PixelWrench2. Esse *software* tem outras funções que integram procedimentos de processamentos digitais de imagens, calibração e geração de índices radiométricos e armazenamento de metadados, como as coordenadas de GPS de cada imagem adquirida (Tetracam, 2017).

O sensor hiperespectral é a câmera Headwall Nano-Hyperspec, 680 g, de 276 bandas de resolução radiométrica de 2,2 nm cobrindo uma faixa do espectro de 400 a 1000 nm. Essa câmera possui uma única lente com distância focal de 12 mm com um sensor metal-óxido semiconductor complementar. Um subsistema incluído é capaz de armazenar 480 GB das imagens de 12 bits de resolução radiométrica que são geradas. As imagens são adquiridas pelo sistema de escaneamento *pushbroom* de varredura de linhas de pixel (HEADWALL PHOTONICS, 2017). A Nano-Hyperspec é integrada com um sistema GPS/IMU que, com uma antena GPS e um magnetômetro interno, gera as informações de coordenadas X, Y e Z pelo

sistema inercial de navegação (Figura 19). Na Tabela 6 são apresentadas as características do sistema GPS/IMU.

Figura 19 - Câmera hiperespectral Headwall Nano-Hyperspec e seu IMU.



Fonte: Headwall Photonics (2017)

Tabela 6: Características do Sistema GPS/IMU da Nano-Hyperspec

Parâmetros	Valores
Frequência do GPS	4 Hz
Acurácia de Posição Horizontal	2,5 m
Acurácia de Posição Vertical	5 m
Acurácia de Velocidade	515 m/s
Altitude máxima	18 km
Velocidade máxima	515 m/s
Taxa de requisição	< 1s

Um conjunto de três *softwares* é integrado à câmera Nano-Hyperspec para configurações. O XSENS tem a finalidade de calibrar o sistema GPS/IMU. O Hyperspec III tem diversas configurações funcionais: configurações radiométrica, geométrica, de GPS e de disparo automático em planejamentos de voo. O *Spectral View* tem as funções de processamentos das imagens adquiridas: ortorretificada pelas informações do sistema GPS/IMU, conversão de números digitais para radiância e reflectância e visualização dos espectros.

4.2 AERONAVES REMOTAMENTE PILOTADAS

RPAS de asa fixa e multirrotor foram usadas nos aerolevantamentos para transportar as câmeras multi e hiperespectral.

A câmera Sequoia foi transportada pelas RPAs Parrot Disco Pro AG e DJI Phantom 4. A RPA DJI Spreading Wings S1000 foi usada para transportar as câmeras Mini-MCA6 e Nano-Hyperspec, inicialmente. Posteriormente a câmera hiperespectral Nano-Hyperspec foi

transportada pela RPA DJI Matrice 600.

O DISCO PRO AG (Figura 20) tem autonomia de voo de ~35 minutos, é capaz de cobrir uma área de 80 hectares a 120 m de altura e seu alcance de rádio é de 2 km de distância. É fornecido integrado com a câmera Sequoia. Essa integração torna-se um conjunto de ferramentas de fácil operação, uma vez que o Drone pode ser lançado manualmente com toda segurança e os voos podem ser planejados e automatizados.

Figura 20 - Detalhes do VANT DISCO PRO AG integrado com a câmera multiespectral Sequoia.



Fonte: <https://www.parrot.com/business-solutions-us>

As séries Phantom da empresa DJI são os modelos de VANT mais vendidos no mundo. Os primeiros modelos foram criados inicialmente para recreação, mas a versão Phantom 4 inovou sua tecnologia com GPS de maior precisão, além de fácil operação e flexibilidade operacional e de transporte. Devido ao tamanho e ao preço mais acessível, tornou-se uma boa ferramenta para trabalhos de mapeamento e fotogrametria. Embora o Phantom 4 venha acoplado com uma câmera RGB de boa qualidade, de 12,4 megapixels, ela não é ideal para os estudos de qualidade da água, por não ser multiespectral. No entanto, a criação de pequenos sensores multiespectrais adaptáveis aos modelos Phantom possibilita uma ferramenta menos onerosa para o monitoramento da qualidade da água. Para adaptar a câmera Sequoia nesse VANT foi necessário a construção de um suporte impresso em 3D (Figura 21). O Phantom 4 possui autonomia de voo de 20 minutos, menos que a do DISCO PRO AG. Porém por ser multirrotores é mais seguro para pouso e decolagem, portanto, de operacionalidade mais flexível, em áreas urbanas, ou rurais.

Figura 21 - Câmera Sequoia acoplada ao VANT DJI Phantom 4 por meio do suporte desenhado e impresso em 3D.



Fonte: Elaborada pelo autor.

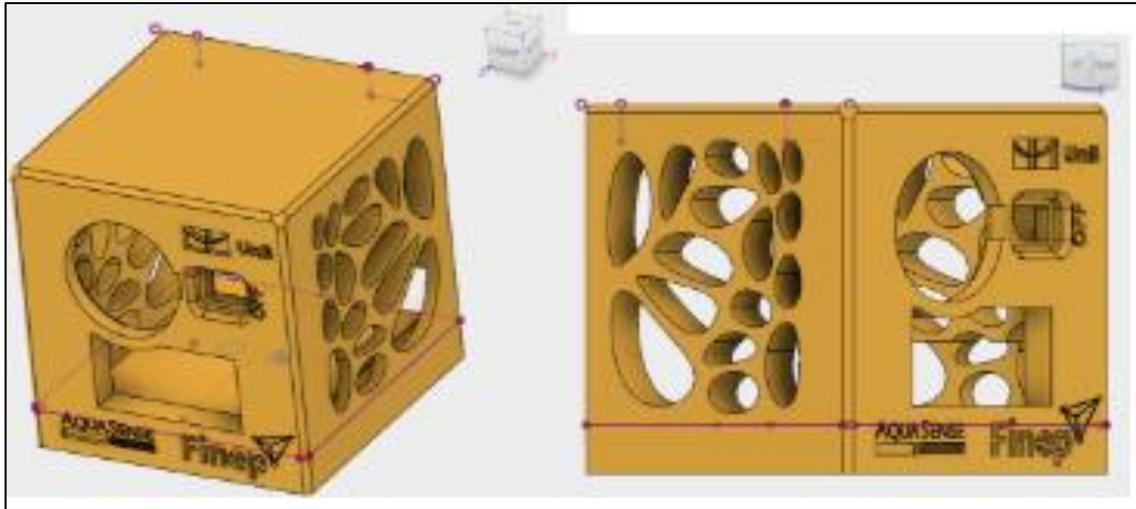
Os aerolevantamentos com a câmera Nano-Hyperspec foram feitos com as RPAs Multirrotores DJI S1000 e Matrice 600. O S1000 (Figura 22) tem uma alta capacidade de *payload*, máximo de 5kg e por isso tem baixa autonomia de voo (~18 minutos), mas também com flexibilidade operacional. Para transportar a câmera hiperespectral foi necessário a aquisição e instalação de um gimbal (Infinity M360), além de suporte em 3D (Figura 23) para melhor encaixe da mesma. O Matrice 600 possui capacidade de *payload* semelhante ao S1000 e, transportando a câmera Nano-Hyperspec, sua autonomia de voo é de ~22 minutos. Porém, o Matrice 600 é um Drone mais recente e suas controladoras de voo e telemetria são de tecnologia mais avançada e eficiente, o que garante mais facilidade operacional e segurança de voo. Para transportar a câmera Nano-Hyperspec também foi utilizado o modelo impresso em 3D (Figura 23) e o gimbal DJI RONIM MX (Figura 24).

Figura 22 - Imagens do VANT DJI S1000 com a câmera Nano-Hyperspec acoplada em laboratório e em campo, num momento de aquisição.



Fonte: elaboradas pelo autor.

Figura 23 - Modelo 3D para melhor encaixe da câmera Nano-Hyperspec no gimbal que foi instalado no VANT S1000.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 24 - RPA DJI Matrice 600 com a câmera Nano-Hyperspec acoplada por meio do Gimbal DJI RONIM MX e o suporte 3D (Figura 23)

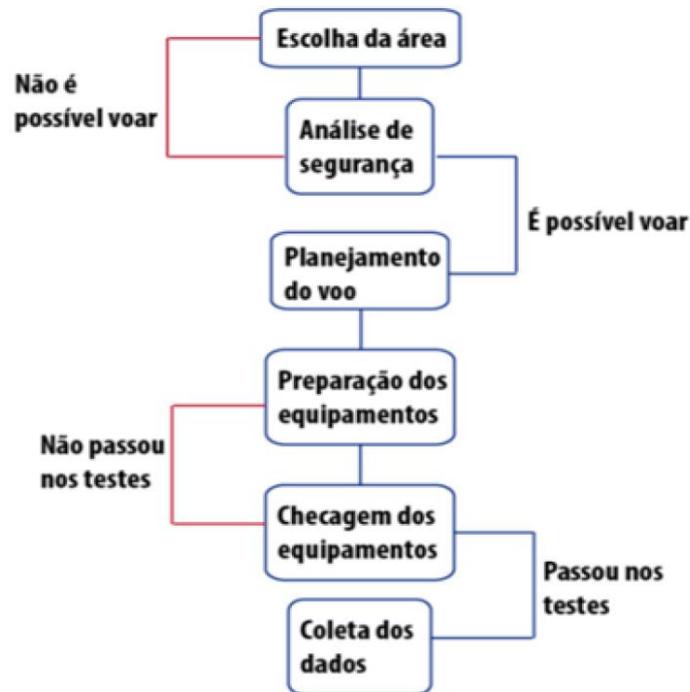


Fonte: Elaborada pelo autor.

Nos aerolevantamentos foi adotada uma rotina de seis procedimentos para cada voo, seguindo a metodologia de Ferreira et al. (2013): escolha da área, análise de segurança, planejamento do voo, preparação dos equipamentos, checagem dos equipamentos e coleta de dados (Figura 25).

A escolha da área foi feita considerando as limitações que são inerentes ao uso de VANT, como teto operacional e tempo de voo. Por questão de segurança, todos os voos foram monitorados por um sistema de telemetria, que envia em tempo real informações sobre o voo, como por exemplo, o consumo de energia e as condições da bateria.

Figura 25 - Rotina de procedimentos prévios para coleta de dados por aerolevantamentos.



Fonte: Ferreira et al. (2013).

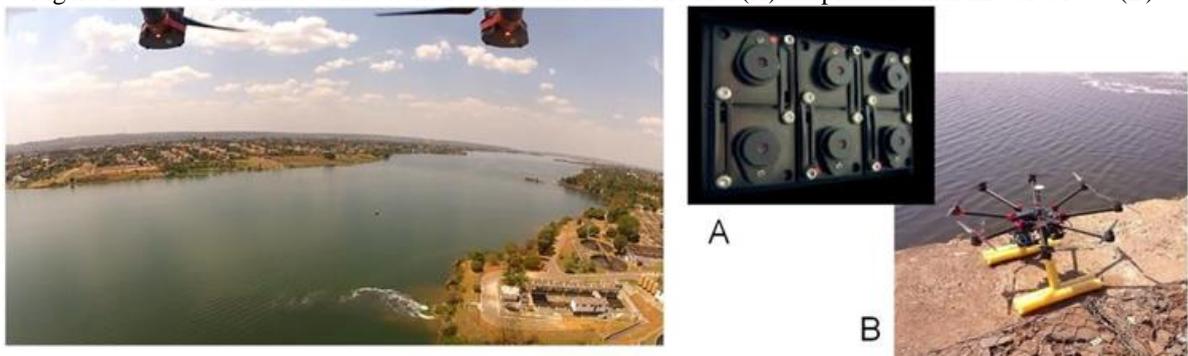
4.3 PROCEDIMENTOS DE CAMPO

Neste item serão detalhados os procedimentos metodológicos dos aerolevantamentos com as câmeras multi e hiperespectrais embarcadas nos VANTs, juntamente com o processamento das imagens de sensores orbitais e a obtenção de dados *in situ*.

4.3.1 Aerolevantamentos com as câmeras multiespectrais

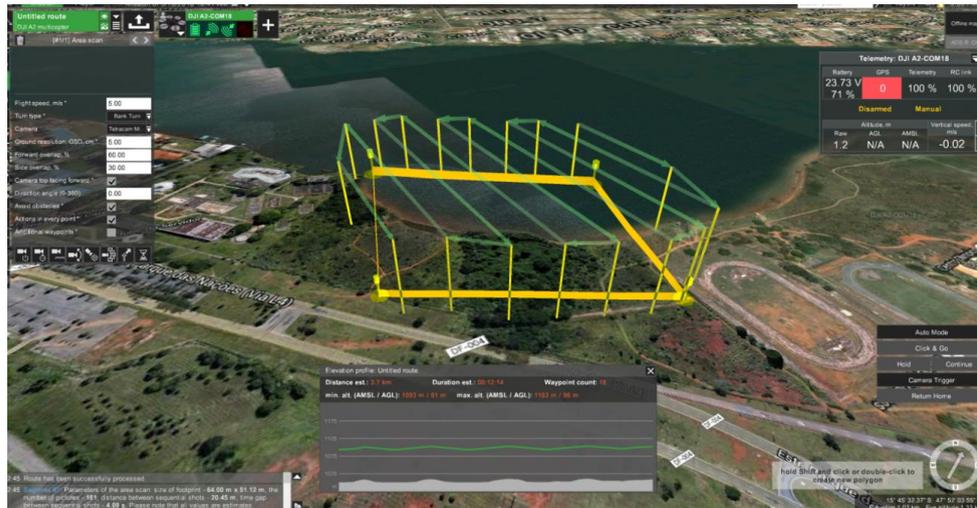
Os testes iniciais desse trabalho com a plataforma VANT/câmera foram feitos com a câmera Tetracam MCA-6 e o VANT S1000 (Figura 26 e Figura 27) nos anos de 2015 e 2016.

Figura 26 - Voo realizado com a Câmera Tetracam MINI-MCA 6 (A) acoplada no multirrotor S1000 (B).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 27 - Sistema de controle e planejamento de voo com o aplicativo UgCS sobre as margens do Lago Paranoá.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Nesse trabalho a Tetracam MCA-6 não chegou a ser aplicada para aerolevantamentos definitivos para o monitoramento dos COAs; os motivos dessa decisão serão detalhados no item 5.3.

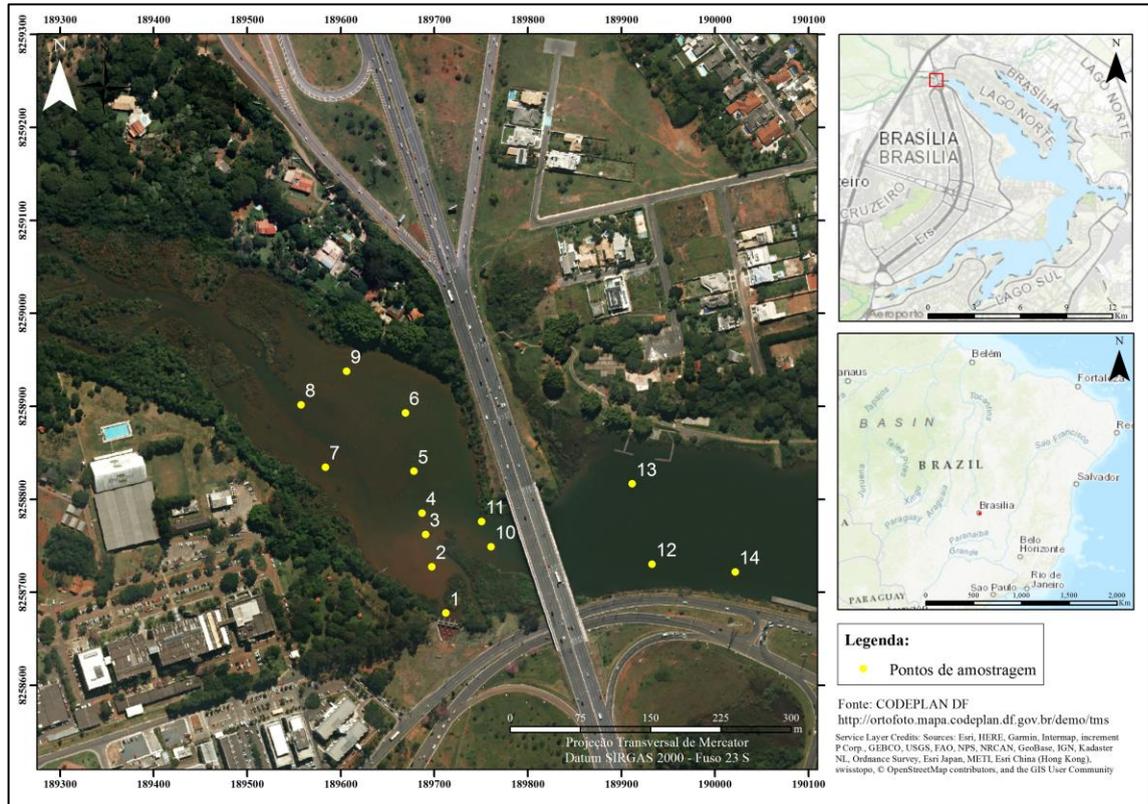
Aerolevantamentos com a câmera Sequoia foram feitos em diferentes corpos d'água e em escala temporal, na maioria das circunstâncias. As áreas experimentais foram os reservatórios hidrelétricos do Paranoá (DF), Corumbá IV (GO) e águas amazônicas, na região metropolitana de Manaus (AM).

O Paranoá é um reservatório urbano abastecido por 4 principais Sub-bacias hidrográficas: Riacho Fundo; Gama; Braguelto – Torto (Figura 28).

Foi escolhida a entrada do Ribeirão Bananal (Braço do Bananal), como área experimental, pelo motivo de ela contribuir com maior carga de poluentes, junto com o Rio Riacho. O braço do Riacho Fundo é próximo ao aeroporto internacional de Brasília e por motivos de segurança não foi optado como área de estudo. O braço do Bananal é uma boa área experimental pelo fato de receber o fluxo do Ribeirão Bananal, próximo ao ponto de amostragem 8 e também por receber um fluxo de drenagem, próximo ao ponto de amostragem 1, com altas cargas de sedimentos no período chuvoso (Figura 28). Outro motivo para a escolha da área foi pela obra de ampliação da Ponte do Braguelto, capaz de ressuspender os sedimentos de fundo.

Por se tratar de área urbana e por questões de segurança principalmente para pouso e decolagem, foi utilizado o VANT multirrotor DJI Phantom 4 para transportar a câmera Sequoia.

Figura 28 - Mapa de distribuição dos pontos de amostragem de levantamentos de dados *in situ* na entrada do Ribeirão Bananal, no reservatório hidrelétrico Paranoá.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os voos nessa área foram executados pelo aplicativo *Drone Deploy*. Foi mantida a configuração de voo a uma altura de 120 m e sobreposição frontal 85% e lateral de 65% de modo a garantir qualidade na geração do ortomosaico (Figura 29).

Figura 29 - Modelo de plano de voo com o aplicativo Drone Deploy na área de estudo.



Fonte: Elaborada pelo autor.

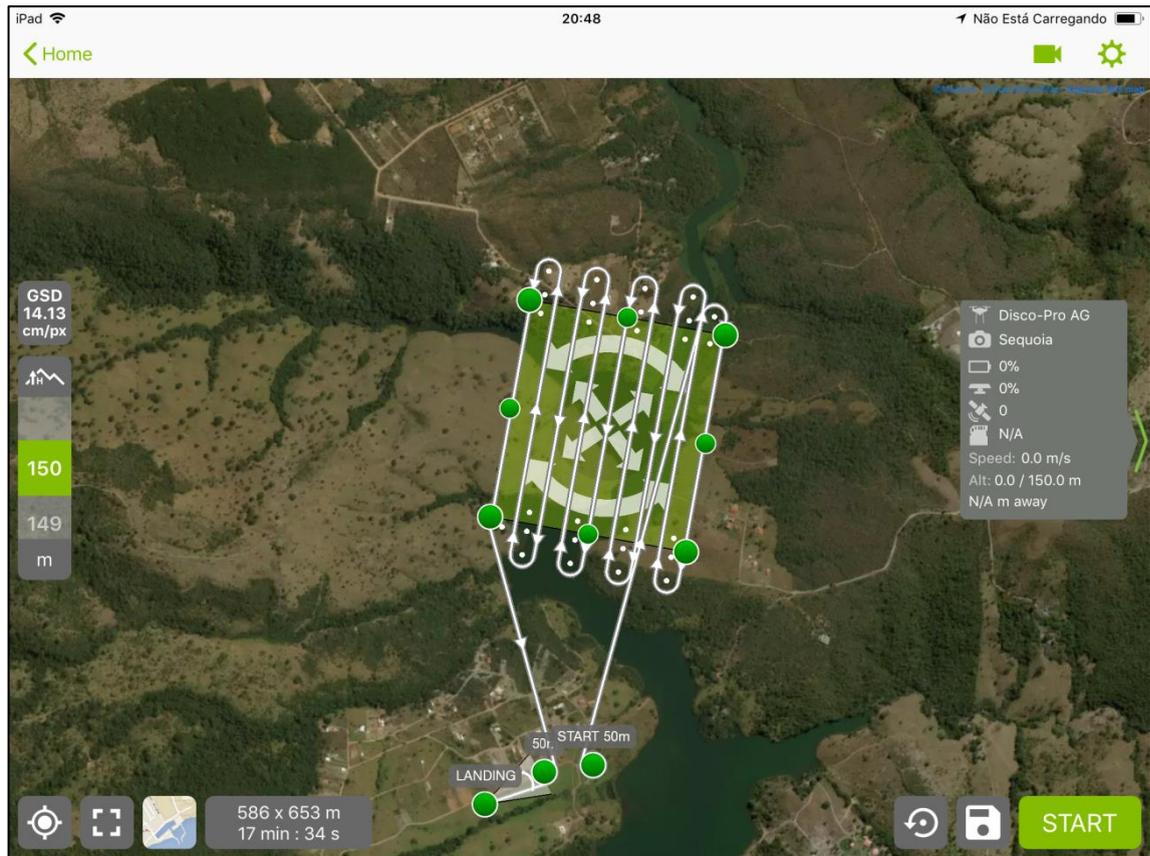
O reservatório hidrelétrico Corumbá IV é abastecido por cinco Bacias hidrográficas tributárias: dos rios Alagados, Descoberto, Areias, Corumbá e Rio das Antas. Foi escolhida como área de estudo a entrada do Rio Areias (Figura 30), pelo intenso fluxo de sedimentos nos períodos de cheia.

Figura 30 - Mapa de distribuição dos pontos de amostragem de levantamentos de dados in situ na entrada do Rio Areias no reservatório hidrelétrico Corumbá IV



De início, os aerolevantamentos com a câmera Sequoia nessa área foram feitos com o VANT de asa fixa Parrot Disco Pro AG, utilizando o aplicativo *Pix4D capture* para o planejamento e execução dos voos (Figura 31). No entanto, após algumas experiências foi observado que o entorno dessa área de voo não era apropriadamente seguro para pouso com VANTs de asa fixa e passou a ser usado o VANT multirrotor DJI Phantom 4, com o emprego do aplicativo *Drone Deploy* para planejamento e execução dos voos (Figura 32). Nesta área, as datas dos aerolevantamentos seguiram o calendário de passagens dos satélites VENUS e Sentinel 2. Para todos os voos foram mantidas a sobreposição frontal de 85% e lateral de 65%.

Figura 31 - Plano de voo no Braço do Rio Areias no reservatório Corumbá IV pelo aplicativo *Pix4d capture* para o VANT de asa fixa Parrot Disco PRO AG.



Fonte: Elaborada pelo autor.

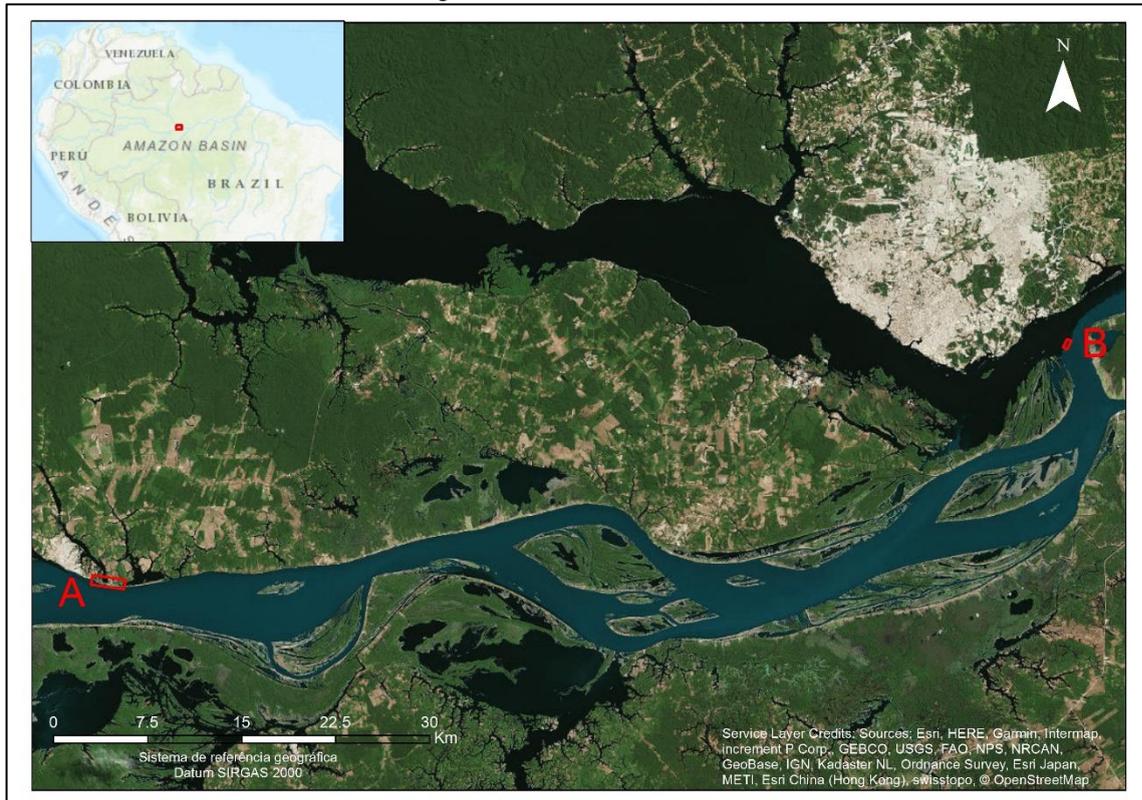
Figura 32 - Plano de voo no Braço do Rio Areias pelo aplicativo *Drone Deploy* para o VANT multirrotor DJI Phantom 4.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na Figura 33 são destacadas as duas áreas experimentais na Amazônia, em Manacapuru (AM) e Manaus (AM).

Figura 33 - Mapa das áreas de estudos em águas Amazônicas, Manacapuru (A) e encontro das águas do Rio Negro e Solimões, Manaus (B).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em Manacapuru (AM) a área de estudo foi definida devido ao contraste entre as águas turvas do Rio Solimões, águas escuras dos igarapés e águas com algas e sedimentos em tanques de pesqueiro (Figura 34).

Figura 34 - Imagens áreas obtida pela câmera RGB do VANT DJI Phantom 4 sobre a área de estudo em Manacapuru (AM) com destaque no contraste entre as águas do Rio Solimões, dos Igarapés e dos tanques de piscicultura.

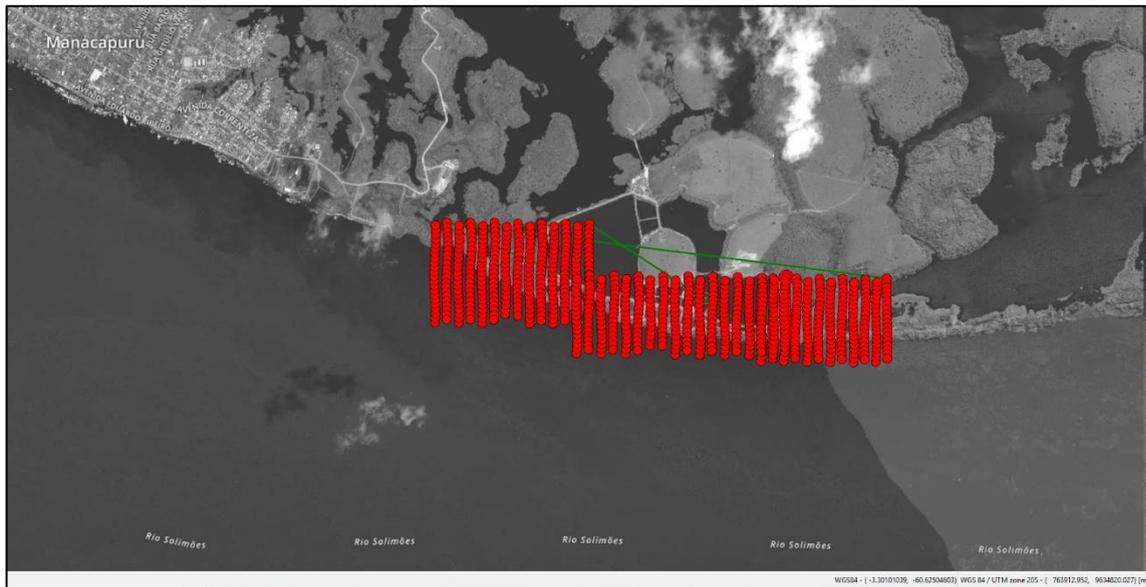


Fonte: elaboradas pelo autor.

Nessa área a câmera Sequoia foi acoplada no VANT de asa fixa PARROT Disco Pro AG devido à maior autonomia de voo e segurança para decolagem e pouso. Foi usado novamente o aplicativo *Pix4d capture* para o planejamento e execução dos voos, também configurado com sobreposição frontal de 85% e lateral de 65%. Foram feitos três voos sobre a

área cobrindo um total de 157 hectares (Figura 35). Sete pontos de amostragem foram coletados na área (Figura 36).

Figura 35 - Linhas de voo dos três aerolevantamentos sobrepostos, feitos com a plataforma VANT Parrot Disco PRO AG e câmera Sequoia, plotados no *software Pix4d Mapper*, sobre a área de estudo em Manacapuru (AM), cobrindo um total de 157 hectares.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 36 - Mapa de distribuição dos pontos de amostragem de parâmetros de qualidade da água e de espectrorradiometria *in situ* em Manacapuru (AM).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em Manaus (AM), o levantamento das imagens foi feito na confluência do Rio Negro e Solimões, marcado pelo contraste de águas escuras e turvas (Figura 37). Nesse caso foi usado

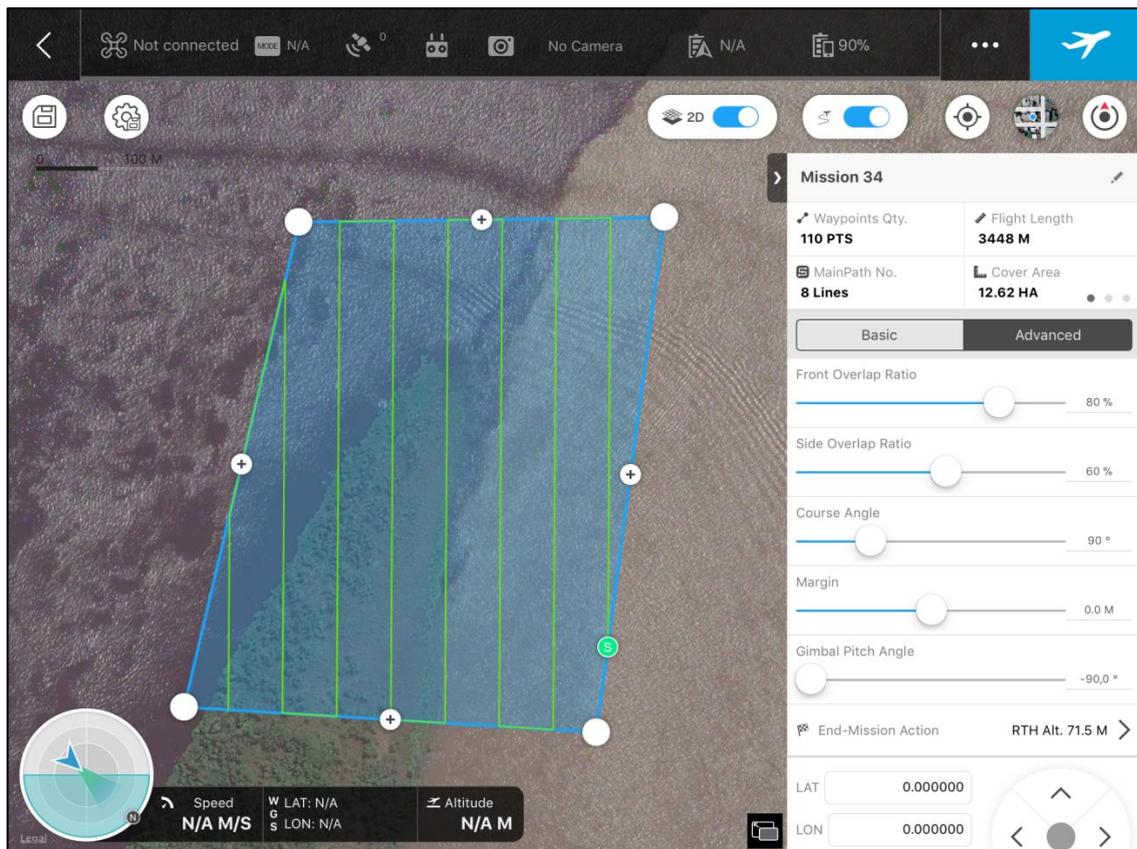
o VANT DJI Phantom 4 devido à ausência de área segura para decolagem e pouso com VANT de asa fixa. Desta vez foi usado aplicativo *DJI Ground Station Pro* para o planejamento e execução do voo, que foi configurado com sobreposição frontal de 80% e lateral de 60% (Figura 38).

Figura 37 - Imagens aéreas obtidas pela câmera RGB do VANT DJI Phantom 4 sobre a área de estudo em Manaus (AM), com destaque no contraste entre as águas do Rio Solimões e do Rio Negro.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 38 - Plano de voo na confluência do Rio Negro e Solimões pelo aplicativo *DJI Ground Station Pro* para o VANT multirrotor DJI Phantom 4.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Novamente, sete pontos de amostragem foram coletados nessa área (Figura 39).

Figura 39 - Mapa de distribuição dos pontos de amostragem de parâmetros de qualidade da água e de espectrorradiometria *in situ* em Manaus (AM).

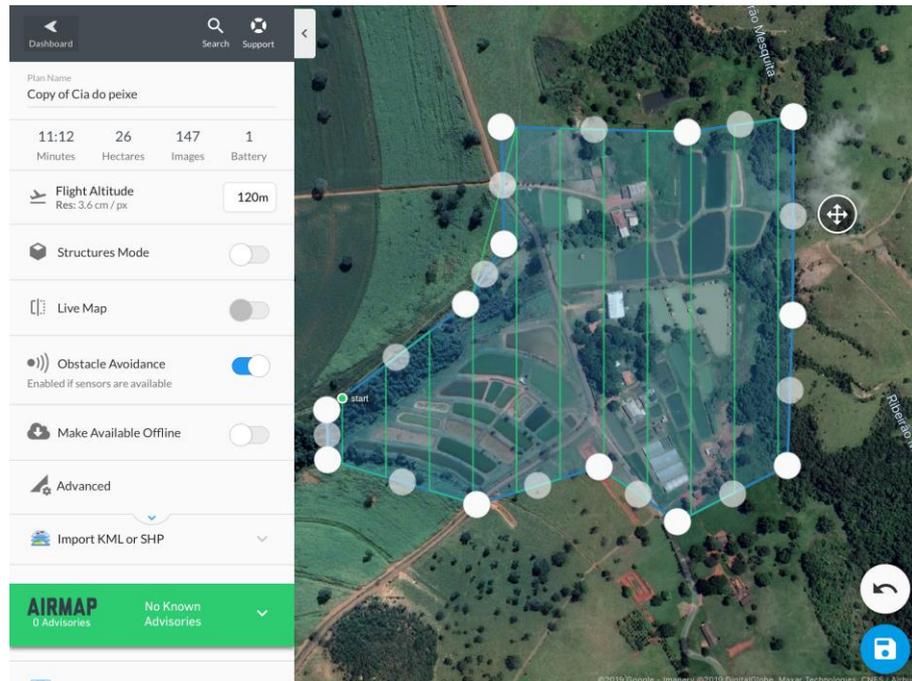


Fonte: Elaborada pelo autor.

A câmera Sequoia ainda foi utilizada para aerolevantamentos sobre tanques de piscicultura, localizados no entorno do Distrito Federal, para o monitoramento de Chl-*a*. Na Figura 40 é apresentado o plano de voo no aplicativo Drone Deploy que foi configurado para transportar essa câmera no VANT DJI Phantom 4.

As imagens obtidas em todos os aerolevantamentos com a câmera Sequoia foram processadas pelo *software Pix4d Mapper* para geração dos ortomosaicos das imagens multiespectrais, em valores de reflectância de superfície. Os ortomosaicos gerados são apresentados nos itens 5.3 e 5.6. Os valores de pixel de reflectância de superfície em todos os pontos de amostragem foram extraídos para as análises de inferência estatística com os COAs obtidos por amostragem *in situ*.

Figura 40 - Plano de voo nos tanques de piscicultura configurado pelo aplicativo *Drone Deploy* para o VANT multirrotor DJI Phantom 4.

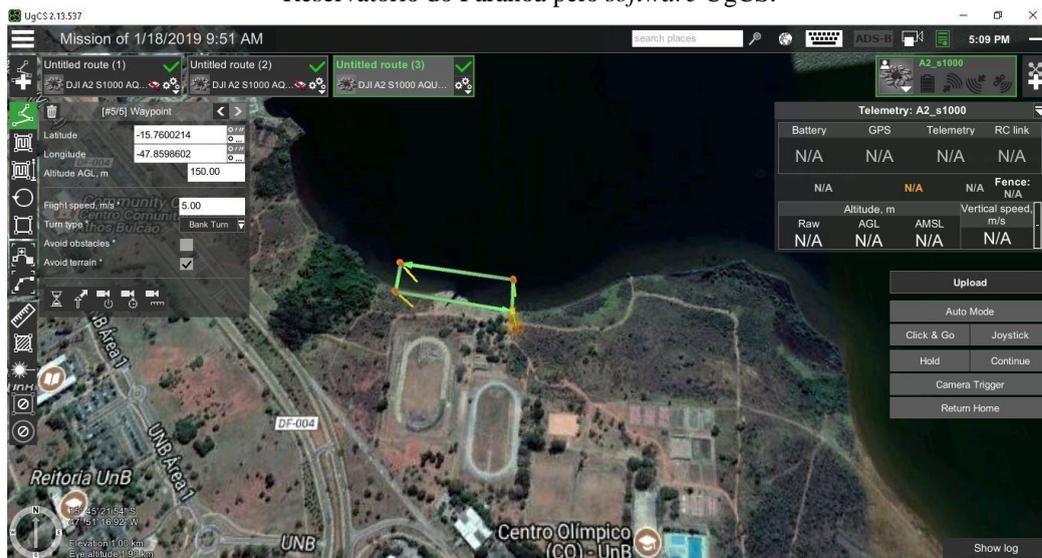


Fonte: Elaborada pelo autor.

4.3.2 Aerolevantamentos com a câmera hiperespectral

Inicialmente, os aerolevantamentos de testes com a câmera Nano-Hyperspec foram feitos com o VANT Multirrotor DJI S1000 por meio do *software* de planejamento de voo UgCS (*Universal Ground Station Pro*) em pequenas áreas experimentais no Lago Paranoá, mais precisamente nas margens na área do Centro Olímpico da UnB (Figura 41).

Figura 41 - Imagem representativa do plano de voo com o VANT DJI S1000 e a câmera Nano-Hyperspec no Reservatório do Paranoá pelo *software* UgCS.

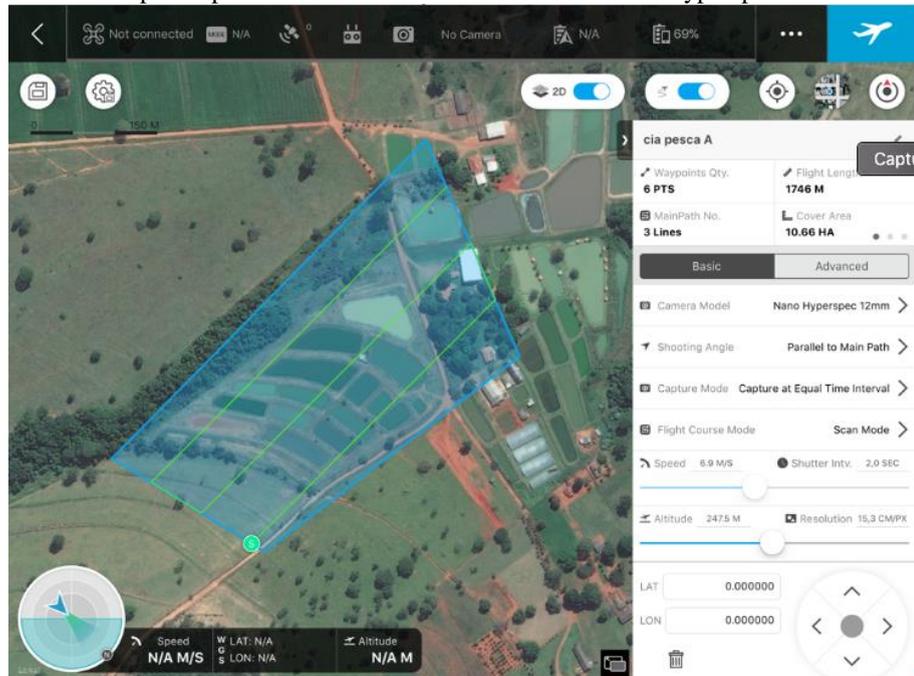


Fonte: Elaborada pelo autor.

