

Estimativa da concentração de sedimentos suspensos com sensores ópticos: revisão

Estimation of the suspended sediment concentration with optical sensors: review

Vanessa Sari, Nilza Maria dos Reis Castro e Masato Kobiyama

Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil

sari.vanessa@yahoo.com.br; nilza@iph.ufrgs.br; masato.kobiyama@ufrgs.br

Recebido: 27/05/14 - Revisado: 07/04/15 - Aceito: 27/07/15

RESUMO

Nas últimas décadas, a utilização de sensores ópticos como forma indireta de determinação da concentração de sedimentos suspensos (CSS) tem ganhado destaque nos programas de monitoramento do transporte de sedimentos suspensos em rios. No entanto, a transformação da resposta do sensor em valores de CSS não é simples e a incerteza associada ao método ainda é elevada. A construção de uma relação precisa entre essas variáveis está fortemente ligada à adequada calibração, sendo a resposta do sensor influenciada: a) por características da partícula de sedimento transportada; b) pelas características ópticas e geométricas do instrumento; c) pela presença de determinados componentes na coluna de água; e d) por algumas propriedades do escoamento. Compreender a influência de tais fatores é fundamental no processo de calibração de sensores ópticos e resume o objetivo do presente artigo: apresentar os fatores que influenciam a estimativa dos valores de CSS a partir da utilização de sensores ópticos. São também apresentados os resultados de estudos onde foi analisada a influência desses fatores, determinando-se os parâmetros de maior interferência, que precisam ser considerados no momento da calibração dos sensores ópticos. Discutem-se ainda resultados de estudos realizados no Brasil utilizando essa tecnologia, bem como os principais problemas e perspectivas futuras da implantação desses instrumentos; além de um comparativo dos períodos de dados utilizados para construção de equações de calibração, no Brasil e em outros locais. A caracterização dos fatores mais significativos permitirá a efetiva calibração do sensor e a representatividade das informações coletadas.

Palavras Chave: Turbidez. Calibração de sensores ópticos. Concentração de sedimentos suspensos.

ABSTRACT

In recent decades, the use of optical sensors as an indirect way of determining the concentration of suspended sediment (SSC) has gained prominence in the monitoring programs of suspended sediment transport in rivers. However, the transformation of values recorded by sensor into CSS values is not simple and the uncertainty associated with this method is still quite high. The construction of a precise relationship between these variables is strongly linked to an appropriate calibration, and the response of the sensors is influenced by: a) characteristics of the transported sediment particle; b) geometric and optical characteristics of the instrument; c) the presence of certain components in the water column; d) some flow properties. Understanding the influence of such factors is critical in the calibration process of optical sensors and summarizes the purpose of the present article: to present the factors influencing the estimation of CSS values based on the use of optical sensors. Also represented were the results of studies where the influence of these factors was analyzed and the parameters of greater interference, which need to be considered at the time of calibration of optical sensors. We discuss further results of studies conducted in Brazil using this technology, as well as key problems and future prospects of the implementation of these instruments; also as a comparison of the data periods used for the construction of calibration equations, in Brazil and elsewhere. The characterization of the most significant factors allows effective sensor calibration and the representativeness of the data collected.

Keywords: Turbidity. Calibration of optical sensors. Concentration of suspended sediment..

INTRODUÇÃO

O monitoramento do transporte de sedimentos nos rios é fundamental para o gerenciamento das bacias hidrográficas, além de fornecer informações essenciais à execução de inúmeros projetos de engenharia e obras hidráulicas. A quantificação dos sedimentos presentes nos corpos hídricos é, portanto, o passo inicial para a prevenção e o controle dos problemas causados pelo transporte e deposição desses sedimentos.

Tradicionalmente, esse monitoramento é realizado mediante a coleta de amostras da mistura água-sedimento e, posteriores análises laboratoriais. Todavia, os avanços ocorridos nas últimas décadas, em termos de tecnologias substitutas para monitoramento do transporte de sedimentos suspensos em rios, têm mostrado que essas tecnologias representam uma alternativa promissora na suplantação dos métodos tradicionais de coleta de sedimentos e na implantação de sistemas de monitoramento mais eficientes. Entre essas tecnologias destacam-se os sensores ópticos, a reflexão acústica, a difração a laser, a diferença de pressão e as análises de imagens digitais.

Em março de 2009, o Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) aprovou a utilização dos sensores ópticos (turbidímetros) em programas de monitoramento de sedimentos suspensos, sendo essa a primeira tecnologia substituta (à coleta de sedimentos e posterior análise laboratorial) a receber semelhante autorização. Desde então, outras técnicas também têm sido testadas, buscando essa aceitação (ANDERSON et al., 2010).

Diversos estudos demonstram a estreita relação existente entre a turbidez e a concentração de sedimentos suspensos (CSS) (HAIMAN et al., 2014; HARRINGTON; HARRINGTON, 2013; MARTTILA; KLØVE, 2012; NAVRATIL et al., 2011; SHELLENBARGER; WRIGHT; SCHOELLHAMER, 2013; TANANAEV; DEBOLSKIY, 2014; TENA et al., 2011; VOUSDOKAS et al., 2011), possibilitando o uso dessa variável como medida indireta da CSS. No entanto, a transformação das leituras de turbidez em valores de CSS não é simples e, por isso, apesar dessa tecnologia substituta ser considerada uma técnica madura, bem difundida e relativamente bem documentada (GRAY; GARTNER, 2009; KUHNLE; WREN, 2005); a incerteza associada ao uso dessa variável é ainda elevada (HUDSON, 2001; PRUITT, 2002).

De fato, os resultados obtidos dessa conversão são dependentes de: a) os instrumentos utilizados; b) a calibração dos instrumentos; c) a manipulação das amostras utilizadas na calibração e; d) como, quando e onde as amostras foram coletadas (HUDSON, 2001; PRUITT, 2002). Portanto, a construção de uma relação precisa entre o sinal registrado por um sensor óptico e a CSS está fortemente ligada a uma adequada calibração entre a resposta do sensor e a CSS; sendo essa resposta influenciada por fatores: oriundos do sedimento (itens 1, 2, 3 e 4 da revisão), referentes ao instrumento de monitoramento (item 5 da revisão) e, relacionados à qualidade da água e ao fluxo no canal (itens 6 e 7 da revisão).

Alguns trabalhos já buscaram descrever os principais fatores que interferem na resposta de sensores ópticos OBS (Optical Backscattering sensor) e transmissômetros: Bunt, Larcombe e Jago (1999) apresenta uma revisão sobre os sensores ópticos

OBS e transmissômetros, expondo os fatores que influenciam a resposta de tais instrumentos, enquanto Downing (2006) descreve os fatores que influenciam a resposta de sensores ópticos OBS.