Posteriormente com a aquisição do VANT DJI Matrice 600, esse foi utilizado para os aerolevantamentos definitivos para a monitoramento de COAs. Além do aerolevamento com

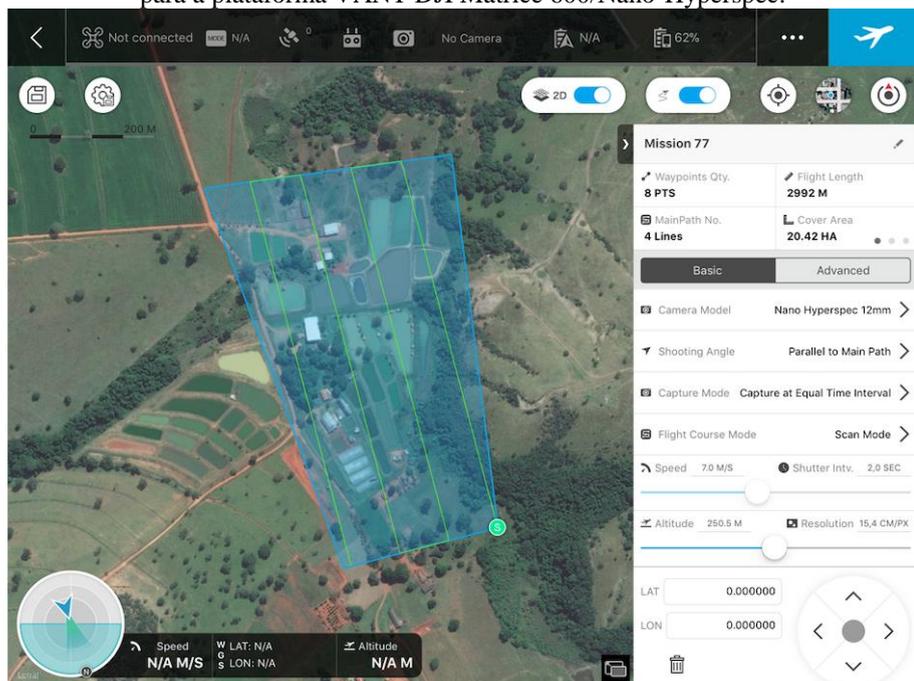
a câmera Sequoia, a câmera Nano-Hyperspec também foi utilizada para o monitoramento de Chl-*a* nos tanques de piscicultura no entorno do Distrito Federal. No entanto, para a plataforma VANT DJI Matrice 600/Nano-Hyperspec os aerolevantamentos foram configurados pelo aplicativo DJI Ground Station Pro (Figura 42 e Figura 43).

Figura 42 - Plano de voo A sobre os tanques de piscicultura, configurado pelo aplicativo DJI Ground Station Pro, para a plataforma VANT DJI Matrice 600/Nano-Hyperspec.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 43 - Plano de voo B sobre os tanques de piscicultura configurado pelo aplicativo DJI Ground Station Pro, para a plataforma VANT DJI Matrice 600/Nano-Hyperspec.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Cabe ainda um adendo sobre os aerolevantamentos feitos com essa câmera para

monitorar o fluxo da carga de sedimentos no Rio Paraopeba de modo a investigar o avanço do fluxo dos rejeitos provenientes do rompimento da barragem de rejeitos da Mina do Córrego de Feijão da empresa VALE S. A. em Brumadinho (MG). Para ter um recobrimento relevante da área impactada os aerolevantamentos foram feitos por helicóptero (Figura 44 e Figura 45) com voos a 1200 e 1500 metros de altura sobre a montante do Rio Paraopeba, na zona de confluência com a lama de rejeitos, e a jusante nos reservatórios hídricos do Retiro Baixo e Três Marias (Figura 46)².

Figura 44 - Câmera Nano instalada no helicóptero com apoio do gimbal RONIM MX.



Fonte: Elaborada pelo autor.

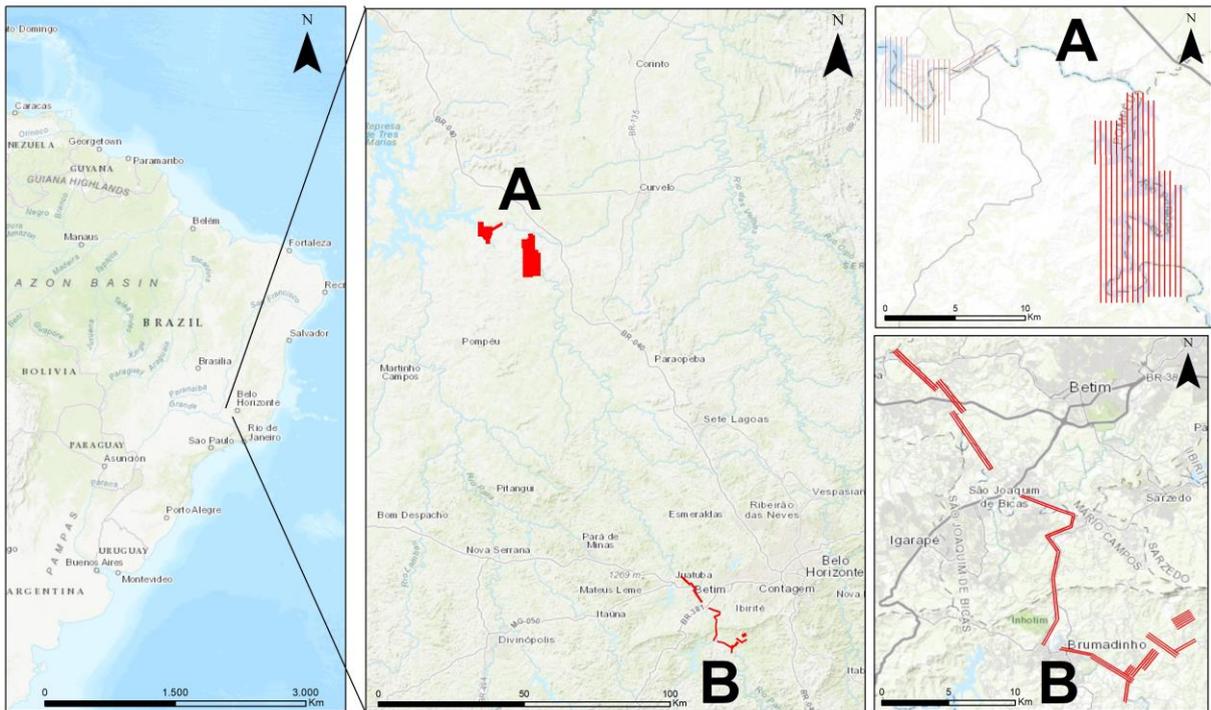
Figura 45 - Câmera hiperspectral instalada no helicóptero sobrevoando o reservatório de Três Marias (MG).



Fonte: Elaborada pelo autor.

² Esse levantamento foi feito em parceria com instituições públicas, tais como ANA, IRD, CPRM, IGAM e principalmente a Polícia Federal que foi a responsável pela operação do helicóptero.

Figura 46 - Linhas de voo obtidas pela câmera Nano-Hyperspec a bordo de helicóptero a 1200 e 1500m sobre a montante do Rio Paraopeba (B) e os reservatórios de Três Marias e do Retiro Baixo (A).



Fonte: Elaborada pelo autor.

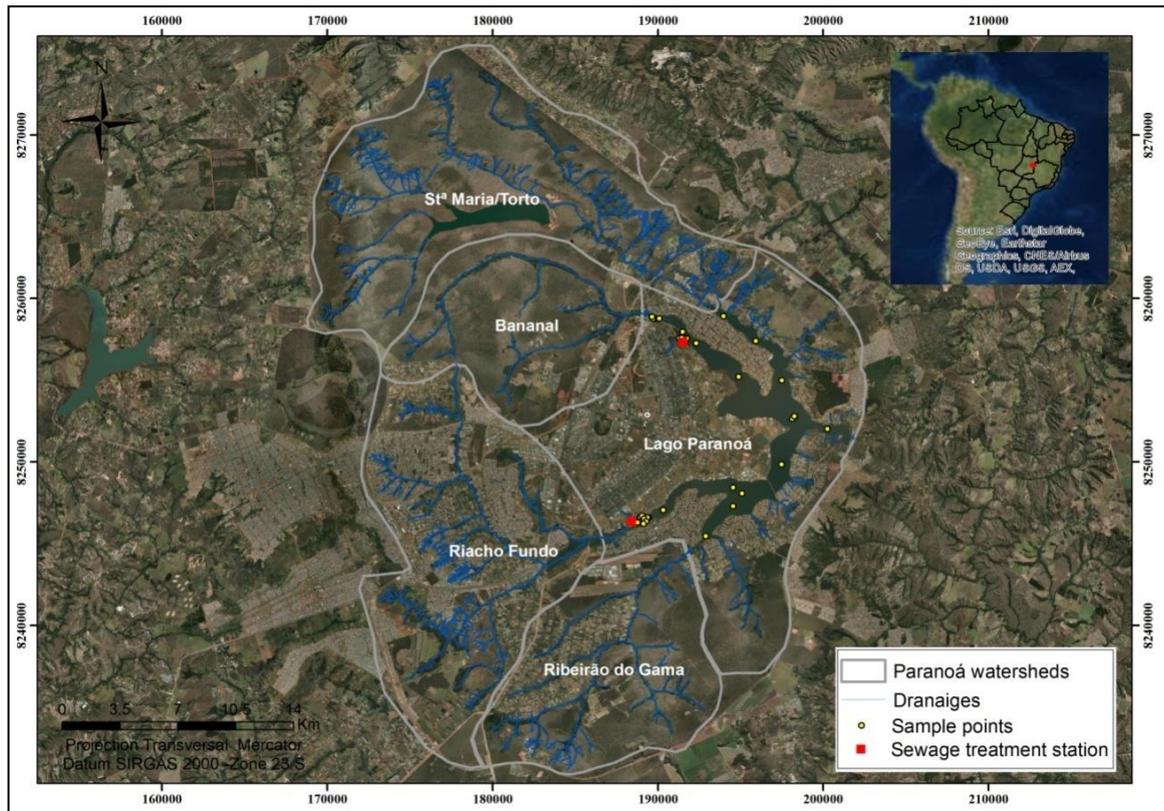
4.3.3 Sensores orbitais

Para comparar com as imagens geradas pelos sensores transportados pelos VANT, produtos de reflectância de superfície de imagens de sensores orbitais, geradas por métodos de correção atmosférica, foram aplicadas para avaliação da acurácia radiométrica. Foram utilizadas imagens dos sensores HRV (SPOT-5), OLI (Landsat 8) e MSI (Sentinel 2) no reservatório do Paranoá (DF).

Diferentes correções atmosféricas foram testadas para as imagens desses sensores orbitais, principalmente para o Landsat 8 OLI e Sentinel 2 MSI, e os valores de reflectância de superfície desses produtos foram comparados com os dados *in situ* conforme a metodologia proposta para esse estudo.

Diversas campanhas de campo foram feitas em dias coincidentes com a passagem de pelo menos um desses três satélites sobre o Paranoá. Na Figura 47 são apresentados os pontos de amostragem de dados *in situ* no Paranoá.

Figura 47 - Imagem ortorretificada de Brasília destacando os pontos de amostragem no Paranoá e suas sub-bacias tributárias.

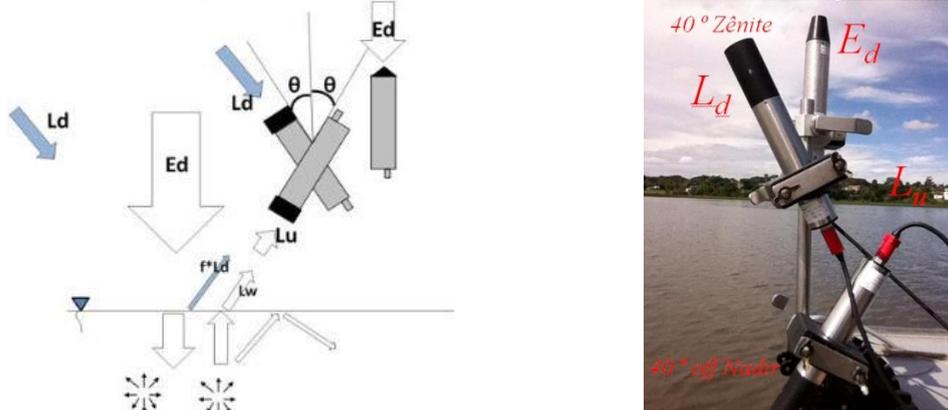


Fonte: <http://ortofoto.mapa.codeplan.df.gov.br/demo/tms>

4.3.4 Coleta e análise de dados *in situ* e em laboratório

A Propriedade Óptica Aparente (POA) - reflectância de sensoriamento remoto (R_{rs}), foi mensurada pelo conjunto de radiômetros Ramses da empresa Alemã TriOS (TRIOS, 2017). Esse conjunto contempla dois sensores de radiância e um de irradiância, que cobrem a faixa do espectro de 360 a 900 nm com resolução espectral de $\sim 2\text{nm}$. A estrutura e geometria de aquisição dos dados serão seguidas pelas propostas metodológicas de VILLAR et al, (2013) e MARTINEZ et al, (2015) (Figura 48).

Figura 48 - Esquema da medição, teórico e prático, da reflectância R_{rs} e da interação da luz com a superfície da coluna d'água, irradiância (E_d), radiância do céu (L_d) e radiância da água (L_u).



Fonte: Adaptado de VILLAR et al, (2013) e MARTINEZ et al, (2015)

Os valores de reflectância foram obtidos por meio da Equação 1 (MOBLEY, 1999).

$$R_{rs} = \frac{Lu - Ld * p}{Ed} \quad (1)$$

Onde: Lu é a radiância ascendente da superfície da água; Ld é a radiância da atmosfera, que é usada para corrigir os efeitos de espalhamento da radiação eletromagnética na interface ar-água; Ed é a irradiância descendente sobre a água de superfície; p é um fator proporcional que depende das condições do céu, velocidade do vento, ângulo solar zenital e geometria de visada. Para esse último fator, têm-se usado o valor de 0,028. Mobley (1999) estimou a variabilidade de p em relação a diferentes fatores influentes, os resultados mostraram que o valor de 0,028 apresentou baixa variabilidade quando o fator Lu é adquirido com uma direção de visada de 40% do nadir e 135° do Sol em condições de céu limpo, velocidade do vento menor que 4 m s⁻¹, e ângulo solar zenital variando de 90 a 30°.

Cabe um adendo que, na área de estudo dos tanques de piscicultura, o espectrorradiômetro foi montado em solo, apoiado por um tripé com nivelador de modo a garantir o ângulo de 90° do sensor de irradiância (Ed) (Figura 49).

Figura 49 – Imagem demonstrativa do esquema de medição da reflectância R_{rs} , obtidas em solo.

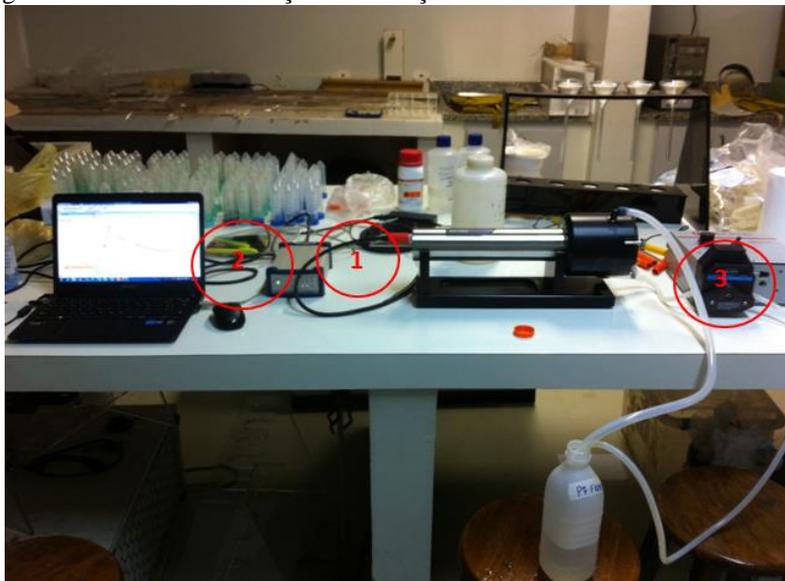


Fonte: Elaborada pelo autor.

A POI medida foi o coeficiente de absorção, apurado em laboratório com o espectrorradiômetro OSCAR da TriOS (Figura 50), que cobre a faixa do espectro de 360 a 750 nm com resolução espectral de ~2nm, com amostras de água coletadas durante as campanhas

de campo de medições *in situ*. As amostras de águas são bombeadas para o aparelho que emite luz de LED e calcula o coeficiente de absorção da luz.

Figura 50 - Sistema de medição de absorção com o OSCAR e seus acessórios.



1 - Conexão entre o OSCAR e a fonte; 2 - Conexão entre a fonte e o computador; 3 - Conexão entre da amostra de água ao OSCAR impulsionado pela bomba peristáltica.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os Componentes Óticamente ativos - COAs estudados foram TSS, Chl-*a* e CDOM. Para sua medição, também foram usadas as águas coletadas nas campanhas de campo. O TSS foi obtido por filtração em filtro de membrana de celulose com porosidade de 0,45 μm e a Chl-*a*, em filtro de fibra de vidro com porosidade de 0,7 μm . Para esses dois componentes, a filtração foi feita por uma bomba de sucção a vácuo e por unidade de filtração de polisulfona. Para determinar as concentrações, foram seguidos os procedimentos metodológicos de APHA (1998).

A CDOM foi obtida pelos valores de absorção no OSCAR em comprimento de onda na região do azul, $a_{\text{CDOM}}(440)$, $a_{\text{CDOM}}(443)$ e $a_{\text{CDOM}}(412)$. Estes três parâmetros são os mais utilizados para estimar a concentração de CDOM em corpos hídricos por SR, de acordo com a literatura (ZHU et al., 2014; BREZONIK et al., 2015), os quais são obtidos pela divisão do valor de absorção da água não filtrada (água total) e filtrada a miliporos de 0,45 μm (água dissolvida).

Nas campanhas de campo, foram utilizados equipamentos para medições de parâmetros de qualidade da água indiretas descritas a seguir:

- Uma sonda multiparâmetros EXO YSI para medição da Chl-*a*, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido, pH e profundidade.
- Um fluorômetro BBE FluoroProbe III submersível, que funciona com seis lasers de excitação, o que permite discriminar os grupos de algas e correção dos

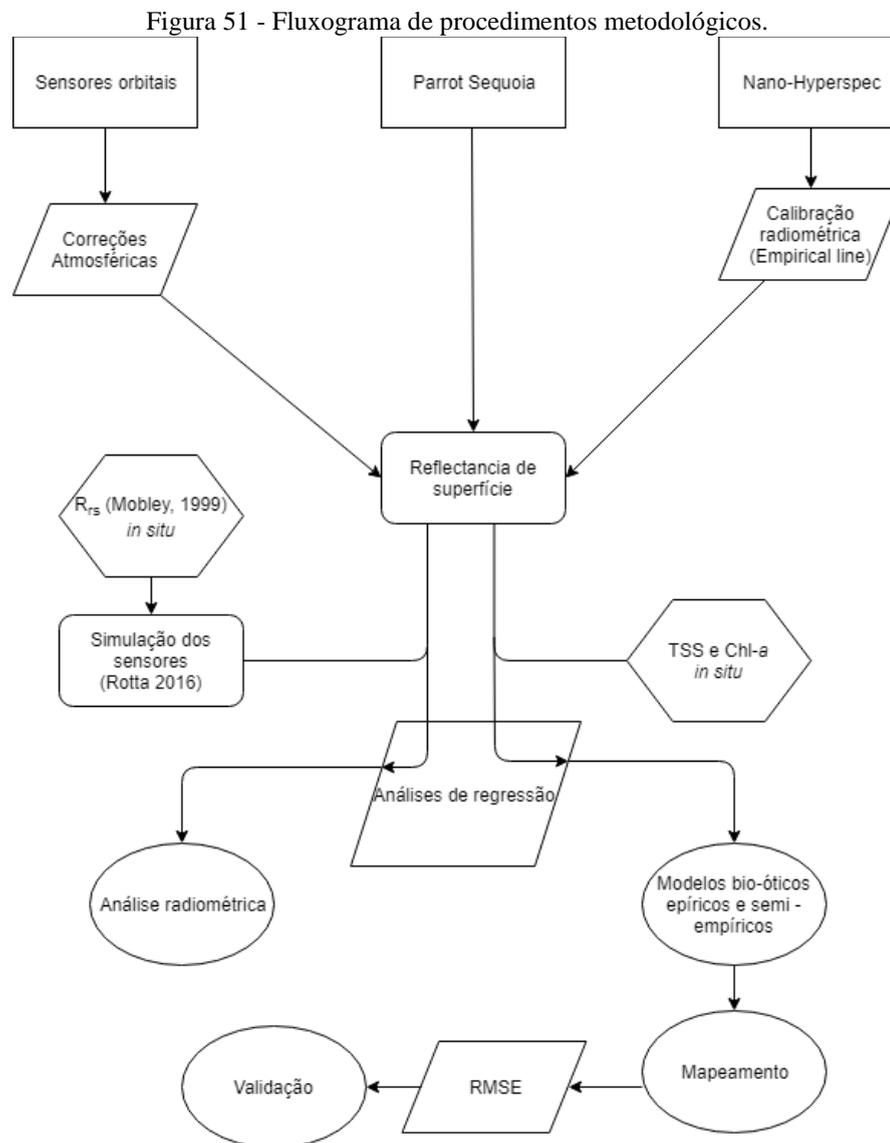
resultados em função da presença de matéria orgânica dissolvida e do nível de turbidez (de origem mineral) das águas. Alguns trabalhos científicos foram publicados sobre a validação desse instrumento (LEBOULANGER et al., 2014), sobretudo em águas tropicais, na Amazônia (ABRIL, et al., 2014).

- Disco de Secchi para medição da transparência da água em unidade métrica.

As medições *in situ* foram feitas nos pontos de amostragem de água distribuídos nas áreas de estudos conforme apresentado nos tópicos 4.3.1, 4.3.2 e 4.3.3.

4.4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Na Figura 51 é apresentado o fluxograma dos procedimentos metodológicos deste trabalho.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Basicamente a metodologia é dividida em duas frentes: de análise radiométrica e de

aplicação de modelos bio-ópticos empíricos e semiempíricos de estimativas de TSS e Chl-*a*.

A análise radiométrica foi realizada no intuito de avaliar a acurácia dos produtos de reflectância de superfície dos sensores orbitais e aerotransportados por VANT e, assim, comparar a precisão desses produtos. Todos os sensores originalmente possuem valores em número digital que é relacionado com a radiância e são calibrados radiometricamente e convertidos para reflectância. Nas imagens dos sensores orbitais esse processo é feito por correções atmosféricas. As imagens da câmera Sequoia são convertidas para reflectância de superfície no processo de construção do ortomosaico pelo programa *Pix4d Mapper*, visto que essa câmera tem um sensor de irradiância acoplado com filtro para cada banda multiespectral. Já a câmera Nano-Hyperspec não possui um sensor de irradiância acoplado, assim para a calibração radiométrica foi utilizado o método *empirical line* (SMITH; MILTON, 1999) tendo como referência os dados hiperespectrais de R_{rs} obtidos pelo espectrorradiômetro Ramses pela metodologia de Mobley (1999).

Os dados de R_{rs} também foram utilizados para avaliar os produtos de reflectância dos diferentes sensores. Desse modo, os dados hiperespectrais *in situ* foram simulados para as bandas desses sensores. Para os sensores multiespectrais a simulação foi feita pela metodologia de Rotta et al (2016), que utiliza o ganho de banda das imagens para o cálculo (Equação 2):

$$\text{Banda}_{\text{sim}}(\lambda) = \frac{\sum \lambda \text{SR}(\lambda) * S(\lambda)}{\sum \lambda S(\lambda)} \quad (2)$$

Onde: $\text{Banda}_{\text{sim}}(\lambda)$ é a o valor de reflectância simulado para as bandas dos respectivos sensores, $\text{SR}(\lambda)$ é o valor de reflectância da faixa espectral de ganho de banda de um determinado sensor e $S(\lambda)$ é o valor da função de ganho de banda de um determinado sensor. Para a câmera hiperespectral não é necessário fazer esse tipo de simulação, visto que a comparação pode ser feita banda a banda com os dados do espectrorradiômetro Ramses.

A comparação entre os produtos de reflectância *in situ* e dos sensores foram feitas por análises de regressão.

Essa análise estatística também foi utilizada para definir o melhor modelo bio-óptico empírico e semiempírico de estimativas dos componentes opticamente ativos TSS e Chl-*a*. O modelo de melhor ajuste foi utilizado para o mapeamento das concentrações desses componentes. E, para validar a precisão dos modelos preditivos, os valores desses componentes foram extraídos dos mapas de concentração nos pontos de amostragem de coletas *in situ* e foram comparados com as concentrações obtidas em laboratório. A validação dos modelos bio-ópticos desenvolvidos foi feita por cálculo de erro médio quadrático (RMSE, do inglês *Root Mean Square Error*) entre os dados calculados e observados *in situ*.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, inicialmente são apresentados todos os resultados de dados hiperespectrais e componentes opticamente ativos obtidos *in situ* (item 5.1), no intuito de simular os sensores orbitais e aerotransportados e determinar seu potencial para estimativa dos COAs por meio de modelos bio-ópticos empíricos e semiempíricos. Essa teoria foi verificada com análise de imagens orbitais (item 5.2) e aerotransportadas (itens 5.4, 5.5 e 5.6). Foi introduzido o item 5.3, antes das análises dos levantamentos aerotransportados, com o objetivo de relatar as experiências obtidas nos aerolevantamentos em relação à qualidade e metodologia de processamento das imagens, com vistas ao monitoramento da qualidade de águas continentais.

5.1 ANÁLISE DE DADOS HIPERESPECTRAIS *IN SITU*: POTENCIALIDADES DE SENSORES ORBITAIS E AEROTRANSPORTADOS PARA O MONITORAMENTO DE COAS EM ÁGUAS CONTINENTAIS

Optou-se por iniciar com este tópico no intuito de demonstrar a estimativa mais precisa dos COAs por meio de espectros obtidos pelo espectrorradiômetro Ramses, visto que esses são menos vulneráveis a artefatos, como interferências atmosféricas e efeitos de *Sun Glint*. Por essas razões, este trabalho tem o pressuposto que esses dados são considerados como verdade de campo e são as referências para avaliação da exatidão de dados e produtos gerados por plataformas orbitais e aerotransportadas. Entretanto, cabe salientar que é crucial seguir minuciosamente os protocolos de levantamento de dados *in situ*, tanto para parâmetros de qualidade da água quanto para espectrorradiometria, que neste trabalho estão descritos no subcapítulo 4.3.4.

Na Tabela 7 são apresentados todos os dados que foram obtidos *in situ* em conjunto com os dados de R_{rs} . Esta foi a POA utilizada como variável independente na elaboração dos modelos bio-ópticos semiempíricos de estimativa de TSS, Chl-*a* e CDOM por meio dos dados hiperespectrais *in situ*, que originalmente são de resolução espectral de ~3 nm, mas que foram interpoladas para 1nm no intuito de aprimorar a resolução espectral.

Na Figura 52, semelhante à Figura 2, são apresentados os espectros dos pontos de concentração máxima e mínima (Tabela 7) de TSS e Chl-*a* e $a_{CDOM}(440)$, mais utilizados na literatura, junto com a faixa de cobertura das bandas de alguns dos principais sensores orbitais e da câmera Sequoia. Essa figura propicia a perspectiva das feições espectrais dos COAs em relação a diferentes concentrações e evidenciar se os ganhos das bandas dos sensores orbitais e

aerotransportados em destaque cobrem essas feições.

Tabela 7 - Dados de Rrs e dos COAs obtidos nas campanhas *in situ*.

Data	Local	N	POA	TSS (mg/L)	Chl-a (µg/L)	<i>a</i> CDOM (412)	<i>a</i> CDOM (440)	<i>a</i> CDOM (443)
08/05/2015	Paranoá	6	R _{rs}	2,8 - 12,4	-	0,19 - 0,31	0,19 - 0,27	0,19 - 0,27
28/05/2015	Paranoá	7	R _{rs}	1,6 - 4,1	0,5 - 4,5	0,09 - 0,60	0,07 - 0,53	0,07 - 0,62
17/06/2015	Paranoá	5	R _{rs}	0,6 - 7,8	1,4 - 52,1	0,15 - 1,51	0,14 - 1,54	0,14 - 1,54
21/08/2015	Paranoá	10	R _{rs}	0,2 - 3,1	0,9 - 19,4	0,11 - 0,99	0,11 - 0,99	0,11 - 0,99
29/01/2016	Paranoá	6	R _{rs}	2,1 - 5,9	-	0,41 - 1,39	0,37 - 1,05	0,37 - 1,05
10/03/2016	Paranoá	6	R _{rs}	0,7 - 37,5	-	0,29 - 3,13	0,27 - 2,53	0,27 - 2,57
29/11/2016	Paranoá	7	R _{rs}	-	5,5 - 176,4	-	-	-
05/05/2017	Paranoá	14	R _{rs}	0,6 - 3,4	1,6 - 12,0	-	-	-
14/06/2017	Paranoá	6	R _{rs}	0,9 - 1,8	1,0 - 4,6	-	-	-
25/10/2017	Paranoá	8	R _{rs}	0,6 - 12,6	1,2 - 24,4	-	-	-
29/03/2018	Corumbá IV	7	R _{rs}	5,0 - 15,6	0,1 - 0,5	-	-	-
18/05/2018	Corumbá IV	5	R _{rs}	1,0 - 2,2	0,2 - 0,5	-	-	-
24/04/2018	Manacapuru	1	R _{rs}	130,7	-	-	-	-
25/04/2018	Manaus	7	R _{rs}	3,6 - 115,1	-	-	-	-
18/01/2019	Piscicultura	7	R _{rs}	-	53,4 - 131,3	-	-	-

Fonte: Elaborada pelo autor.

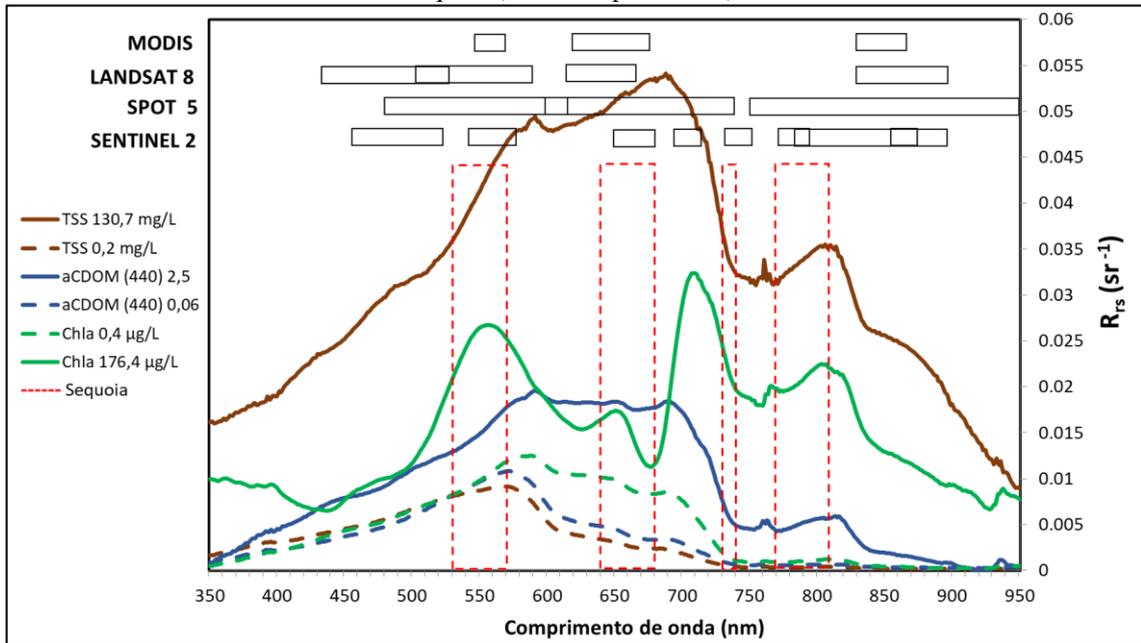
As bandas da câmera Nano-Hyperspec não foram apresentadas na Figura 52, uma vez que a sua altíssima resolução espectral já comprova o potencial desse sensor em identificar as faixas espectrais mais relacionáveis com os COAs, além do que a representação de 276 bandas de resolução espectral de ~2nm dificultaria a visualização. Para a câmera Tetracam Mini-MCA6 também não foram apresentadas as bandas visto que seus filtros podem ser removíveis e assim faixas do espectro entre a 400 a 1150nm (Figura 18) podem ser cobertos com resolução de 10 nm com essa câmera.

Analisando a Figura 52, se comprovam os apontamentos de Olmanson; Brezonik e Bauer (2015), pois se observa que a maioria dos sensores orbitais não possui bandas nas faixas espectrais "chaves" para identificação dos COAs, com ressalva ao Sentinel 2 considerado como de abordagem ideal que possui bandas que cobrem as faixas específicas relacionáveis com o efeito da Chl-*a* (670 a 725 nm).

Com o objetivo de uma avaliação prévia, os dados hiperespectrais foram simulados para as bandas dos sensores multi e hiperespectrais e foram modelados para a estimativa dos COAs a serem estudados. Para a câmera Sequoia as bandas foram simuladas pelo valor médio da largura das suas bandas multiespectrais (Tabela 5) dos dados de R_{rs} *in situ* correspondentes à mesma faixa de amplitude. Para a câmera Nano-Hyperspec foi utilizado o valor de R_{rs} já obtido, uma vez que os dois sensores são hiperespectrais. Os resultados são apresentados nos

tópicos seguintes.

Figura 52 - Curvas espectrais dos valores máximos e mínimos dos COAs medidos *in situ* com simulação das bandas da câmera Sequoia (vermelho pontilhado) e sensores orbitais.

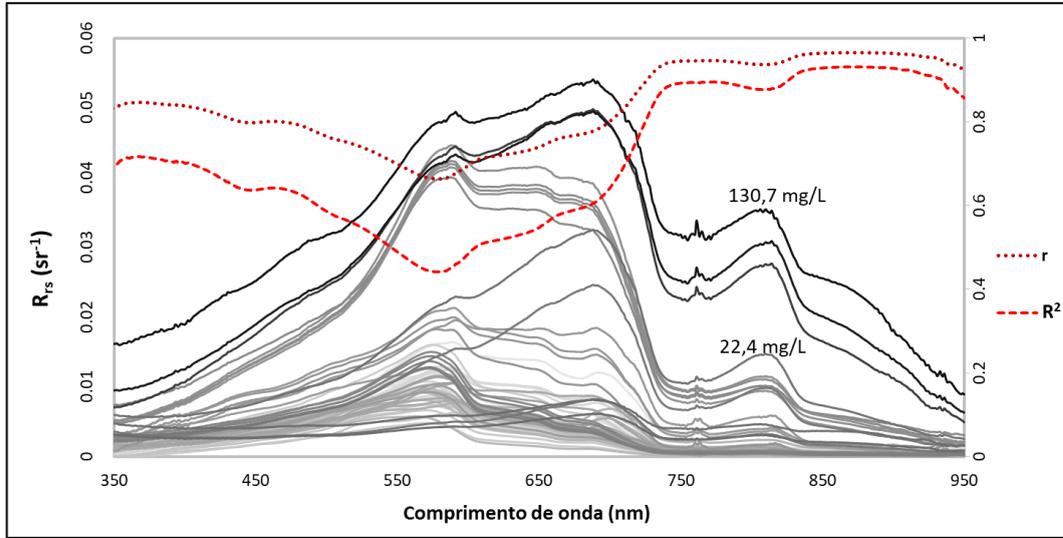


Fonte: Elaborada pelo autor.

Na Figura 53, são apresentados os valores de coeficientes de correlação (r) e de determinação (R^2) para cada banda dos dados de R_{rs} *in situ* concentrações de TSS (Tabela 7). Observa-se que a região do infravermelho próximo melhor se relaciona com esse componente. Esse resultado corrobora os estudos de aplicações de dados hiperespectrais de reflectância da literatura, quando também foram encontradas melhores relações no infravermelho próximo com as concentrações de TSS (OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2013; KALLIO et al., 2001).

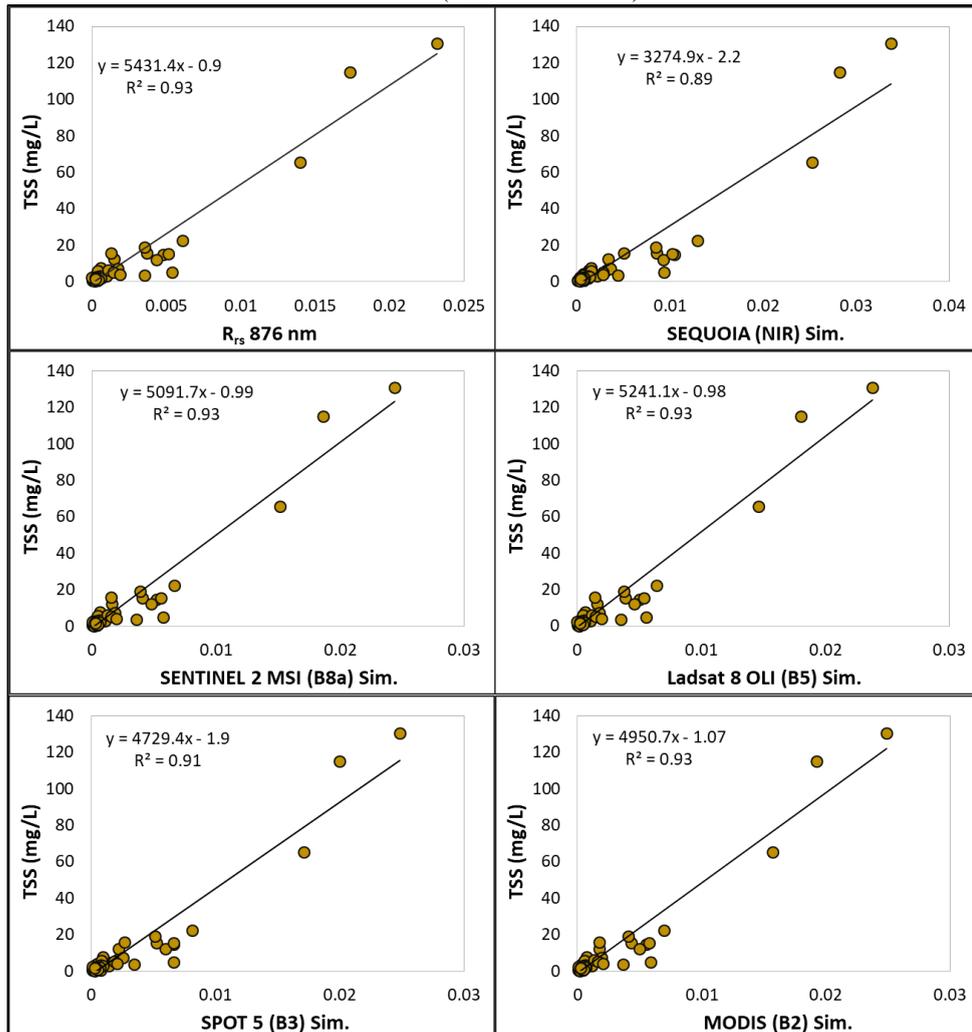
Os valores máximos de coeficientes, foram encontrados para o comprimento de onda (λ) de 876 nm (r : 0,96; R^2 : 0,93). Assim, essa faixa é potencialmente mais robusta para estimativa de TSS pela câmera Nano-Hyperspec. No entanto é importante ressaltar que por uma extensa faixa do Infravermelho próximo e do Red-Edge (750nm a 950nm) os valores de r e R^2 foram acima de 0,9. A média desses valores na largura de banda do infravermelho da câmera Sequoia foram 0,9 para r e 0,8 para R^2 . Portanto, considera-se que as câmeras aerotransportadas que possuem bandas na faixa do infravermelho próximo são potencialmente robustas para estimativa de TSS, em concentrações de 0 a ~150 mg/L, juntamente com todos os sensores orbitais apresentados na Figura 52, que também possuem bandas nessa faixa (Figura 54).

Figura 53 - Curvas hiperespectrais obtidas *in situ* e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de TSS para cada banda.



Fonte: Elaborada pelo autor.

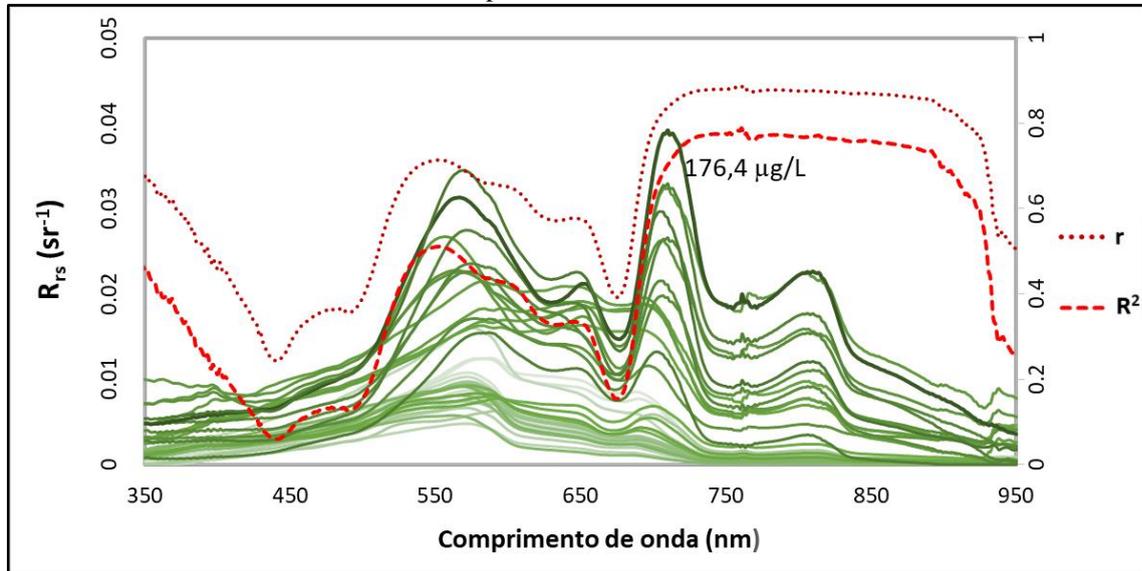
Figura 54 - Gráficos de correlação das concentrações de TSS e as bandas simuladas para as câmeras Nano-Hyperspec (R_{rs} 876 nm), Sequoia (R_{rs} 770 a 810 nm) e para os sensores orbitais Sentinel 2 MSI banda 8a (R_{rs} 854 a 874 nm), Landsat 8 OLI banda 5 (R_{rs} 850 a 880 nm), SPOT 5 banda 3 (R_{rs} 750 a 950 nm) e MODIS Terra banda 2 (R_{rs} 841 a 876 nm)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Para a Chl-*a*, na Figura 55, são apresentadas as distribuições de valores de r e R^2 para cada banda dos dados de R_{rs} *in situ* com as concentrações desse componente opticamente ativo (Tabela 7).

Figura 55 - Curvas hiperespectrais obtidas *in situ* e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de Chl-*a* para cada banda.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Como para o TSS (Figura 53), observa-se que os maiores valores dos coeficientes de correlação e determinação também ocorreram no infravermelho próximo, r : 0,89; R^2 : 0,79 em 761nm. No entanto, melhores resultados têm sido encontrados na literatura (MATTHEWS, 2011; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016) com razões de banda entre 670 a 710 nm.