Esse artigo apresenta uma revisão do estado da arte acerca dos fatores que influenciam a transformação dos valores registrados por um sensor óptico em valores de CSS, em especial aqueles que utilizam a turbidez como medida alternativa da CSS. Entende-se que, apesar do uso dessa tecnologia substituta ter crescido (internacionalmente) nas últimas décadas, seu potencial é ainda pouco explorado no Brasil. Assim sendo, não há uma revisão detalhada que demonstre como os diferentes fatores, anteriormente descritos, influenciam o processo de calibração de diferentes tipos de sensores ópticos; e qual a situação da aplicação dessa tecnologia em rios brasileiros.

Dessa forma, para atender essa necessidade, o presente trabalho apresenta descrições sobre a interferência ocasionada na resposta de um sensor óptico em função de 1) a CSS, 2) o tamanho da partícula, 3) a forma e a rugosidade da partícula, 4) a cor e a composição mineralogia da partícula de sedimento transportado, 5) as características ópticas e geométricas do sensor de monitoramento, 6) a presença de bolhas, gases e outros componentes na coluna de água, e 7) os processos de floculação, agregação e turbulência. São também apresentados os resultados de estudos onde foi analisada a influência desses fatores sobre a resposta de sensores ópticos. Além disso, são descritos os parâmetros de maior influência, que precisam ser considerados no momento da calibração dos sensores ópticos, a fim de garantir melhor precisão na calibração dos instrumentos e na interpretação dos dados resultantes do monitoramento. Por fim, são apresentados estudos realizados em rios brasileiros utilizando sensores ópticos, bem como, os principais problemas e perspectivas futuras da implantação dessa tecnologia de monitoramento no Brasil; além de um comparativo dos períodos de coleta de dados utilizados para construção de equações de calibração, no Brasil e em outros locais.

TEORIA DA ÓPTICA

Os sensores ópticos baseiam-se na teoria de que um raio incidente em uma mistura está sujeito a processos de absorção, dispersão e transmissão, em razão da presença de partículas suspensas no meio líquido (BISANTINO; GENTILE; LIUZZI, 2011). Dessa maneira, a CSS é determinada, indiretamente, por meio de sua relação com características físicas específicas; em geral, pela detecção da radiação dispersa, refletida ou absorvida pela matéria em suspensão.

Essa propriedade óptica do líquido, através da qual os raios de luz são dispersos no meio líquido e absorvidos (pelas partículas sólidas e/ou dissolvidas), ao invés de serem transmitidos em linha reta através da amostra, é conhecida como turbidez. Sua causa relaciona-se à presença de materiais orgânicos e minerais em suspensão e/ou dissolvidos nesse meio, tais como argila, silte, matéria orgânica, plâncton e outros organismos microscópicos, ácidos orgânicos e corantes (ASTM INTERNATIONAL, 2003; LEWIS, 2002).

FATORES QUE INFLUENCIAM O SINAL IDENTIFICADO POR UM SENSOR ÓPTICO

O sinal identificado por um sensor óptico é afetado, em diferentes graus, por fatores como: a CSS, o tamanho, a forma, a cor, o índice de refração, a densidade e a composição mineralógica da partícula de sedimento transportado, as características do comprimento de onda da luz incidente, a presença de incrustações e arranhões na superfície óptica do sensor, a presença de determinados componentes na coluna de água e algumas propriedades do escoamento.

As próximas seções apresentam uma descrição mais detalhada acerca da influência desses fatores.

Concentração de sedimentos suspensos (CSS)

Variações na CSS compõem o principal fator de influência sobre o sinal registrado por um sensor óptico, podendo ocasionar alterações na ordem de 1000 vezes sobre a saída do sensor (DOWNING, 2006). Inúmeros estudos tem reportado a existência de uma relação crescente entre a turbidez e a CSS (ABE et al., 2012; HAIMANN et al., 2014; HARRINGTON; HARRINGTON, 2013; NAVRATIL et al., 2011; SHELLENBARGER; WRIGHT; SCHOELLHAMER, 2013; TENA et al., 2011; VOUSDOKAS et al., 2011), apresentando uma resposta mais elevada do sensor a medida que a CSS aumenta (Figura 1). Isso ocorre porque a presença de partículas suspensas no meio líquido provoca a dispersão da energia emitida pelo sensor, afetando a leitura que ele faz da energia refletida. Por consequência, quanto maior for a quantidade dessas partículas na coluna de água, maior será a energia dispersada por elas (SADAR, 1998) e, mais elevada é a energia captada pelo sensor.

Comumente, a relação reportada entre a turbidez e a CSS é do tipo linear, embora também sejam descritas relações do tipo potência ou polinômio de segunda ordem e em alguns casos, polinômios de terceira ordem. Também tem sido empregadas transformações nos dados de entrada, usualmente na forma logarítmica (Tabela 1). Há que se considerar, entretanto, que essa relação entre a resposta do sensor e a CSS é individual para cada local monitorado e tipo de instrumento utilizado; muitas vezes variando conforme as características do fluxo atuante e as estações hidrológicas.

Altas concentrações de sedimentos podem afetar negativamente a resposta do sensor, em razão do bloqueio parcial do feixe emitido, do espalhamento múltiplo (KINEKE; STERNBERG, 1992) ou ainda, devido à saturação do sinal (LUDWIG; HANES, 1990). De fato, os sensores apresentam um limite máximo de leitura, conforme características do instrumento, principalmente em função do comprimento de onda da energia incidente (Figura 1). Esse limite define a CSS máxima que ele conseguirá identificar, dependendo também de características do sedimento, entre as quais o diâmetro da partícula transportada. Logo, propriedades inerentes à partícula também influenciam nos processos de dispersão e absorção da energia e, portanto, na resposta identificada pelo sensor.

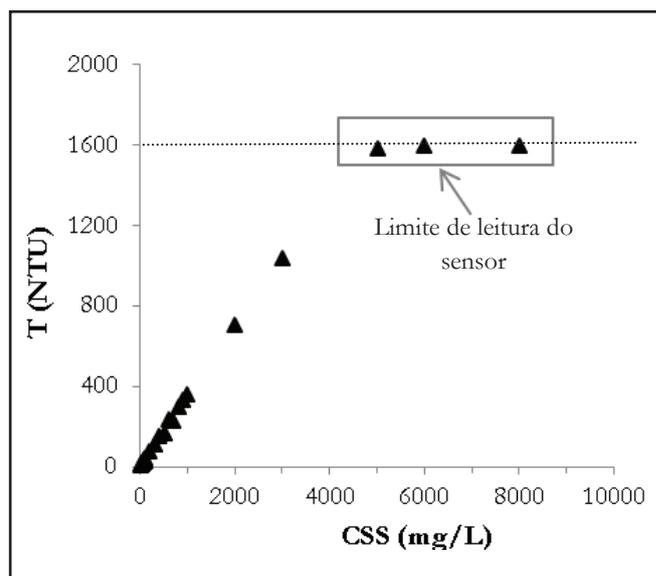


Figura 1 - Variação da turbidez (T) em função da concentração de sedimentos suspensos (CSS) para um sensor DTS-12. Calibração realizada em laboratório utilizando amostras de sedimento suspenso coletadas in situ.