Os altos valores de correlações com razões de bandas de ~700 a 725nm e ~670 a 680nm ocorrem pela interação entre o restroespalhamento e absorção do particulado algal e pela forte absorção da água no infravermelho próximo. Em águas com algas, o espalhamento da Chl-*a* vai se sobrepôr ao efeito de absorção da água pura, gerando um pico na reflectância entre 700-710 nm. Muito próximo a esse pico de reflectância, ocorre uma forte absorção da luz vermelha, ~670 a 680 nm, pela Chl-*a* (GITELSON, 1992; MATTHEWS, 2011). Esses dois fenômenos podem ser observados na Figura 55 e na Figura 53. Assim, razões entre as bandas dos picos de reflectância sobre as bandas de alta absorção são bem relacionáveis com as concentrações de Chl-*a*, pois ambas as variáveis crescem conjuntamente.

É importante ressaltar também que, nessa faixa do espectro, os efeitos de absorção de TSS e CDOM é mínimo (GITELSON, 1992; MOSES et al., 2012; OLMANSON; BREZONIK; BAUER, 2015) e que a razão de bandas pode reduzir os efeitos atmosféricos e de irradiância no sinal do sensor remoto (LILLESAND; KIEFER; CHIPMAN, 2011; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016). Embora simples razões de bandas, na faixa de 670 a 710 nm, já

tenham demonstrado estimativas satisfatórias de *Chl-a*, um algoritmo de três bandas foi desenvolvido incluindo a faixa de 750 nm, que corresponde ao comprimento de onda minimamente afetado pela absorção devida ao alto espalhamento (GITELSON; GRITZ; MERZLYAK, 2003). Esse algoritmo tem sido muito bem validado para estimar *Chl-a* em águas de alta turbidez e nível trófico elevado (MATTHEWS, 2011).

Esse e outros modelos preditivos, desenvolvidos a partir de dados hiperespectrais da literatura, foram calculados com os dados de R_{rs} *in situ* e correlacionados com os dados de *Chl-a* e aqui comparados, para avaliar qual é mais robusto para estimar esse parâmetro com alta resolução espectral. Juntamente, foi avaliado um modelo desenvolvido neste trabalho, que foi desenvolvido pela divisão da banda de valor máximo de R_{rs} (710 nm) sobre a banda de valor mínimo de R_{rs} (677 nm), na faixa de 670 a 725 nm, do ponto de maior concentração de *Chl-a* observado, 176,4 $\mu\text{g/L}$. Os resultados são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Coeficientes de correlação e determinação entres modelos preditivos *Chl-a* da literatura e desenvolvido neste trabalho a partir de dados hiperespectrais

Referência	Equação	r	R ²
Gitelson, Gritz e Merzlyak (2003)	$R_{rs} 750 (1/R_{rs}670 - 1/R_{rs}710)$	0,98	0,96
Jiao et al. (2006)	$R_{rs} 719/ R_{rs} 677$	0,96	0,93
Desenvolvido neste trabalho	$R_{rs} 710/ R_{rs} 677$	0,95	0,90
Ruiz-Verdú et al. (2008)	$R_{rs} 710/ R_{rs} 670$	0,94	0,90
Shafique et al. (2002)	$R_{rs} 705/ R_{rs} 675$	0,94	0,89
Gons (1999)	$R_{rs} 704/ R_{rs} 672$	0,93	0,88
Dierberg; Carriker (1994)	$R_{rs}700/ R_{rs} 675$	0,93	0,87
Menken, Brezonik e Bauer (2006)	$R_{rs} 700/ R_{rs} 670$	0,92	0,85

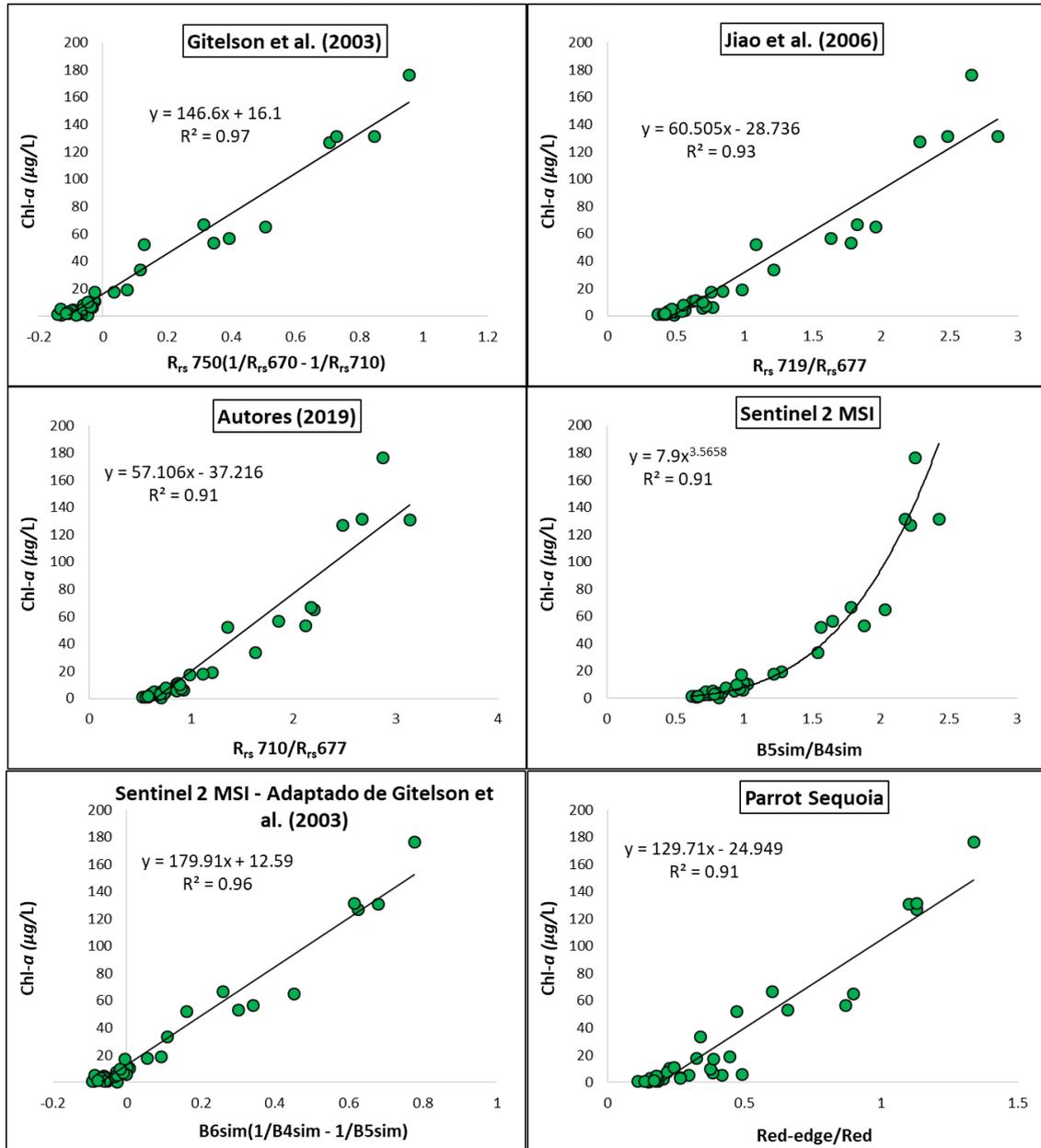
Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se, na Tabela 8, que todos os modelos apresentaram altas correlações, inclusive a razão de banda criada neste trabalho. O melhor resultado foi do algoritmo de três bandas de Gitelson, Gritz e Merzlyak (2003), o que corrobora os resultados de outros autores que aplicaram esse modelo com bastante eficácia (DALL'OLMO; GITELSON, 2005; GITELSON et al., 2008; MOSES et al., 2009b). Para melhor visualização, a dispersão dos dados e as linhas de tendência dos três algoritmos mais robustos, de maior valor de r e R², são apresentados na Figura 56. A dispersão dos dados e a inclinação da reta comprovam a boa correlação entre os dados hiperespectrais.

Muitos dos sensores multiespectrais orbitais e aerotransportados não possuem bandas que cobrem essas faixas do espectro de 670 a 680nm e 700 a 725nm, conforme já descrito e apresentado na Figura 52 (o caso do Landsat 8 OLI, SPOT 5 e MODIS). O sensor MSI do satélite Sentinel 2 e a câmera Sequoia possuem bandas próximas ou que cobrem parcialmente essas faixas do espectro, como é o caso das bandas *Red-edge* (730 a 740 nm) e *Red* (640 a 680 nm) da Sequoia e das bandas 4 (650 a 680 nm) e 5 (697 a 712nm) para Sentinel 2 MSI. Assim

razões de banda entre “Red-edge/Red”, com o mesmo princípio dos algoritmos Tabela 8, foram feitas para as bandas simuladas destes sensores (Figura 56). Ainda para o Sentinel-2 foi possível adaptar o algoritmo de Gitelson et al. (2003), visto que esse que a banda 6 deste sensor cobre os comprimentos de onda 733 a 748 nm.

Figura 56 - Gráficos de correlação entre Chl-a e as bandas simuladas das câmeras Nano-Hyperspec e Sequoia e do sensor MSI do Satélite Sentinel 2.



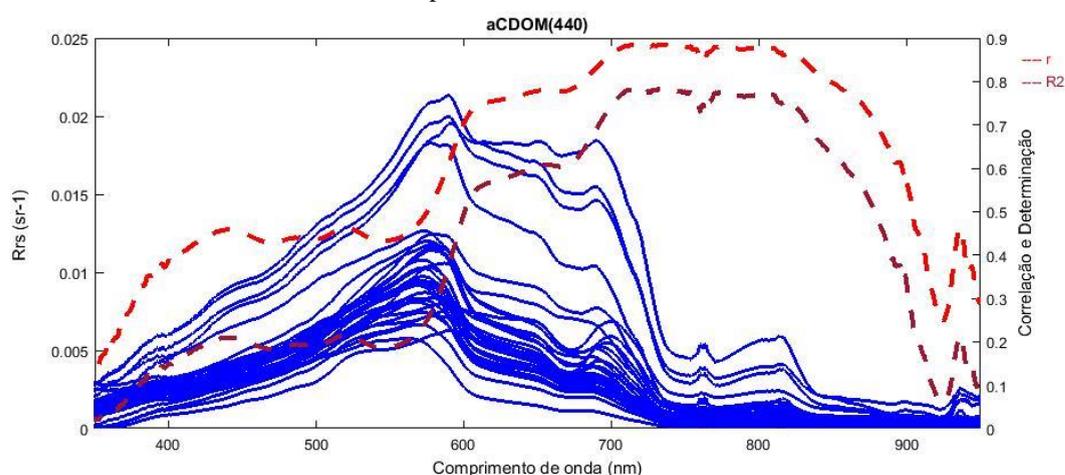
Fonte: Elaborada pelo autor.

Diante desses resultados prévios dos dados hiperespectrais de R_{rs} , considera-se que sensores hiperespectrais, como o da câmera Nano-Hyperspec, tem um alto potencial em estimar a Chl-a, uma vez que diversos modelos robustos podem ser aplicados. No entanto, sensores multiespectrais com bandas que cubram ou sejam próximas às feições espectrais de reflectância e absorção da Chl-a no Red-edge e Red, respectivamente, podem estimar esse parâmetro com

precisão.

Na Figura 57, são apresentados os r e R^2 para cada banda dos dados de R_{rs} *in situ* com as concentrações de $a_{CDOM}(440)$. Embora os parâmetros $a_{CDOM}(443)$ e $a_{CDOM}(412)$ também sejam utilizados, como já comentado, foi adotado o $a_{CDOM}(440)$, por ser o mais frequentemente empregado de todos (ZHU et al., 2014; BREZONIK et al., 2015; ALCÂNTARA et al., 2016). Os maiores valores dos coeficientes de correlação e determinação também ocorreram no infravermelho-próximo, r : 0,88; R^2 : 0,78 em 737 nm. No entanto, a CDOM não é corriqueiramente estimada com uma simples regressão linear relacionada com uma banda do espectro eletromagnético.

Figura 57 - Curvas hiperespectrais obtidas *in situ* e os valores de r e R^2 , em relação aos valores de $a_{CDOM}(440)$ para cada banda



Fonte: Elaborada pelo autor.

Estimar a CDOM por meio de SR é uma tarefa mais complexa, quando comparada aos outros COAs monitorados por este projeto, porque tal parâmetro apenas absorve a Radiação eletromagnética, não reflete e nem espalha. Não existe nenhuma feição específica de absorção, que é um parâmetro chave, totalmente relacionável à CDOM, assim como ocorre com a Chl-*a* (BREZONIK et al. 2015). Como não há nenhum comprimento de onda no espectro do visível totalmente relacionada à CDOM, o fenômeno chave para identificação desse parâmetro é o declínio da absorção, conforme aumenta o comprimento de onda na região do azul (KUTSER et al, 2005). Além disso, é mais difícil monitorar a CDOM em águas opticamente complexas, onde os efeitos de absorção e espalhamento de outros COAs dominam a reflectância do espectro.

Nesse contexto, diversos algoritmos vêm sendo desenvolvidos no intuito de estimar esse parâmetro com maior acurácia. Alguns algoritmos empíricos foram avaliados com os dados *in situ* obtidos neste trabalho e os resultados são apresentados na Tabela 9. Todos os modelos testados foram baseados em dados hiperespectrais, mas com diferentes referências de CDOM

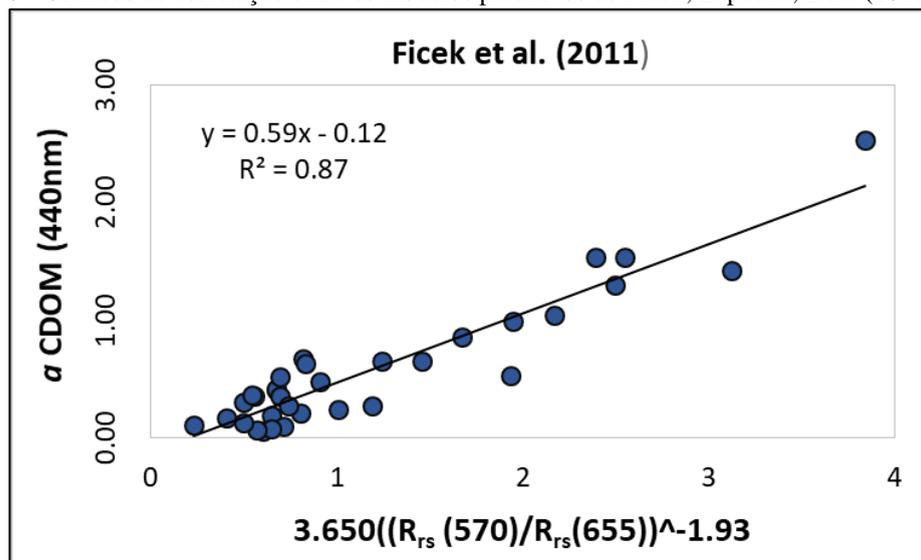
– $a_{CDOM(440)}$, $a_{CDOM(443)}$ e $a_{CDOM(412)}$ – portanto todos podem ser reproduzidos na câmara Nano-Hyperspec. O algoritmo de Ficek; Zapadka e Dera (2011) apresentou melhores correlações para as simulações. O gráfico de dispersão para essas simulações relacionado ao $a_{CDOM(440)}$ é apresentado na Figura 58.

Tabela 9: Coeficientes de correlação e determinação entre modelos preditivos de CDOM disponíveis na literatura

Autores	Equação	r	R²
(D'SA; MILLER, 2003)	$a_{CDOM(412)} = 0.134 \left(\frac{R_{rs}(443)}{R_{rs}(510)} \right)^{-2.025}$	0,33	0,11
(DEL CASTILLO; MILLER, 2008)	$a_{CDOM(412)} = -0.90 \left(\frac{R_{rs}(510)}{R_{rs}(670)} \right) + 2.34$	-0,71	0,63
(MANNINO; RUSS; HOOKER, 2008)	$a_{CDOM(443)} = -0.0736 \ln \left(\frac{0.408 R_{rs}(490)}{R_{rs}(555)} - 0.173 \right)$	-0,06	0,01
(FICEK; ZAPADKA; DERA, 2011)	$a_{CDOM(440)} = 3.65 \left(\frac{R_{rs}(570)}{R_{rs}(655)} \right)^{-1.93}$	0,94	0,87

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 58 - Gráficos de correlação entre os modelos preditivos de Ficek; Zapadka; Dera (2011) a $a_{CDOM(440)}$



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados demonstram a viabilidade de monitoramento da CDOM pelos algoritmos testados, os quais, todavia, demandam resoluções hiperespectrais para serem aplicados. Apesar disso, algoritmos desenvolvidos por bandas multiespectrais vêm sendo utilizados para o monitoramento da CDOM em águas continentais (KUTSER et. al, 2005; ALCÂNTRA et. al, 2016).

5.2 IMAGENS DE SENSORES ORBITAIS: PROCESSAMENTOS, ANÁLISE RADIOMÉTRICA E APLICAÇÕES PARA MONITORAMENTO DE TSS E Chl-*a*

Neste item são apresentados e discutidos o processamento dos dados obtidos com imagens de sensores orbitais SPOT 5, Landsat 8 OLI e Sentinel 2 MSI, sobretudo em relação à

acurácia dos produtos de reflectância geradas por métodos de correções atmosféricas e aplicação desses produtos para estimativa de TSS e Chl-*a* por meio de modelos bio-ópticos empíricos e semiempíricos. Assim como no item anterior, os dados hiperespectrais de R_{rs} *in situ* foram assumidos como verdade de campo para avaliar a acurácia das correções atmosférica e os produtos de reflectância mais robustos das imagens foram utilizados nos modelos bio-ópticos.

Na Tabela 10 são apresentados os dados *in situ*, de TSS, Chl-*a* e R_{rs} , dos pontos de amostragem destacados na Figura 47, que foram obtidos em campanhas concomitantes as passagens dos satélites sobre o Reservatório do Paranoá.

Tabela 10: Dados de propriedade óptica e de qualidade da água obtidos durante as campanhas de campo.

Data	Local	Pontos	R_{rs}	TSS (mg/L)	Chl- <i>a</i> (µg/L)	SPOT 5	Landsat 8OLI	Sentinel 2 MSI
29/05/2014	Paranoá	13		5 - 13,7				
16/07/2014	Paranoá	11		1,2 - 11				
08/05/2015	Paranoá	6		2,8 - 12,4				
28/05/2015	Paranoá	7		1,6 - 4,1	0,5 - 4,5			
17/06/2015	Paranoá	5		0,6 - 7,8	1,4 - 52,1			
21/08/2015	Paranoá	10		0,2 - 3,1	0,9 - 19,4			
29/01/2016	Paranoá	6		2,1 - 5,9				
10/03/2016	Paranoá	6		0,7 - 37,5				
29/11/2016	Paranoá	7			5,5 - 176,4			
05/05/2017	Paranoá	14		0.6 - 3.4	1.6 - 12.0			
14/06/2017	Paranoá	6		0.9 - 1.8	1.0 - 4.6			
25/10/2017	Paranoá	8		0.6 - 12.6	1.2 - 24.4			

As células em cinza significam positivo para a passagem dos satélites juntamente com os dados de R_{rs} .

Fonte: Elaborada pelo autor.

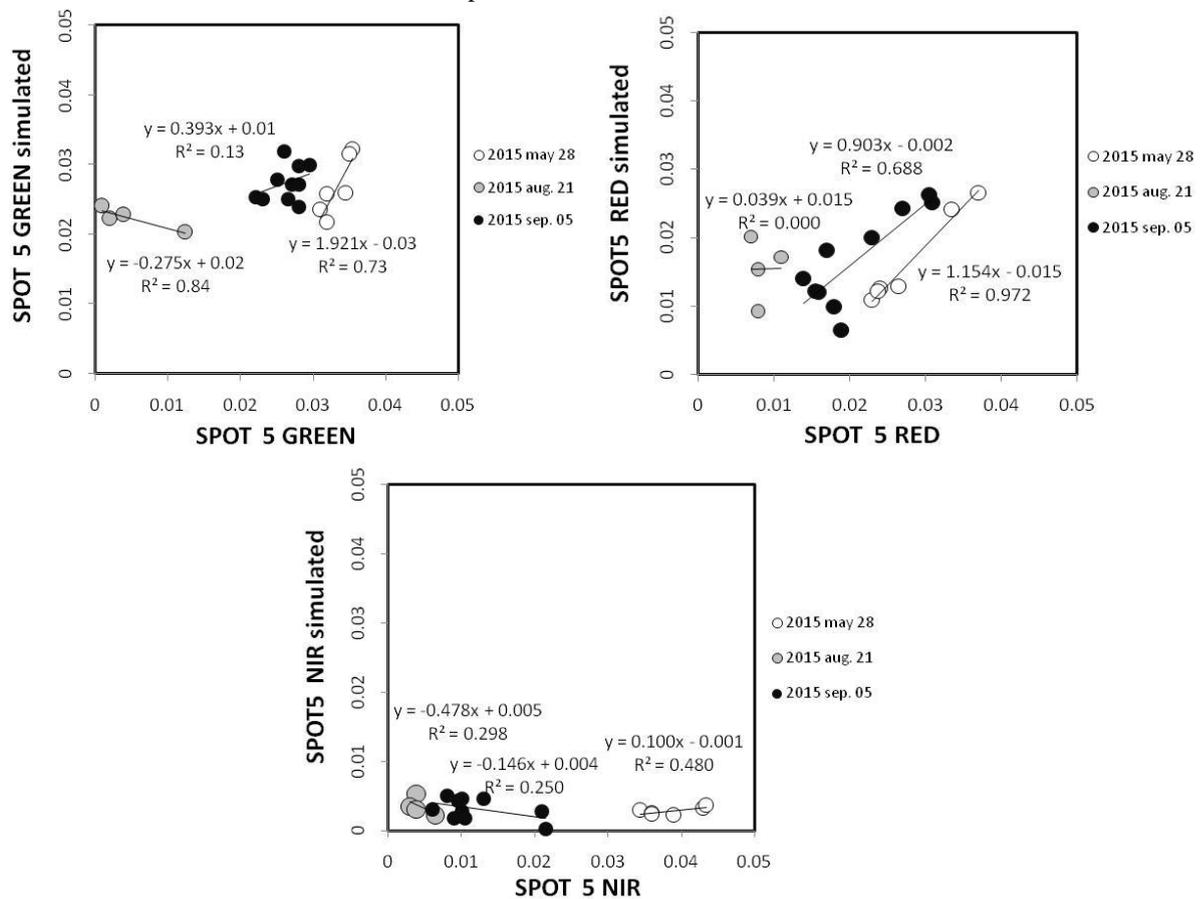
Devido à cooperação entre a *European Space Agency (ESA)*, *Institute de Recherche pour le Developpement - France (IRD)* e a Universidade de Brasília, excepcionalmente o satélite SPOT 5 teve passagem sobre o Paranoá num período de revisita de 5 dias de abril a setembro de 2015. Com 10 metros de resolução espacial, suas imagens foram convertidas para reflectância de superfície pela agência Europeia THEIA *Land data Center* pelo método de correção atmosférica *Multi-Mission Atmospheric Corrections and Cloud Screening (MACCS)* (PETRUCCI et al., 2015; ROBERT et al. 2016) gerando assim o produto SPOT 5 Take 5 nível 2A.

Na Figura 59 são apresentados os gráficos de correlação linear entre as bandas simuladas desse sensor pelos dados de R_{rs} *in situ*, como a verdade de campo de campo, e os valores de pixel de Reflectância de superfície extraídos produtos Take 5 nível 2A. Observa-se que a banda do infravermelho próximo, de maior potencial para estimativa de TSS por relações empíricas e semiempíricas (item 5.1), não obteve bom resultado, com performance bem abaixo

das bandas do verde e do vermelho.

Diante desse resultado, todas as bandas de reflectância de superfície dos produtos Take 5 foram testadas empiricamente sobre diversas combinações de razões para criação de um melhor modelo de estimativa TSS e Chl-*a* por meio de análises de regressão (Tabela 11). O melhor modelo para a estimativa de TSS foi obtido pela banda do vermelho (Figura 60), que também apresentou maior acurácia nos valores de reflectância de superfície pela correção atmosférica (Figura 59). Para Chl-*a* o melhor modelo foi a razão de banda Vermelho/Infravermelho próximo (Figura 61). Assim esses modelos foram os utilizados para o mapeamento temporal desses parâmetros sobre o Paranoá (Figura 62 e Figura 63).

Figura 59 - Análises de regressão entre os valores de reflectância das bandas simuladas por espectrorradiometria *in situ* e dos produtos SPOT-5 Take 5 nível 2A.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 11: Valores de R^2 entre a relação empírica entre as bandas do SPOT 5, produto Take 5 níveis 2A, com as concentrações de TSS e Chl-*a*.

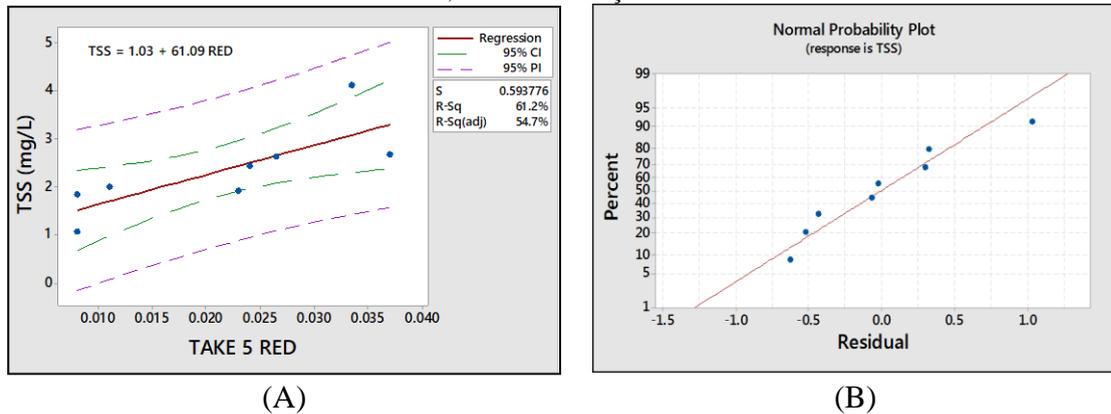
	GREEN	RED	NIR	GREEN/ RED	GREEN/ NIR	RED/ GREEN	RED/ NIR	NIR/ GREEN	NIR/ RED
TSS	0.50	0.61	0.53	0.11	0.01	0.11	0.17	0.25	0.19
Chl- <i>a</i>	0.66	0.39	0.55	0.65	0.01	0.38	0.92	0.72	0.08

Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 60 demonstra um aceitável ajuste da linha de regressão linear: todos os pontos estão dentro do intervalo de previsão, linha roxa tracejada, e apenas um ponto está fora do

intervalo de confiança, linha verde tracejada (Figura 60A). A distribuição entre os resíduos é muito próxima da linha de distribuição normal, linha vermelha (Figura 60B). As análises de regressão apresentaram uma relação significativa entre a reflectância da banda do vermelho do produto SPOT Take 5 com as concentrações de TSS (p-valor= 0,02, $\alpha= 5\%$).

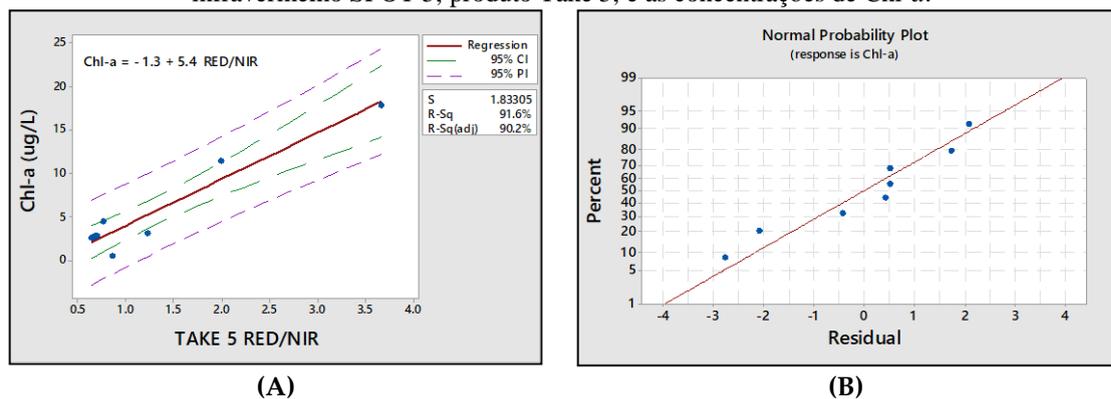
Figura 60 - Regressão linear (a) e distribuição dos resíduos (b) entre a da banda do vermelho SPOT-5, produto Take 5, e as concentrações de TSS.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 61 também demonstra um aceitável ajuste da linha de regressão linear, todos os pontos estão dentro do intervalo de previsão, linha roxa tracejada, e do intervalo de confiança, linha verde tracejada (Figura 61A). Novamente, a distribuição entre os resíduos é muito próxima da linha de distribuição normal, linha vermelha (Figura 61B). As análises de regressão apresentaram uma relação significativa entre razão de bandas do com as concentrações de Chl-*a* (p-valor= 0,0001, $\alpha= 5\%$).

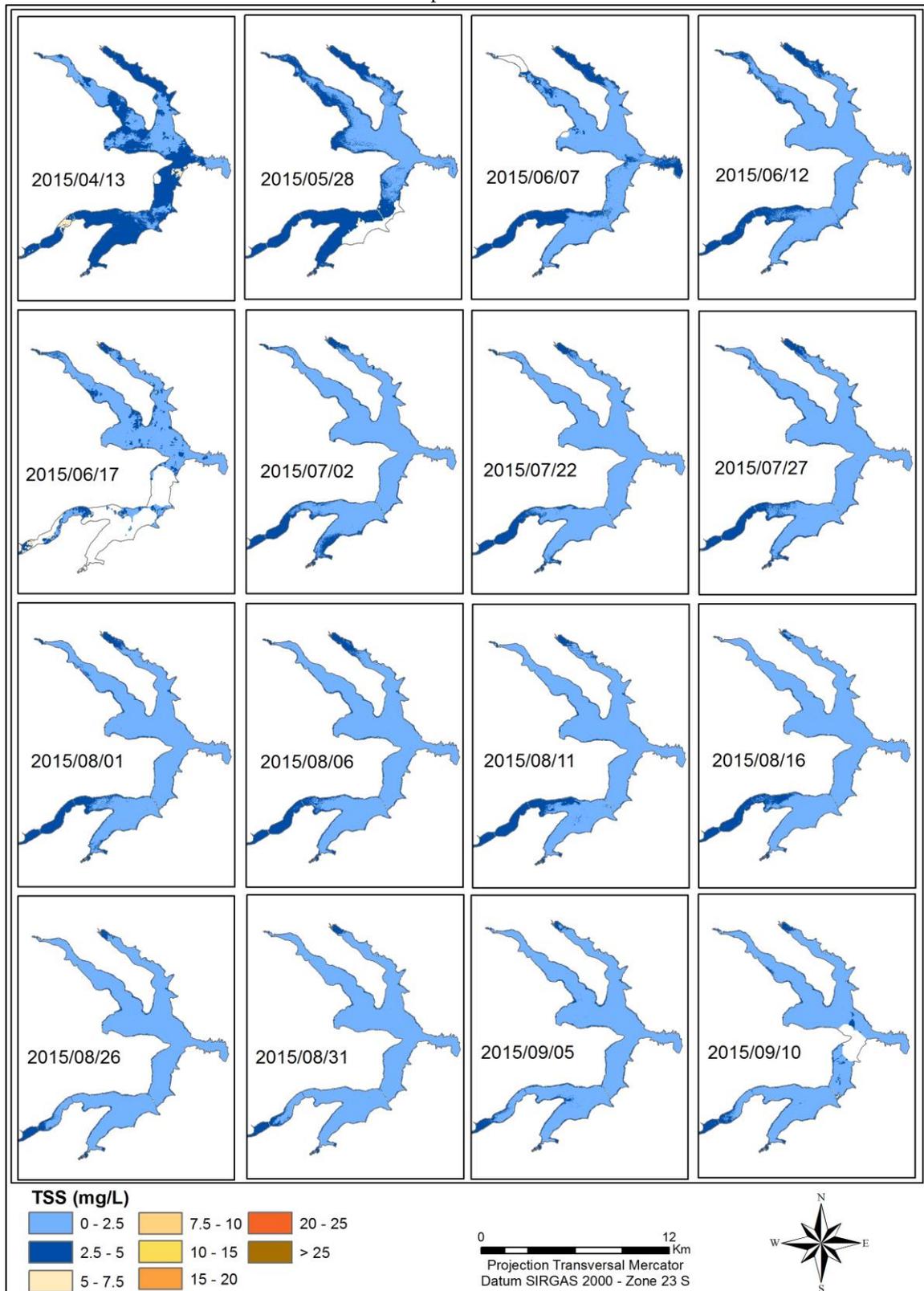
Figura 61 - Regressão linear (a) e distribuição dos resíduos (b) entre a razão de banda entre o vermelho e infravermelho SPOT 5, produto Take 5, e as concentrações de Chl-*a*.



Fonte: Elaborada pelo autor.

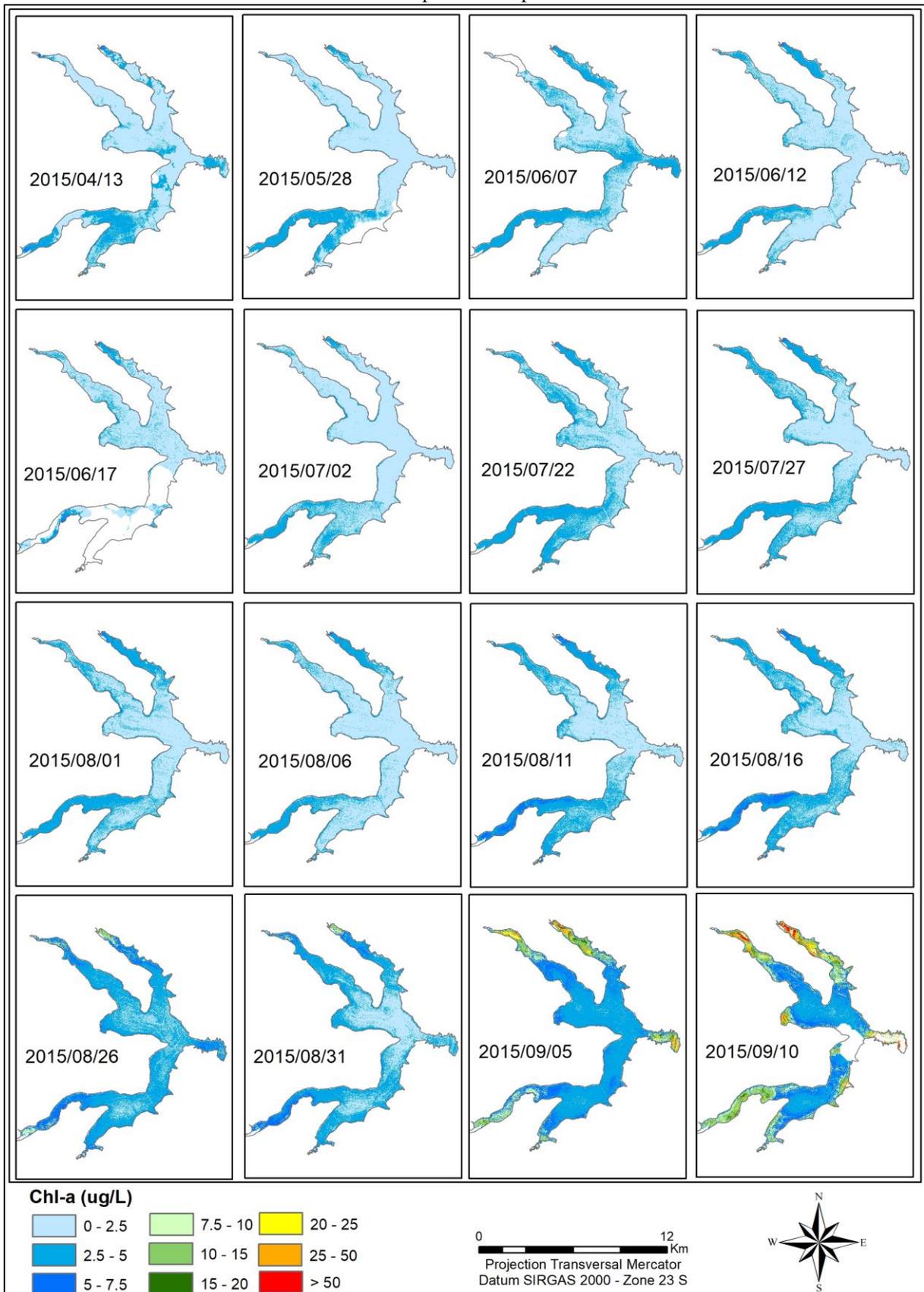
Maiores detalhes desses processamentos com as imagens SPOT 5 take 5 nível 2A são apresentados no artigo que será submetido no periódico *Remote Sensing*

Figura 62 - Mapa temporal de TSS, de abril a setembro de 2015, pela relação linear entre a reflectância da banda do vermelho do produto SPOT 5 Take 5.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 63 - Mapa temporal de Chl-a, de abril a setembro de 2015, pela relação linear entre a razão de bandas vermelho e infravermelho próximo do produto SPOT 5 Take 5.

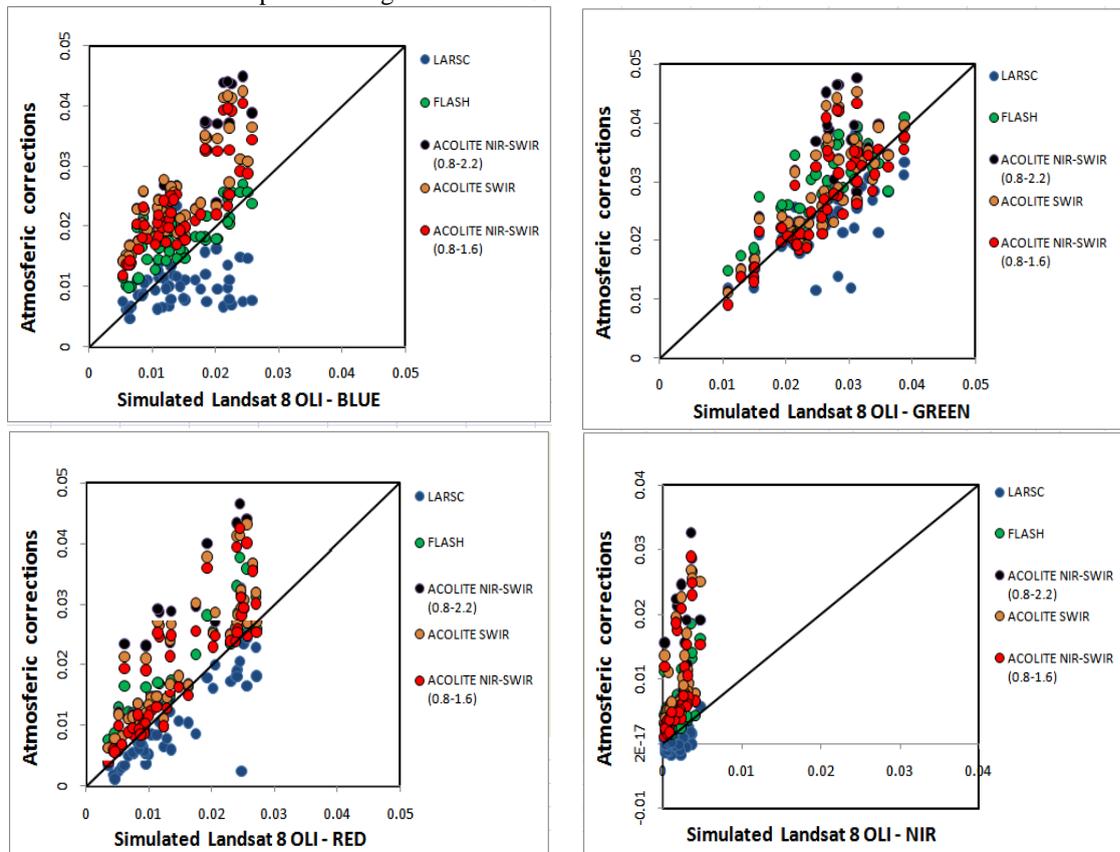


Fonte: Elaborada pelo autor.

Durante as campanhas de espectrorradiometria *in situ*, quatro datas foram concomitantes à passagem do satélite Landsat 8 do sensor OLI no Paranoá (Tabela 10). Produtos de reflectância de superfície pré-processados e processados por diferentes métodos de correções atmosféricas das imagens desse sensor foram avaliados. Correções atmosféricas *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes* (FLAASH) (ENVI 2009) e ACOLITE, esta com três diferentes métodos de processamento: SWIR, NIR-SWIR (0.8-1.6 μm) e NIR-SWIR (0.8-2.2 μm) (VANHELLEMONT e RUDDICK, 2016), foram feitas e testadas, juntamente com o produto de reflectância de superfície pré-processado pelo USGS, *Landsat 8 OLI Surface Reflectance Code* (LaSRC) que utiliza o método de correção atmosférica *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum Vectorial* (6SV) (VERMOTE et al., 2016)

Na Figura 64 são apresentados os gráficos de distribuição dos valores de reflectância de superfície das diferentes correções atmosféricas e os valores de reflectância das bandas simuladas para o Landsat 8 OLI, gerados a partir dos espectros obtidos *in situ*, e, na Tabela 12, os valores de coeficiente de correlação e de RMSE para cada banda.

Figura 64 - Distribuição dos dados de reflectância de superfície das diferentes correções atmosféricas aplicadas para as imagens Landsat 8 OLI com as bandas simuladas.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 12: Valores de R² e RMSE das correções atmosféricas para as bandas Landsat 8 OLI

BANDAS	LARSC		FLASH		ACOLITE SWIR		ACOLITE NIR-SWIR (1.6 μm)		ACOLITE NIR-SWIR (2.2 μm)	
	R ²	RMSE (%)	R ²	RMSE (%)	R ²	RMSE (%)	R ²	RMSE (%)	R ²	RMSE (%)
BLUE	0.19	52	0.75	36	0.80	80	0.81	67	0.80	85
GREEN	0.69	26	0.82	17	0.78	21	0.79	19	0.75	22
RED	0.84	48	0.92	28	0.82	38	0.86	35	0.86	42
NIR	0.58	269	0.60	89	0.65	105	0.63	114	0.61	110

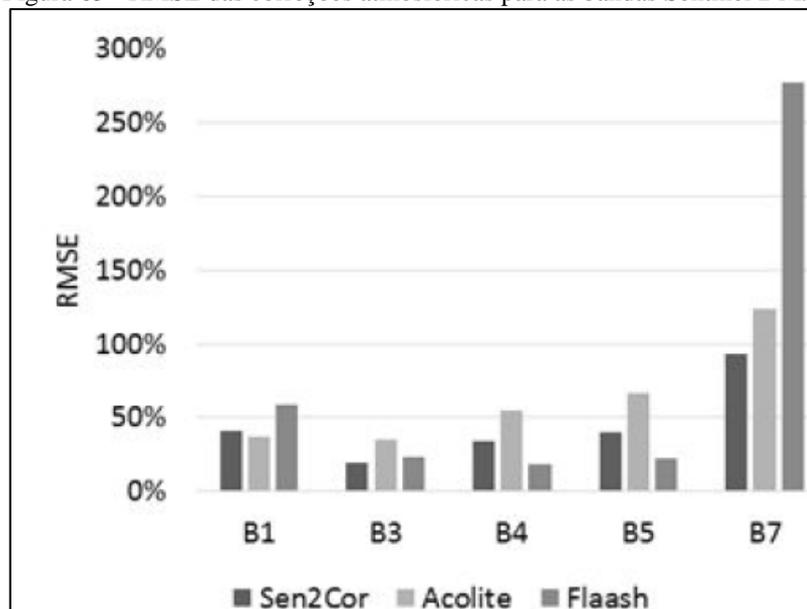
Fonte: Elaborada pelo autor.

Os dados apresentados na Figura 64 e na Tabela 12 demonstram que as correções atmosféricas FLAASH e ACOLITE NIR-SWIR (1.6 μm) foram mais acuradas nesse processo e geraram produtos de reflectância de superfície mais próximos aos observados *in situ* por espectroradiometria.

Não obstante, foi novamente observado que a região do infravermelho-próximo foi nitidamente a mais difícil para os métodos de correção atmosférica, onde os valores de R² e RMSE foram mais baixos e mais altos, respectivamente, e a distribuição dos pontos foram mais distantes da linha de tendência (Figura 64).

Correções atmosféricas das imagens dos Satélites Sentinel- 2A e Sentinel-2B MSI também foram avaliadas. Para essas foram feitas correções pelos métodos Sen2Cor (MAIN-KNORN et al. 2015), ACOLITE SWIR e FLASH. Na Figura 65 são apresentados os valores de RMSE para essas correções nas bandas do azul (B2), verde (B3), vermelho (B4), Red-edge (B5) e infravermelho próximo (B7). Mais uma vez, verificou-se que a região do infravermelho próximo teve menos precisão. O método de correção atmosférica mais robusto foi o Sen2Cor. Maiores detalhes dos processamentos das imagens Sentinel 2 MSI são apresentados no artigo publicado na revista *Marine & Freshwater Research* (BORGES et. al, 2019).

Figura 65 - RMSE das correções atmosféricas para as bandas Sentinel 2 MSI



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os processamentos e resultados com as imagens de sensores orbitais foram apresentados resumidamente neste item, mas são mais aprofundados nos artigos anexos, porque o intuito aqui foi demonstrar as dificuldades de correção atmosféricas eficientes nas bandas do infravermelho próximo. Como já visto no item 5.1, essa é faixa do espectro de melhor correlação com as concentrações de TSS, de 0 a 130 mg/L. Entretanto, os achados demonstram que o infravermelho foi a banda com menor precisão para todas as imagens dos sensores orbitais testadas, razão pela qual, para o mapeamento de TSS foram utilizadas outras bandas, mas com menor acurácia, como a do vermelho para o Spot 5 (R^2 : 0,61 – Figura 54).

Esses resultados comprovam as limitações dos sensores orbitais no monitoramento da qualidade das águas continentais, cabendo, agora, avaliar se sensores aerotransportados, sujeitos a menor interferência atmosférica, são capazes de superar algumas dessas limitações, o que será visto nos itens 5.4, 5.5 e 5.6.

5.3 ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS DISTINTAS DE GEOMETRIA DE AQUISIÇÃO DAS CÂMERAS MULTI E HIPERESPECTRAIS PARA O MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUAS CONTINENTAIS.

Antes das análises radiométricas e desenvolvimento de modelos Bio-Ópticos para o monitoramento de COAs pelas plataformas aerotransportadas, este item tem o intuito de relatar as experiências obtidas no desenvolvimento do projeto sobre os levantamentos aerotransportados tripulados e não tripulados, com as diferentes câmeras que foram testadas. Tal discussão é propícia para definir os potenciais e as limitações dessa tecnologia, em relação aos mecanismos de aquisição e processamento das imagens, e definir metodologias viáveis para o monitoramento de qualidade de águas continentais.

Conforme já descrito no item 4.1, no desenvolvimento da tese foram testados três tipos de câmeras com diferentes características. Uma *pushbroom* (Nano-Hyperspec) e duas de frame, mas com sistemas de imageamento diferentes: *global shutter* (Sequoia multiespectral) e *rolling shutter* (Tetracam Mini-MCA 6 e Sequoia RGB). Assim, a discussão deste capítulo estará centrada nas características dos sistemas de aquisição de imagens dessas câmeras sobre os aspectos de qualidade das imagens, cobertura sobre corpos hídricos e metodologias de correções de *Sun Glint*.

Inicialmente, é preciso comentar que, independente da característica do sensor, a plataforma de VANT Classe 3 (ANAC, 2017) e câmeras de pequeno porte possui limitação para cobrir corpos hídricos de grande tamanho, como os reservatórios Paranoá e Corumbá IV. Essa limitação ocorre principalmente devido às características do VANT, tais como autonomia de

voo e telemetria de baixo alcance, que limitam o uso em grandes áreas. Mas as características da câmera podem ser determinantes para essa limitação, como memória de armazenamento de dados reduzida e, principalmente, o mecanismo de imageamento.

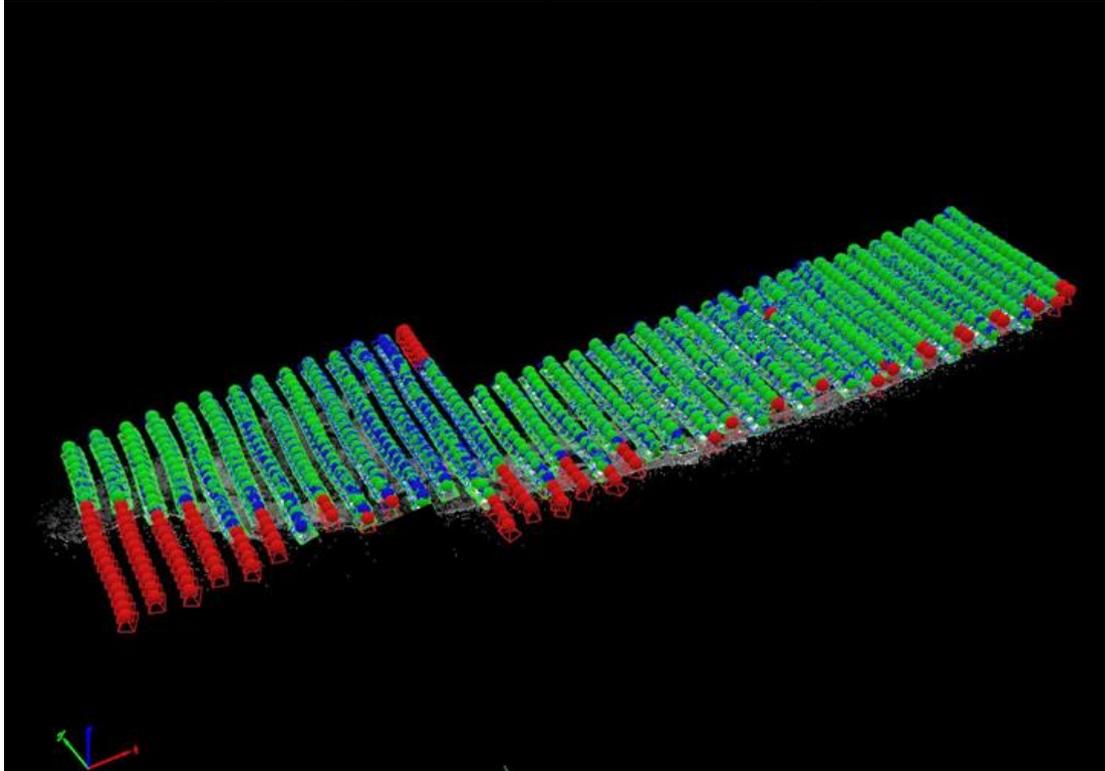
O mecanismo de imageamento pode ser decisivo para o recobrimento de maiores áreas de corpos hídricos, sobretudo de áreas homogêneas (no caso, p.ex., de áreas onde o FOV da câmera cobriria apenas água e nenhum outro tipo de objeto). Isso ocorre com a maioria das câmeras disponíveis no mercado, que são do tipo *Frame*. As câmeras de *Frame*, durante um plano de voo, são programadas para adquirir imagens em determinados intervalos de tempo e/ou posição, permitindo determinar a sobreposição frontal e lateral entre cada imagem. Portanto, utilizando um exemplo hipotético, se objetivo for cobrir uma área de dezenas de hectares, centenas de imagens serão capturadas com as sobreposições acima comentadas. No entanto, essas imagens são capturadas separadamente e, para ter a cobertura total da área, de modo que seja possível fazer um mapeamento, é necessário “juntar” todas essas imagens para construir um ortomosaico da respectiva área.

O ortomosaico de imagens de câmeras de *Frame* pode ser feito por *softwares* de fotogrametria, tais como *Pix4D mapper* (Pix4D), *Photoscam* e *Methaphase* (AGISOFT), *APS* (MENCI) e *Graphos* (GONZALEZ-AGUILERA et al, 2018), que utilizam tecnologia de visão computacional baseado em *Structure From Motion* para esse processo. Embora tenham algumas diferenças, todos os *softwares* usam o esquema processual de alinhamento das imagens e geração de nuvens esparsa e densa de pontos para construção dos modelos digitais de terreno e superfície, por meio da técnica de estereoscopia (devido às sobreposições frontal e lateral entre as imagens), e do ortomosaico.

O processo de alinhamento das imagens por esses *softwares* é feito pela transformação dos pixels das imagens em pontos, de modo que as imagens são alinhadas pelo reconhecimento de pontos homólogos, ou seja, um ponto foto-identificável sobreposto em mais de uma foto que o programa reconheça. No entanto em áreas homogêneas, como florestas, neve, desertos e água, o reconhecimento de pontos homólogos é difícil e tais *softwares* não conseguem gerar o alinhamento das imagens sobrepostas. Além disso, em corpos hídricos de fluxo turbulento, como rios, a movimentação do fluxo de água faz com o que um ponto esteja deslocado entre uma imagem e outra, o que dificulta ainda mais o processo de alinhamento. Na Figura 66, é ilustrado o processo de construção de ortomosaico pelo *software Pix4D mapper* com as imagens multiespectrais geradas pela câmera Sequoia para o recobrimento da margem do rio Solimões e de tanques no município de Manacapuru (AM). Observa-se que as imagens com FOV completamente sobre a água do Rio Solimões (pontos vermelhos na Figura 66) não foram

alinhas com as imagens vizinhas, diferentemente das imagens em que o FOV cobriu água e terreno (pontos verdes e azuis na Figura 66), como as imagens da borda do mesmo rio. O mesmo processo ocorre na Figura 67, mas com uso do *software Photoscam* e aerolevanteamento feito com o VANT DJI Phantom 4 e sua câmera RGB no Reservatório do Paranoá.

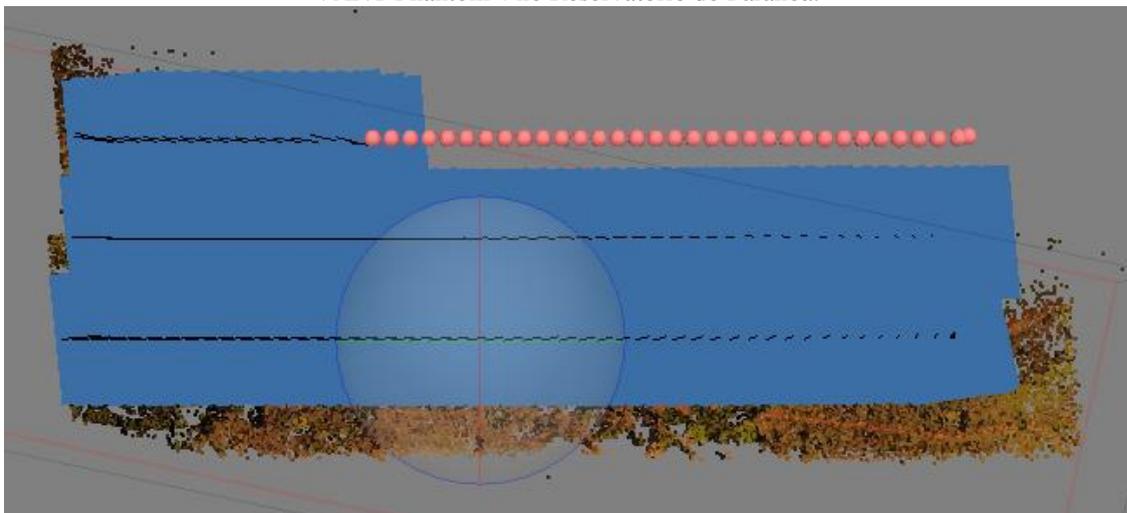
Figura 66 - Imagem capturada do processamento de geração de ortomosaico, no *software Pix4D Mapper*, de imagens multiespectral câmera Sequoia obtidas em Manacapuru (AM).



Em vermelho são as imagens que não foram alinhadas com as outras imagens vizinhas sobrepostas, principalmente as obtidas mais ao interior do Rio Solimões.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 67 - Imagem do processamento de geração do ortomosaico, no *software Photoscam*, da câmera RGB do VANT Phantom 4 no Reservatório do Paranoá.



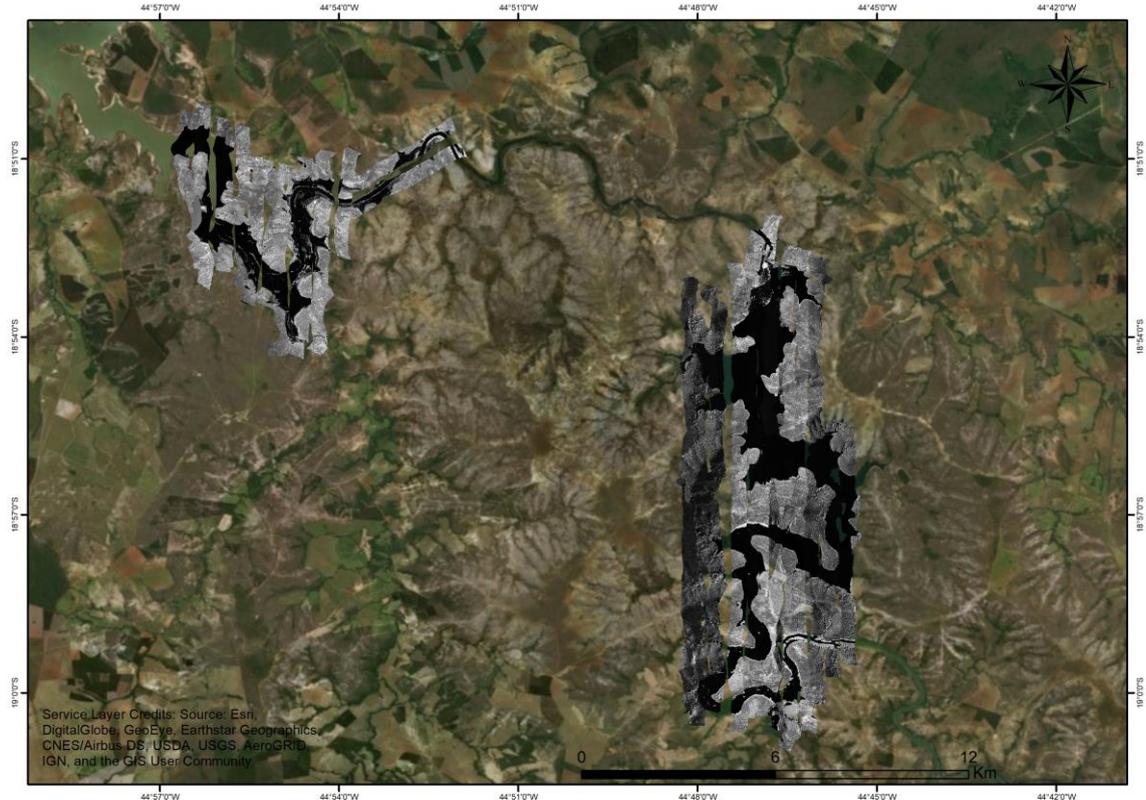
Os pontos de cor alaranjada são as fotos que não foram alinhadas, mais ao interior do Reservatório.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Esses problemas não ocorrem com câmeras *pushbroom*, visto que possuem mecanismo

diferente de imageamento, onde não é necessário todo o procedimento acima comentado para geração do ortomosaico. Em vez de uma imagem a cada *Frame*, essas câmeras vão gerando faixas a cada linha de voo, de modo contínuo até formar uma imagem do terreno. Assim, considerando a mesma área hipotética, de dezenas de hectares, não seriam necessárias centenas de imagens, mas sim algumas faixas (linhas de scanner) que devem estar sobrepostos lateralmente, caso o FOV da câmera não cubra toda área de interesse em apenas uma linha de voo na altitude configurada. Na Figura 68 é apresentada a imagem adquirida por linha de scanner com a câmera Nano-Hyperspec a bordo de um helicóptero cobrindo uma faixa longa sobre o Reservatório do Retiro Baixo, no Estado de Minas Gerais.

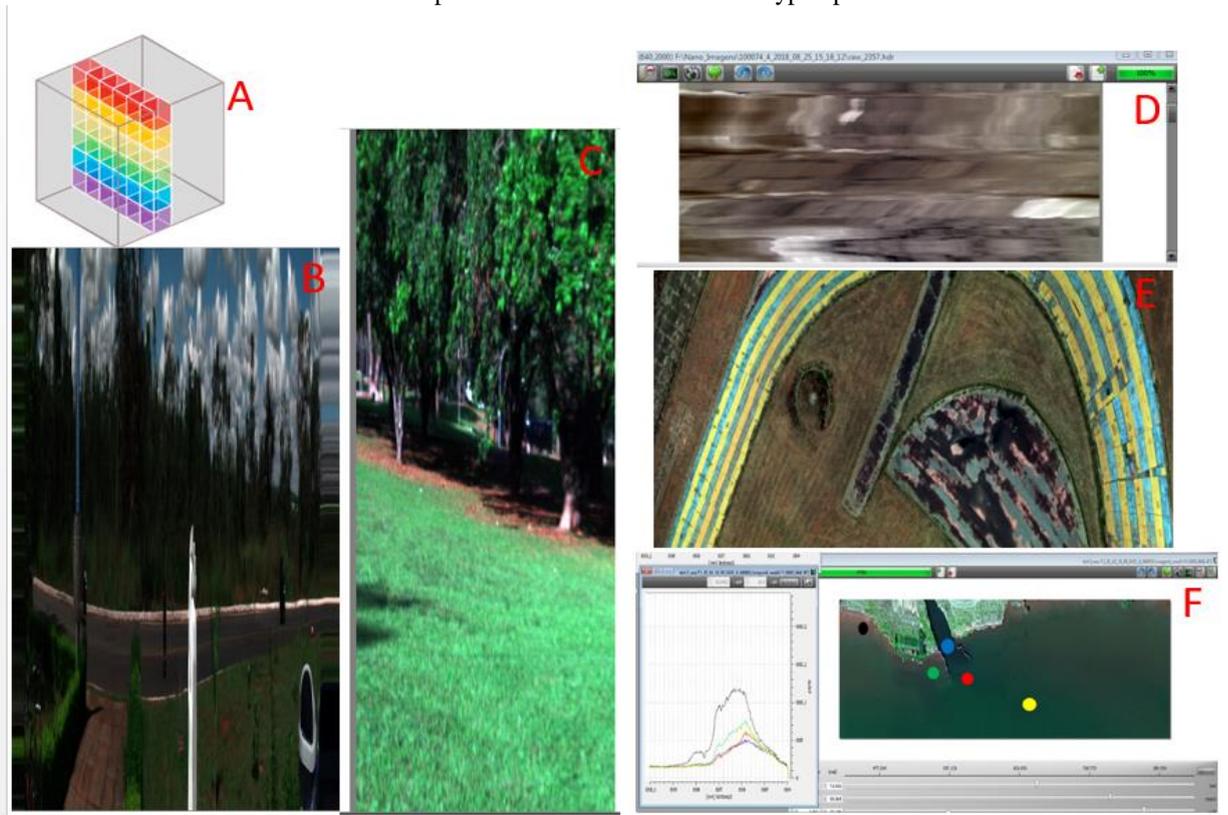
Figura 68 - Imagens da câmera Nano-Hyperspec adquiridas sobre os reservatórios de Três Marias (à esquerda) e do Retiro Baixo (à direita), Minas gerais, obtidas pelas linhas de voo de helicóptero (Figura 46).



Fonte: Elaborada pelo autor.

No entanto, as câmeras Nano-Hyperspec possuem um sistema mais complexo de aquisição de imagem que é programado para iniciar o scanner num polígono pré-definido orientado por seu GPS e IMU. Para gerar imagem de qualidade, é necessário que o veículo aéreo que conduz essa câmera esteja em velocidade constante e altura harmonizada com a sua configuração de disparo. A Figura 69 demonstra diversos testes realizados, tanto em solo como aerotransportado, até gerar imagens de qualidade com esta câmera.

Figura 69 - Conjunto de imagens que representa o sistema *pushbroom* e testes realizados em solo e aerotransportados com a câmera Nano-Hyperspec.



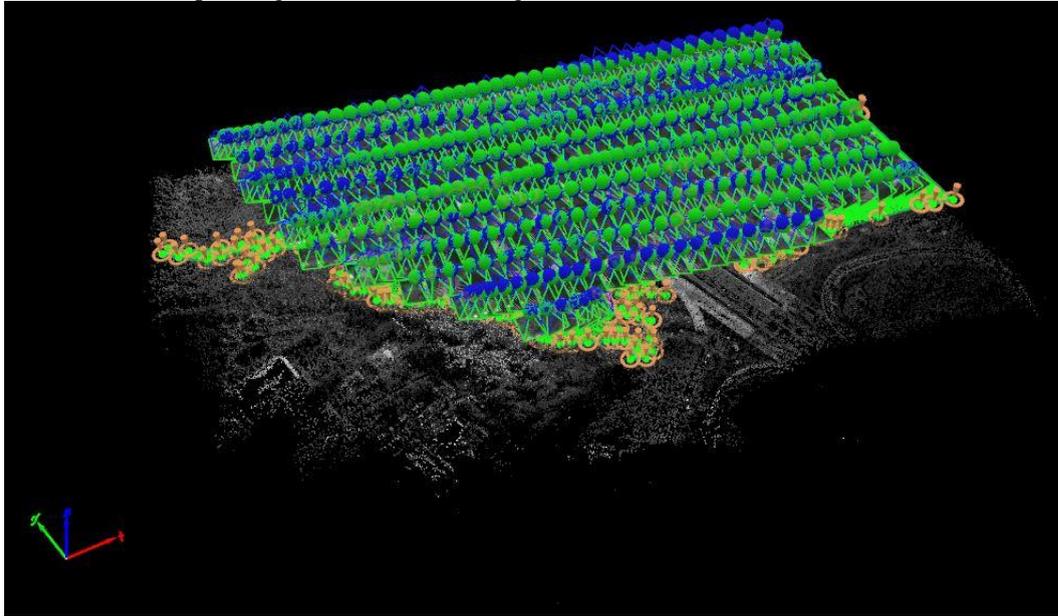
Sistema *pushbroom* (A); testes feitos em solo com imagens de má (B) e boa qualidade (C); testes feitos com os VANTs com imagens de má (D) e boa qualidade em solo (E), de início, e posteriormente sobre a água com a aquisição de espectros (F)

Fonte: Elaborada pelo autor.

Embora as câmeras de *Frame* tenham limitações para cobrir áreas homogêneas de corpos hídricos, é válido ressaltar que ainda têm utilidade para monitorar águas continentais em áreas de menor porte, mais especificamente em áreas onde as imagens adquiridas cobrem águas juntamente com terrenos que possuem pontos homólogos fotoidentificáveis. É o caso das áreas de confluência entre os rios e canais tributários com os reservatórios hídricos, assim como as áreas de estudo deste trabalho nos Reservatórios do Paranoá e do Corumbá IV. Essas áreas são de extrema importância para o monitoramento de qualidade de água de modo a quantificar e ter o controle da carga de constituintes que está chegando aos reservatórios. Além disso, as imagens de satélite de média resolução espacial, tais como as séries Landsat 5, 7 e 8 com pixel de 30 m, são aptas a monitorar o interior desses reservatórios, mas não suas confluências com os rios e canais tributários, devido à sua fina largura de massa d'água, a depender do caso, limitando a possibilidade de pixels puros de água nessas áreas. Na Figura 70 o processo de construção do ortomosaico da área de confluência entre o Rio Bananal e o Reservatório do Paranoá, demonstra que não houve problema de alinhamento das imagens com água, visto que sempre foram acompanhadas com pixel de terreno. Na Figura 71 e na Figura 72 são apresentados os

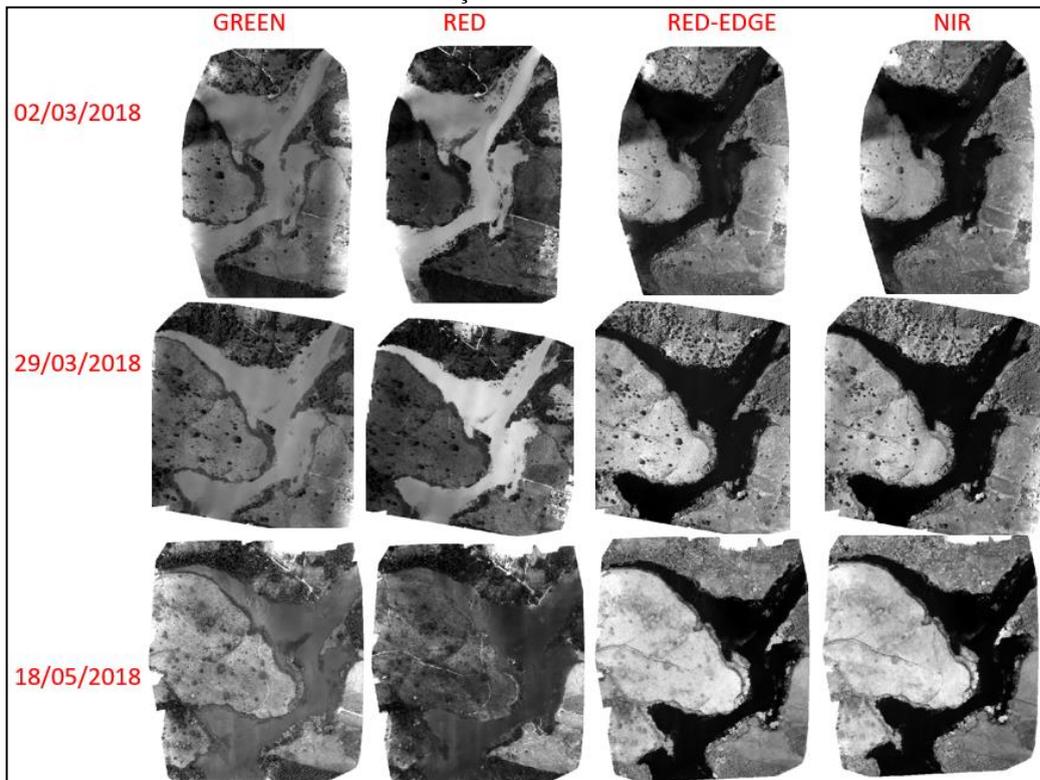
ortomosaicos das bandas multiespectral da câmera Sequoia dessa área experimental do Paranoá e entre o Rio Areias e o Reservatório do Corumbá IV, respectivamente.

Figura 70 - Imagem do processamento de construção do ortomosaico no *software Pix4D Mapper*, de imagens multiespectral câmera Sequoia obtidas na área experimental do Paranoá (Figura 15), destacando as nuvens de pontos geradas e todas as imagens alinhadas (em verde e azul).



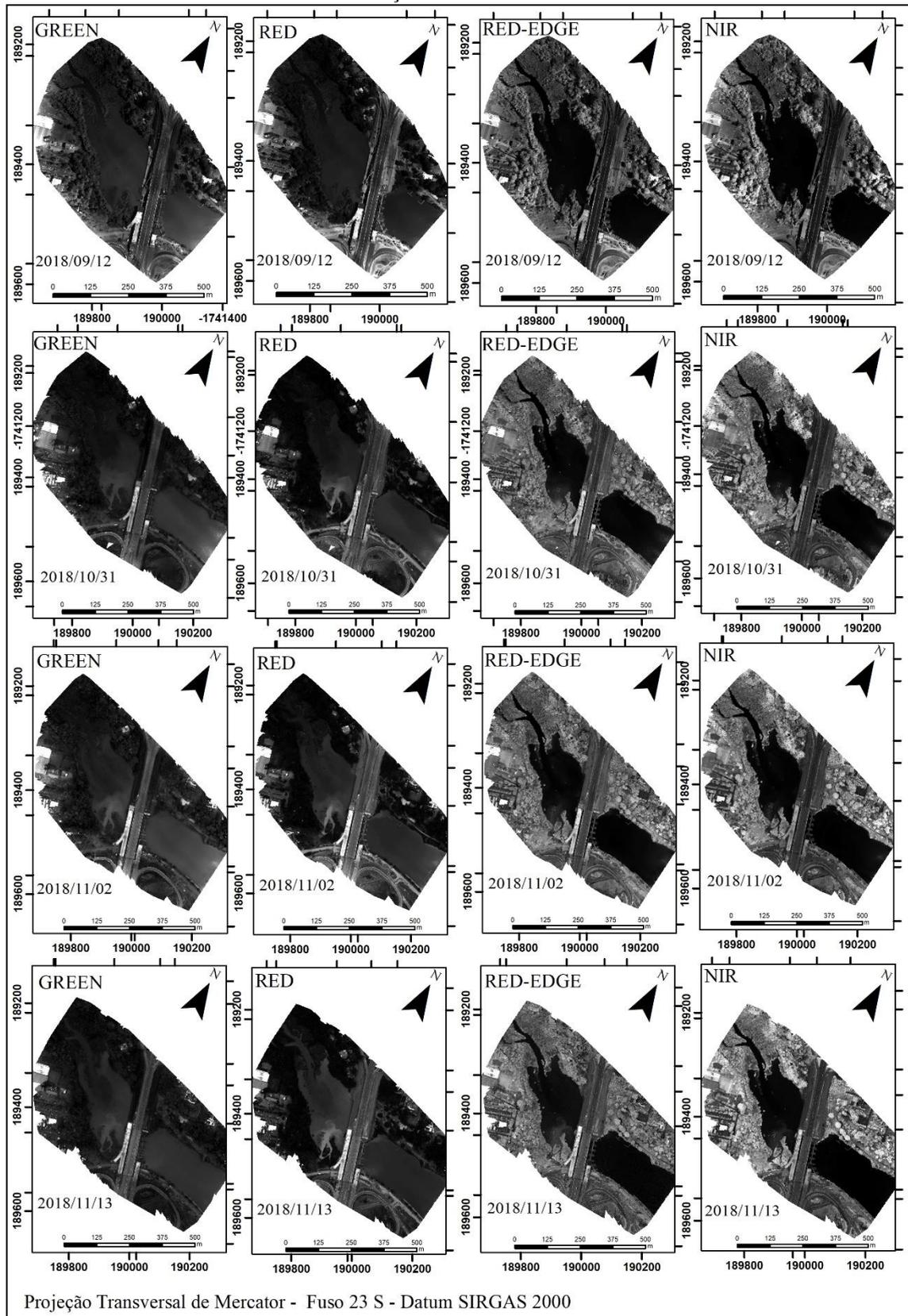
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 71 - Ortomosaicos das bandas multiespectrais da câmera Sequoia em todas as datas dos aerolevantamentos feitos sobre o braço do Rio Areias no Reservatório do Corumbá IV



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 72 - Ortomosaicos das bandas multiespectrais da câmera Sequoia em algumas datas dos aerolevantamentos feitos sobre o braço do Ribeirão Bananal no Reservatório do Paranoá.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Embora já discutido sobre as limitações e as aplicabilidades das câmeras de frame no

monitoramento de qualidade de águas continentais, ainda é necessário tratar dos seus diferentes mecanismos de aquisição de imagem.

Conforme já comentado no item 3.2, no sistema *rolling shutter* (Tetracam Mini-MCA e Sequoia RGB), a gravação do *frame* é feita linha por linha durante a exposição, já no sistema *global shutter* (Sequoia multiespectral) o *frame* é gravado por inteiro durante a exposição. Assim as câmeras *rolling shutter* são mais vulneráveis aos efeitos de arrasto, o que prejudica a qualidade da imagem e, conseqüentemente, a geração do ortomosaico e o trabalho como um todo. Efeitos de arrasto foram observados com as câmeras *rolling shutter* ao longo deste trabalho. A Figura 73 apresenta uma imagem da câmera Tetracam Mini MCA com efeito de arrasto obtida durante um aerolevanteamento de teste sob o Reservatório Paranoá. Já na Figura 74, são demonstradas uma imagem *rolling shutter* da câmera Sequoia RGB e a outra *global shutter* da câmera Sequoia multiespectral (Green), ambas adquiridas no mesmo momento sobre o Rio Paraopeba, em Brumadinho (MG). No entanto, apenas a câmera RGB teve efeito de arrasto, como se pode observar nas distorções da linha de trem, da ponte e da sombra da ponte sobre o rio da Figura 74B.

Figura 73 - Demonstração de imagens em composição RGB cor real da câmera Tetracam Mini-MCA com efeito de arrasto obtida com velocidade de voo de 10 m/s.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 74 - Demonstração de imagens de câmeras *Global Shutter* (A) e *Rolling Shutter* (B) obtidas na mesma área e no mesmo momento. Observa-se efeitos de arrasto apenas na câmera *Rolling Shutter*.



A

B

Fonte: Elaborada pelo autor.

As câmeras *rolling shutter* não são inaplicáveis para o monitoramento de qualidade de águas continentais, ou, até mesmo, para outras finalidades no SR, pois os efeitos de arrasto podem ser evitados com planos de voo programados para menor velocidade (Figura 75). Todavia, o efeito adverso é a perda de área de cobertura. Por esse motivo e outros – tais como prazo de execução dos trabalhos, processamento de dados de GPS mais complexos e manutenção do VANT –, foi decidido não testar mais a câmera Tetracam Mini MCA-6 e focar nas câmeras Sequoia e Nano-Hyperspec. Porém, é válido ressaltar que essa decisão não significa que o uso das câmeras Tetracam não seja recomendado para o monitoramento dos COAs, pois essas câmeras têm uma grande vantagem, que é a versatilidade de alocação e substituição de filtros do espectro do visível e infravermelho próximo com resolução espectral de ~10nm. Além disso, suas novas versões disponíveis no mercado passaram a ter sistema *global shutter* como mecanismo de imageamento (AASEN et al, 2018).

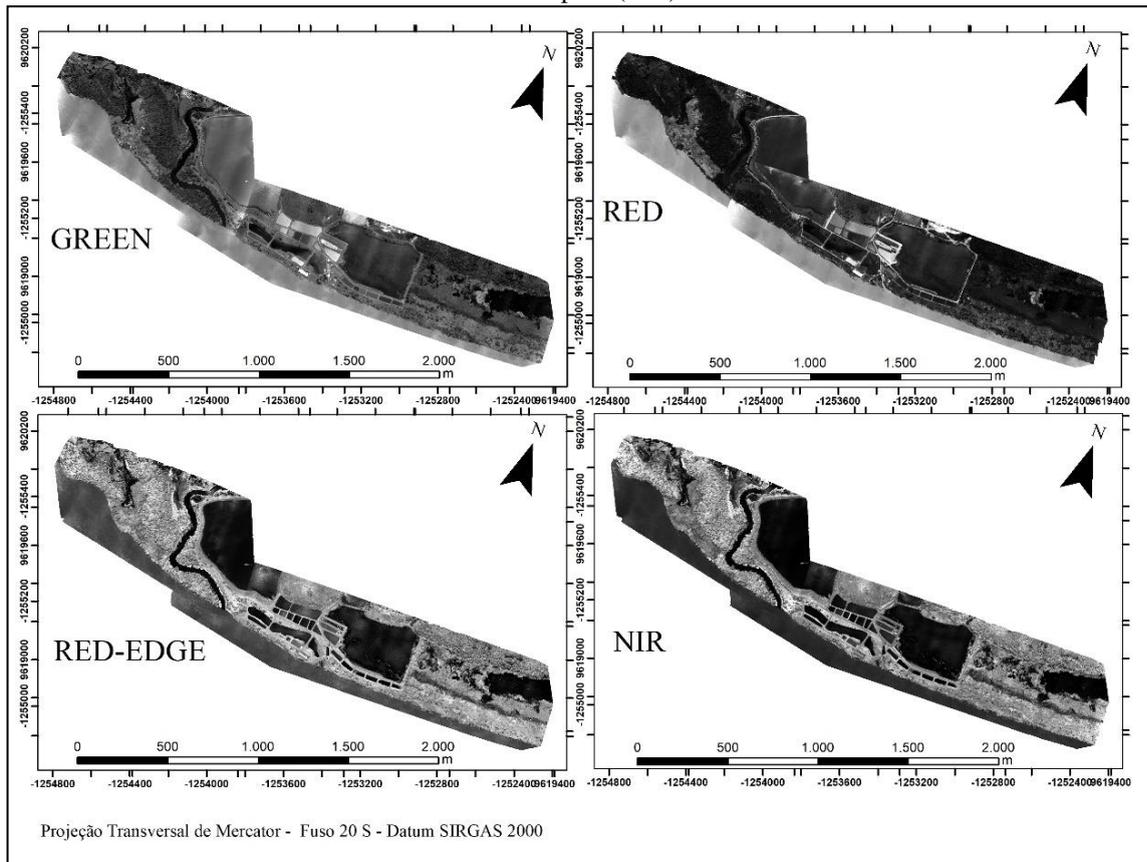
Figura 75 - Demonstração de imagens em composição RGB cor real da câmera Tetracam Mini-MCA sem efeito de arrasto com velocidade de voo de 5 m/s.



Fonte: Elaborada pelo autor.

A câmera Sequoia multiespectral não apresentou efeitos de arrasto em nenhum momento, como demonstrado na Figura 71 e na Figura 72. Já na Figura 76, são apresentados os ortomosaicos das quatro bandas multiespectrais dessa câmera na área de Manacapuru (AM) e, embora algumas imagens não tenham sido alinhadas no interior do Rio Solimões, ainda assim foi possível gerar o ortomosaico sobre todas as áreas: Rio Solimões mais próximo à borda, igarapés e tanques de piscicultura.

Figura 76 - Ortomosaicos das bandas multiespectrais da câmera Sequoia no aerolevanteamento feito em Manacapuru (AM).



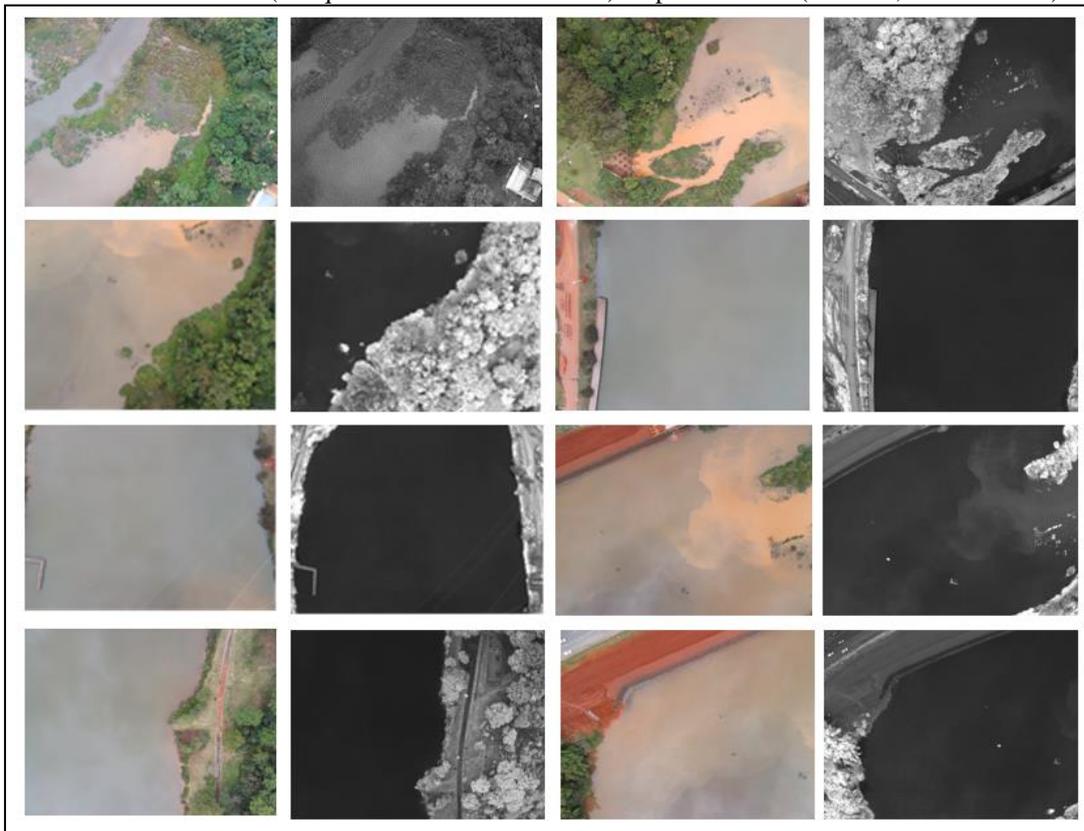
Fonte: Elaborada pelo autor.

Apesar de os ortomosaicos terem coberto praticamente toda área de interesse, outro problema foi observado na Figura 76: os efeitos de *Sun Glint*. Embora seja conhecida a teoria de evitar tais efeitos (item 3.3), não foi possível praticá-la em todos os momentos de aquisição de imagens com a câmera Sequoia. Primeiramente, porque em alguns dos VANTs utilizados neste trabalho, como o Disco Pro AG e o Phantom 4, a estrutura de encaixe não permite a inclinação da câmera Sequoia em relação ao ângulo nadir. Em segundo lugar, em muitos casos é inviável cobrir toda a área de interesse com linhas de voo apenas com direção oposta ao sol, pois isso fica restrito a aerolevanteamentos com configurações que garantam o recobrimento de área com poucas linhas de voo, tais como: autonomia do VANT; altura de voo; FOV e sistema de imageamento. No caso exemplificado, a Sequoia é uma câmera de frame e fica restrita a voos com linhas de imageamento de apenas um sentido, visto que, para cobrir uma área de 18 hectares com altura de voo de ~120 m, e sobreposições frontal e lateral que garantam um ortomosaico de qualidade, são necessárias 10 linhas de voo e 178 fotos.