Tamanho da partícula de sedimento transportado

O tamanho da partícula de sedimento transportado compõe o segundo fator de maior influência sobre a resposta de um sensor óptico, exercendo grande interferência na construção da relação turbidez-CSS. As alterações ocasionadas sobre a saída do sensor podem ser da ordem de 100 vezes (DOWNING, 2006).

De forma geral, pode-se dizer que a variação do sinal do sensor possui característica inversa ao tamanho da partícula, ou seja, quanto menor a partícula transportada maior o valor registrado pelo sensor (CLIFFORD et al., 1995; CONNER; VISSER, 1992; FOSTER; MILLINGTON; GREW, 1992; HUDSON, 2001; KLEIZEN et al., 1995; LUDWIG; HANES, 1990). Esse comportamento deve-se ao fato de que sedimentos de menor granulometria têm superfícies mais reflexivas por unidade de massa, devido a sua maior área específica, gerando maior poder de reflexão da luz. Por isso, para um dado valor constante de CSS, a resposta do sensor tende a aumentar à medida que o sedimento em suspensão torna-se mais fino (SCHOELLHAMER; WRIGHT, 2003).

Na realidade, essa interferência depende da proporção entre o tamanho da partícula e o comprimento de onda da energia emitida pelo sensor. Partículas com dimensão de 110 do comprimento de onda da energia incidente espalham os raios de forma simétrica, em todas as direções; enquanto que, as partículas maiores, com aproximadamente $\frac{1}{4}$ do comprimento de onda da energia incidente, causam uma dispersão mais concentrada na parte frontal. Já aquelas partículas com dimensão muito superior ao comprimento de onda da energia incidente geram uma concentração extrema do espalhamento na região frontal, desenvolvendo máximas e mínimas intensidades de espalhamento em ângulos maiores (BISANTINO; GENTILE; LIUZZI, 2011; SADAR, 1998). Isto leva a uma maior sensibilidade do

Tabela 1- Descrição de estudos internacionais que utilizaram sensores ópticos como medida indireta da CSS

Autor	Local	Sensor (resolução/ λ)	Período calibração	Tipo de ajuste	Função	NS/R/R
Finlayson (1985)	bacia de Myrtle Creek n°1 (Victoria, Austrália)	Partech Model LP-740-3R	132 amostras	polinômio 2º ordem	$CSS = -24,17 + 3,71x + 0,02x^2$ (x: % completa de reflexão do sensor)	$R^2=0,97$
Brastrington & Richards (2000)	sub-bacias da bacia de Likhu Khola, norte de Kathmandu (Nepal Middle Hills)	bacias de Bore, Dee e Jogi ; Partech IR04C infrared sensor (0-10 g/L) bacia de Chinniya: Partech IR39C sensor (0-1,5 g/L)	5 meses (maio a setembro/92)	linear (campo) cúbica (laboratório)	-	$R^2=0,75$ (campo)
Hudson (2001)	bacia de Russell Creek (Vancouver Island, Canadá)	optical backscatter sensor: OBS-3 (calibrado para 0-500 NTU/865 ppm)	8 anos (1991-1998)	não-linear (polinômio 2º ordem)	SF: $CSS=0,1.T+0,14.T^2$ SN (T>40 NTU): $CSS=1,68.T+0,03588.T^2$ SN (T>40 NTU): $CSS=1,106+2,46.T+0,0109.T^2$ SG: $CSS=3,49.T+0,0129.T^2$	$R^2=0,743$ $R^2=0,984$ $R^2=0,993$ $R^2=0,996$
Gray et al. (2003)	Rio Kansas (DeSoto, Kansas, EUA)	sensor de turbidez nefelométrico (0-1000 NTU)	4 anos (1999 a 2002)	linear	$SSC = 1,797.T^{0,905}$	$R^2=0,93$
Macdonald et al. (2003)	3 tributários de Baptist Creek (Fort St. James Forest District, British Columbia)	optical backscatter sensor OBS	7 anos (1996, 1997-2001)	linear	$TSS = 0,44(OBS) + 1,25$ (TSS em ppm e OBS em mV)	$R^2=0,64$
Old et al. (2003)	4 locais na bacia de Bradford Beck (West Yorkshire, Inglaterra)	sensor de turbidez Analite modelo 195/4/30 (0-4000 NTU)	Middlebrook - 6 meses (janeiro-junho/01) Transco, Stanley Cars e Shipley Weir - 2 meses (maio-junho/01)	linear (Middlebrook) e polinômio de 2º ordem (Transco, Stanley Cars e Shipley Weir)	Middlebrook: $CSS = 1,1603.T$ Transco: $CSS=0,00057T^2+0,9676.T$ Stanley: $CSS=0,0011.T^2+0,9013.T$ Shipley Weir: $CSS=0,0013.T^2+0,6852.T$ (T em FNU)	$R^2=0,82$ $R^2=0,87$ $R^2=0,78$ $R^2=0,97$
Pfannkuche & Schmid (2003)	Rio Elbe (Alemanha)	nephelometer TMS 200, Smt & Hybrid (não especificado)	4 anos e 8 meses (junho/96 a fevereiro/01)	-	$CSS = \left[\frac{0,97}{1 + 7,822e^{-0,001Q}} \right] T + 15,20$ (CSS em g/m³)	$R^2 < 0,6$ $R^2 = 0,972$ $R^2 = 0,998$
Schoellhamer & Wright (2003)	rio Sacramento (Freeport, Califórnia) e rio Colorado (Utah, EUA)	Optical backscatterance sensor (OBS)	rio Sacramento: 3 anos (entre 1998 e 2001) rio Colorado: 3 dias (10 a 12 maior/95)	rio Sacramento: linear rio Colorado: não estabelecida relação (ajuste num)	rio Sacramento: $CSS = 1,03.X + 2$ (X: resposta do sensor em mV)	
Uhrich & Bragg (2003)	3 tributários (North Santiam, Breitenbush e Blowout) na bacia do rio North Santiam (Oregon, EUA)	YSI multiparameter sonda (não especificado)	2 anos (1999 e 2000)	potencial	North Santiam: $CSS = 1,70.T^{1,04} - (1,10)$ Breitenbush: $CSS = 1,85.T^{0,988} - (1,17)$ Blowout: $CSS = 1,45.T^{1,08} - (1,13)$	$R^2=0,912$ $R^2=0,948$ $R^2=0,964$
Lietz & Debnik (2005)	bacia de Lake Worth Lagoon (Palm Beach County, Flórida)	YSI 600 - 6136 turbidity sensor (0-1000 NTU/ 860 ppm)	12 meses (outubro/03 a setembro/04)	-	$Log_{10}CSS = 0,30 + 0,775.Log_{10}T$ $Log_{10}CSS = 0,19 + 0,78.Log_{10}T$ $Log_{10}CSS = 0,38 + 0,561.Log_{10}T + 0,0001Q$ (T em FNU)	$R^2=0,85$ $R^2=0,90$ $R^2=0,90$
Rasmussen, Ziegler & Rasmussen (2005)	parte baixa do rio Kansas (Kansas, EUA). Tres estações analisadas: Wamego, Topeka e DeSoto	sensor de turbidez YSI - modelo 6026 (0-1000 NTU/ 860 ppm)	3 anos e 11 meses (janeiro/00 a dezembro/03)	-	Wamego: $logCSS = 0,91.logT - 0,271$ Topeka: $logCSS = 1,09.logT - 0,0537$ DeSoto: $logCSS = 0,904.logT + 0,264$ 3 estações: $logCSS = 0,969.logT + 0,161$ (T em FNU)	$R^2=0,95$ $R^2=0,98$ $R^2=0,88$ $R^2=0,93$
Esraay et al. (2009)	bacia de Can Revull (Ilha de Mallorca, Espanha)	McVan Analite NE.P.9516-G (0-1600 NTU)	12 meses (outubro/04 a setembro/07)	linear	$CSS = 0,93.T + 8,67$	$R^2=0,98$