Não obstante os entraves expostos, imagens de boa qualidade, praticamente isentas de *Sun Glint*, foram adquiridas com a câmera Sequoia no ângulo nadir, mas com ângulo solar baixo, início da manhã ou fim da tarde. Como exemplo, na Figura 77 é apresentada uma

sequência de imagens RGB e no infravermelho próximo, obtidas próximo de 8h no dia 09/11/2018, de linhas de direção frontal e oposta ao sol, que não apresentaram *Sun Glint*. Na Figura 78 são apresentados os mesmos feitos, mas na data de 05/12/2018 quando o aerolevantamento foi feito no final da tarde, por volta de 17h.

Figura 77 - Imagens da câmera Sequoia do dia 09/11/2018 sem presença de GLINT obtidas por volta de 8h em linhas de voo frontal (a esquerda no visível e no NIR) e opostas ao sol (a direita, visível e NIR)

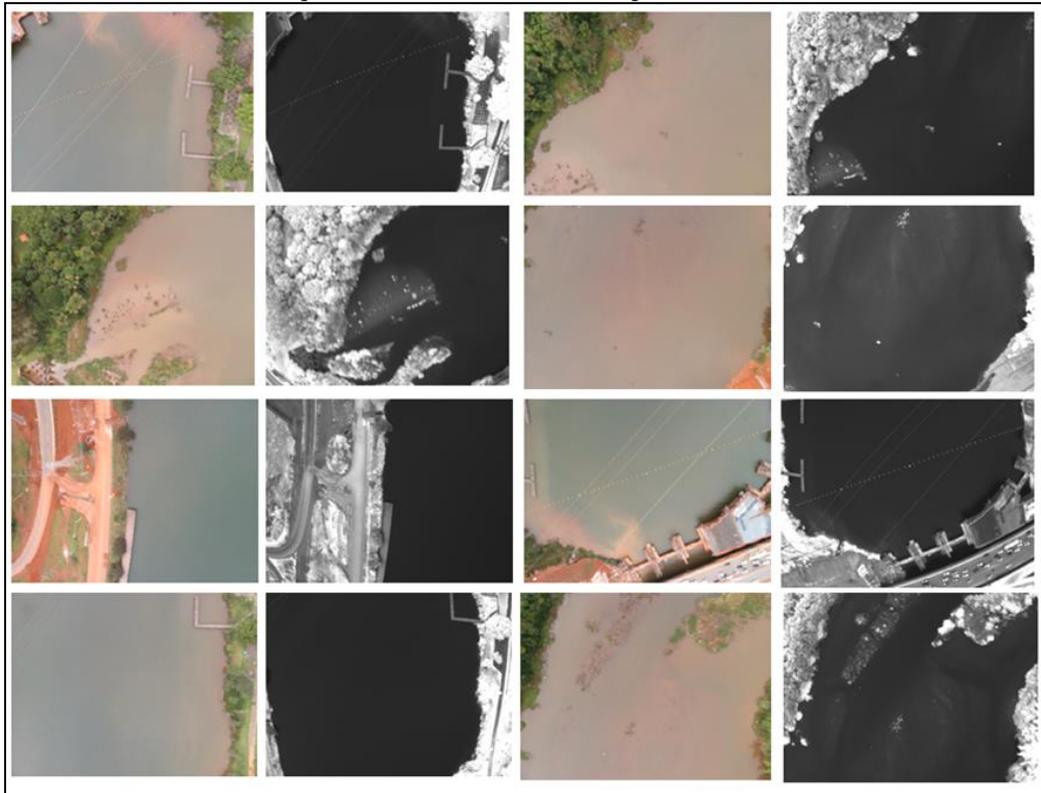


Fonte: Elaborada pelo autor.

Em alguns casos não foi possível fazer aerolevantamento com o ângulo de inclinação solar baixo, como nas áreas experimentais da Amazônia, onde, por serem remotas, não foi possível o seu acesso no início da manhã e nem a permanência até o final de tarde, devido à ocorrência de chuvas.

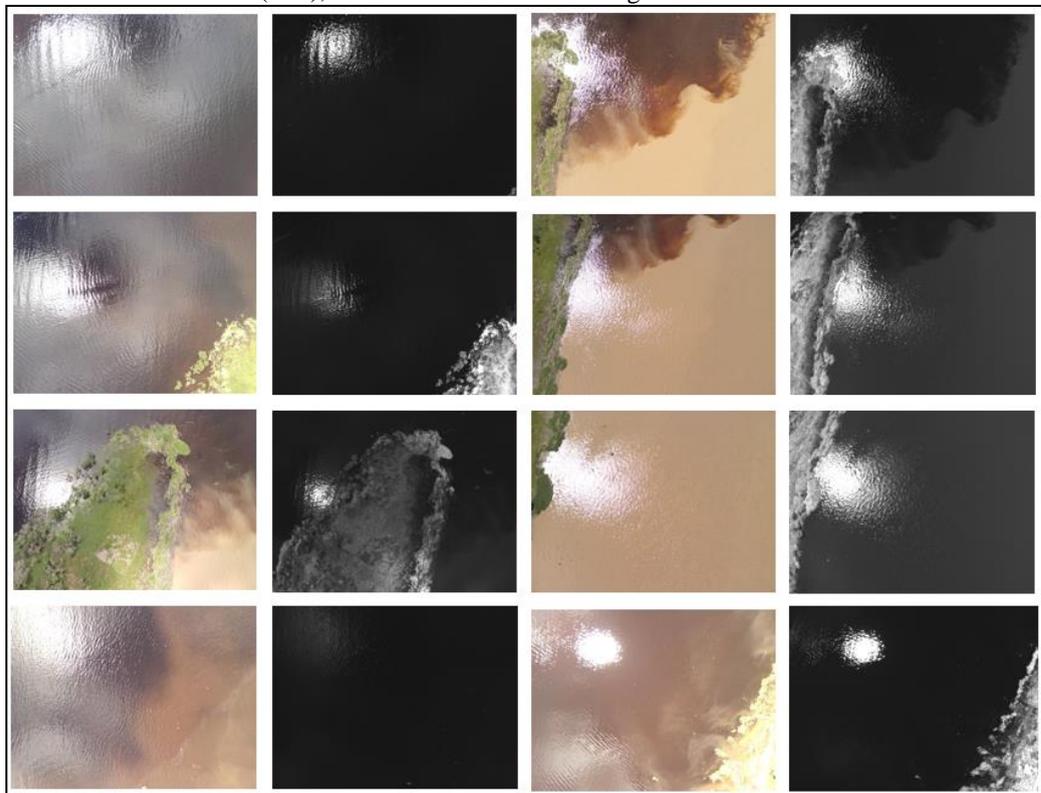
Por isso, nos aerolevantamentos em Manacapuru (AM) e no encontro das águas dos Rios Negro e Solimões, o efeito de *Sun Glint* degradou consideravelmente as imagens geradas (Figura 79). Também é válido ressaltar que os aerolevantamentos na Amazônia foram feitos no período inicial dos testes e os problemas de *Sun Glint* e as maneiras de evitar esse efeito no planejamento de voo com a câmera Sequoia ainda estavam sendo estudadas.

Figura 78 - Imagens da câmera Sequoia do dia 05/12/2018 sem presença de GLINT obtidas por volta de 17h em linhas de voo frontal (a esquerda no visível e no NIR) e opostas ao sol (a direita, visível e NIR)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 79 - Imagens da câmera Sequoia com alta presença de *Sun Glint* obtidas por volta de 12h em Manaus (AM), na confluência dos Rios Negro e Solimões.



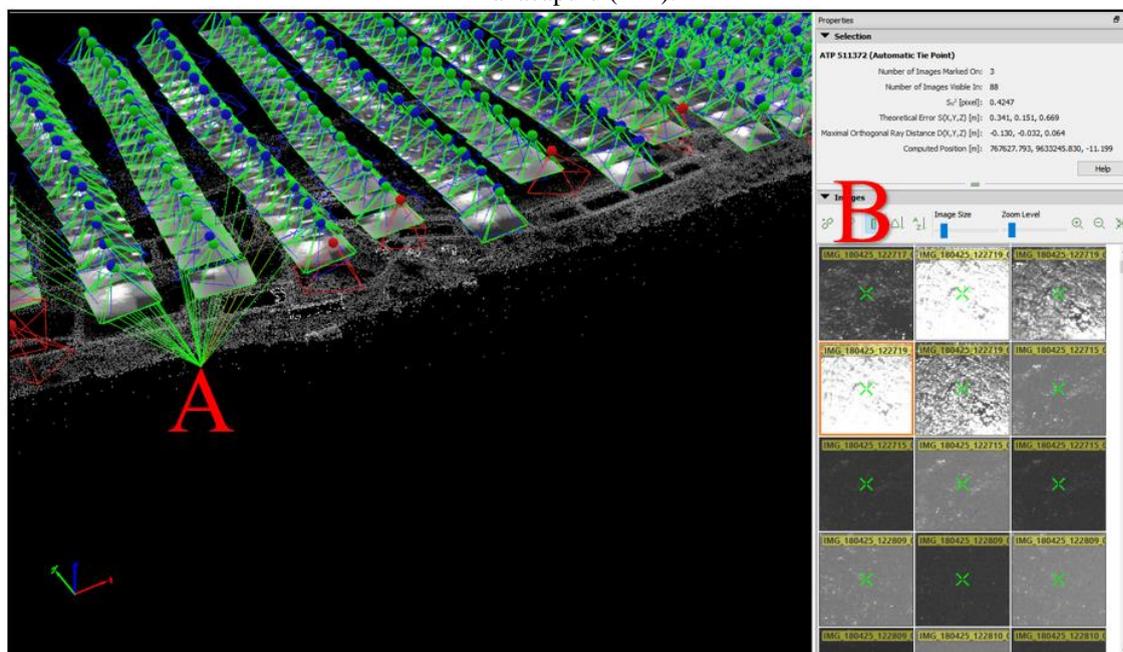
Fonte: Elaborada pelo autor.

Considerando que não foi possível evitar todos os efeitos de *Sun Glint* nos

aerolevantamentos, sobretudo na Amazônia, procurar corrigi-los foi a alternativa adotada. Contudo, conforme comentado no item 3.3, os métodos de correção desses efeitos são mais específicos para águas oceânicas e, na maioria dos casos, não podem ser aplicados em águas continentais. Os que podem e vêm sendo aplicados para águas continentais não são recomendáveis para águas turbidas, uma vez que o princípio da correção é considerar valores de reflectância acima de zero como *Sun Glint*, mas a presença de TSS também produz esse efeito. Além disso, métodos alternativos como os de Harmel et al. (2018) e de Kutser et al. (2009) não são viáveis para a câmera Sequoia, visto que essa não possui bandas na região do SWIR e nem de alta resolução espectral na faixa de 760 nm.

O método mais adequado é o proposto por Ortega-Terol et al. (2017), que é específico para câmeras de Frame e aborda o uso de máscaras sobre os efeitos de *Sun Glint* no processamento de construção do ortomosaico e que foi aplicado neste trabalho. Conforme também comentado no item 3.3, a aplicação de máscaras é possível diante das sobreposições frontal e lateral das imagens durante o voo planejado, pois um local específico coberto por imagem com a presença de *Sun Glint* também será coberto por imagens sem a presença desse fenômeno (Figura 80).

Figura 80 - Nuvem densa de pontos, geradas no aplicativo Pix4D Mapper, das imagens da câmera Sequoia em Manacapuru (AM).



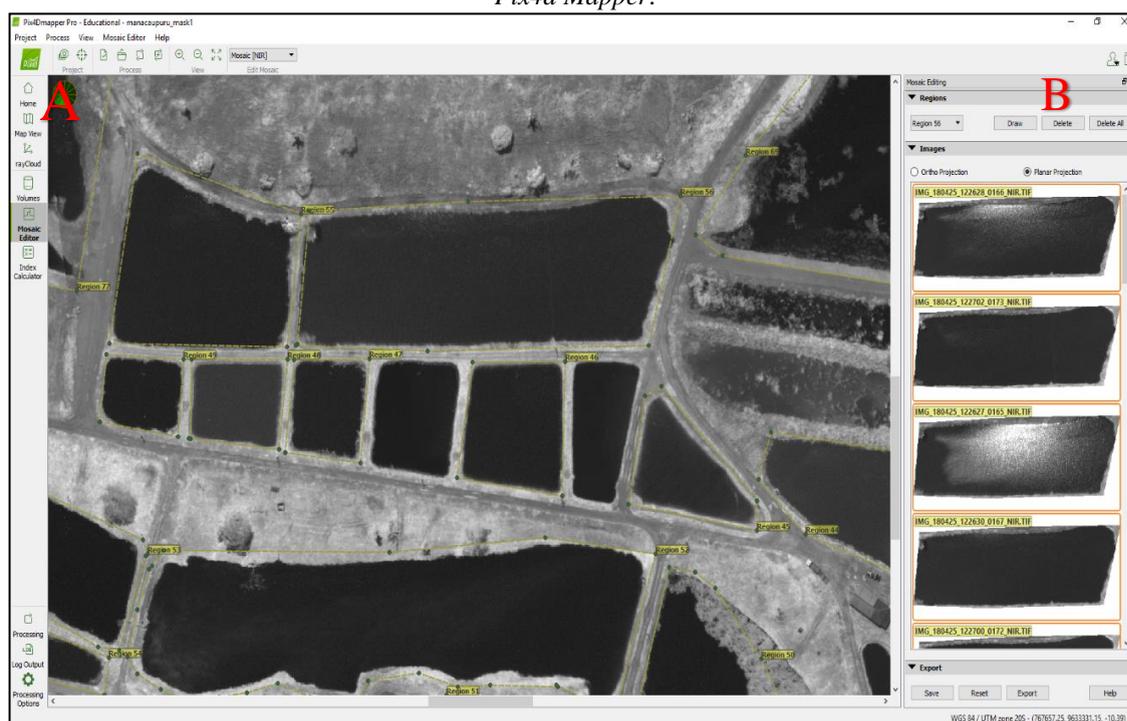
A letra **A** salienta um ponto aleatório escolhido da área de mapeada e todas as imagens que o cobriram (linha verde). Na letra **B** estão algumas imagens que cobriram esse ponto com e sem a presença de *Sun Glint*.

Fonte: Elaborada pelo autor.

No estudo de Ortega-Terol et al. (2017), as aplicações de máscaras sobre os efeitos de *Sun Glint* foram feitas de modo automatizado, em programação computacional. No entanto, os aplicativos de processamentos de imagens de câmera de frame, como *Pix4D Mapper* e

Photoscam, dentre outros, possuem ferramentas capazes de aplicar máscaras de forma arbitrária. Nesse trabalho, como tentativa de correção do *Sun Glint*, foi utilizada a ferramenta *Mosaic Editor* do *Pix4D Mapper* que permite a edição do ortomosaico. Ou seja, é possível desenhar um polígono sobre uma determinada área contaminada pelo efeito de *Sun Glint* e a ferramenta disponibilizará outro arranjo de imagens que cobriu a mesma área, podendo ser escolhida uma sem a presença de *Sun Glint* (Figura 81).

Figura 81 - Exemplo do procedimento de eliminação do *Sun Glint* pela ferramenta *Mosaic Editor* do aplicativo *Pix4D Mapper*.



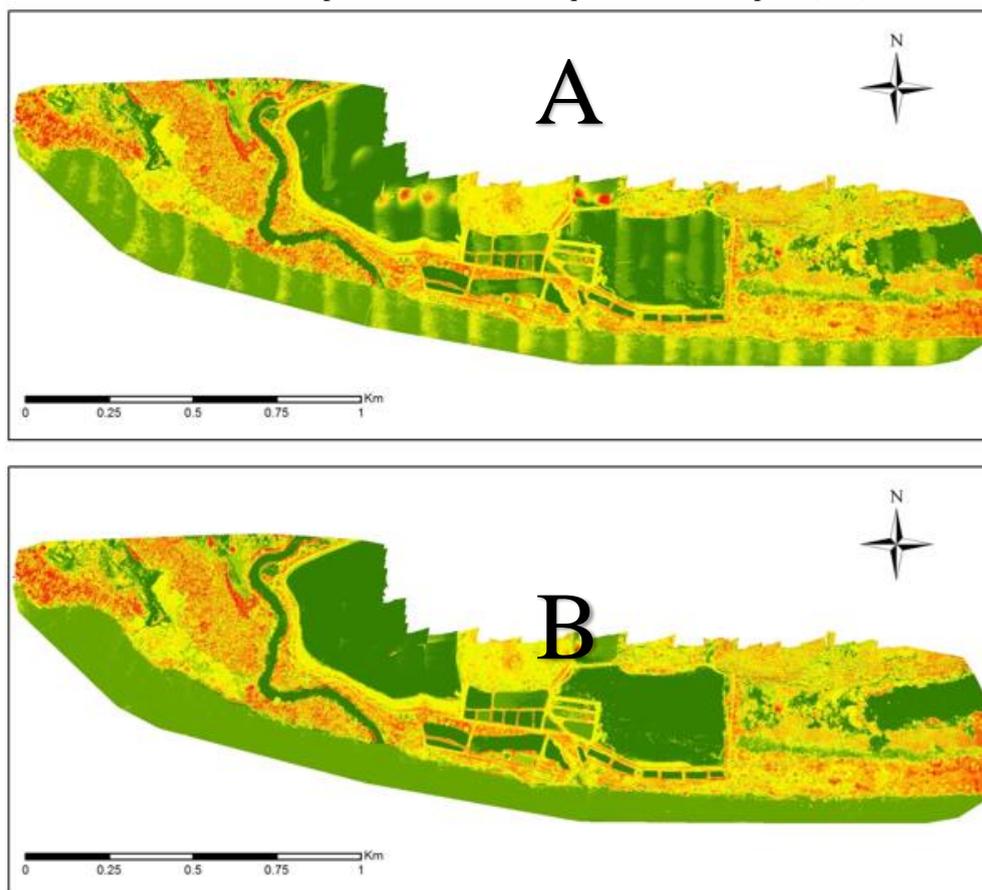
Um polígono pode ser desenhado sobre uma área de interesse (A) e a ferramenta vai disponibilizar outro arranjo de imagens que cobriram o mesmo local (B), assim podendo ser escolhida aquele sem a presença de *Sun Glint*.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Esse procedimento foi aplicado na área de estudo de Manacapuru (AM) que, como mencionado, obteve maiores degradações com os efeitos de *Sun Glint*.

Como exemplo, na Figura 82 são apresentados os ortomosaicos da banda do infravermelho próximo da câmera Sequoia dessa área, um pré (A) e outro pós (B) processamento de remoção de *Sun Glint*. A remoção desse efeito é evidente no ortomosaico pós-processado, pela substituição de imagens, principalmente dos efeitos lineares de *Sun Glint*, no sentido sul a norte, que ocorreu na Figura 82A.

Figura 82 - Ortomosaico, (A) pré e (B) pós processados de correção de *Sun Glint*, em reflectância de superfície do infravermelho próximo da câmera Sequoia em Manacapuru (AM).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Embora as correções de *Sun Glint*, pelo uso de máscaras, apresentados na Figura 82 tenham sido satisfatórias, é válido ainda ressaltar que existem condições de campo que podem facilitar ou dificultar as correções. No caso, na Figura 83 são apresentadas duas imagens com presença de *Sun Glint*, uma obtida próximo ao meio dia com o efeito concentrado em apenas uma parte da imagem (B), e assim passível de ser corrigida, e outra obtida por volta de 11 horas totalmente coberta pelo efeito de *Sun Glint* (A), praticamente descartável.

Figura 83 - Imagens RGB da câmera Sequoia total (A) e parcialmente (B) cobertas pelo efeito de *Sun Glint*.



Fonte: Elaborada pelo autor

O processo de correção de *Sun Glint* por meio de máscaras antes apresentado é, contudo, inviável para câmeras *pushbroom*, visto que as imagens geradas não passam, durante o processo de construção do ortomosaico, pelo alinhamento de imagens sobrepostas e geração de nuvens de pontos, assim como ocorre para as câmeras de *Frame*. No caso da câmera Nano-Hyperspec hiperespectral, o modelo de correção de *Sun Glint* proposto por Kutser et al. (2009) pode ser aplicado, visto que essa possui banda com faixa específica em 760 nm. E embora essa câmera não tenha bandas na região do SWIR para aplicar o método de correção de Harmel et al. (2018), as bandas de ~950 a 1000 nm que possui já pode ser considerada a negligência de valores de reflectância acima de zero mesmo em águas túrbidas. No entanto, felizmente, todos os aerolevantamentos feitos com essa câmera não apresentaram problemas com *Sun Glint*, como será visto nos itens 5.5 e 5.6.

5.4 USO DE CÂMERA MULTIESPECTRAL AEROTRANSPORTADA POR VANTS PARA O MONITORAMENTO DE TSS EM ÁGUAS CONTINENTAIS

Neste item, são apresentados os resultados obtidos nas campanhas de aerolevantamentos com a câmera Sequoia para o monitoramento de TSS nas áreas de estudo da Amazônia e dos reservatórios do Paranoá e Corumbá IV (Item 4.3.1). Os dados *in situ*, de TSS, transparência da água por disco de Secchi e R_{rs} , obtidos nessa campanha são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Dados *in situ* obtidos durante os aerolevantamentos não tripulados com a câmera Sequoia.

N	Data	Local	Ponto	R_{rs}	TSS (mg/L)	SECCHI (cm)
1	02/03/2018	Corumbá IV	1		34,4	30
2	02/03/2018	Corumbá IV	2		23,0	45
3	02/03/2018	Corumbá IV	3		36,2	35
4	02/03/2018	Corumbá IV	4		31,8	37
5	02/03/2018	Corumbá IV	5		30,8	34
6	29/03/2018	Corumbá IV	1		15,6	41
7	29/03/2018	Corumbá IV	2		14,8	41
8	29/03/2018	Corumbá IV	3		12,2	43
9	29/03/2018	Corumbá IV	4		15,4	42
10	29/03/2018	Corumbá IV	5		5,0	71
11	24/04/2018	Manacapuru	1		24,9	
12	24/04/2018	Manacapuru	2		30,2	
13	24/04/2018	Manacapuru	5		130,7	
14	24/04/2018	Manacapuru	6		5,1	
15	24/04/2018	Manacapuru	7		0,2	
16	25/04/2018	Manaus	1		65,5	
17	25/04/2018	Manaus	2		19,1	

N	Data	Local	Ponto	R _{rs}	TSS (mg/L)	continuação
						SECCHI (cm)
18	25/04/2018	Manaus	3		5,3	
19	25/04/2018	Manaus	4		22,4	
20	25/04/2018	Manaus	5		115,1	
21	25/04/2018	Manaus	6		3,6	
22	25/04/2018	Manaus	7		4,0	
23	18/05/2018	Corumbá IV	1		2,2	230
24	18/05/2018	Corumbá IV	2		2,0	215
25	18/05/2018	Corumbá IV	3		2,0	240
26	18/05/2018	Corumbá IV	4		1,0	260
27	18/05/2018	Corumbá IV	5		1,6	270
28	12/09/2018	Paranoá	1		15,6	100
29	12/09/2018	Paranoá	2		9,8	93
30	12/09/2018	Paranoá	3		10,6	54
31	12/09/2018	Paranoá	4		14,3	60
32	12/09/2018	Paranoá	5		8,8	106
33	12/09/2018	Paranoá	6		13,2	40
34	12/09/2018	Paranoá	7		11,6	60
35	31/10/2018	Paranoá	1		186,8	5
36	31/10/2018	Paranoá	2		4,4	77
37	31/10/2018	Paranoá	3		7,6	67
38	31/10/2018	Paranoá	4		4,6	79
39	02/11/2018	Paranoá	1		39,6	13
40	02/11/2018	Paranoá	2		43,2	23
41	02/11/2018	Paranoá	3		15,7	29
42	02/11/2018	Paranoá	4		13,8	42
43	02/11/2018	Paranoá	5		9,5	60
44	02/11/2018	Paranoá	6		5,9	77
45	02/11/2018	Paranoá	7		4,2	49
46	02/11/2018	Paranoá	8		6,9	58
47	02/11/2018	Paranoá	9		3,3	80
48	02/11/2018	Paranoá	10		3,1	84
49	02/11/2018	Paranoá	11		2,7	119
50	02/11/2018	Paranoá	12		3,2	127
51	09/11/2018	Paranoá	1		73,2	18
52	13/11/2018	Paranoá	1		78,8	14

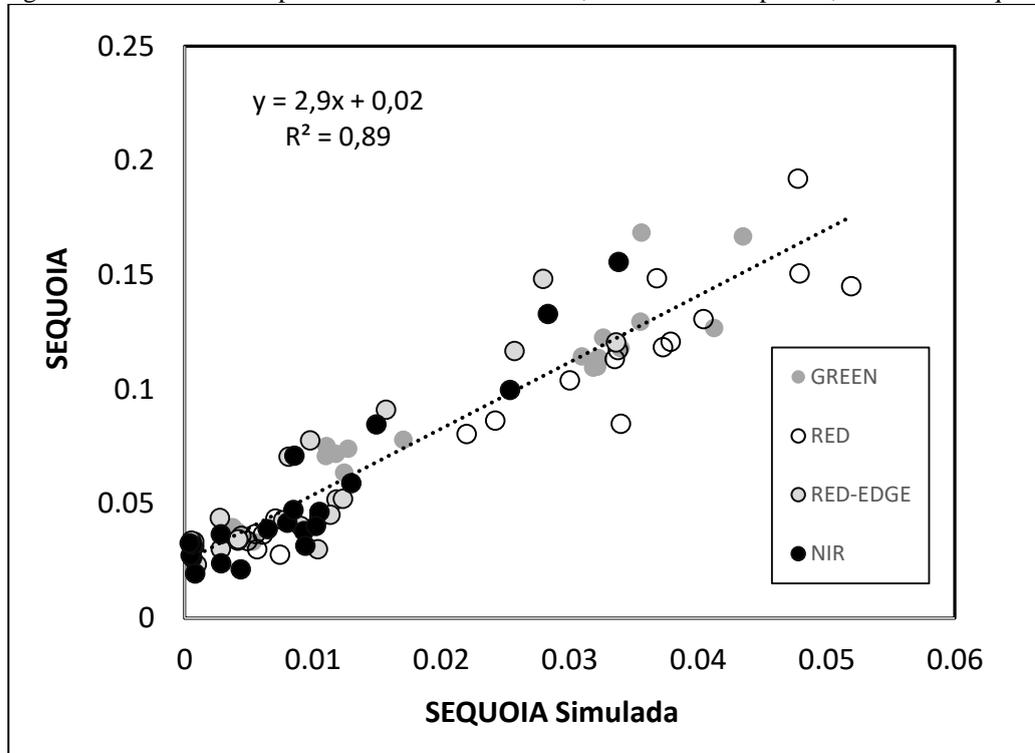
As células em cinza significam positivo para o levantamento de dados de R_{rs}.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Devido aos levantamentos de dados de R_{rs} *in situ*, nos dias 29/03/2018 e 18/05/2018, no Corumbá IV, e nos dias 24 e 25/04/2018, na Amazônia, foi possível avaliar a acurácia dos dados de reflectância de superfície da câmera Sequoia, também com o princípio de que os dados *in situ* são a verdade de campo. Os valores de banda simulados foram plotados com os valores

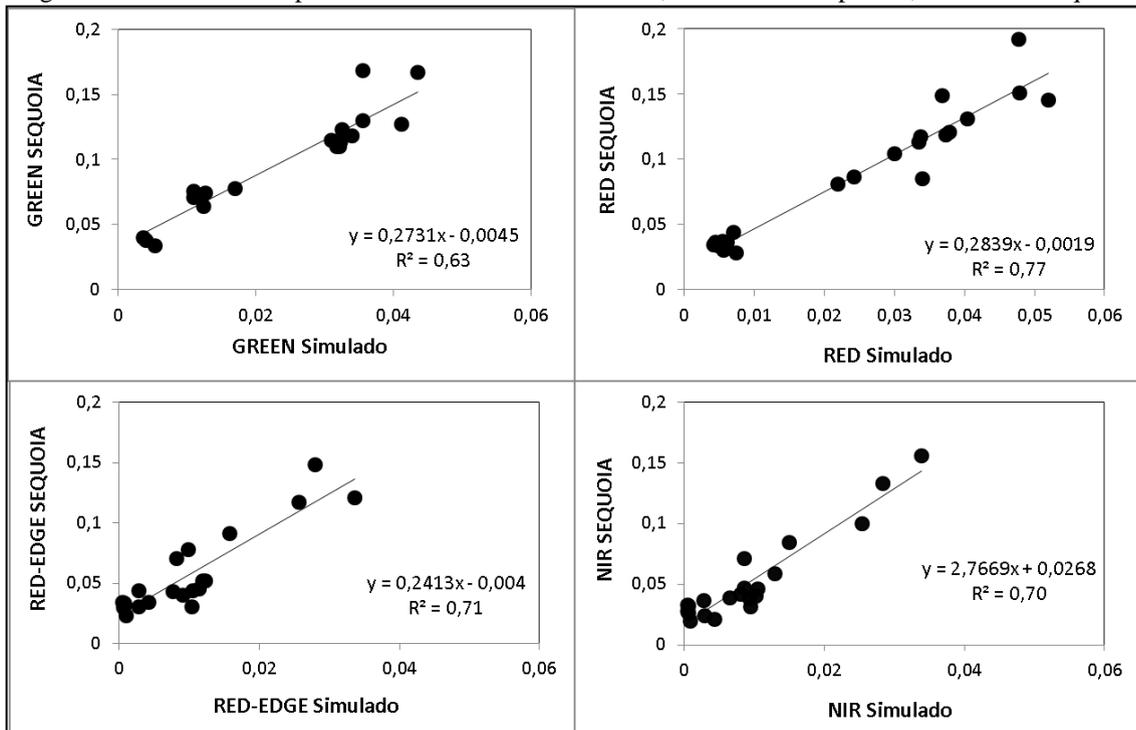
de pixel de reflectância de superfície das bandas da câmera Sequoia (Figura 84 e Figura 85), no mesmo ponto de medição da R_{rs} dos quais as coordenadas foram extraídas por receptor GNSS de navegação.

Figura 84 - Gráfico de dispersão entre todas as bandas, simuladas e empíricas, da câmera Sequoia.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 85 - Gráfico de dispersão entre as bandas individuais, simuladas e empíricas, da câmera Sequoia.



Fonte: Elaborada pelo autor.

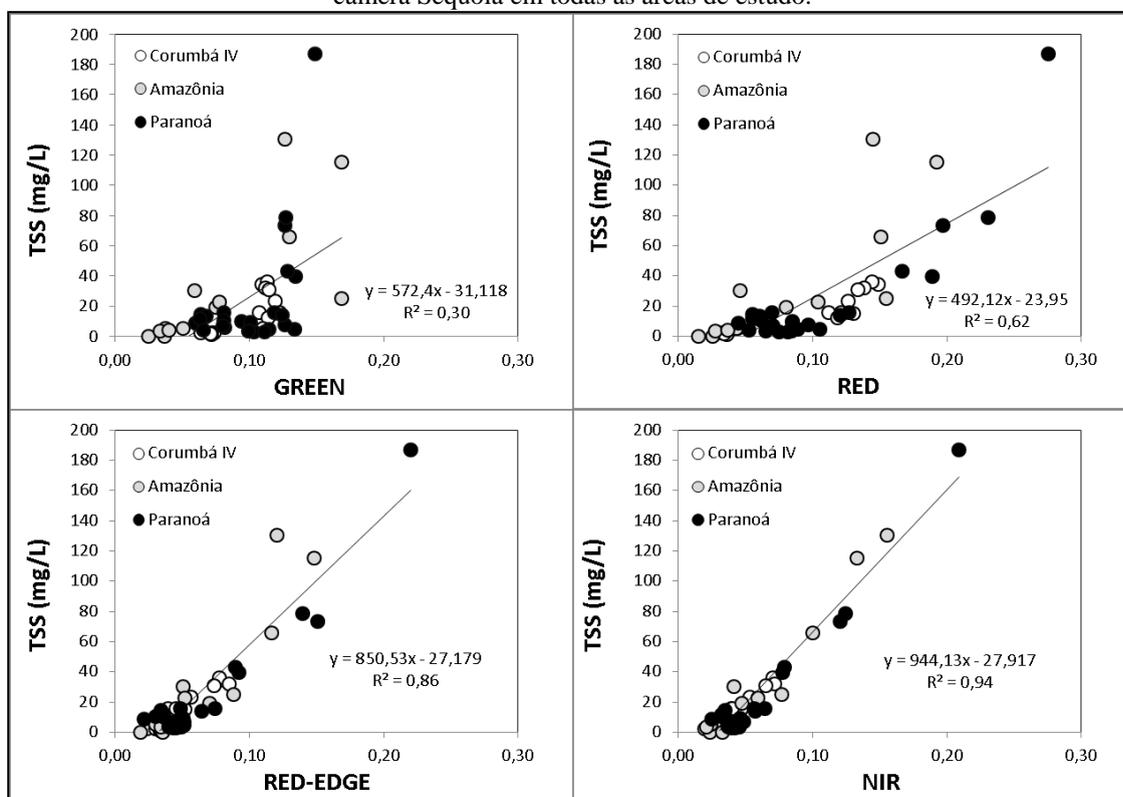
O espaço amostral plotado nas Figuras acima engloba águas de diferentes

características, desde limpas, com baixas concentrações de componentes, e águas turvas de partículas não algal. Como exemplo, a variação de TSS dos pontos, com medição de R_{rs} , foi de 1 a 130 mg/L (Tabela 13), o que gerou uma variação nos valores de reflectância de ~0 a 5% de reflectância para todas as bandas da câmera Sequoia.

A dispersão entre os valores naquelas figuras demonstra que essa câmera tem valores de reflectância superestimados, porém coerentes com os dados simulados, o que define as correlações lineares bem definidas para todas as bandas. Resultados como esses são grandes desafios para os processamentos de imagens de satélite, que são evidentemente mais vulneráveis a efeitos atmosféricos, e o infravermelho próximo é justamente a faixa do espectro com maior dificuldade para uma correção atmosférica precisa das imagens de satélites, como se viu no item 5.2.

Sabendo do potencial de todas as bandas da câmera Sequoia para estimativa de TSS (item 5.1), o passo seguinte foi realmente testar qual banda melhor se relaciona com esse parâmetro empiricamente. Para isso, na Figura 86, foram plotados todos os pontos de amostragem de TSS, num total de 52 (Tabela 13), com os valores de pixel de reflectância de superfície obtidos nos aerolevantamentos com essa câmera.

Figura 86 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia em todas as áreas de estudo.



Fonte: Elaborada pelo autor.

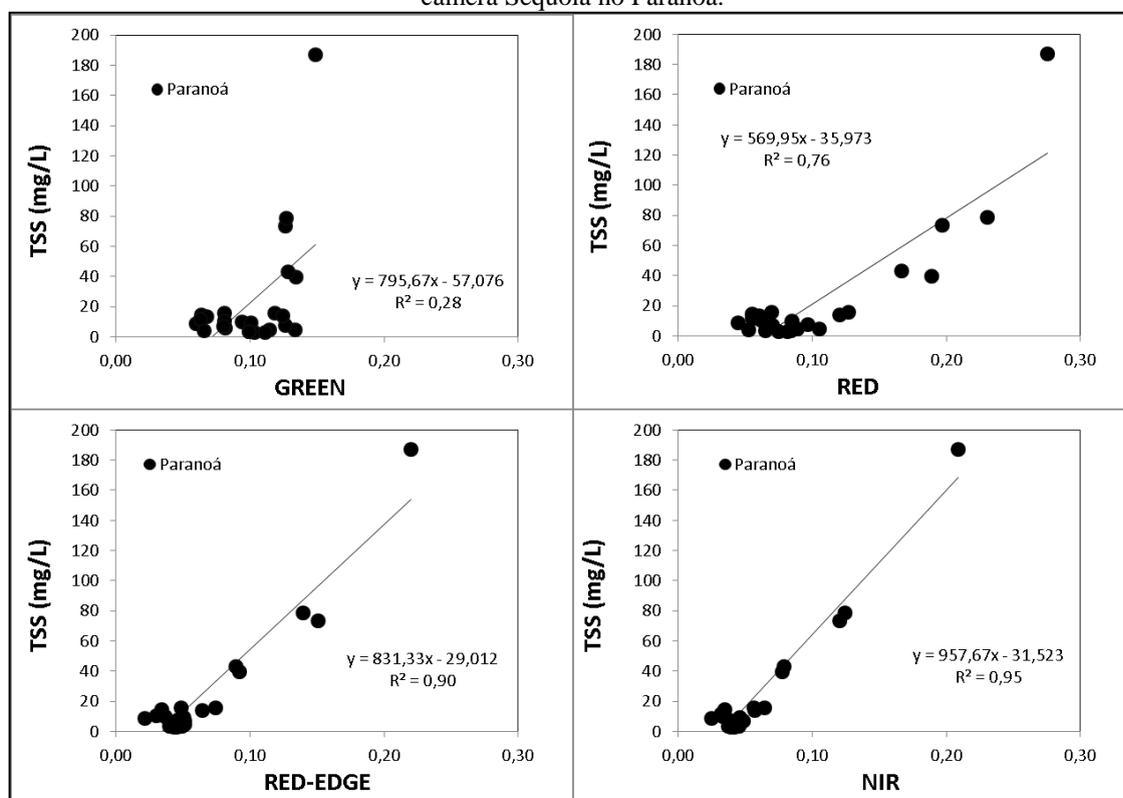
As respostas dos gráficos de dispersão na Figura 86 estão de acordo com a teoria

exposta no tópico 5.1, segundo a qual a região do infravermelho próximo é melhor relacionável para a estimativa de TSS. Simples relações empíricas com as bandas únicas dessa faixa apresentaram excelentes resultados de correlação linear, com os dados bem distribuídos pela linha de tendência, principalmente pela banda do NIR.

Tais resultados demonstram um avanço em relação às imagens de satélites, visto a dificuldade corrigir acuradamente os efeitos atmosféricos nessa faixa, como evidenciado no item 5.2.

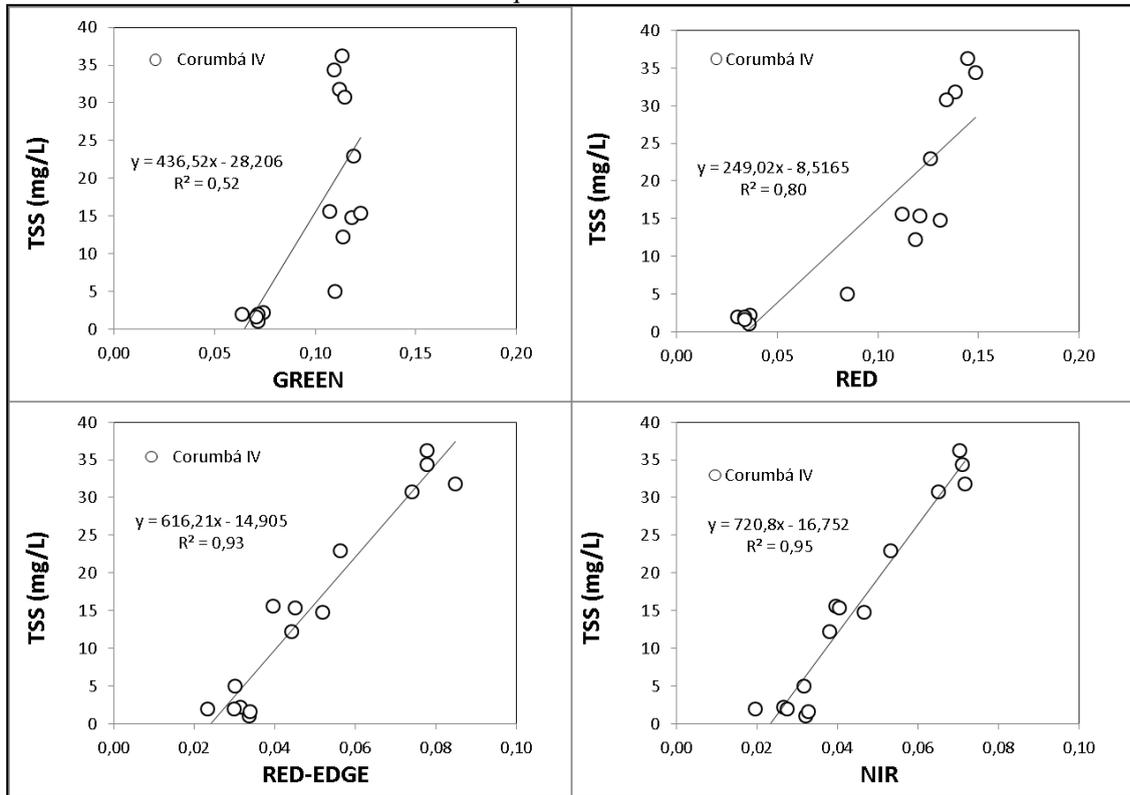
Em busca de criar melhores resultados e testar modelos únicos, os gráficos de dispersão da Figura 86 foram fracionados para cada ambiente (Figura 87 a Figura 89).

Figura 87 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia no Paranoá.