(continua)

Tabela 1- Descrição de estudos internacionais que utilizaram sensores ópticos como medida indireta da CSS (continuação)

Autor	Local	Sensor (resolução/ λ)	Período calibração	Tipo de ajuste	Função	NS/R ² /R
Maro et al. (2009)	bacias de Assse, Blécone, Romanche e Ferrand (Alpes do sudeste da França)	sensor de turbidez (não especificado)	Assse: 2 anos e 6 meses (19/06/01 a 31/12/03) Blécone: 2 anos e 5 meses (05/07/01 a 31/12/03) Ferrand: 2 anos e 6 meses (27/04/02 a 13/10/04) Romanche: 1 ano e 12 meses (03/06/02 a 17/12/03)	linear	Assse: $CSS=2,16 \cdot T$ Blécone: $CSS=0,99 \cdot T$ Ferrand e Romanche: $CSS=1,02 \cdot T$ (CSS em g/L e T em µf)	$R^2=0,98$
Navrátil et al. (2011)	Rio Galabre (La Robine, França)	nephelometric turbidimeter WTW Visolid 700-IQ (0-10.000 NTU)	3 anos (2007–2009)	polinômio 2º ordem	$CSS=0,032 \cdot T^2+0,262 \cdot T$ (CSS em g/L e T em g/L de SiO ₂)	$R^2=0,97$
Rasmussen et al. (2011)	Rio Little Arkansas (Sedgewick, Kansas, EUA)	YSI 6026 turbidity sensor (0-1000 NTU/860 ±30µm)	6 anos (1999 a 2005)	potencial	$\log_{10}(CSS) = 0,943 \log_{10}(T) + 0,130$ ou $CSS = 1,39 \cdot T^{0,943}$ (T em FNU)	$R^2=0,98$
Tena et al. (2011)	Rio Ebro (Iberian Peninsula)	Hach SS6 turbidity probe (0-9999 NTU)	7 anos (2002 a 2008)	linear	$CSS=0,83 \cdot T - 1,30$	$R^2=0,9$
Abe et al. (2012)	5 sub-bacias dos rios Mu e Saru (Hokkaido, Japão)	ATU3-8M (0-20.000 ppm) ATU75W-USB (0-100.000 ppm)	10 meses (março a dezembro/10)	linear	ATU3-8M: $CSS = (0,0027 \cdot Q + 0,2482) \cdot T$ ATU75W-USB: $CSS = (0,0020 \cdot Q + 0,2898) \cdot T$ (T em ppm)	$R^2=0,877$ $R^2=0,904$
Buschman et al. (2012)	rio Bernu (Gunung Tabur, Indonésia)	YSI 600 OMS (0-1000 NTU)	2 meses (maio e setembro/07)	linear	$CSS = 0,33 \cdot T - 0,0018$ (CSS em kg/m ³ e T em Yodis)	$R^2 = 0,72$
Chikita et al. (2012)	rio Yukon (Alasca)	ATU3-8M (0 - 20.000 ppm)	3 anos e 3 meses (junho/06 a setembro/09)	linear	$CSS = 0,7656 \cdot T + 59,733$ (T em ppm)	$R^2 = 0,756$
Martila & Klove (2012)	3 locais na Finlândia (Virkorinne, Virkossu e Keuhkosenneva)	YSI 600 OMS (0-1000 NTU)	3 meses (junho a agosto/08)	linear (melhor ajuste)	Virkosu: $CSS = 0,62 \cdot T - 7,52$ Virkorinne: $CSS = 0,59 \cdot T - 9,34$ Keuhkosenneva: $CSS = 0,77 \cdot T - 8,99$	$R^2=0,94$ (Virkorinne e Virkossu) e 0,74 (Keuhkosenneva)
Harrington & Harrington (2013)	rio Owenabue (Ballea Bridge Upper) e rio Bandon (Curraneue)	Optical backscatter turbidity sensor: OBS 3+ (0-4000 NTU/850 µm)	Rio Owenabue: 1 ano (15/09/09 a 15/09/10) Rio Bandon: 1 ano (10/02/10 a 09/02/11)	linear	-	$R^2=0,87$ (rio Bandon) e 0,97 (rio Owenabue)
Hairmann et al. (2014)	rio Danube (Áustria)	sensor óptico (não especificado)	2 anos (2008 e 2009)	linear	2008: $CSS = 0,75 \cdot T$ 2009: $CSS = 0,754 \cdot T$ (T em mg/L)	$R^2 = 0,93$ $R^2=0,95$
Slaets et al. (2014)	bacia de Chieng Khoi (Vietnã)	sensor de turbidez. Analite NFP-395 (0-1000 NTU/860 µm)	7 meses, durante a estação chuvosa (abril a outubro de 2010 e 2011)	linear misto	$CSS=f(T)$ e $CSS=f(T,Q)$ (CSS em g/L)	$R=0,86$ ($CSS=f(T)$) e 0,87 ($CSS=f(T,Q)$)
Ziegler et al. (2014)	Rio Sa (Tailândia)	sensor de turbidez. Analite NFP-395 (0-1000 NTU/860 µm)	3 anos (2006, 2007 e 2008)	potencial	2006: $TSS=9,963 \cdot T^{0,06}$ ($T \leq 200$ NTU) e $TSS = 99,981 \cdot Q^{1,15} + 0,2795 \cdot T^{1,15}$ ($T > 200$ NTU) 2007: $TSS=11,02 \cdot T^{0,56}$ ($T \leq 200$ NTU) e $TSS = 347,66 \cdot Q^{0,98} + 0,0004 \cdot T^{1,59}$ ($T > 200$ NTU) 2008: $TSS=9,93 \cdot T^{0,65}$ ($T \leq 200$ NTU) e $TSS = 99,91 \cdot Q^{1,29} + 0,000005 \cdot T^{2,6}$ ($T > 200$ NTU)	$NS=0,9$ (2006) e 0,75 (2007 e 2008)

(x-xxxxx NTU)= faixa estipulada pelos autores desse trabalho, conforme modelo utilizado nos estudos (informações fabricante)

SF= sedimento fino, SN= sedimento grosso; transportados conforme regime atuante

Quando não especificado: T em NTU e CSS em mg/L.

instrumento para partículas mais finas em comparação com aquelas de maior diâmetro (LEWIS, 1996).

Estudos realizados em laboratório por Ludwig e Hanes (1990) — utilizando sedimentos coletados em Fourchon, Louisiana, sudoeste de Nova Orleans—, por exemplo, mostraram que o sinal registrado pelo sensor OBS apresenta maior sensibilidade para amostras com altas concentrações de lama; enquanto que para amostras com areias há uma variação menos significativa do sinal. Além disso, segundo os autores, a resposta emitida pelo sensor, para diferentes concentrações de areia, pode ser comprometida na presença de lama, já que a sensibilidade do sensor é afetada em razão da quantidade presente desse elemento.

Os resultados obtidos por Conner e Visser (1992) — utilizando vidro moído para investigar as respostas do sensor OBS a modificações no tamanho das partículas— indicaram que, para uma faixa entre 200 e 400 μm , o sinal medido pelo sensor é fracamente afetado por alterações na granulometria, mas quando essas partículas são menores do que 100 μm , o sinal passa a ser fortemente influenciado por alterações no tamanho da partícula. Ou seja, o aumento da inclinação da linha gráfica que representa a saída do sensor (OBS output) é muito mais significativo para partículas mais finas. Dessa forma, os autores sugerem que a calibração do sensor OBS seja realizada em campo e que as curvas de calibrações realizadas em laboratório sejam utilizadas com cautela, em razão da variabilidade do tamanho das partículas *in situ*.

Entretanto, a calibração em campo apresenta dificuldades inerentes ao processo de coleta das amostras, na medida em que a equipe de monitoramento precisa estar presente no local no momento dos eventos de cheia, para que seja possível a realização das coletas. Porém se os sedimentos suspensos no rio forem coletados ao longo de vários meses, incluindo vários eventos de cheia, eles poderiam ser levados a laboratório para elaboração das curvas de calibração. Nesse último caso, os resultados observados são geralmente melhores do que aqueles obtidos quando se utilizam amostras de solo, coletadas na bacia, para a construção da relação turbidez-CSS.

Foster, Millington e Grew (1992) — utilizando os turbidímetros Partech S100, S1000 e SDM-10 e amostras de sedimentos coletados no canal, em uma das quatro estações monitoradas nas bacias de Seeswood e Merevale (Midland England)— também observaram alterações nas leituras da turbidez em função da concentração e do tamanho da partícula, com maiores valores registrados para os sedimentos mais finos; havendo redução no aumento do sinal a medida em que crescem os diâmetros das partículas.

Da mesma forma, pesquisas realizadas por Black e Rosenber (1994) — utilizando areia da praia (Apollo Bay, Victoria, Austrália) para calibrar e avaliar os efeitos da concentração e do tamanho das partículas sobre o sinal registrado pelo sensor OBS— mostraram que o sinal do sensor tende a aumentar com a elevação da concentração de sedimentos, sendo essa mudança mais significativa para as partículas mais finas.

Adicionalmente, Clifford et al. (1995)— analisando as respostas do turbidímetro IR40-C para diferentes tamanhos de partícula e composições granulométricas (silte, argila e areia,

utilizados individualmente ou em proporções), obtidas a partir de amostras de campo de sedimento suspenso (Upper Arolla Glacier, Valais, Switzerland)— demonstraram que o sinal da sonda de turbidez aumenta com a elevação da concentração de sedimentos, alcançando valores mais elevados para os sedimentos mais finos (considerando uma CSS constante). Ainda conforme os autores, o sinal lido para uma dada CSS ao longo de um intervalo de tempo determinado, apresenta maior coeficiente de variação no caso de partículas mais grosseiras e menores coeficientes para as partículas mais finas. Essa ocorrência estaria relacionada ao fato de que partículas maiores tendem a se depositarem com o passar do tempo, enquanto que as partículas menores se mantêm em suspensão, resultando em leituras do sensor mais homogêneas.

Kleizen et al. (1995) avaliaram as diferenças do sinal registrado por um sensor Monitek 210/130, em razão do aumento da concentração de sedimentos. Os autores utilizaram partículas com mesma mineralogia (CACO₃) e cor (branca), mas com variação nos valores do diâmetro d₅₀ (2, 8, 65 e 130 μm), concluindo que o tamanho da partícula gera grandes efeitos sobre os registros de saída do sensor, sendo a alteração mais elevada (para uma dada concentração) quando as partículas são caracterizadas como finas.

Do mesmo modo, Sutherland et al. (2000), verificaram, em seus estudos, que existe um efeito inverso do tamanho do grão sobre os valores de turbidez registrados para diferentes concentrações de sedimentos. Os autores utilizaram um sensor OBS-3 e sedimentos em suspensão coletados na Baía de Fundy (Golfo do Maine).

Pesquisas realizadas por Hudson (2001)— utilizando o sensor OBS-3 e sedimentos coletados na sub-bacia Russell Creek, nordeste da Ilha de Vancouver, British Columbia— corroboraram que a relação entre a turbidez e a CSS é, fortemente, afetada pelo tamanho da partícula. Para uma dada CSS constante, os valores de turbidez registrados em seu experimento foram muito maiores para as amostras contendo material fino (mistura silte-argila>areia muito fina>areia fina>areia média); ou seja, uma CSS de material grosso (exemplo: areia média) resultou em uma turbidez menor do que aquela verificada para a mistura silte-argila (considerando a mesma CSS).

Merten, Capel e Minella (2014) analisaram a sensibilidade de três sensores, com ângulo de detecção a 90° (DTS-12 e YSI 6136) e 180° (Solar SL 2000-TS), em relação ao sinal da turbidez. Os sedimentos utilizados foram coletados na High Island Creek (St. Peter, Minnesota, EUA). Os autores observaram que a sensibilidade dos sensores é maior para os sedimentos mais finos, sendo 170, 40 e 4 vezes maiores do que a resposta observada para areia média, areia fina e areia muito fina, respectivamente.

Calibrações de três sensores DTS-12 (Forest Technology Systems, Inc), realizadas em laboratório utilizando amostras de sedimento suspenso coletadas *in situ*, demonstram que o tamanho da partícula de sedimento e a CSS exercem forte influência sobre a turbidez. O aumento da turbidez é inverso ao tamanho da partícula e diretamente relacionado ao aumento da CSS (Figura 2).