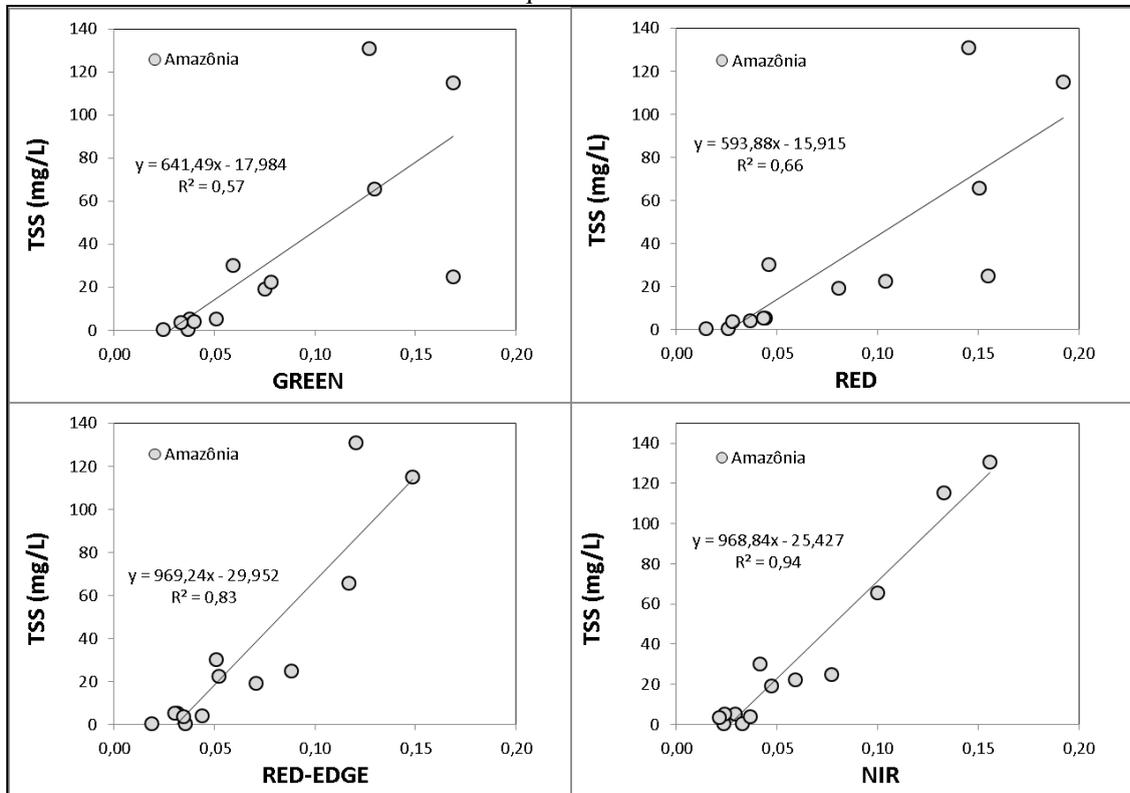
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 88 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia no Corumbá IV.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 89 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia na Amazônia.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Nas três figuras acima, reafirma-se que o infravermelho próximo foi mais bem

relacionado com as concentrações de TSS. Os valores de R^2 nessa faixa foram acima de 0,9 para todas as áreas de estudo, individualmente. No entanto é necessário destacar que os altos valores de correlação identificados tiveram influência de valores extremos com altas concentrações de TSS, principalmente no Paranoá, com uma concentração de 186,6 mg/L; na Amazônia essa influência é mais amena com dois pontos de concentração de TSS acima de 100 e uma de 65,5 mg/L; e, no Corumbá IV, os dados foram bem próximos da linha de tendência linear, porém a gama de concentração de TSS foi menor, de 1,0 a 36,2 mg/L, em comparação as demais áreas de estudo (Tabela 13).

A maior correlação do Infravermelho próximo com TSS pode ser fundamentada por dois princípios teóricos.

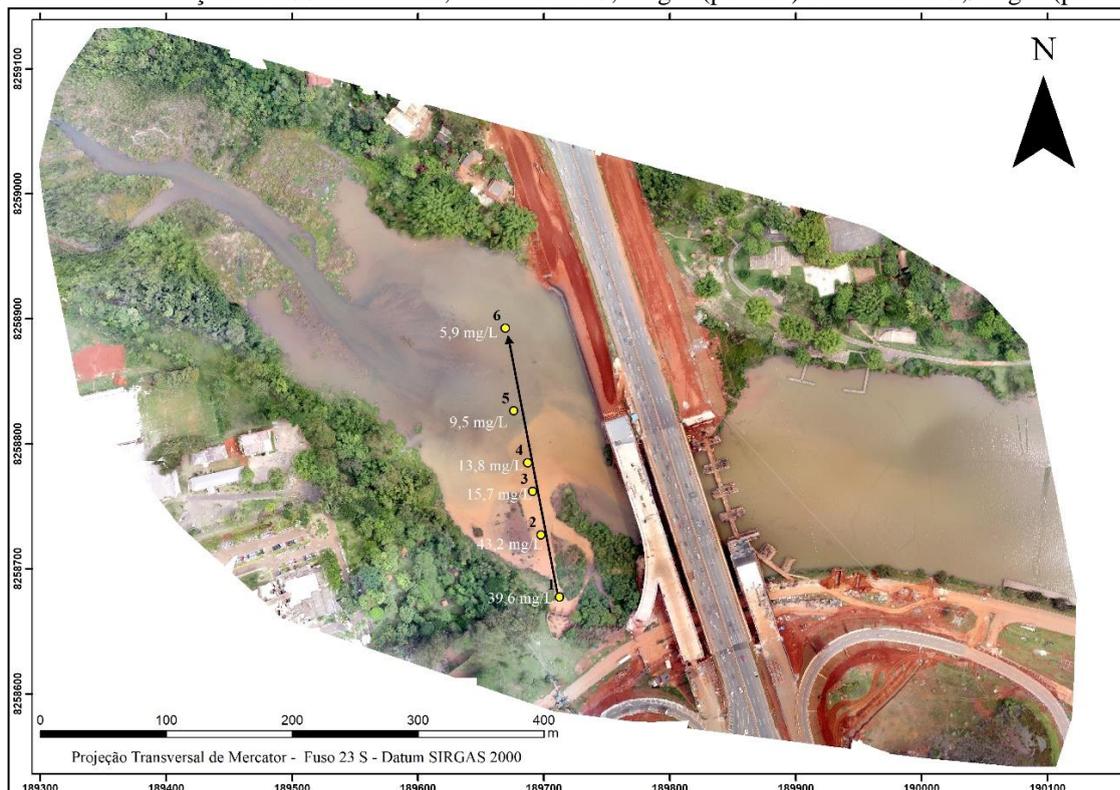
O primeiro princípio é que, nessa faixa do espectro eletromagnético, a resposta espectral da água não tem interferência dos demais componentes opticamente ativos. Isso foi observado nas Figuras 86, 87, 88 e 89, com a dispersão dos dados mais distante da linha de tendência linear nas bandas do verde e do vermelho comparado com as bandas do *Red-Edge* e do infravermelho próximo.

Também foi constatado que, em concentrações de TSS acima de 20 mg/L, os dados têm uma maior tendência ao comportamento linear, principalmente no infravermelho próximo, pois, nessas concentrações, prevalece o domínio de partículas não algais e detritos, que atenuam a entrada da REM (Radiação Eletromagnética) na coluna da água e, assim, diminuem sua transparência, impedindo o crescimento e proliferação de algas.

O segundo princípio é que o infravermelho próximo tem menor saturação nos valores de reflectância conforme o aumento das concentrações de TSS, quando comparado à faixa do visível. Esse fenômeno foi observado nas distribuições dos dados nas bandas do verde e vermelho em todas as áreas de estudo (Figura 86 a Figura 89), mas, para melhor representar o fenômeno, foram utilizados como modelo os dados gerados na campanha de campo de 02/11/2018 no Paranoá (Tabela 13).

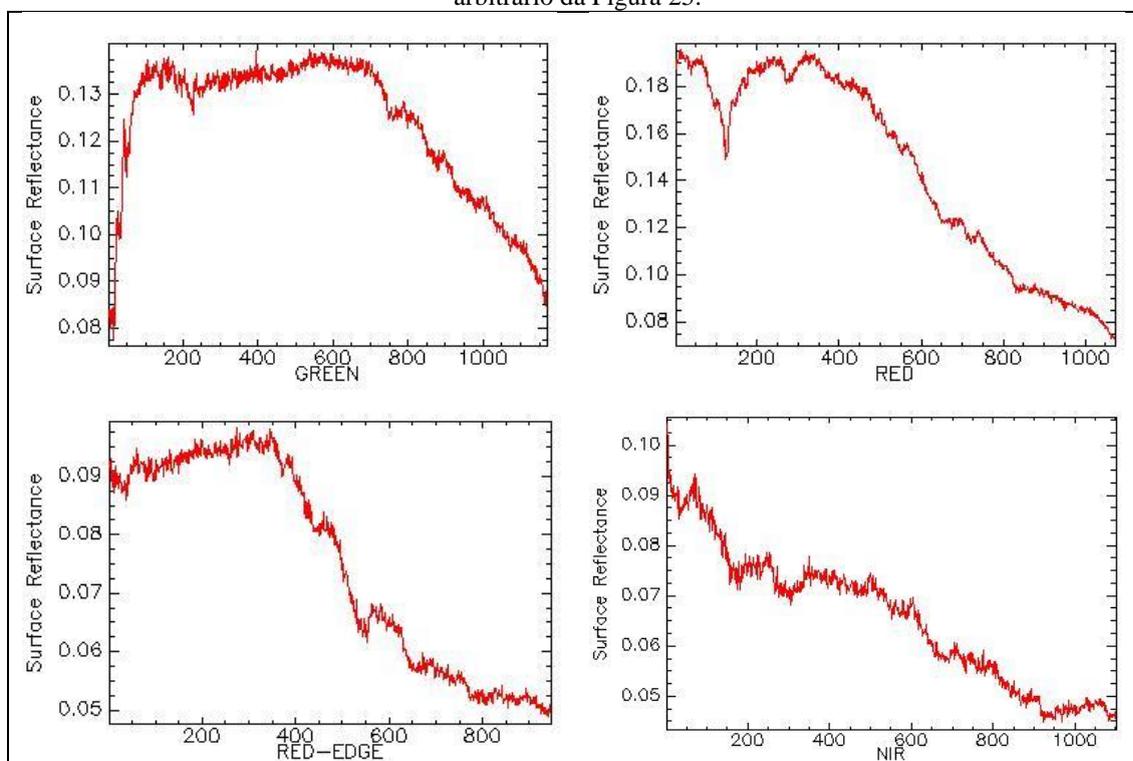
Os valores de pixel de reflectância de superfície dos ortomosaicos, das bandas multiespectrais da câmera Sequoia, foram extraídos por um transecto arbitrário sobre os pontos de concentração de TSS já conhecido (Figura 90). Os valores de reflectância de superfície do transecto para as quatro bandas da câmera Sequoia são apresentadas na Figura 91.

Figura 90 - Ortomosaico em RGB cor real do aerolevanteamento feito no dia 02/11/2018 com um transecto sobre pontos de concentração de TSS conhecidos, máximo de 43,2 mg/L (ponto 2) e mínimo de 5,9 mg/L (ponto 6).



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 91 - Gráfico dos valores de reflectância de superfície das bandas da câmera Sequoia do transecto arbitrário da Figura 25.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os gráficos apresentados na Figura 91 demonstram que a banda do infravermelho próximo tem menor saturação nos valores de reflectância de superfície em relação a maiores

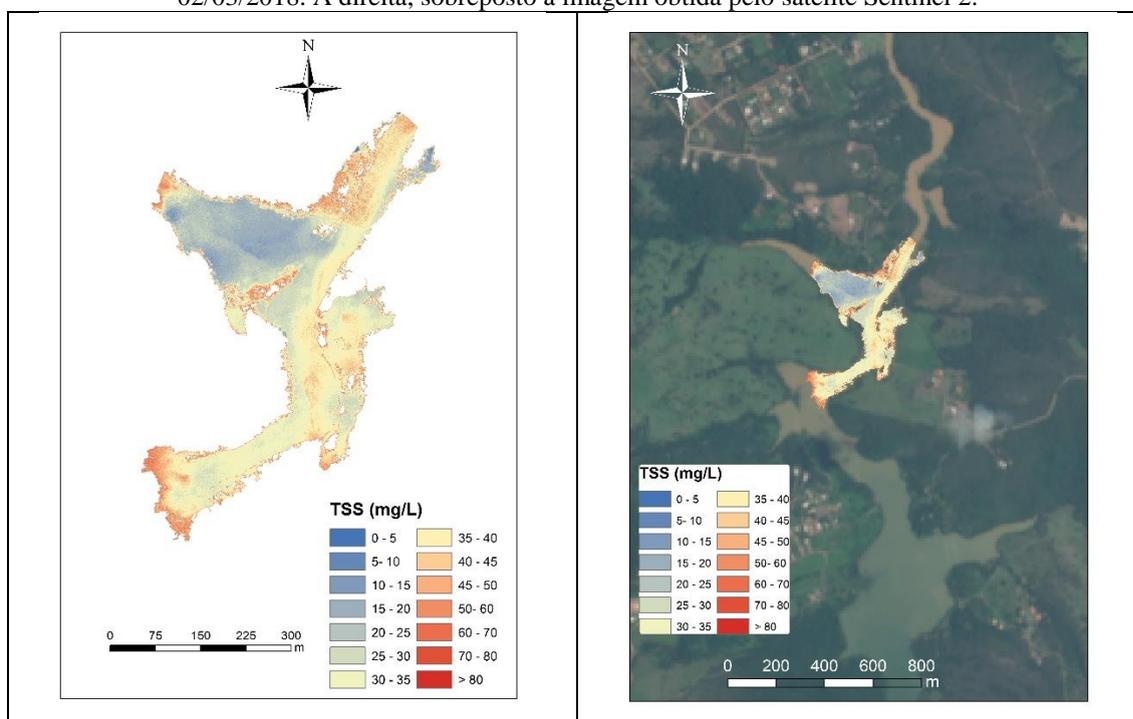
concentrações de TSS. A linha de transecto (Figura 90) foi moldada sobre uma faixa gradiente de concentração de TSS com maiores concentrações no início, onde apenas o infravermelho próximo foi capaz de responder paralelamente com os valores de reflectância a essa variação.

Diante dos resultados expostos, para o mapeamento de TSS foram utilizados modelos empíricos com a banda do infravermelho próximo, visto que unicamente essa apresentou altíssima correlação com TSS, nas mais variadas concentrações de 1,0 a ~180 mg/L, em todas as áreas de estudo. Embora o modelo de regressão linear entre o infravermelho próximo e TSS para todas as áreas de estudo também tenham apresentado alta correlação (Figura 86), optou-se por usar o modelo específico para os reservatórios do Corumbá IV e do Paranoá.

Da Figura 92 à Figura 94, os mapas temporais apresentados no Braço do Rio Areias, no reservatório do Corumbá IV, foram calculados pela relação **TSS: $720,8 * NIR - 16,7$** (Figura 88).

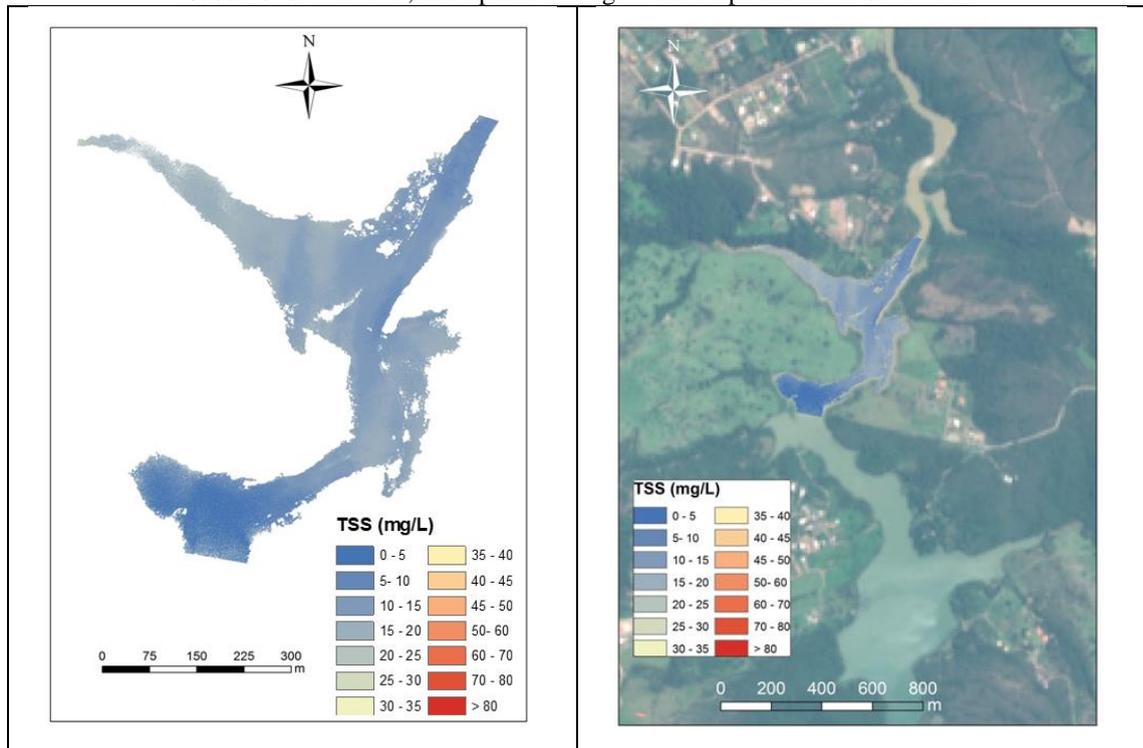
Já na Figura 95 e na Figura 96, são apresentados os mapas temporais de concentração de TSS no Braço do Ribeirão Bananal, no Reservatório do Paranoá, a partir da relação empírica linear com o NIR: **TSS: $957,7 * NIR - 31,5$** (Figura 87).

Figura 92 - Mapa de concentração de TSS no Braço do Rio Areias no Reservatório do Corumbá IV no dia 02/03/2018. À direita, sobreposto à imagem obtida pelo satélite Sentinel 2.



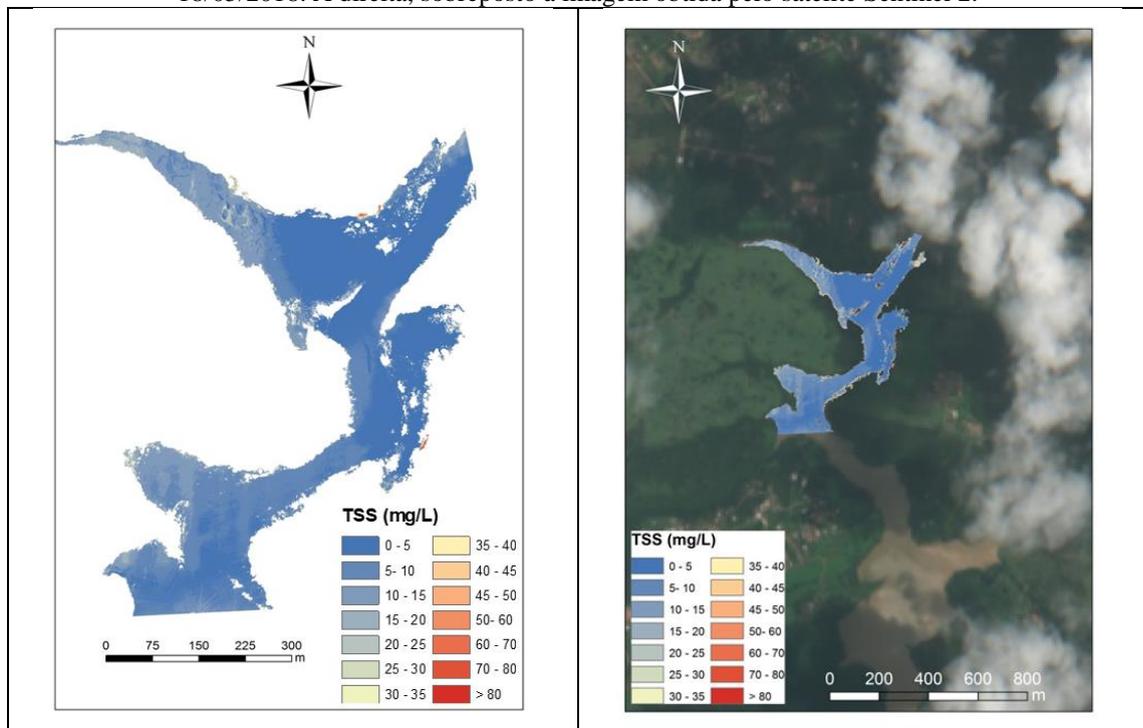
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 93 - Mapa de concentração de TSS no Braço do Rio Areias no Reservatório do Corumbá IV no dia 29/03/2018. À direita, sobreposto à imagem obtida pelo satélite Sentinel 2.



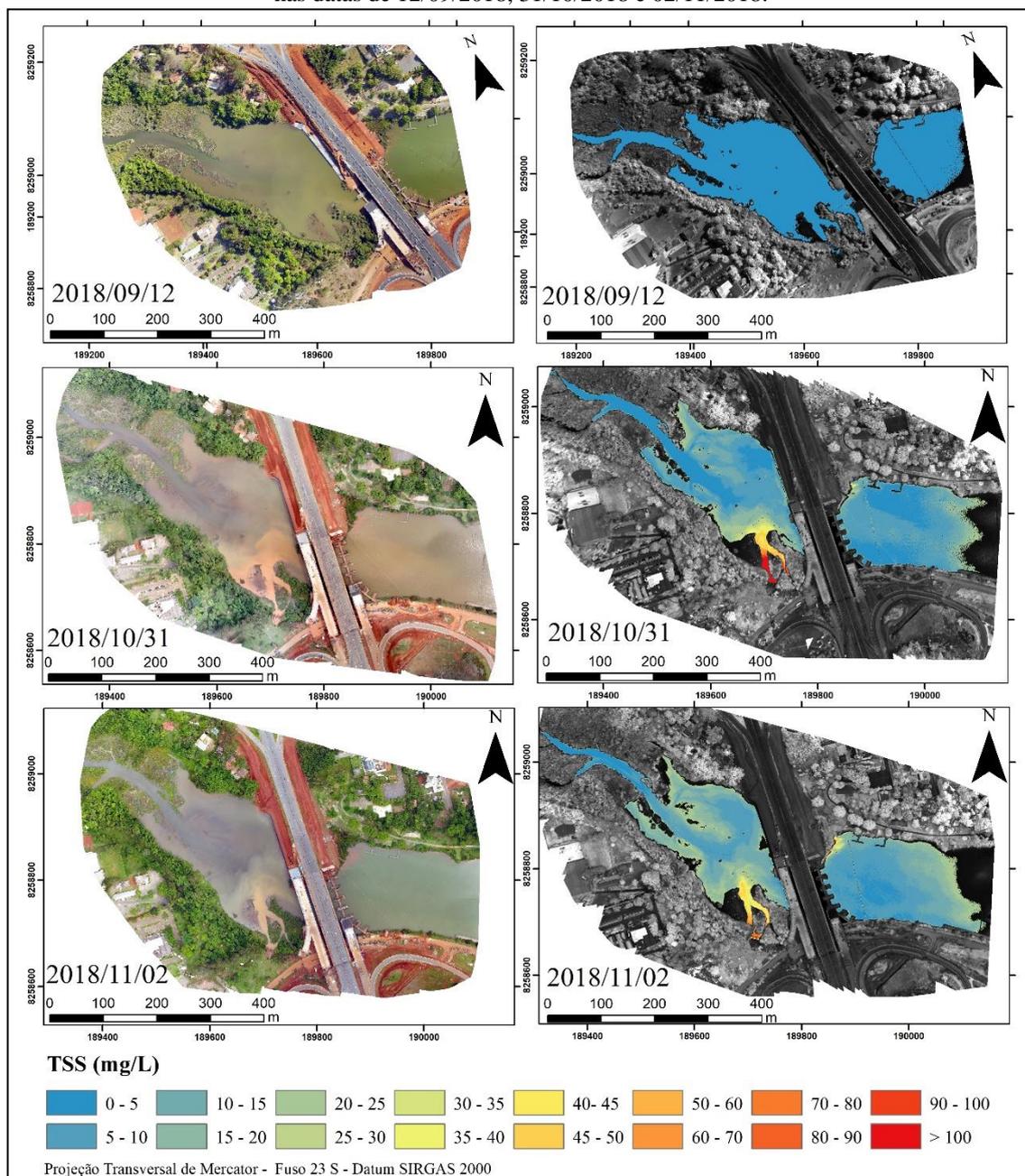
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 94 - Mapa de concentração de TSS no Braço do Rio Areias no Reservatório do Corumbá IV no dia 18/05/2018. À direita, sobreposto à imagem obtida pelo satélite Sentinel 2.



Fonte: Elaborada pelo autor.

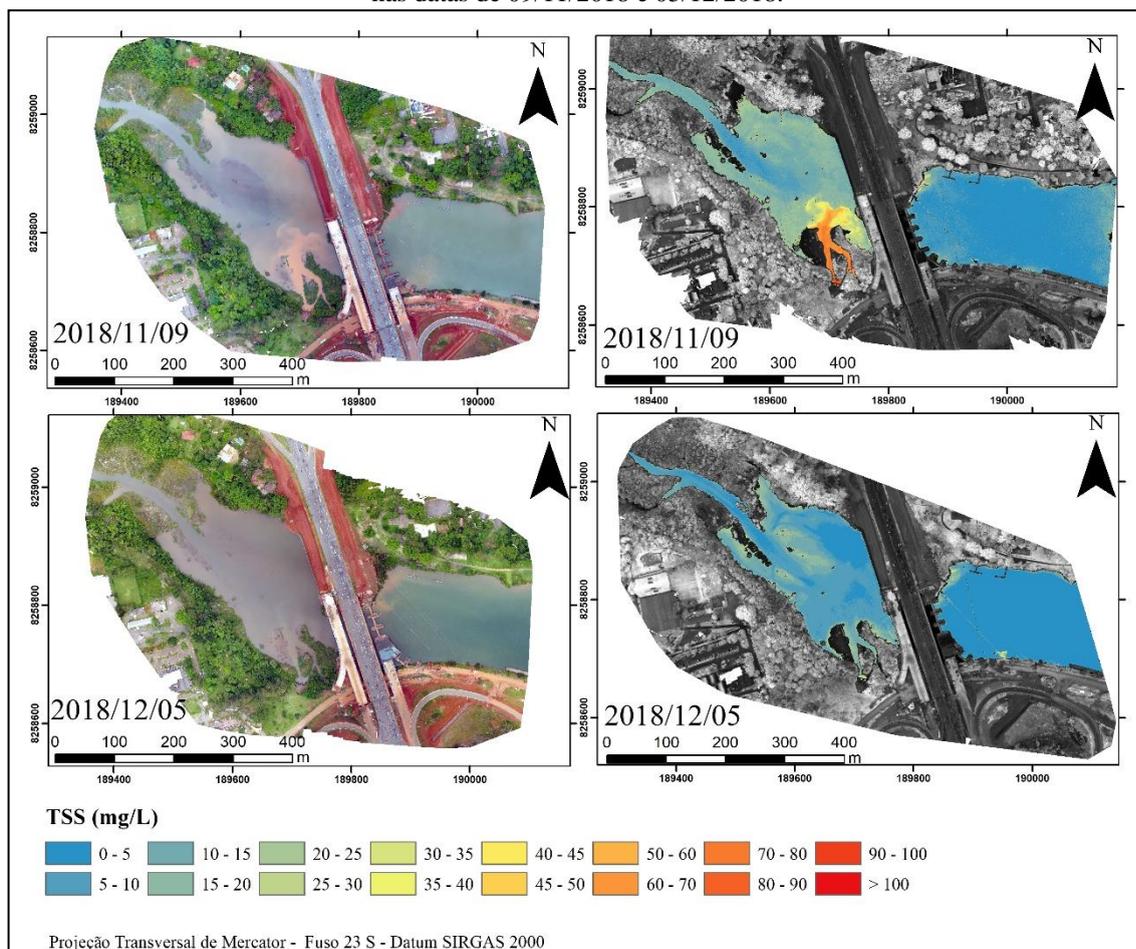
Figura 95 - Mapa temporal de concentrações de TSS no braço do Ribeirão Bananal no Reservatório do Paranoá nas datas de 12/09/2018, 31/10/2018 e 02/11/2018.



À esquerda, são apresentados os ortomosaicos da câmera RGB para proporcionar uma melhor perspectiva da concentração das concentrações de TSS, nas mesmas datas apresentadas à direita. As imagens da direita foram sobrepostas à banda do infravermelho, de modo a gerar uma melhor perspectiva da área de estudo onde não houve pixels de água pura.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 96 - Mapa temporal de concentrações de TSS no braço do Ribeirão Bananal no Reservatório do Paranoá nas datas de 09/11/2018 e 05/12/2018.



À esquerda, são apresentados os ortomosaicos da câmera RGB para proporcionar uma melhor perspectiva da concentração das concentrações de TSS, nas mesmas datas apresentadas à direita. As imagens da direita foram sobrepostas à banda do infravermelho, de modo a gerar uma melhor perspectiva da área de estudo onde não houve pixels de água pura.

Fonte: Elaborada pelo autor.

As distribuições de TSS apresentadas nos mapas demonstram vantagens dessa nova plataforma de SR em relação a flexibilidade operacional e resoluções espacial e temporal.

Nos mapas temporais do Paranoá, foi possível observar que a câmera Sequoia foi capaz de discriminar diferentes concentrações de TSS variando de 0 a mais de 100 mg/L, destacando as altas concentrações provenientes de fluxo de drenagem urbana próximo ao ponto de amostragem 1 (Figura 90), num nível de detalhe que é restrito a imagens de altíssima resolução espacial. O início do período de chuva em Brasília é marcado por chuvas intensas, que promovem enxurradas que transportam os sedimentos de áreas urbanas para o lago Paranoá, assim como observado na data de 31/10/2018, quando houve a maior carga de TSS na área de estudo (Figura 95). Outra grande vantagem é relacionada à flexibilidade operacional da plataforma, que permite uma alta resolução espacial e capacidade de revisita na área de interesse em um curto período. Foi observado, pelos três aerolevantamentos entre 31/10/2018 a

09/11/2011 (Figura 95 e Figura 96), que, num período de 10 dias, foi possível identificar as oscilações de diminuição e aumento de cargas TSS, principalmente na entrada de drenagem urbana, muito provavelmente relacionado à distribuição das chuvas.

Além da identificação da distribuição de gradativamente distintas concentrações de TSS nos períodos de cheia (02/03/2018), transição cheia e seca (29/03/2018) e seca (18/05/2018), no Corumbá IV (Figura 92 a Figura 94), a principal vantagem ao ver os mapas de distribuição desse parâmetro é a relação com as imagens de satélite. Uma vez que, nessa área de estudo, as campanhas de aerolevante foram feitas em datas muito próximas ou concomitantes à passagem do Satélite do Sentinel 2, observa-se que a plataforma VANT e Sequoia foi capaz de monitorar a qualidade da água em condições impossíveis para a imagem de satélite, tal como no dia 18/05/2018, quando a imagem de Sentinel 2 teve interferência com a presença de nuvens e seus efeitos de sombra sobre a área de interesse (Figura 94).

5.5 USO DE CÂMERA HIPERESPECTRAL AEROTRANSPORTADA PARA O MONITORAMENTO DE TSS DE ÁGUAS CONTINENTAIS DE GRANDES ÁREAS: O CASO DA BACIA DO RIO PARAPEBA APÓS O “DESASTRE DE BRUMADINHO (MG)”.

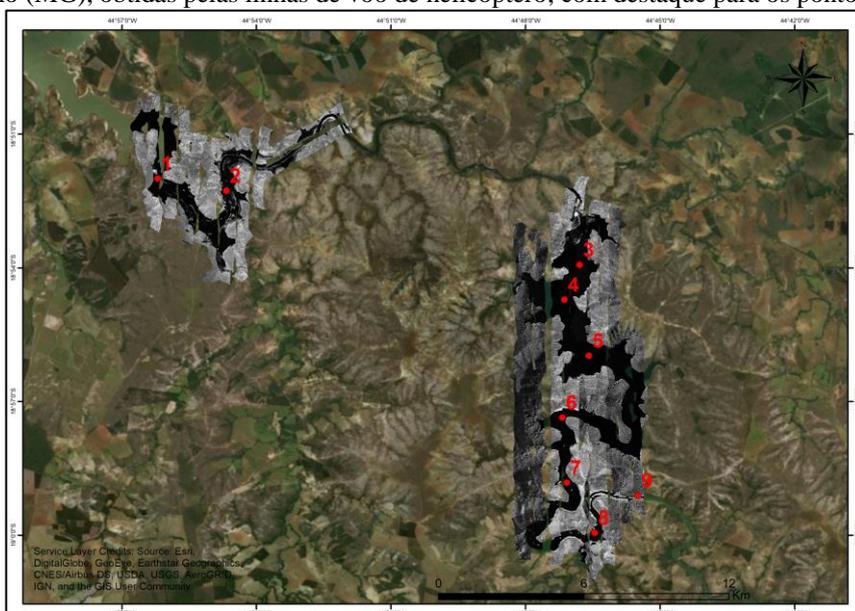
No dia 25 de janeiro de 2019, houve o rompimento da barragem de rejeitos da mina do Córrego do Feijão, controlada pela empresa Vale S.A., no município de Brumadinho (MG), que levou 12 milhões de metros cúbicos de lama diretamente ao Rio Paraopeba, um dos principais Rios tributários do Rio São Francisco, amplamente divulgada nos meios de comunicação. Além do incontestável dano humano, o acúmulo e o avanço de lama proveniente dos rejeitos ao longo do Rio Paraopeba podem causar danos ambientais de impacto variado e ainda não completamente entendidos. Entre os impactos possíveis, está a propagação da lama ao longo do Rio Paraopeba e, talvez, ao longo do próprio rio São Francisco. Assim, uma das preocupações dos órgãos públicos de fiscalização e controle e da população é acompanhar o avanço da lama.

Nesse cenário, a câmera hiperespectral foi utilizada nas pesquisas para investigar a dinâmica dos sedimentos no Rio Paraopeba, no intuito de identificar o avanço dos rejeitos ao longo de seu percurso (tópico 4.3.2). O principal questionamento foi se os rejeitos atingiram o Rio São Francisco e, no percurso, atravessariam os reservatórios hídricos do Retiro Baixo e de Três Marias (Figura 46). Assim os trabalhos de investigação envolveram coletas *in situ* de medições radiométricas, hidrossedimentológicas e geoquímicas de amostras de água e sedimento de fundo. Estes levantamentos foram realizados concomitantemente à aquisição de imagens de diferentes sensores orbitais (Sentinel 2, Modis e WorldView 2) e aerotransportadas

tripulados e não tripulados para espacializar as concentrações TSS ao longo do Rio Paraopeba e dos reservatórios hídricos mencionados.

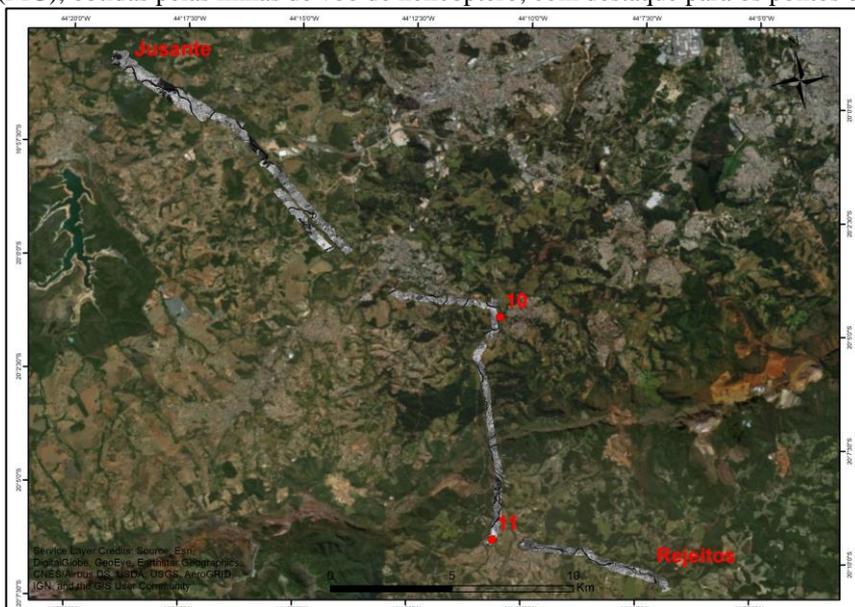
Apesar deste grande inventário, nesta etapa serão tratados os aerolevantamentos tripulados por helicóptero com a câmera Nano-Hyperspec sobre o Rio Paraopeba e os reservatórios hídricos. Na Figura 97 e na Figura 98 são apresentadas as imagens geradas pela varredura da câmera sob linhas de voo com o helicóptero com destaque nos pontos de amostragem *in situ*. Na Tabela 14, são apresentados os dados de TSS e R_{rs} nos pontos de amostragem *in situ* que foram cobertas pelas imagens hiperespectrais.

Figura 97 - Imagens da câmera Nano-Hyperspec (banda 800nm) adquiridas sobre os reservatórios de Três Marias e do Retiro Baixo (MG), obtidas pelas linhas de voo de helicóptero, com destaque para os pontos de amostragem.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 98 - Imagens da câmera Nano-Hyperspec (banda 800nm) adquiridas sobre o Rio Paraopeba, na região de Brumadinho (MG), obtidas pelas linhas de voo de helicóptero, com destaque para os pontos de amostragem.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 14 – Dados *in situ* obtidos durante os aerolevantamentos tripulados com a câmera Nano-Hyperspec.

N	Data	Local	Ponto	R _{rs}	TSS (mg/L)
1	11/05/2019	Três Marias	1		0,6
2	11/05/2019	Três Marias	2		2,8
3	12/05/2019	Retiro Baixo	3		3,4
4	12/05/2019	Retiro Baixo	4		3,4
5	12/05/2019	Retiro Baixo	5		4,2
6	12/05/2019	Retiro Baixo	6		0,6
7	12/05/2019	Retiro Baixo	7		0,6
8	12/05/2019	Retiro Baixo	8		4,2
9	12/05/2019	Retiro Baixo	9		11,1
10	13/05/2019	Retiro Baixo	3		
11	13/05/2019	Retiro Baixo	4		
12	13/05/2019	Retiro Baixo	5		
13	13/05/2019	Retiro Baixo	6		
14	13/05/2019	Retiro Baixo	7		
15	13/05/2019	Retiro Baixo	8		
16	13/05/2019	Retiro Baixo	9		11,2
17	14/05/2019	Paraopeba	10		30,2
18	14/05/2019	Paraopeba	11		29,6

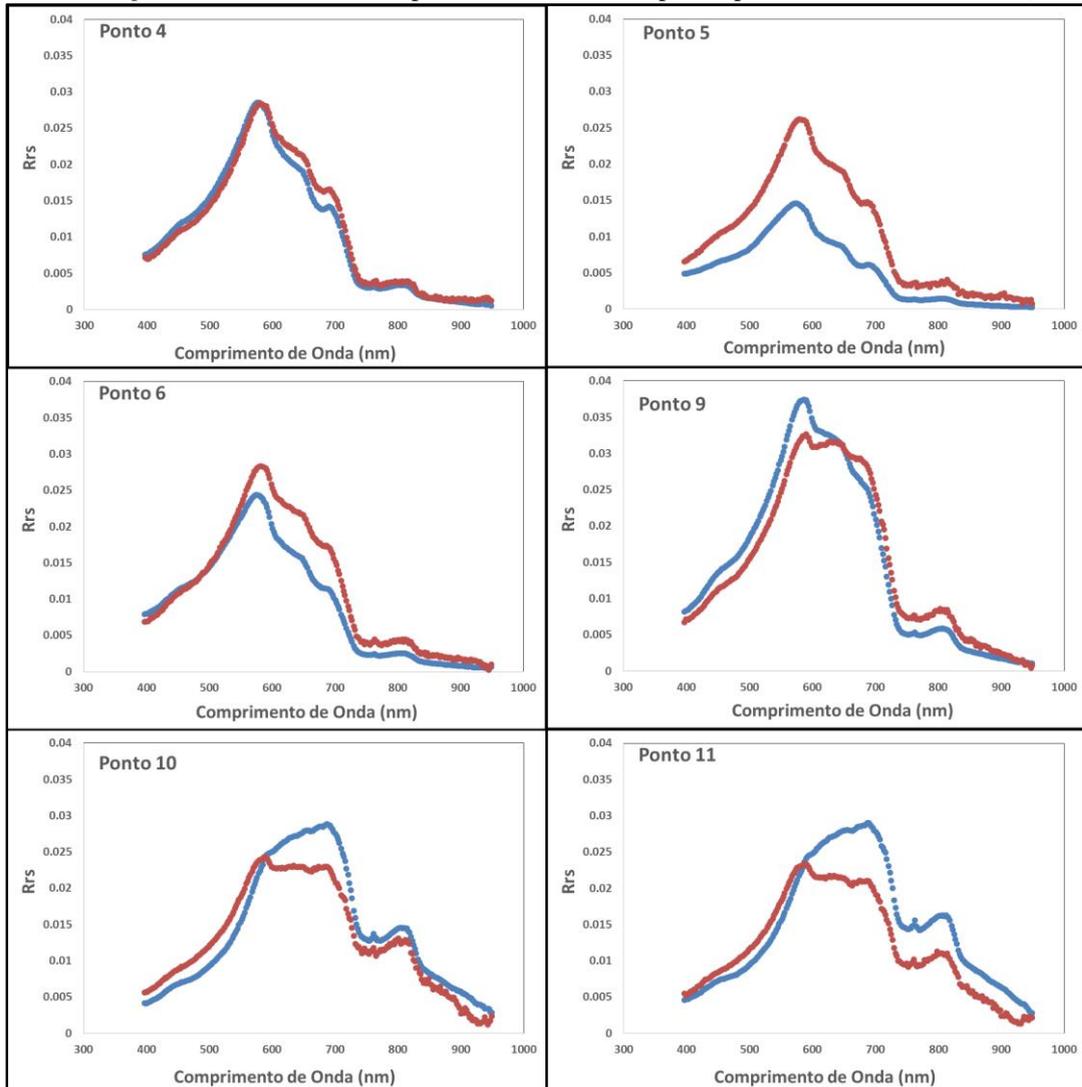
As células em cinza significam positivo para o levantamento de dados de R_{rs}.

Fonte: Elaborada pelo autor.

A calibração de número digital para reflectância foi feita pelo método *empirical line* (SMITH; MILTON, 1999). Para isso, equações de regressão linear foram calculadas entre os dados de número digital das 276 bandas da câmera com os dados de R_{rs} *in situ* nos 18 pontos de amostragem apresentados na Tabela 14. Na Figura 99 são apresentadas, em gráficos de dispersão, as comparações entre os valores de R_{rs} obtidos em campo e os calibrados por essa relação empírica. Foram escolhidos como amostras seis pontos que representassem diferentes precisões de calibração, algumas bem próximas à verdade de campo (ponto 4) e outras mais distantes, mas mantendo o mesmo padrão de distribuição ao longo do espectro (ponto 5), ou se diferenciando alguns comprimentos de ondas específico, como o caso faixa do vermelho nos pontos 10 e 11.