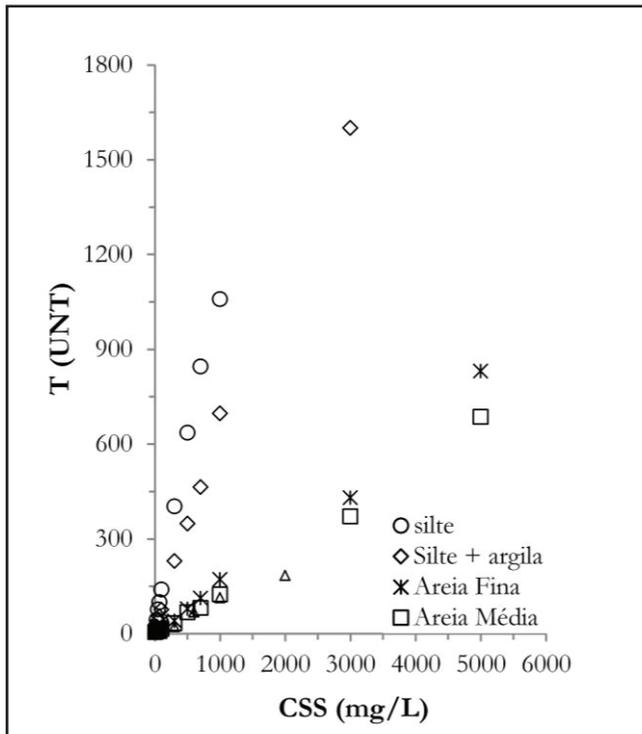


Figura 2- Relação entre a concentração de sedimentos suspensos (CSS) e a turbidez (T), considerando diferentes faixas granulométricas

Tabela 2 – Características dos sensores utilizados em estudos da influência do tamanho da partícula de sedimento sobre a resposta de sensores ópticos

Autor	Sensor	Faixa	λ (nm)
Ludwig e Hanes (1990)	OBS	-	780- 865
Conner e Visser (1992)	OBS	-	780- 865
Foster, Millington e Grew (1992)	Partech S100 Partech S1000 SDM-10	0-500 FAU 0-1000 FAU 0-5000 mg/L	550 550 -
Black e Rosenberg (1994)	OBS	-	780-865
Clifford et al. (1995)	IR40-C	0-1500mg/L	950
Kleizen et al. (1995)	Monitek 210/130	-	400-1000
Sutherland et al. (2000)	OBS-3	0-5000 mg/L (lama) 0-50000mg/L (areia) 0-4000 NTU	865
Hudson (2001)	OBS-3	Lama : 0-5000mg/L areia: 0-50000 mg/L 0-4000 NTU	865
Merten, Capel e Minella (2014)	DTS-12, YSI 6136 SL 2000-TS	0-1600 NTU 0-1000 NTU 0-2500 NTU	780 830-890 700-3x10 ⁵

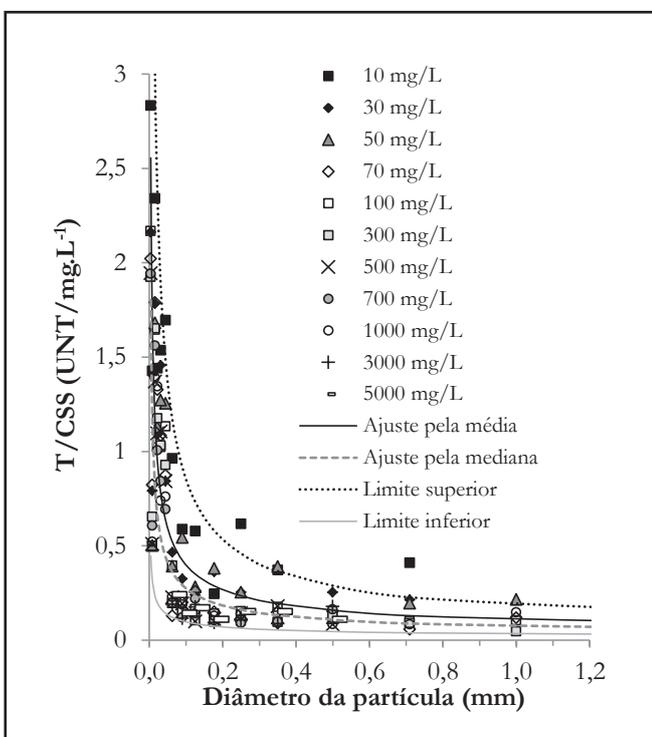


Figura 3 – Relação Turbidez/CSS para diferentes diâmetros da partícula de sedimento

Além disso, observa-se que o ganho/aumento da turbidez em relação à CSS (relação Turbidez/CSS) é mais significativo para os menores diâmetros, atingindo valores quase constantes para partículas classificadas como areia (Figura 3). Acrescente-se ainda, que os três sensores respondem de forma diferenciada a uma mesma CSS e diâmetro da partícula, evidenciando a importância da construção de curvas de calibração para cada equipamento utilizado nos monitoramentos, mesmo para aqueles casos em que os instrumentos apresentam as mesmas propriedades ópticas e geométricas.

Os resultados reportados anteriormente demonstram que, mesmo que as características geométricas dos sensores utilizados (comprimento de onda da energia incidente e ângulo de detecção) sejam distintas (Tabela 2), variando conforme o modelo e a marca do instrumento, a tendência comportamental verificada nas respostas dos diferentes sensores é idêntica. Assim, para todos os instrumentos utilizados nos estudos citados, a saída do sensor é mais elevada para as menores partículas de sedimento, decaindo à medida que o diâmetro das partículas aumenta. Todavia, é importante destacar que a magnitude dessa variação está relacionada às características geométricas de cada instrumento, podendo ser maior ou menor de acordo com o comprimento de onda da energia emitida pelo sensor e, conforme sua relação com as propriedades das partículas consideradas.

Segundo Lenzi e Marchi (2000), a influência do tamanho da partícula é menos significativa para pequenas bacias, quando comparadas a grandes bacias. Isso porque as primeiras são caracterizadas por regimes pluviométricos e tempos de erosão homogêneos e, portanto, por partículas mais homogêneas. Por outro lado, as segundas apresentam regimes e tipos de solo mais heterogêneos, o que ocasiona maior variação das partículas de

sedimento transportadas. Nessas situações, em rios em que a granulometria do sedimento é muito variável, pode-se esperar que a utilidade da turbidez como medida substituta da CSS apresente certas limitações (LEWIS, 2003); havendo, portanto, a necessidade de uma avaliação minuciosa da possibilidade de se implantar tal tecnologia alternativa como medida indireta da CSS.

A avaliação da resposta dos sensores em função do tamanho das partículas também é extremamente importante na determinação da turbidez máxima e mínima identificada por um dado instrumento. Em geral, o limite superior estabelecido para sensores nefelométricos—caracterizados pela medida da luz dispersa a 90° em relação à luz incidente, no espectro do visível ou infravermelho (ANDERSON et al., 2010)— está entre 1.000 e 2.000 mg/L (RASMUSSEN et al., 2011) e para os sensores OBS—sensor que mede a luz dispersa para trás, em um ângulo menor do que 180°, no espectro do infravermelho e em um pequeno volume, na ordem de poucos cm³ (ANDERSON et al., 2010)— encontra-se entre 4.000 e 50.000 mg/L (RASMUSSEN et al., 2011).

Há que se considerar, entretanto, que esses limites são únicos para cada sensor e devem ser verificados, quantificados e documentados periodicamente (ANDERSON, 2005), considerando as características das partículas transportadas; já que esses limites dependem, em parte, da distribuição e tamanho das partículas (GARTNER; GRAY, 2003). Além disso, em algumas situações, pode ocorrer comprometimento da estabilidade do sensor ao longo do tempo, o que provocaria alterações em sua capacidade de leitura. Os valores mínimos e máximos definirão os limites ideais para os quais o modelo de calibração elaborado poderá ser utilizado (RASMUSSEN et al., 2011).

Com base no exposto, pode-se observar que a proporção de material de cada classe granulométrica (areia, silte, argila, etc.) presente em um evento influenciará a resposta do sensor. Nesse aspecto, Ludwing e Hanes (1990) observaram que a presença de lama (1 g/L e 2 g/L) em amostras de areia coletadas em Louisiana, ocasionam o aumento da leitura de sensores OBS, sendo a resposta do sensor mais elevada para maiores proporções de lama.

Green e Boon (1993) também mostraram que diferentes misturas de silte e areia (nas proporções 80:20, 50:50 e 20:80, sendo silte:areia) geram respostas distintas no sensor OBS-2, para uma mesma CSS. Portanto, caso a granulometria do sedimento *in situ* varie consideravelmente, temporal ou espacialmente, em relação àquela utilizada na confecção da relação turbidez-CSS, a curva de calibração construída para esse sensor poderá mostrar-se ineficiente; comprometendo a conversão dos valores de turbidez em valores de CSS.

Comportamento semelhante foi reportado por Merten, Capel e Minella (2014). Os autores analisaram as leituras de três sensores ópticos (Solar SL 2000-TS, DTS-12 e YSI 6136), considerando cinco proporções de areia e finos (0:100, 25:75, 50:50, 75:25 e 100:0, sendo areia: finos) e uma CSS de 1000 mg/L. Os resultados mostraram que a presença de areia nas misturas reduz a turbidez registrada pelos sensores, em uma proporção linear.

É importante destacar que as alterações nas características das partículas de sedimento transportado devem ser verificadas em campo, buscando-se analisar a existência de variações

temporais, conforme o regime de vazão atuante nas diferentes estações hidrológicas. Em algumas situações, pode ser indicada a construção de curvas de calibração variáveis em função da vazão atuante. Isso possibilitaria a consideração indireta das alterações das propriedades das partículas, já que a magnitude da vazão define a capacidade de transporte de materiais mais grosseiros pelo escoamento.

Pfannkuche e Schmid (2003), ao analisar a relação entre a turbidez e a CSS no rio Elbe (Alemanha), verificaram que um ajuste mais adequado poderia ser obtido pela introdução da vazão no modelo elaborado, elaborando-se duas curvas de calibração distintas, uma para vazões superiores a 600 m³/s e outra para as inferiores. O modelo inicialmente construído utilizava apenas a turbidez como entrada para o cálculo da CSS, empregando todo o período de dados disponíveis (R²=0,6). A separação dos dados entre vazões superiores e inferiores a 600 m³/s, somada a introdução do termo vazão no modelo inicial, possibilitou o desenvolvimento de curvas de ajustes mais adequadas (R²=0,972 e 0,998, para vazões inferiores e superiores ao limite estabelecido).

Forma e rugosidade da partícula de sedimento transportado

A forma da partícula presente no meio líquido e sua rugosidade podem afetar a intensidade de dispersão da energia incidente. Essas propriedades podem alterar a resposta do sensor de 2 a 10 vezes em relação àquela esperada para grãos equivalentes, que possuam características mais suaves. Entretanto, no caso dos grãos naturais, é muito difícil separar os efeitos ópticos da forma e da rugosidade do grão (BUNT; LARCOMBE; JAGO, 1999).

Conforme Bunt, Larcombe e Jago (1999), as partículas individuais serão opticamente mais ativas caso apresentem uma elevada relação entre a área da seção transversal e o volume, isto é, quando possuem formato lamelar. Em geral, as areias possuem dimensões mais uniformes e podem ser representadas por uma esfera, enquanto que as argilas se caracterizam por formatos mais laminares ou alongados (HILLEL, 1982). Comumente, as partículas esféricas (mais arredondadas) apresentam maior proporção de dispersão da energia na direção de frente para trás, em comparação com aquelas partículas coloidais ou aquelas com forma mais alongada (SADAR, 1998), que distribuem a energia em todas as direções, possibilitando a identificação de maior quantidade de energia pelo sistema de detecção do sensor.

De fato, Asano e Sato (1980) e Latimer (1984) mostraram que desvios da esfericidade e a existência de projeções radiais podem aumentar o espalhamento da energia. Da mesma forma, Baker e Lavelle (1984), ao descreverem a atenuação causada por sedimentos naturais como sendo maior do que aquela gerada por grânulos de vidro atribuíram esse aumento a menor esfericidade e a maior rugosidade da superfície dos grãos naturais.

Cor e da composição mineralógica da partícula de sedimento transportado

A cor da partícula também pode causar variações na resposta do sensor, interferindo na detecção da luz dispersa

podendo, até mesmo, ocasionar alterações da ordem de 10 vezes na saída do sensor (DOWNING, 2006). Esse comportamento ocorre porque uma substância colorida absorve a energia em determinadas bandas do espectro, alterando as características da energia transmitida e dispersa e, portanto, modificando a proporção de luz que alcança o sistema de detecção do sensor (ANDERSON et al., 2010; SADAR, 1998).

Segundo Sutherland et al. (2000), partículas de coloração mais escura absorvem mais a energia incidente, de modo que o sinal registrado pelo sensor será menor se comparado aquele observado para partículas de coloração mais clara (Figura 4). Os autores utilizaram o Gráfico Munsell de solo para analisar a resposta do sensor OBS considerando: a posição espectral, o nível de claridade e a quantidade pura da cor cromática considerando partícula de 90 μm coletadas na Baía de Fundy (Golfo do Maine). Os resultados encontrados revelaram que o sensor OBS é sensível a variações no valor Munsell (cor).