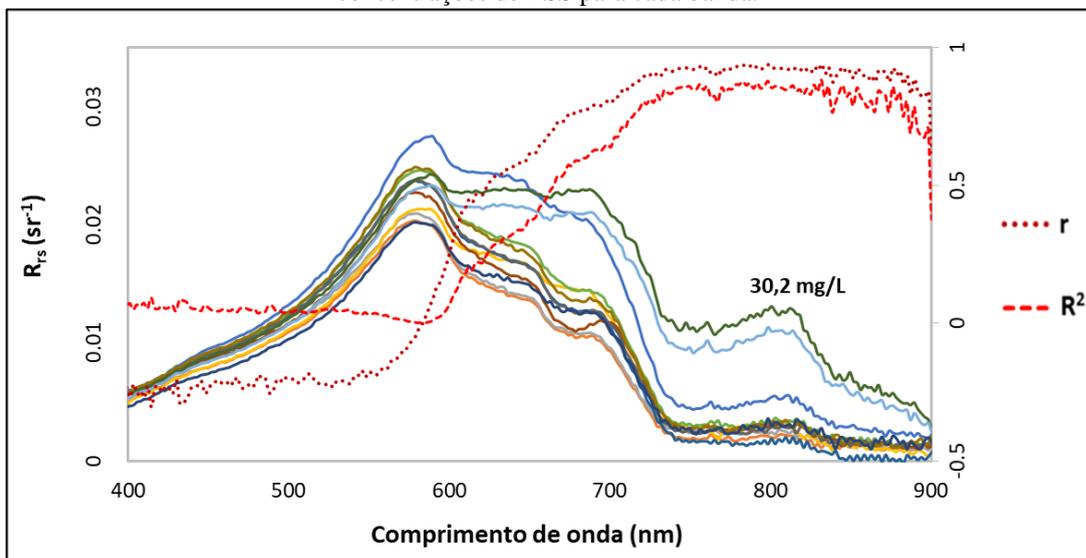
Seguindo os mesmos princípios de processamentos de dados hiperespectrais para estimativa de TSS do tópico 5.1, na Figura 100 são apresentadas todas as curvas hiperespectrais calibradas para a câmera Nano-Hyperspec extraídas dos pontos de amostragem onde foram obtidos dados de TSS (N: 12, Tabela 14). Nessa figura foram também plotados os valores de r e R^2 para cada uma das 276 bandas em relação às concentrações de TSS. Por ordem comparativa, o mesmo gráfico foi apresentado para os dados hiperespectrais de R_{rs} *in situ* na Figura 101.

Figura 99 – Comparação entre as curvas hiperespectrais da câmera Nano-Hyperspec (em vermelho), calibradas pelo método *empirical line*, e as curvas espectrais obtidas *in situ* pelo espectrorradiômetro Ramses (em azul).



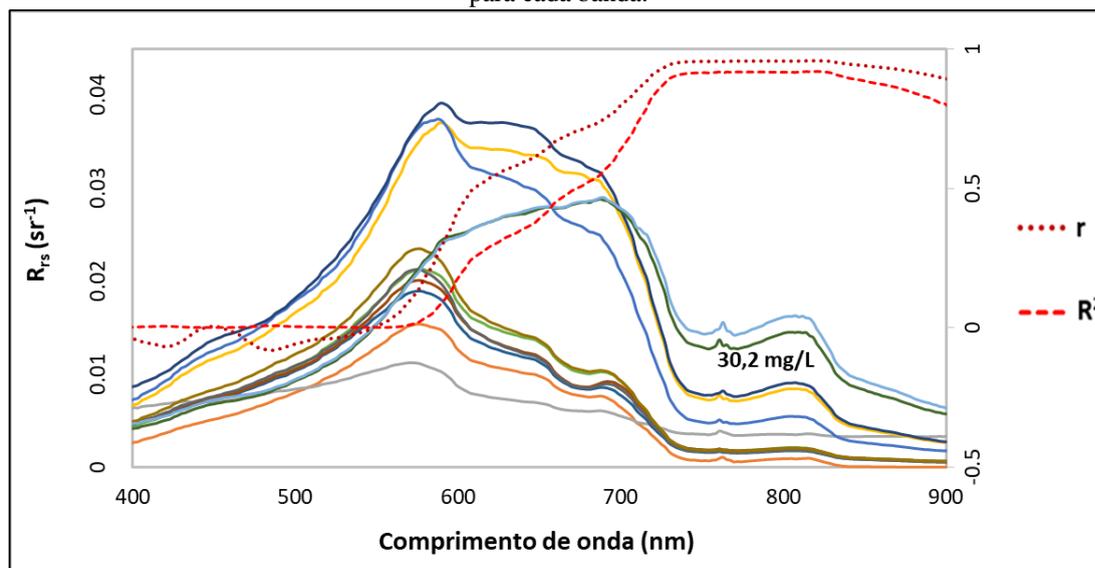
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 100 – Curvas hiperespectrais calibradas da câmera Nano-Hyperspec e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de TSS para cada banda.



Fonte: Elaborada pelo autor.

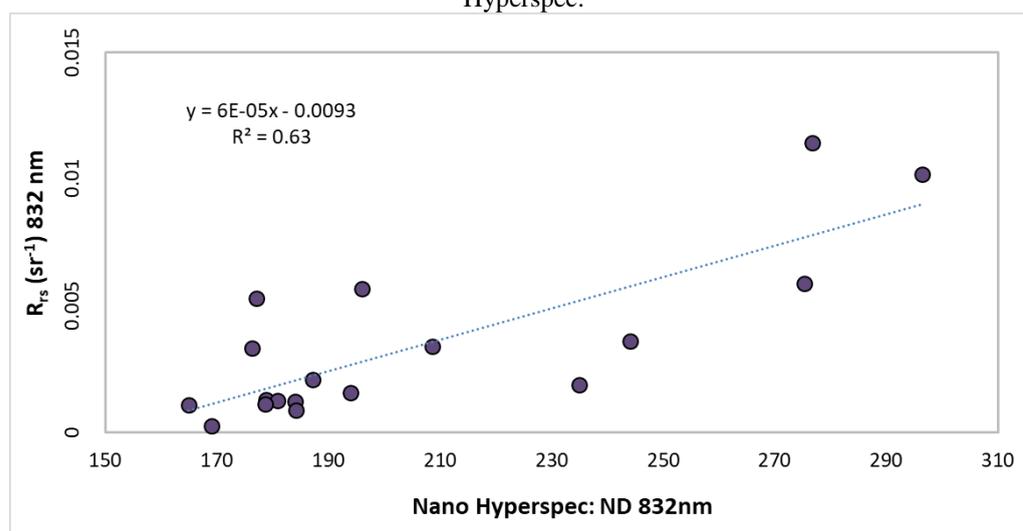
Figura 101 - Curvas hiperespectrais obtidos *in situ* e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de TSS para cada banda.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Da análise das Figuras 99, 100 e 101, observa-se que a calibração da câmera pode ser considerada satisfatória, principalmente devido à aderência entre os espectros da Figura 100 e da Figura 101. Ambas tiveram alto valor de r e R^2 na região do infravermelho próximo. O valor máximo de correlação foi de 0,96 em 818 nm na Figura 101 e r :0,94 em 832 nm, na Figura 100. A Figura 102 apresenta a regressão linear do método *empirical line* utilizada para calibrar as imagens hiperespectrais na banda de 832 nm.

Figura 102 – Curva de calibração pelo método *empirical line* para a banda de 832 nm da câmera Nano-Hyperspec.

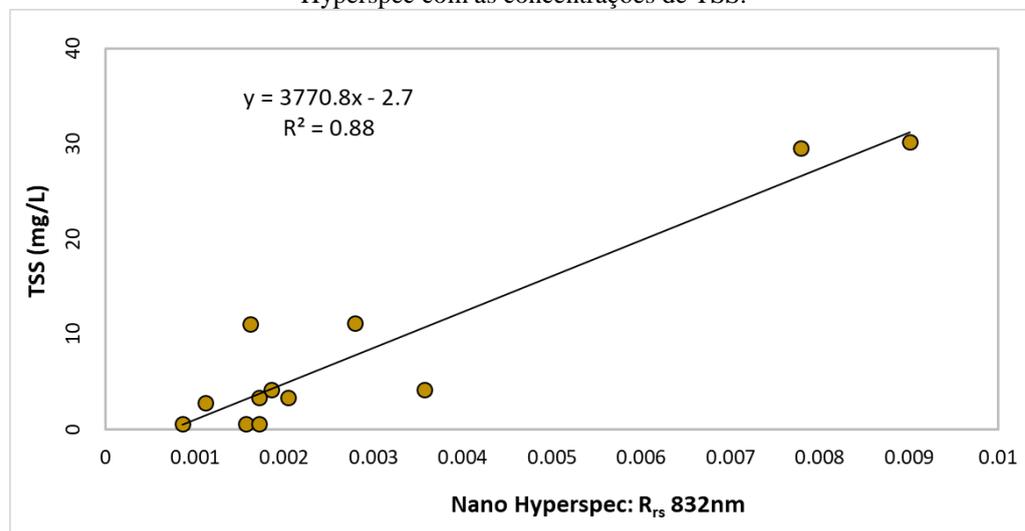


Fonte: Elaborada pelo autor.

Bandas únicas na região do infravermelho próximo vêm sendo aplicadas para o monitoramento de TSS por dados hiperespectrais, como no estudo de Olmanson, Brezonik e Bayer (2013) que, num aerolevante tripulado com o sensor hiperespectral AISA sobre o rio Mississippi, utilizou o modelo linear para uma única banda, naquele caso de 705nm.

Diante desse resultado, o modelo bio-óptico semiempírico utilizando a banda de 832nm pôde ser usado para o mapeamento da distribuição espacial de TSS nas áreas de estudo, como se vê na Figura 103.

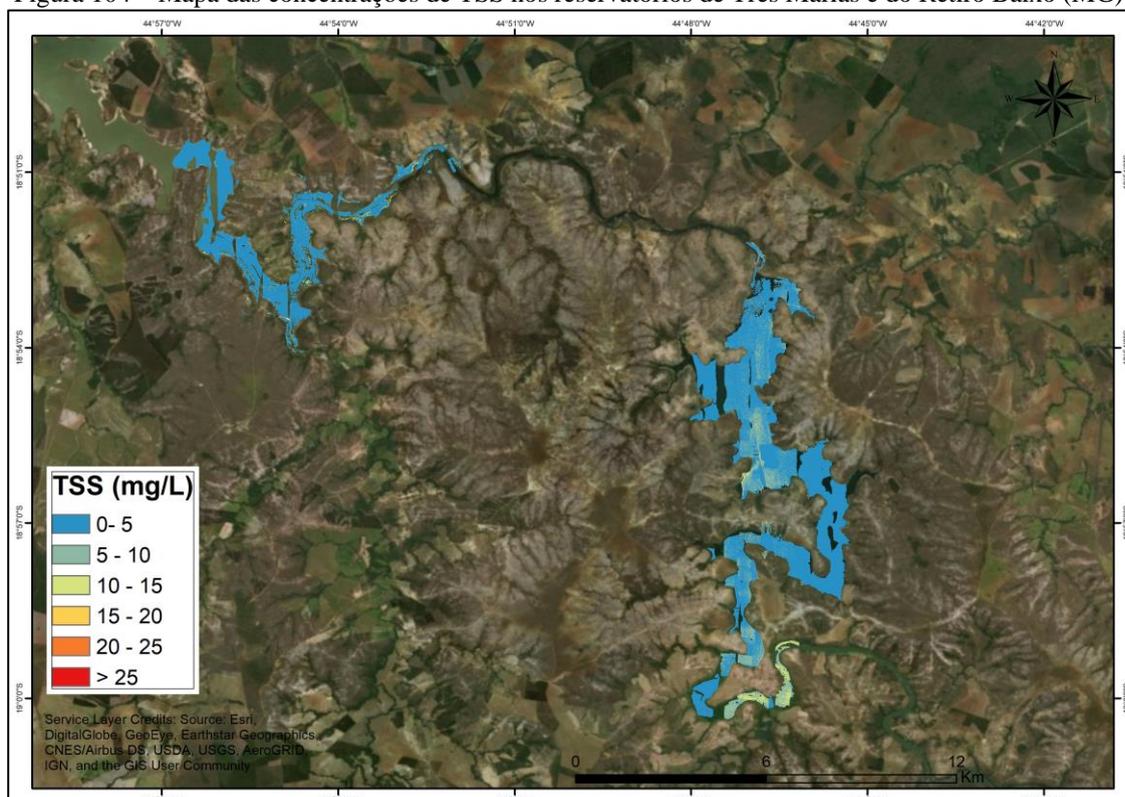
Figura 103 - Gráfico de dispersão entre os valores de pixel de reflectância da banda de 832 nm da câmera Nano-Hyperspec com as concentrações de TSS.



Fonte: Elaborada pelo autor.

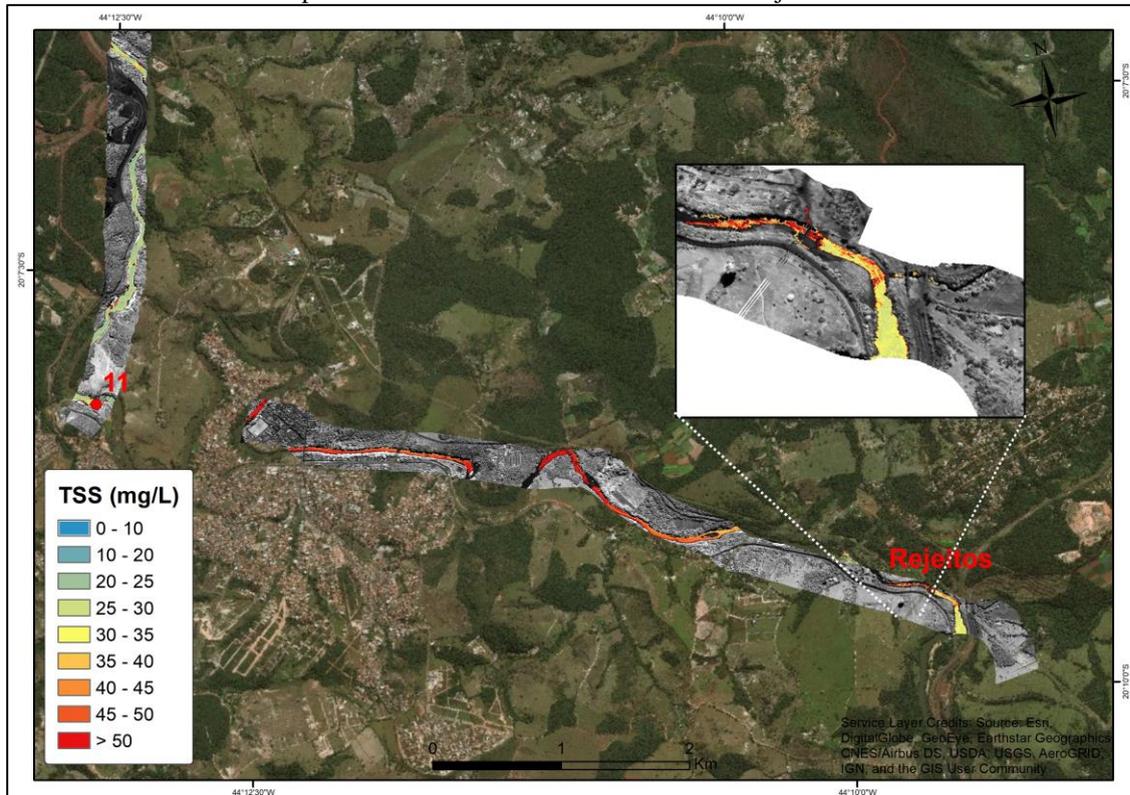
Os mapas de concentração de TSS no Rio Paraopeba, região de Brumadinho (MG), e nos reservatórios de Três Marias e do Retiro Baixo são apresentados na Figura 104, Figura 105 e Figura 106 gerados a partir do modelo empírico obtido da equação linear da Figura 103.

Figura 104 – Mapa das concentrações de TSS nos reservatórios de Três Marias e do Retiro Baixo (MG).



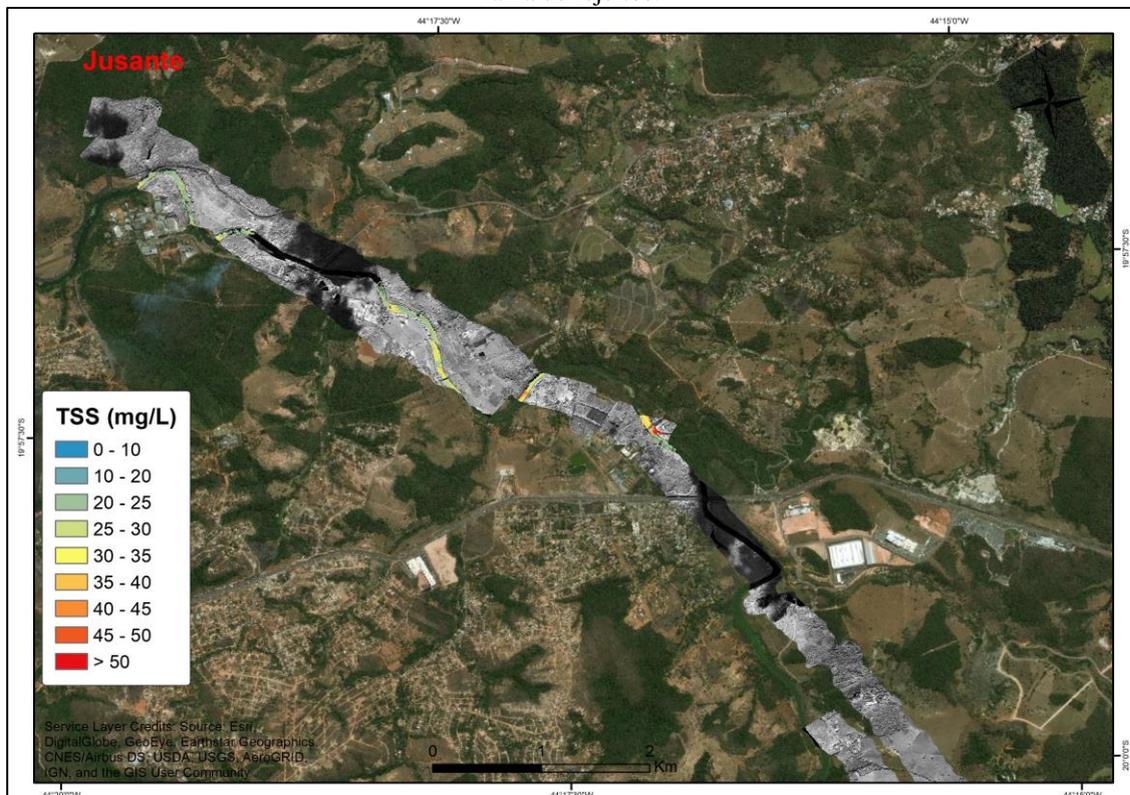
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 105 - Mapa das concentrações de TSS no Rio Paraopeba, na região de Brumadinho (MG), com destaque para a zona de confluência com a lama de rejeitos.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 106 - Mapa das concentrações de TSS no Rio Paraopeba, mais à jusante da zona de confluência com a lama de rejeitos.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os mapas de TSS apresentam uma distribuição coerente das concentrações desse

componente na área de estudo, em relação às observações obtidas *in situ* (RMSE: 3,5 mg/L). Como exemplo, a Figura 105 demonstra o contraste da carga de sedimentos na área de confluência do Rio Paraopeba com a lama de rejeitos; as concentrações aumentam à jusante dessa confluência, devido a maior carga de sedimentos proveniente da lama, onde o rio corre no sentido leste da figura. Evidencia-se também a baixa carga de TSS nos reservatórios, que leva à presunção de que os rejeitos da barragem não o atingiram até a data do aerolevanteamento.

No entanto algumas ressalvas devem ser tomadas sobre esse questionamento:

- 1) A bacia do Rio Paraopeba é complexa e outros rios tributários à jusante da confluência da lama de rejeitos podem contribuir com carga de sedimentos nos reservatórios, sobretudo no Retiro Baixo.
- 2) A carga de TSS na área de confluência com os rejeitos não foi excessiva, o que demonstra que apenas a concentração de TSS pode não ser significativa para diferenciar águas com e sem a presença da lama rejeitos. Como exemplo, na Figura 105 observa-se que, em trechos do Rio Paraopeba onde há certeza de presença da lama de rejeitos, logo após a zona de confluência, as concentrações estimadas de TSS foram de ~40 mg/L. Observa-se, no entanto, que é plausível a ocorrência de concentrações desse nível também em trechos do Rio onde não haja presença dos rejeitos, em razão da complexidade da bacia. Ainda sobre a mesma figura, observa-se que as concentrações de TSS a montante da confluência com os rejeitos foram de ~30 mg/L.

Diante desses entraves, uma alternativa para identificar os rejeitos é a assinatura espectral, que pelos espectros de campo demonstram que, nos pontos 10 e 11, onde há a presença dos rejeitos, ocorre uma assinatura espectral característica, com aumento contínuo de reflectância no vermelho, de 600 a 700 nm (Figura 99). Assim, pretende-se testar razões de banda entre os espectros do vermelho e do verde, no intuito de melhor identificar os rejeitos ao longo do Rio Paraopeba, e submeter os resultados em periódico científico. Para isso, ainda pretende-se testar uma nova calibração das imagens hiperespectrais da câmera Nano-Hyperspec, utilizando os valores de irradiância obtidos *in situ* em momentos concomitantes ao registro das imagens, de modo a avaliar diferentes métodos de calibração.

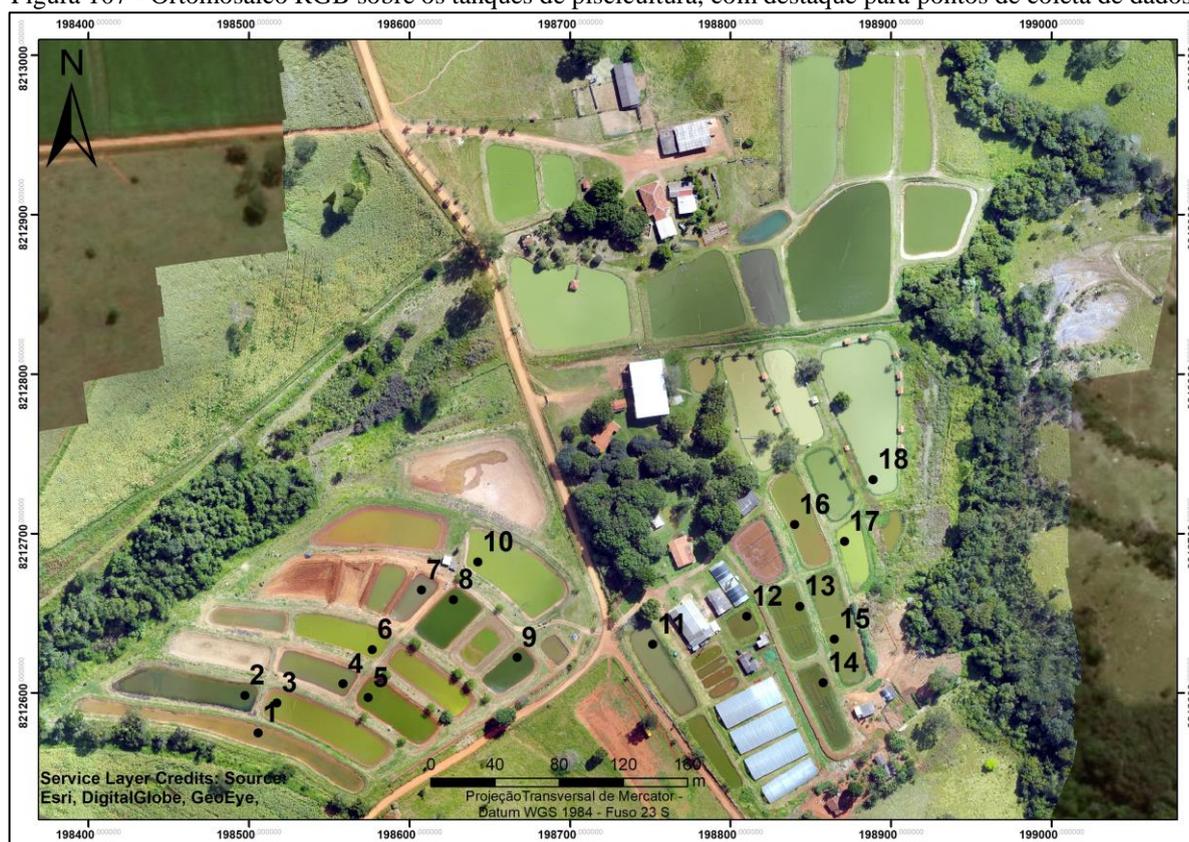
5.6 COMPARAÇÃO DE CÂMERAS MULTI E HIPERESPECTRAIS AEROTRANSPORTADAS POR VANT PARA O MONITORAMENTO DE CHL-A EM ÁGUAS CONTINENTAIS

O objetivo deste item foi avaliar a acurácia das câmeras Nano-Hyperspec e Sequoia

para o monitoramento de Chl-*a*. Os tanques de piscicultura foram escolhidos como área de estudo devido à grande variabilidade na presença de algas entre os tanques onde pode haver concentrações muito baixas, nos tanques em estágio inicial, de uso até concentrações muito elevadas de Chl-*a*. Além disso, nesse ambiente é possível obter uma alta variabilidade de concentrações de parâmetros de qualidade para cada tanque, num espaço relativamente pequeno, que são capazes de serem cobertos mesmo com uma plataforma VANT/câmera de baixa autonomia.

A Figura 107 apresenta um ortomosaico das imagens RGB obtidas com a câmera própria do VANT Phantom 4. Esse ortomosaico, gerado por um plano de voo de ~11 minutos (Figura 40), cobriu cerca de 40 tanques de piscicultura. Juntamente, são demonstrados os pontos de amostragem de dados *in situ* de radiometria, obtidos pelo espectrorradiômetro Ramses, e de qualidade da água obtidos em 18 pontos de amostragem pela sonda EXO YSI e pelo fluorômetro BBE FluoroProbe III amostrados na superfície que são apresentados na Tabela 15.

Figura 107 - Ortomosaico RGB sobre os tanques de piscicultura, com destaque para pontos de coleta de dados.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 15 – Dados *in situ* obtidos durante os aerolevantamentos não tripulados com a câmera Nano-Hyperspec e Sequoia.

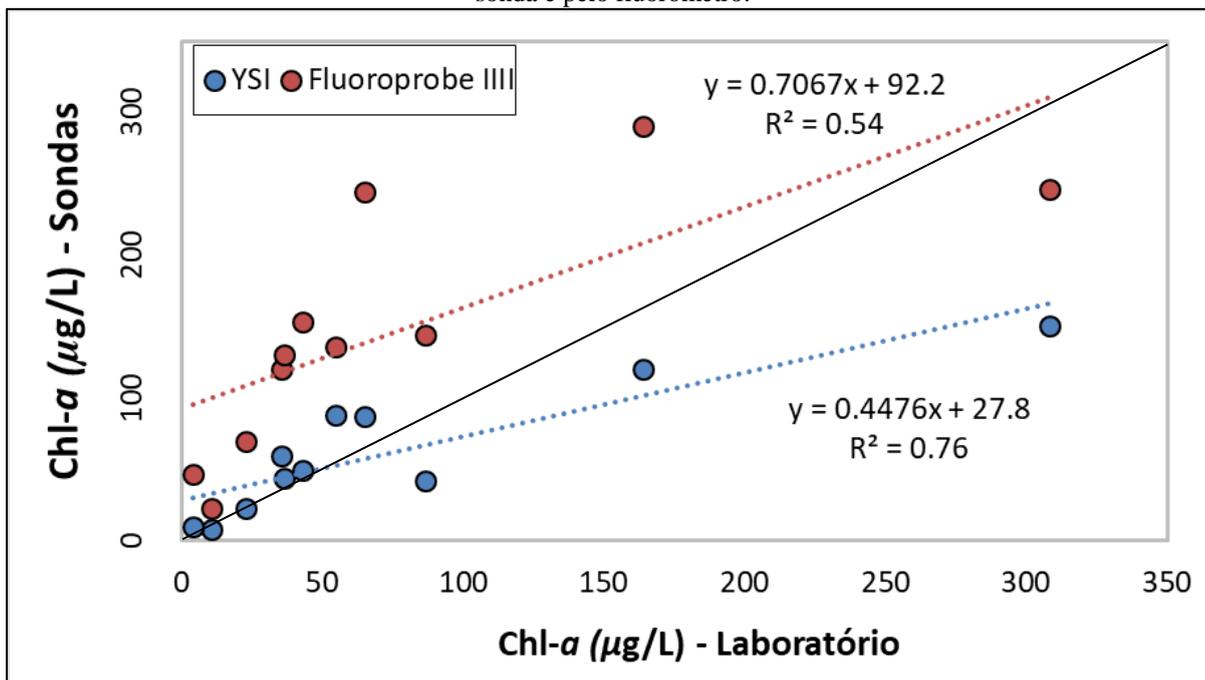
Ponto	R _{rs}	Chl- <i>a</i> (µg/L)*	Chl- <i>a</i> (µg/L)**	Chl- <i>a</i> (µg/L)***	TURBIDEZ (FNU)***	PH ***	Temperatura (°C) ***	Condutividade (µS/cm)***
1		10,9	22,7	7,4	5,3	8,3	26,6	18,4
2		4,2	46,6	9,9	2,5	8,7	24,8	14,4
3		-	107,9	30,3	12,1	8,8	-	-
4		-	49,3	59,1	11,9	9,8	25,8	54,9
5		35,7	1197	59,3	11,8	9,8	26,0	53,4
6		86,6	144,2	41,63	53,3	9,7	26,0	51,0
7		-	14,3	4,73	7,3	6,3	24,9	53,6
8		43,2	153	49,13	9,9	9,1	24,0	57,7
9		-	178	82,1	20,4	8,8	25,8	69,4
10		308,3	245,8	150,6	366,1	9,4	26,7	90,1
11		-	17,8	6,6	9,3	7,5	25,6	39,6
12		-	86,2	49,8	15,9	8,8	24,4	37,1
13		65,1	244,1	87,1	34,3	9,1	26,0	70,6
14		163,8	290,7	119,8	39,8	9,4	25,7	47,4
15		22,8	69	22,3	14,1	9,1	25,6	49,5
16		54,6	135,8	87,6	43,3	9,2	26,8	69,6
17		36,4	130,4	43,4	20,7	8,7	26,0	31,3
18		-	38,3	12,1	26,0	7,7	25,9	32,3

As células em cinza significam positivo para o levantamento de dados de R_{rs}; * Dados obtidos por amostragem de água e analisados em laboratório; ** Dados obtidos pelo fluorômetro BBE FluoroProbe III; ***Dados obtidos pela Sonda EXO YSI.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Nessa Tabela, pode-se observar que os dados de concentrações de Chl-*a* foram obtidos de três maneiras diferentes: em laboratório pelo método convencional (APHA, 1998), sonda e fluorômetro. Os de laboratório foram obtidos em menor número (N:11), devido à morosidade do seu processamento, mas são mais precisos e foram utilizados para avaliar os dados obtidos pela sonda e pelo fluorômetro, que forneceram um conjunto de amostra maior (N:18) e foram utilizados para criação dos modelos bio-ópticos empíricos e semiempíricos de estimava desse parâmetro, e posterior mapeamento sobre os tanques. Assim, na Figura 108 são apresentadas a dispersão das concentrações Chl-*a* entre os dados obtidos em laboratório com os obtidos pela sonda e pelo fluorômetro.

Figura 108 - Dispersão das concentrações Chl-*a* entre os dados obtidos em laboratório, com os obtidos pela sonda e pelo fluorômetro.

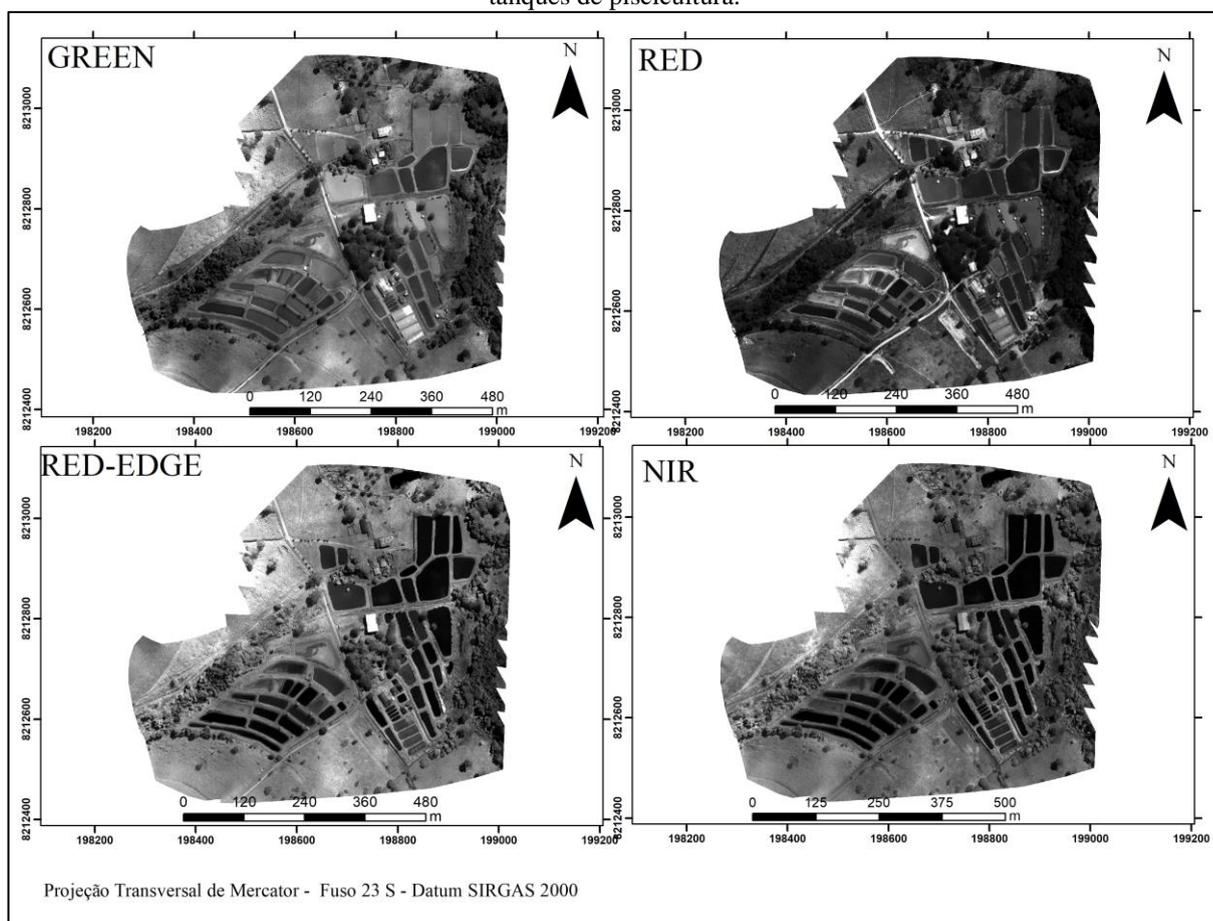


Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 108 demonstra que as concentrações de Chl-*a* obtidas pela sonda EXO YSI foram as mais próximas das obtidas por laboratório. Por essa evidência, optou-se por utilizar os dados de Chl-*a* dessa sonda para a elaboração dos modelos empíricos e semiempíricos, juntamente com os dados de reflectância de superfície das imagens multi e hiperespectrais das câmeras Sequoia e Nano-Hyperspec, respectivamente.

Conforme descrito no tópico 4.3.1, os ortomosaicos das imagens multiespectrais da câmera Sequoia gerados pelo *software Pix4d Mapper* já são convertidos para reflectância de superfície, porque esse software extrai as informações de posicionamento de valores de irradiância contidas no *EXIF* (metadados) de cada imagem. Na Figura 109, são apresentados os ortomosaicos das imagens multiespectrais, em reflectância de superfície da câmera Sequoia.

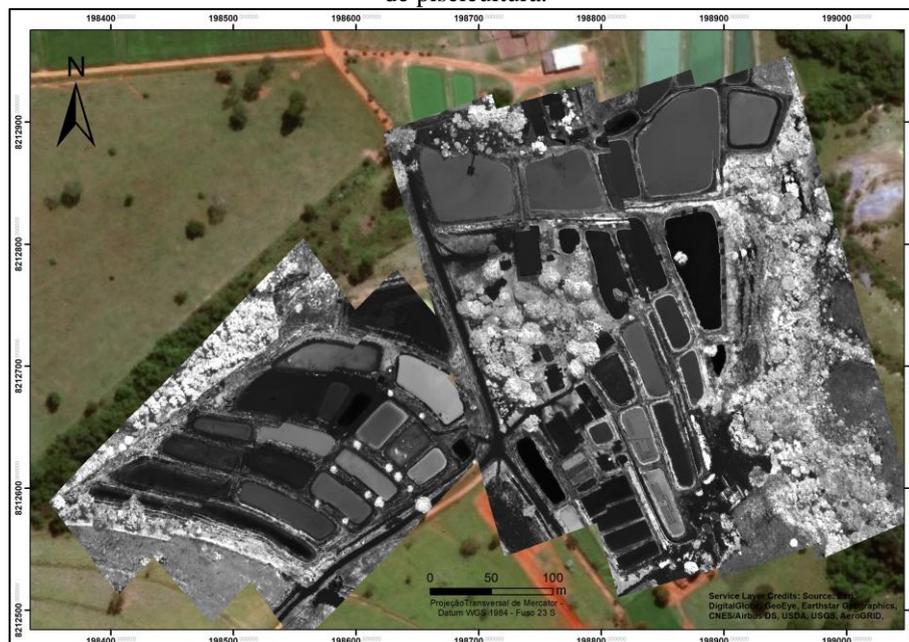
Figura 109 - Ortomosaicos das bandas multiespectrais da câmera Sequoia do aerolevante feito sobre os tanques de piscicultura.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Para as imagens hiperespectrais da câmera Nano-Hyperspec, a calibração foi feita de uma maneira diferente da apresentada no item 5.5. Nesse caso, todas as imagens geradas pelo *scanner* foram primeiramente convertidas de número digital para radiância e posteriormente ortorretificadas pelo software *Spectral view* (conforme comentado no item 4.1), que também foi usado para gerar o mosaico dessas imagens. Na Figura 110 é apresentado o mosaico das imagens de radiância, de acordo com os planos de voo demonstrado na Figura 42 e na Figura 43. A calibração para reflectância de superfície foi feita pela divisão entre os valores de irradiância que foram medidas simultaneamente aos voos com o sensor de irradiância (E_d – equação 1) do espectrorradiômetro Ramses.

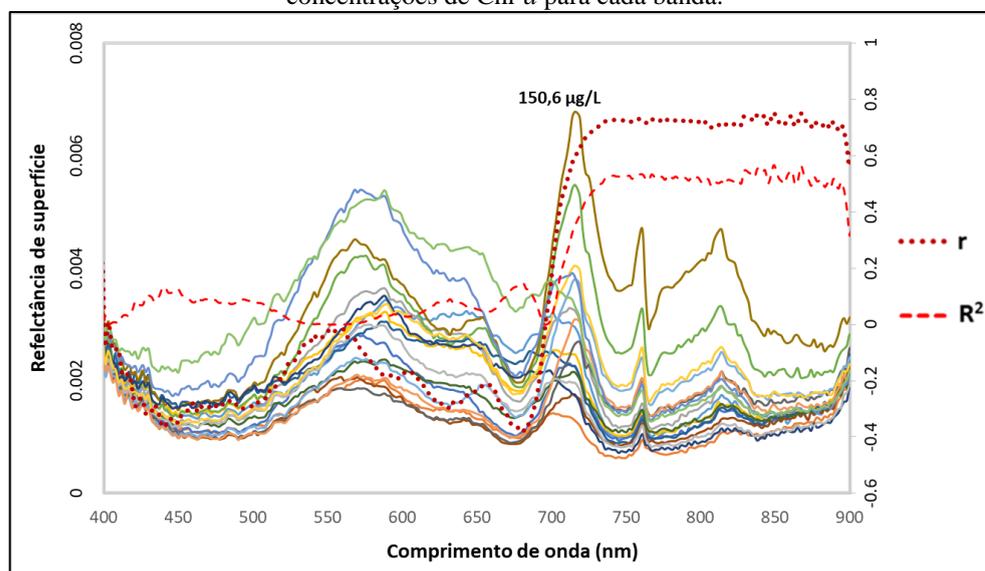
Figura 110 – Ortomosaico hiperespectral da câmera Nano-Hyperspec do aerolevanteamento feito sobre os tanques de piscicultura.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os procedimentos de tratamento dos espectros de reflectância das imagens das câmeras Sequoia e Nano-Hyperspec para elaboração dos modelos bio-ópticos de estimativa seguiram a mesma metodologia adotada no item 5.1, onde essas câmeras foram simuladas pelos espectros obtidos pelo espectrorradiômetro Ramses ao longo desse trabalho. Assim, semelhante à Figura 55, os espectros de todos pontos de amostragem foram extraídos das imagens calibradas da câmera Nano-Hyperspec e foram plotados na Figura 111, juntamente com os valores de r e R^2 para cada banda em relação com as concentrações de Chl- a obtidas pela sonda EXO YSI (Tabela 15)

Figura 111 - Curvas hiperespectrais calibradas da câmera Nano-Hyperspec e os valores de r e R^2 , em relação às concentrações de Chl- a para cada banda.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados dos coeficientes de correlação e determinação foram muito semelhantes aos apresentados na Figura 55 com maiores valores no infravermelho próximo, mas abaixo de 0,8 para r e de 0,6 para R^2 . Porém, conforme descrito nesse trabalho teoricamente (tópico 3.1) e empiricamente (tópico 5.1), é de conhecimento que algoritmos que utilizam comprimentos de onda do espectro que cobrem os efeitos de absorção, entre 660 a 680 nm, e de reflectância, entre 700 a 725 nm são mais robustos para a estimativa de Chl-*a*. Assim, os algoritmos testados na Tabela 8 foram novamente testados com os espectros da câmera Nano-Hyperspec na Tabela 16.

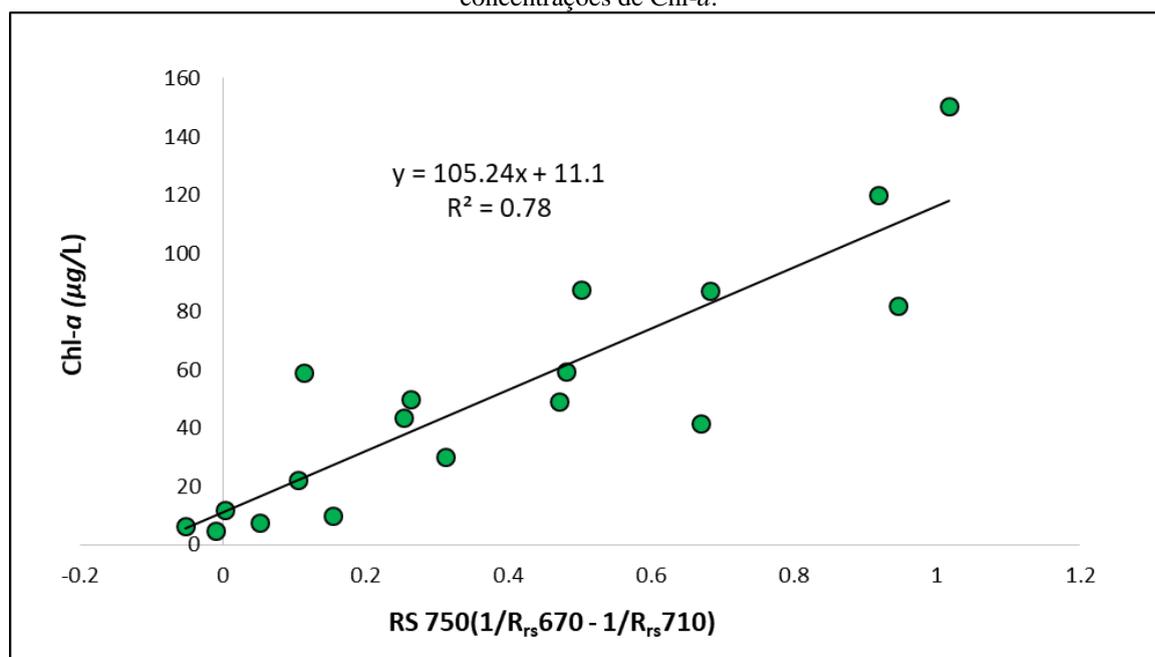
Tabela 16 – Coeficientes de correlação e determinação entres modelos preditivos Chl-*a* da literatura e criado neste trabalho a partir de dados hiperespectrais da câmera Nano-Hyperspec.

Referências	Equação	r	R^2
Gitelson, Gritz e Merzlyak (2003)	$R_{rs} 750 (1/R_{rs}670 - 1/R_{rs}710)$	0,88	0,78
Jiao et al. (2006)	$R_{rs} 719/ R_{rs} 677$	0,88	0,77
Desenvolvido neste trabalho	$R_{rs} 716/ R_{rs} 676$	0,87	0,76
Ruiz-Verdú et al. (2008)	$R_{rs} 710/ R_{rs} 670$	0,85	0,72
Gons (1999)	$R_{rs} 704/ R_{rs} 672$	0,84	0,71
Shafique et al. (2002)	$R_{rs} 705/ R_{rs} 675$	0,83	0,69
Dierberg e Carriker (1994)	$R_{rs}700/ R_{rs} 675$	0,80	0,64
Menken, Brezonik e Bauer (2006)	$R_{rs} 700/ R_{rs} 670$	0,80	0,63

Fonte: Elaborada pelo autor.

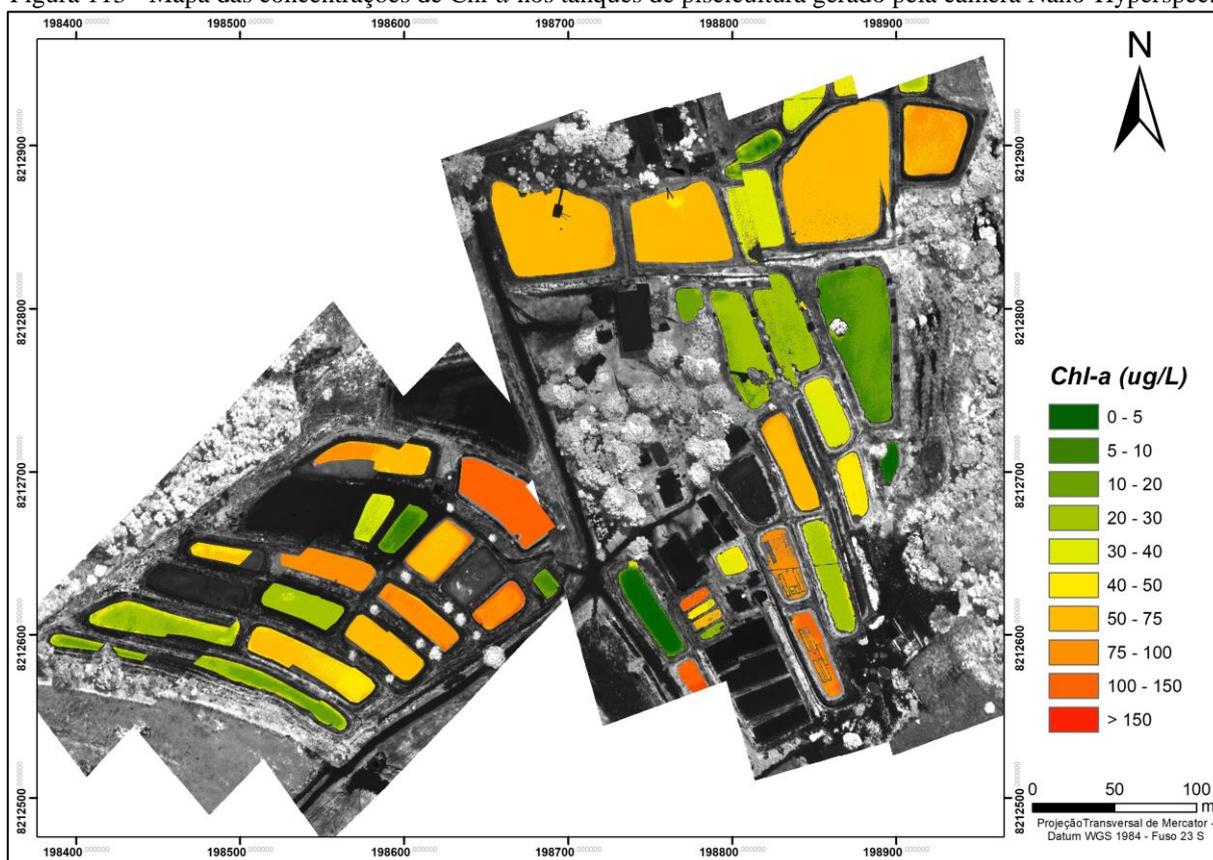
O melhor resultado encontrado nessa tabela foi novamente o de Gitelson, Gritz e Merzlyak (2003), por isso optou-se por utilizar esse modelo (Figura 112) para o mapeamento de Chl-*a* na área (Figura 113).

Figura 112 - Gráfico de dispersão entre o algoritmo gerado pelas bandas da câmera Nano-Hyperspec com as concentrações de Chl-*a*.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 113 - Mapa das concentrações de Chl-a nos tanques de piscicultura gerado pela câmera Nano-Hyperspec.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Para a câmera Sequoia foram testados modelos empíricos e semiempíricos com suas bandas multiespectrais (Tabela 17). Alguns deles foram adaptados de modelos da literatura em que foram aplicados para sensores orbitais multiespectrais, no entanto é válido salientar que muitos desses algoritmos utilizam a banda do azul (MAYO et. al, 1995; BRIVIO et. al, 2001; BREZONIK et. al, 2005), a qual a câmera Sequoia não possui.

Tabela 17 – Modelos empíricos e semiempíricos de estimativa de Chl-a, a partir dos dados de reflectância da câmera Sequoia.

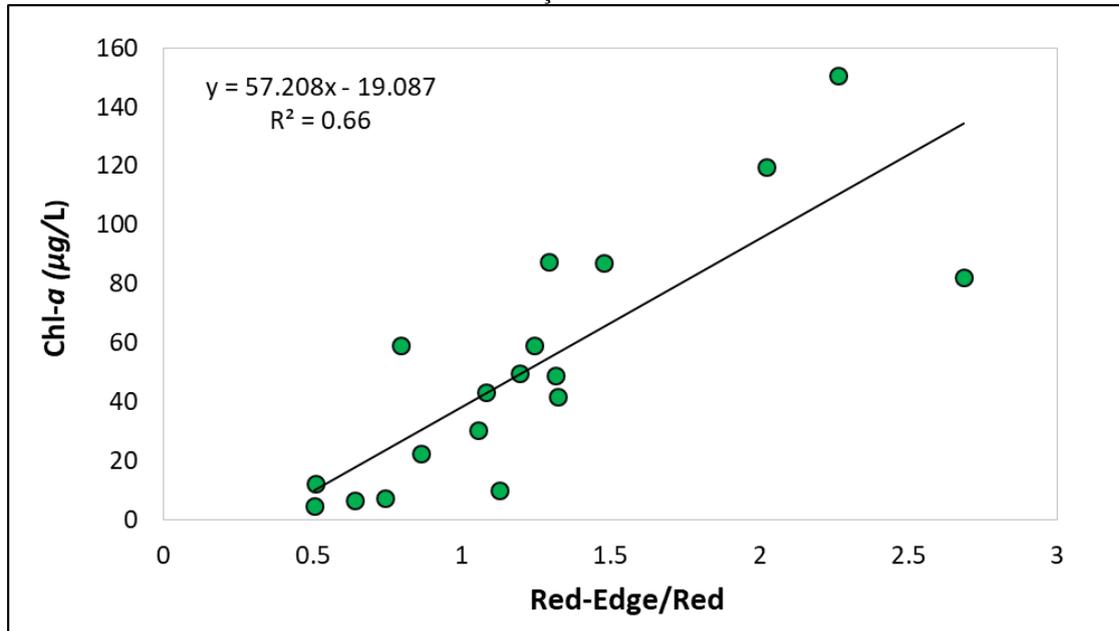
Modelos	r	R ²
<i>Red-Edge/Red</i>	0,81	0,66
<i>NIR</i>	0,77	0,59
<i>Red-Edge</i>	0,75	0,57
<i>NIR/Red</i>	0,75	0,56
<i>NIR/Green</i>	0,70	0,49
<i>Green/Red</i>	0,44	0,19
<i>Green</i>	0,03	0,01
<i>Red</i>	-0,29	0,08
<i>Red/Green</i>	-0,52	0,27

Fonte: Elaborada pelo autor.

Essa Tabela demonstra que a razão de banda *Red-Edge/Red* apresentou melhor resultado, também corroborando os resultados do capítulo 5.1 para a simulação dessa câmera. Assim esse modelo (Figura 114) foi utilizado para o mapeamento de Chl-a na área de estudo

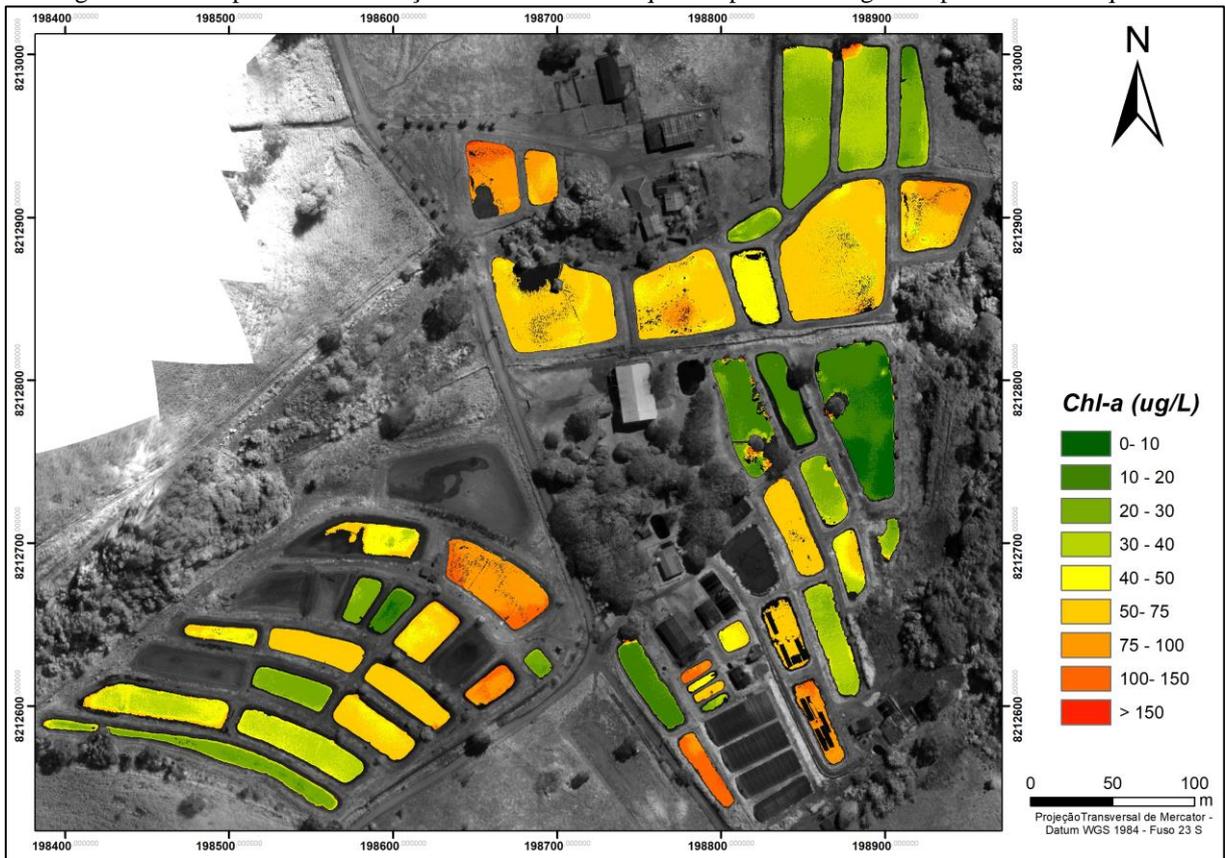
(Figura 115).

Figura 114 - Gráfico de dispersão entre a razão de banda Red-Edge/Red da câmera Sequoia com as concentrações de Chl-*a*.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 115 – Mapa das concentrações de Chl-*a* nos tanques de piscicultura gerado pela câmera Sequoia.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados apresentados neste item demonstram as vantagens de sensores com bandas detalhadas entre os comprimentos de onda de ~660 a 725 nm em relação a sensores

multiespectrais que possuem bandas próximas a essas faixas. No caso dos modelos bio-ópticos aplicados, o da câmera hiperespectral apresentou uma maior precisão de 12% para determinação da Chl-*a* do que a câmera multiespectral, embora essa não seja inviável para essa aplicação vista a dispersão dos dados apresentado na Figura 115, que demonstra precisão de 66%.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados obtidos pelas câmeras de pequeno porte multi e hiperespectrais aerotransportadas, tripulada e não tripuladas, demonstram que essas plataformas são viáveis para o monitoramento de qualidade de águas continentais. Indiscutivelmente, possuem maiores resoluções espacial e temporal, a ponto de propiciar monitoramentos que são inviáveis por sensores orbitais, como revisita diária com altíssima resolução espacial em corpos hídricos – como as áreas de confluência entre os rios tributários e os reservatórios hídricos, onde o fluxo de sedimentos é intenso nos períodos de cheia.

As plataformas aerotransportadas com as câmeras Nano-Hyperspec e Sequoia superam as limitações das imagens de sensores orbitais para o monitoramento de TSS. Esse componente foi comprovadamente melhor relacionado aos comprimentos de onda do infravermelho próximo (de 750 a 950 nm) com os dados de reflectância dos espectrorradiômetros de campo e dessas câmeras, em diferentes áreas de estudo, com concentrações variando de 0 a ~130 mg/L. As imagens de satélite possuem limitações de correções atmosféricas acuradas no infravermelho próximo, assim outras bandas acabam sendo mais adequadas para o monitoramento de TSS, mas com menor precisão.

As altas correlações entre a reflectância dos comprimentos de onda de 750 a 950 nm com as concentrações de TSS, demonstram que câmeras multiespectrais com bandas no infravermelho próximo são capazes de monitorar esse parâmetro com alta precisão, assim como foi observado nos trabalhos com a câmera Sequoia. Porém, para o monitoramento de Chl-*a*, câmeras com bandas estreitas entre os comprimentos de onda de 660 a 680nm, de 700 a 725nm e ~750 nm são capazes de monitorar esse componente com maior precisão.

Diante do embasamento teórico, dos testes realizados e dos resultados apresentados, recomenda-se que uma câmera de pequeno porte ideal para o monitoramento aerotransportado dos COAs em águas continentais, em relação a resolução espectral, de preferência, deve conter:

- Bandas nos comprimentos de onda entre 750 a 950 nm e, se possível, bandas mais estreitas entre 830 a 870 nm, devido à alta correlação dos espectros dessa faixa com as concentrações de TSS;
- Bandas estreitas entre 660 a 680nm, 700 a 725nm e ~750 nm para o monitoramento de Chl-*a*;
- Bandas estreitas entre ~440, ~570 e 655 nm para o monitoramento da CDOM;

Em relação aos processos de correção de *Sun Glint* não se recomenda bandas específicas para câmeras de *frame* visto que esse fenômeno pode ser corrigido pela aplicação

de máscaras. Este processo de correção, pela aplicação de máscaras, não é viável para câmeras *pushbroom*. Nesse caso, recomenda-se o uso de bandas nos comprimentos de onda SWIR ou do NIR, acima de 1000 nm, baseada na assunção que o efeito dos COAs nos espectros de reflectância desses comprimentos de onda é nulo.

Este trabalho teve como objetivo definir um conjunto ideal de plataforma aerotransportada não tripulada para o monitoramento dos COAs em águas continentais. Porém, diante da complexidade dos sistemas de geometria de aquisição de imagem das câmeras e das variabilidades de tipos de VANT, em relação a autonomia de voo, estabilidade e segurança de pouso e decolagem, sobre corpos hídricos de diferentes tamanhos, define-se conjuntos ideais de plataforma para duas situações hipotéticas distintas de áreas de corpos hídricos continentais:

- 1) Corpos hídricos de pequeno tamanho: refere-se principalmente a rios de pequeno a médio porte, tanques de piscicultura, pequenos reservatórios hídricos ou lagos, ou partes de lago e reservatórios de maior porte, como as áreas de confluências com os rios tributários. Mais precisamente em áreas onde o campo de visada das câmeras não capture apenas áreas homogêneas, no caso de água. Nessas condições, uma plataforma com câmeras de *frame* é viável para o monitoramento dos COAs, de preferência com o sistema *global shutter* de mecanismo de imageamento e com VANTs multirrotores elétricos, que garantem maior estabilidade e segurança de pouso e decolagem. As câmeras de *frame* são viáveis, nesse caso, devido a capacidade de construção do ortomosaico de suas imagens em áreas heterogêneas pelos *softwares* de fotogrametria digital.
- 2) Corpos hídricos de tamanho extenso: refere-se principalmente a rios de grande porte, como os principais rios das bacias hidrográficas do território brasileiro, e áreas completas, ou até mesmo partes, de lagos e reservatórios de médio a grande porte. Mais precisamente em áreas onde o campo de visada das câmeras capture apenas áreas homogêneas. Nessas condições, é inviável a construção do ortomosaico por imagens de câmera de *frame* pelos softwares de fotogrametria digital. Assim a plataforma viável é com câmera *pushbroom* e VANTs de alta autonomies de voo. Os VANTs de asa fixa, de modo geral, fornecem maior autonomia que os multirrotores elétricos mas tem a desvantagem de baixa estabilidade e menor segurança de pouso e decolagem. Os VANTs VTOL têm a vantagem da alta autonomia de voo e segurança de

pouso e decolagem (no modo multirrotor) mas ainda com baixa estabilidade no modo asa fixa, que garante a maior autonomia de voo. Já os VANTs multirrotores movido a combustão fornecem todas as vantagens de alta autonomia de voo, estabilidade e segurança de pouso e decolagem.

Por fim, é válido ressaltar que alternativas podem ser testadas para o uso de câmeras de *frame* sobre áreas homogêneas. Uma que esse trabalho recomenda para trabalhos futuros é o uso de informações espectrais a cada imagem individual por amostragem de pixel, sem a necessidade de construção do ortomosaico, de modo que o pixel de melhor qualidade possa ser escolhido num determinado ponto, e métodos de interpolação dessas informações espectrais possam ser testados no intuito de espacializá-las sobre todo o corpo hídrico.

REFERÊNCIAS

- AASEN, H.; HONKAVAARA, E.; LUCIEER, A.; ZARCO-TEJADA, P. J. Quantitative remote sensing at ultra-high resolution with UAV spectroscopy: A review of sensor technology, measurement procedures, and data correction workflows. **Remote Sensing**, v. 10, n. 7, p. 1–42, 2018.
- ABRIL, G. et al. Amazon River carbon dioxide outgassing fuelled by wetlands. **Nature**, v. 505, p.395-398, 2014.
- ALCÂNTARA, E. et al. Estimating the CDOM absorption coefficient in tropical inland waters using OLI/Landsat-8 images. **Remote Sensing Letters**, v. 7, n. 7, p. 661–670, 2016.
- ANAC. Agência Nacional de Aviação Civil. **Orientações para Usuários de Drones**. 1ª edição, 2017. Disponível em: https://www.anac.gov.br/assuntos/paginas-tematicas/drones/orientacoes_para_usuarios.pdf
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. New York: APHA/WWA/WPCR, 1998.
- ASP - AMERICAN SOCIETY OF PHOTOGRAMMETRY. **Manual of Remote Sensing**. Volume I, 1 ed. Falls Church, Virginia: ASP, 1975. 867 p.
- BARBOSA, C. C. F; NOVO, E. L. M; MARTINS, V. S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos, Princípios e Aplicações**. 1ª ed. INPE, 2019.
- BARBOSA, C. C. F. **Princípios Físicos do Sensoriamento Remoto Aquático**. Capítulo 3. In: BARBOSA, C. C. F; NOVO, E. L. M; MARTINS, V. S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos, Princípios e Aplicações**. 1ª ed. INPE, 2019.
- BORGES, H. D.; CICERELLI, R. E.; DE ALMEIDA, T.; ROIG, H. L.; OLIVETTI, D. Monitoring cyanobacteria occurrence in freshwater reservoirs using semi-analytical algorithms and orbital remote sensing. **Marine and Freshwater Research**, 2019.
- BUKATA, R. P. J., J.H.; KONDRATYEV, K.YA.; POZDNYAKOV, D.V. **Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters**. Boca Taton: CRC Press LLC, 1995. 362p.
- BRENNER, S. R. Blue-green algae or cyanobacteria in the intestinal micro-flora may produce neurotoxins such as Beta-N-Methylamino-l-Alanine (BMAA) which may be related to development of amyotrophic lateral sclerosis, Alzheimer’s disease and Parkinson-Dementia-Complex in. **Medical Hypotheses**, v. 80, n. 1, p. 103, 2013. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.mehy.2012.10.010>>.
- BREZONIK, P. L. et al. Factors affecting the measurement of CDOM by remote sensing of optically complex inland waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 199–215, 2015.
- BRICAUD, A.; BABIN, M.; MOREL, A.; CLAUSTRE, H. Variability in chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: analysis and parameterization. **J. Geophys. Res.** v.100, n7, p. 13321-13332, 1995.

CHELOTTI, G. B.; MARTINEZ, J. M.; ROIG, H. L.; OLIVIETTI, D. Space-Temporal analysis of suspended sediment in low concentration reservoir by remote sensing. **Rbrh**, v. 24, n. 0, 2019.

CHEN, C.; TANG, S.; PAN, Z.; et al. Remotely sensed assessment of water quality levels in the Pearl River Estuary, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1267–1272, 2007.

CHEN, S. et al. Estimating wide range Total Suspended Solids concentrations from MODIS 250-m imageries: An improved method. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 99, p. 58–69, 2015.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, v. 16, n. 1, p. 51–60, 2000.

COLOMINA, I.; MOLINA, P. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 92, p. 79–97, 2014.

COX, C.; MUNK, W. Measurement of the Roughness of the Sea Surface from Photographs of the Sun's Glitter. **Journal of the Optical Society of America**, v. 44, n. 11, p. 838, 1954.

CRUZAN, M. B. et al. Small Unmanned Aerial Vehicles (Micro-Uavs, Drones) in Plant Ecology. **Applications in Plant Sciences**, v. 4, n. 9, p. 1600041, 2016.

D'SA, E. J.; MILLER, R. L. Bio-optical properties in waters influenced by the Mississippi River during low flow conditions. **Remote Sensing of Environment**, v. 84, n. 4, p. 538–549, 2003.

DEKKER, A. G.; VOS, R. J.; PETERS, S. W. M. Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 1, p. 15–35, 2002.

DEL CASTILLO, C. E.; MILLER, R. L. On the use of ocean color remote sensing to measure the transport of dissolved organic carbon by the Mississippi River Plume. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 3, p. 836–844, 2008.

DIERBERG, F. E.; CARRIKER, N. E. Field testing two instruments for remotely sensing water quality in the Tennessee Valley. **Environmental Science and Technology**, v. 28, n. 1, p. 16–25, 1994.

DIETRICH, J. T. Bathymetric Structure from Motion: Extracting shallow stream bathymetry from multi-view stereo photogrammetry. **Earth Surface Processes and Landforms**, 2016.

DÖRNHÖFER, K.; OPPELT, N. Remote sensing for lake research and monitoring - Recent advances. **Ecological Indicators**, n. 64, p. 105–122, 2016.

DOSHI, A. A. et al. Development of micro-UAV with integrated motion planning for open-cut mining surveillance. **Microprocessors and Microsystems**, v. 39, n. 8, p. 829–835, 2015.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 2, p. 163–82, 2006.

EL SAADI, A. M.; YOUSRY, M. M.; JAHIN, H. S. Statistical estimation of Rosetta branch water quality using multi-spectral data. *Water Science*, v. 28, n. 1, p. 18–30, 2014. National Water Research Center.

ESPOSITO, S. et al. UAS imaging for archaeological survey and documentation. **Proc. SPIE 8903, Photonics Applications in Astronomy, Communications, Industry, and High Energy Physics Experiments 2013**, v. 8903, p. 1–7, 2013.

FERREIRA, A, M, R. et al. Utilização de aeronaves remotamente pilotadas para extração de mosaico georreferenciado multiespectral e modelo digital de elevação de altíssima resolução espacial. **Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 1, p. 9308–9315, 2013.

FICEK, D.; ZAPADKA, T.; DERA, J. Remote sensing reflectance of Pomeranian lakes and the Baltic. **Oceanologia**, v. 53, n. 4, p. 959–970, 2011.

FIELD, C. B.; FIELD, C. B.; BEHRENFELD, M. J.; RANDERSON, J. T. Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. **Science**, v. 281, n. 1998, p. 237–240, 2009.

GIARDINO, C. et al. Airborne hyperspectral data to assess suspended particulate matter and aquatic vegetation in a shallow and turbid lake. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 48–57, 2015.

GIARDINO, C. et al. **Bio-optical Modeling of Total Suspended Solids**. Chapter 5. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I; GITELSON, A. A. *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. 1st Edition, Eslsevier, 2017.

GITELSON, A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v.13, n.17, p.3367-3373, 1992.

GITELSON, A. et al. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, p. 1269–1295, 1993.

GITELSON, A. A; GRITZ, Y.; MERZLYAK, M. N. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. **Journal of plant physiology**, v. 160, n. 3, p. 271–82, 2003.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. **Sensors**, v. 16, n. 8, 1298, p. 1-43, 2016.

GONS, H. J. Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland waters. **Environmental Science and Technology**, v. 33, n. 7, p. 1127–1132, 1999.

GONS, H. J.; AUER, M. T.; EFFLER, S. W. MERIS satellite chlorophyll mapping of oligotrophic and eutrophic waters in the Laurentian Great Lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 11, p. 4098–4106, 2008.

GONZALEZ-AGUILERA, D.; LÓPEZ-FERNÁNDEZ, L.; RODRIGUEZ-GONZALVEZ, P.; et al. GRAPHOS – open-source software for photogrammetric applications. *Photogrammetric Record*, v. 33, n. 161, p. 11–29, 2018.

GOODMAN, J.; USTIN, S. Classification of Benthic Composition in a Coral Reef Environment Using Spectral Unmixing. **J. Appl. Remote Sens.**, v. 1, n.17, 2007.

GRABOWSKI, R. C.; GURNELL, A. M. Hydrogeomorphology- Ecology Interactions in River Systems. **River research and applications**, v. 22, n. March 2014, p. 1085–1095, 2016.

HAMYLTON, S.; SILVERMAN, J.; SHAW, E. The use of remote sensing to scale up measures of carbonate production on reef systems: a comparison of hydrochemical and census-based estimation methods. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 18, p. 6451–6465, 2013.

HAN, L.; RUNDQUIST, D. C. The response of both surface and underwater light field to various levels of suspended sediments: preliminary results. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 60, n. 12, p. 1463–711, 1994.

HARDIN, P. J.; LULLA, V.; JENSEN, R. R.; JENSEN, J. R. Small Unmanned Aerial Systems (sUAS) for environmental remote sensing: challenges and opportunities revisited. **GIScience and Remote Sensing**, v. 56, n. 2, p. 309–322, 2019. Taylor & Francis. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/15481603.2018.1510088>>.

HARMEL, T.; CHAMI, M.; TORMOS, T.; REYNAUD, N.; DANIS, P. A. Sun glint correction of the Multi-Spectral Instrument (MSI)-SENTINEL-2 imagery over inland and sea waters from SWIR bands. **Remote Sensing of Environment**, v. 204, n. September 2017, p. 308–321, 2018. Elsevier.

HE, B.; OKI, K.; WANG, Y.; OKI, T. Using remotely sensed imagery to estimate potential annual pollutant loads in river basins. **Water Sci. Technol.**, v.60, 2009.

HEADWALL PHOTONICS. NANO-HYPERSPEC specifications. Disponível em: <<http://www.headwallphotonics.com/spectral-imaging/hyperspectral/nano-hyperspec>>. Acesso em 22 de janeiro de 2017.

HEDLEY, J. D.; HARBORNE, A. R.; MUMBY, P. J. Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 10, p. 2107–2112, 2005.

JIAO, H. B. et al. Estimation of chlorophyll- a concentration in Lake Tai, China using in situ hyperspectral data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 19, p. 4267–4276, 2006.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres**. 2 Ed. Parentese Editora. São José dos Campos SP, 2009. 598p.

JERLOV, N.G. **Optical oceanography**, Elsevier Oceanographic Series, v. 5. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, 1968.

KAGEYAMA, Y. et al. Analysis of water quality in Miharu dam reservoir, Japan, using UAV data. **IEEJ Transactions on Electrical and Electronic Engineering**, v. 11, p. S183–S185, 2016.

KALLIO, K. et al. Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various lake types in different seasons. **The Science of the Total Environment**, v. 268, p. 59–77, 2001.

KARASKA, M. A.; HUGUENIN, R. L.; BEACHAM, J. L.; et al. AVIRIS Measurements of Chlorophyll, Suspended Minerals, Dissolved Organic Carbon, and Turbidity in the Neuse River, North Carolina. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 70, n. 1, p. 125–133, 2013.

KAY, S.; HEDLEY, J. D.; LAVENDER, S. Sun glint correction of high and low spatial resolution images of aquatic scenes: A review of methods for visible and near-infrared wavelengths. *Remote Sensing*, v. 1, n. 4, p. 697–730, 2009.

KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 3rd ed. New York: Cambridge University Press, 2011.

KUTSER, T. et al. Mapping lake CDOM by satellite remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 94, n. 4, p. 535–540, 2005.

KUTSER, T.; VAHTMÄE, E.; PRAKS, J. A sun glint correction method for hyperspectral imagery containing areas with non-negligible water leaving NIR signal. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 10, p. 2267–2274, 2009. Elsevier Inc. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.06.016>>.

KUTSER, T. et al. **Bio-optical Modeling of Colored Dissolved Organic Matter**. Chapter 4. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I; GITELSON, A. A. *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. 1st Edition, Elsevier, 2017.

LASAPONARA, R. et al. Qualitative evaluation of COSMO SkyMed in the detection of earthen archaeological remains: The case of Pachamacac (Peru). **Journal of Cultural**, v. 23, p. 55–62, 2016.

LATHROP, R. G.; LILLESAND, T. M.; Use of thematic mapper data to assess water quality in Green Bay and Central Lake Michigan. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 52, p. 671–680. 1986.

LEBOULANGER, C. et al. Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms : a case study. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 30, p. 83–89, 2002.

LEGLEITER, C. J.; ROBERTS, D. A. Effects of channel morphology and sensor spatial resolution on image-derived depth estimates. **Remote Sensing of Environment**, v. 95, p. 231–247, 2005.

LIU, Y. S.; ISLAM, M. A.; GAO, J. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. **Progress in Physical Geography**, v. 27, n. 1, p. 24–43, 2003.

LILLESAND, T.; KIEFER, R.W.; CHIPMAN, J. **Remote Sensing and Image Interpretation**. JohnWiley & Sons: New York, NY, USA, 2014

LOBO, F. L.; JORGE, D. S. F. **Processamento de Dados, Modelagem e Mapeamento de Parâmetros Bio-Ópticos**. Capítulo 5. In: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. L. M.; MARTINS, V. S. Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos, Princípios e Aplicações. 1ª ed. INPE, 2019.

LYZENGA, D. R.; MALINAS, N. P.; TANIS, F. J. Multispectral bathymetry using a simple physically based algorithm. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 44, n. 8, p. 2251–2259, 2006.

MAIN-KNORN, M.; PFLUG, B.; DEBAECKER, V.; LOUIS, J. Calibration and validation plan for the 12A processor and products of the Sentinel-2 mission. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, v. 40, n. 7W3, p. 1249–1255, 2015.

MANNINO, A.; RUSS, M. E.; HOOKER, S. B. Algorithm development and validation for satellite-derived distributions of DOC and CDOM in the U.S. Middle Atlantic Bight. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 113, n. 7, p. 1–19, 2008.

MARTÍNEZ, J. et al. A cost-effective canopy temperature measurement system for precision agriculture: a case study on sugar beet. **Precision Agriculture**, p. 1–16, 2016.

MARTINEZ, J. et al. The optical properties of river and floodplain waters in the Amazon River Basin: Implications for satellite-based measurements of suspended particulate matter - Supplementary material. **Journal of Geophysical Research : Earth Surface**, v. 1, n. 860, p. 1–11, 2015.

MARTINS, V. S. **Sistemas Orbitais Para Monitoramento de Ambientes Aquáticos**. Capítulo 6. In: BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. L. M.; MARTINS, V. S. Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos, Princípios e Aplicações. 1ª ed. INPE, 2019.

MATTHEWS, M. W. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 21, p. 6855–6899, 2011.

MATTHEWS, M. W. **Bio-optical Modeling of Phytoplankton Chlorophyll-a**. Chapter 6. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. 1st Edition, Elsevier, 2017.

MENKEN, K. D.; BREZONIK, P. L.; BAUER, M. E. Influence of Chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM) on Lake Reflectance Spectra: Implications for Measuring Lake Properties by Remote Sensing. **Lake and Reservoir Management**, v. 22, n. 3, p. 179–190, 2006.

- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, 2005.
- MOBLEY, C. D. **Light and water Radiative transfer in natural waters**. Academic Press. 1994, 593p.
- MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied optics**, v. 38, n. 36, p. 7442–7455, 1999.
- MOBLEY, C. D. Overview of Optical Oceanography. In: **Ocean Optics Web book**. 2015. Disponível em: <http://www.oceanopticsbook.info/view/introduction/overview>
- MOSES, W. J. et al. Satellite Estimation of Chlorophyll- a Concentration Using the Red and NIR Bands of MERIS — The Azov Sea Case Study. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 6, n. 4, p. 845–849, 2009.
- MOSES, W. J. et al. Estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters using airborne hyperspectral data. **Water Research**, v. 46, n. 4, p. 993–1004, 2012.
- MOSES et al. **Atmosférico Correction for Inland Waters**. Chapter 3. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I; GITELSON, A. A. *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. 1st Edition, Elsevier, 2017.
- MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variation in ocean colour. **Limnology and Oceanography**, v. 22, 1977. p; 709 - 722.
- MUSTARD, J. F.; STAID, M. I.; FRIPP, W. J. A semianalytical approach to the calibration of AVIRIS data to reflectance over water application in a temperate estuary. **Remote Sensing of Environment**, v. 75, n. 3, p. 335–349, 2001.
- ODERMATT, D.; GITELSON, A.; BRANDO, V. E.; SCHAEPMAN, M. Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 118, p. 116–126, 2012. Elsevier Inc. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.013>>.
- OGASHAWARA, I; MISHRA, D. R.; GITELSON, A. A. **Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-art**. Chapter 1. In: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I; GITELSON, A. A. *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. 1st Edition, Elsevier, 2017.
- OGISO, M. et al. Volcanic plume measurements using a UAV for the 2014 Mt. Ontake eruption. **Earth, Planets and Space**, v. 68, n. 1, p. 49, 2016.
- OLMANSON, L. G.; BREZONIK, P. L.; BAUER, M. E. Airborne hyperspectral remote sensing to assess spatial distribution of water quality characteristics in large rivers: The Mississippi River and its tributaries in Minnesota. **Remote Sensing of Environment**, v. 130, p. 254–265, 2013.
- OLMANSON, L. G.; BREZONIK, P. L.; BAUER, M. E. Remote Sensing for Regional Lake Water Quality Assesment: Capabilities and Limitations of Current and Upcoming Satellite Systems. In: YOUNOS, T; PARECE, T. E. **Advances in Watershed Science and Assessment**,

The Handbook of Environmental Chemistry. Switzerland, Springer International Publishing, v. 33, p. 111–140, 2015.

ORTEGA-TEROL, D.; HERNANDEZ-LOPEZ, D.; BALLESTEROS, R.; GONZALEZ-AGUILERA, D. Automatic hotspot and sun glint detection in UAV multispectral images. *Sensors* (Switzerland), v. 17, n. 10, p. 1–16, 2017.

OTAN, STANAG 4671, Unmanned Aerial Vehicle Systems Airworthiness Requirements, 2009, 214 p.

OVERSTREET, B. T.; LEGLEITER, C. J. Removing sun glint from optical remote sensing images of shallow rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 42, n. 2, p. 318–333, 2017.

PALMER, S. C. J.; KUTSER, T.; HUNTER, P. D. Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 1–8, 2015.

PETRUCCI, B. et al. MACCS : Multi-Mission Atmospheric Correction and Cloud Screening tool for high-frequency revisit data processing. In: *XXI Proc. SPIE, Image and Signal Processing for Remote Sensing* v. 9643, p. 1–9, 2015.

ROBERT, E.; GRIPPA, M.; KERGOAT, L.; MARTINEZ, J.; PINET, S.; GAL, L. Monitoring inland water turbidity: Contribution of SPOT5 TAKE5 to health hazard monitoring in West Africa (Bagré lake, Burkina Faso). *ESA_Living Planet Symp.* 2016.

ROIG, H. L. et al. Uso de câmeras de baixo custo acopladas a veículos aéreos leves no estudo do aporte de sedimentos no Lago Paranoá. In: **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, p. 9332–9339, 2013.

ROTTA, L. H. S.; ALCÂNTARA, E. H.; WATANABE, F. S. Y.; RODRIGUES, T. W. P.; IMAI, N. N. Atmospheric correction assessment of SPOT-6 image and its influence on models to estimate water column transparency in tropical reservoir. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 4, p. 158–166, 2016. Elsevier. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2016.09.001>>.

RUIZ-VERDÚ, A. et al. An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 11, p. 3996–4008, 2008.

RUNDQUIST, D. C., SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. The response of volume reflectance to manipulated algal concentrations above bright and dark bottoms at various depths in experimental pool. **Geocarto International**, v.10, n.4, p.5-14. 1995.

SAVASTANO, V. L. M. et al. Rift brittle deformation of SE-Brazilian continental margin: Kinematic analysis of onshore structures relative to the transfer and accommodation zones of southern Campos Basin. **Journal of Structural Geology**, v. 94, p. 136–153, 2016.

SHAFIQUE, N. A et al. Hyperspectral remote sensing of water quality parameters for large rivers in the Ohio River basin. **Proceedings of the First Interagency Conference on Research in the Watersheds**, p. 216–221, 2002.

SHANG, S.; LEE, Z.; LIN, G.; et al. Sensing an intense phytoplankton bloom in the western Taiwan Strait from radiometric measurements on a UAV. *Remote Sensing of Environment*, v. 198, p. 85–94, 2017. Elsevier Inc. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425717302444>>. .

SMITH, G. M.; MILTON, E. J. The use of the empirical line method to calibrate remotely sensed data to reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, v. 20, n. 13, p. 2653–2662, 1999.

SOMVANSHI.S; KUNWAR.P; SINGH.N.B; SHUKLA.S.P; PATHAK.V. Integrated remote sensing and GIS approach for water quality analysis of Gomti river , Uttar Pradesh. *International Journal of Environmental Sciences*, v. 3, n. 1, p. 62–75, 2012.

SU, T. C. A study of a matching pixel by pixel (MPP) algorithm to establish an empirical model of water quality mapping, as based on unmanned aerial vehicle (UAV) images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 58, p. 213–224, 2017.

SU, T. C.; CHOU, H. T. Application of multispectral sensors carried on unmanned aerial vehicle (UAV) to trophic state mapping of small reservoirs: A case study of Tain-Pu reservoir in Kinmen, Taiwan. *Remote Sensing*, v. 7, n. 8, p. 10078–10097, 2015.

TETRACAM. Tetracam MINIATURE MULTIPLE CAMERA ARRAY specifications. Disponível em: < http://www.tetracam.com/Products-Mini_MCA.htm>. Acesso em 17 de janeiro de 2017.

VANHELLEMONT, Q.; RUDDICK, K. Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8. *Remote Sensing of Environment*, v. 145, p. 105–115, 2014. The Authors. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.009>>.

VERMOTE, E. et al. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. *Remote Sensing of Environment*, v. 185, p. 46–56, 2016.

VILLAR, R, E. **Monitoramento das dinâmicas espaciais e temporais dos fluxos sedimentares na bacia Amazônica a partir de imagens de satélite.** 2013. 249 f. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas), Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

VILLAR, R, E. et al. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 44, n. February, p. 45–54, 2013.

WANG, M.; BAILEY, S. W. Correction of sun glint contamination on the SeaWiFS ocean and atmosphere products. *Applied Optics*, v. 40, n. 27, p. 4790, 2001.

WANG, M.; ISAACMAN, A.; FRANZ, B. A.; MCCLAIN, C. R. Ocean-color optical property data derived from the Japanese Ocean Color and Temperature Scanner and the French Polarization and Directionality of the Earth’s Reflectances: a comparison study. *Applied Optics*, v. 41, n. 6, p. 974, 2002.

WANG, X.; FU, L.; HE, C. Applying support vector regression to water quality modelling by remote sensing data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 23, p. 8615–8627, 2011.

WESTER-EBBINGHAUS. Aerial photography by radio controlled model helicopter. **Photogrammetric Record**, v. 10, n. 55, p. 85–92, 1980.

WETZEL, R.G. Limnology; lake and river ecosystems, third ed. Elsevier. 2001.

WILLIAMSON, C. E.; OVERHOLT, E. P.; PILLA, R. M.; et al. Ecological consequences of long-term browning in lakes. **Scientific Reports**, v. 5, n. July, p. 1–10, 2015. Nature Publishing Group. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/srep18666>>.

WU, C.; WU, J.; QI, J.; et al. Empirical estimation of total phosphorus concentration in the mainstream of the Qiantang River in China using Landsat TM data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 31, n. 10, p. 2309–2324, 2010.

YAO, H.; QIN, R.; CHEN, X. Unmanned aerial vehicle for remote sensing applications - A review. **Remote Sensing**, v. 11, n. 12, p. 1–22, 2019

ZARCO-TEJADA, P. J. A new era in remote sensing of crops with unmanned robots. **SPIE Newsroom**, p. 2–4, 2008.

ZHU, W. et al. An assessment of remote sensing algorithms for colored dissolved organic matter in complex freshwater environments. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 766–778, 2014.