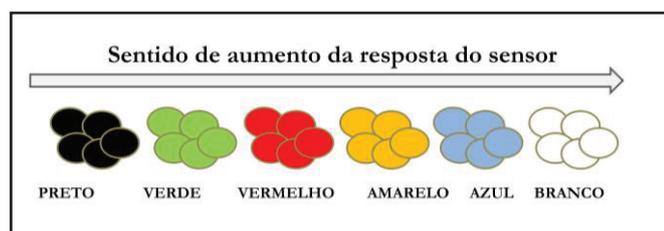


Figura 4 - Resposta do sensor OBS em função da CSS, para diferentes cores de sedimentos suspensos

Fonte: elaborada a partir de resultados reportados por Sutherland et al. (2000)

Já no referente à composição mineralógica da partícula, Maa e Xu (1992) analisaram a performance do sensor OBS para três tipos de sedimentos coesivos (Caulinita, Ilita e Montmorilonita); concluindo que, apesar do sensor responder linearmente à concentração de sedimentos, a faixa operacional (limite de leitura do sensor) varia em função da mineralogia analisada: entre 0 e 0,5 g/L para a Caulinita, entre 0 e 0,8 g/L para a Ilita e entre 0 e 1,2 g/L para a Montmorilonita. Essa faixa difere muito daquela prevista para materiais mais grosseiros, como silte e areia (em torno de 20 g/L). Isso ocorre porque, a quantidade de materiais finos em suspensão (ou dos flocos gerados) é muito maior se comparada àquela resultante para os materiais silte e areia e, portanto, a intensidade de reflexão é mais elevada.

Os resultados desse estudo também demonstraram que o índice de refração do material tem fundamental importância na resposta emitida pelo sensor. A caulinita, por exemplo, apesar de possuir o maior diâmetro entre os três materiais analisados, possui também o maior índice de refração; o que gera maior reflexão da energia, reduzindo a faixa operacional do sensor (máxima turbidez observada para menores CSS).

Hatcher et al. (2000) mostraram que a declividade da função linear— que relacionam o coeficiente de retroespalhamento do sensor Hydroscat-6 e a quantidade de areia presente na amostra (coletadas em ambientes aquáticos)— diferem significativamente para os diversos tipos de areia, conforme a composição (quartzo x carbonato) e a cor (quartzo natural x

quartzo rosa) da amostra analisada. O sensor foi analisado para os comprimentos de onda 442, 470, 510, 589, 620, 671 ηm da energia incidente. Os autores reportaram que as inclinações das linhas da função gráfica associadas à adição de areia carbonato são duas vezes mais altas que aquelas relacionadas à areia de quartzo natural e rosa, considerando o mesmo tamanho de partícula e o mesmo número de partículas por unidade de peso. Além disso, a declividade das linhas da amostra de areia composta por quartzo natural é significativamente mais elevada (em relação à linha da amostra de quartzo rosa) para os comprimentos de onda de 510 e 589 ηm . Já para os comprimentos de 442 e 470 ηm , essa diferença é bem menos significativa; enquanto que, para os comprimentos de onda de 620 e 670 ηm , as linhas estão muito próximas, dificultando a diferenciação das amostras de quartzo natural e colorida.

Características ópticas e geométricas do sensor de monitoramento

O designer óptico do instrumento de monitoramento exerce forte influência na resposta registrada pelo sensor (LEWIS; EADS, 2009), podendo causar alterações da ordem de 10 vezes na saída do sensor (DOWNING, 2006). Os resultados de uma oficina realizada, em 2002, durante o “Federal Interagency Workshop on Turbidity and Other Sediment Surrogates” demonstraram que os valores de turbidez registrados por diferentes instrumentos, para uma dada CSS, podem ser altamente variáveis e estão, frequentemente, em desacordo; mesmo quando o método de calibração é semelhante (GRAY; GLYSSON, 2002).

De maneira geral, dois ou mais instrumentos, com diferentes geometrias de emissão e detecção da luz incidente, não produzem resultados equivalentes de turbidez, para uma mesma CSS; ainda que o processo de calibração realizado seja muito próximo (ANDERSON, 2005; ANDERSON et al., 2010). Análises efetivadas por Foster, Millington e Grew (1992)— utilizando os turbidímetros Partech S100 e S1000—, por exemplo, mostraram variações significativas nos valores de turbidez registrados pelos diferentes sensores, considerando uma mesma CSS e sedimentos oriundos de um mesmo local. Da mesma forma, resultados reportados por Merten, Capel e Minella (2014) para os sensores Solar SL 2000-TS, DTS-12 e YSI 6136, utilizando sedimentos coletados em High Island Creek (St. Peter, Minnesota, EUA), mostraram que a resposta dos sensores variam de acordo com as características dos instrumentos empregados, considerando a mesma CSS e tamanho da partícula.

Algumas vezes, sensores de mesmo modelo (e, portanto, com as mesmas propriedades ópticas e geométricas) podem também resultar em repostas diferentes, considerando uma mesma CSS e tamanho da partícula de sedimento. Isso em razão das características de estabilidade do instrumento e de sua capacidade de identificação do sinal, as quais podem decair ao longo do tempo, durante a operação em campo. Calibrações realizadas em laboratório, para três sensores DTS-12 semelhantes (mesmo modelo e fabricante), demonstram respostas diferenciadas, para mesmas variações da CSS e mesmo tamanho da partícula de sedimento (Figura 5).

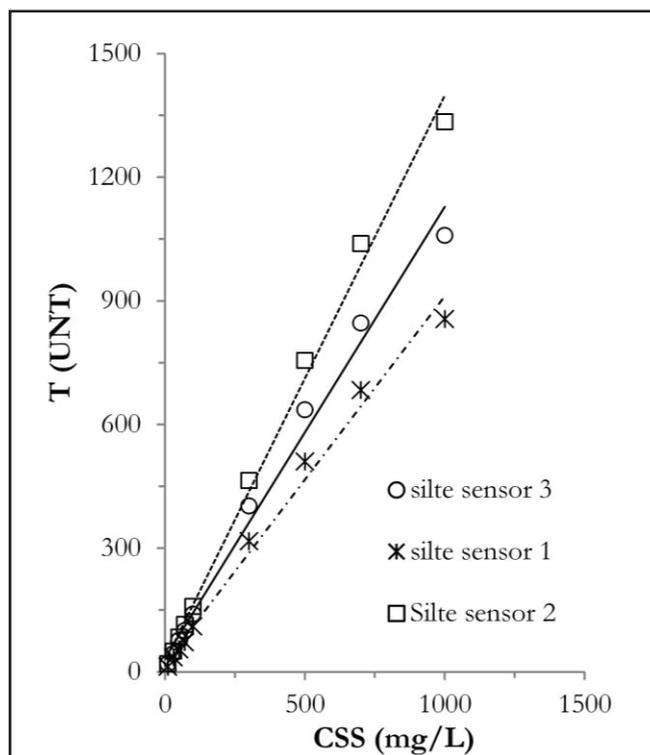


Figura 5- Variação da resposta de três sensores DTS-12 (turbidez - T) em função da concentração de sedimentos suspensos (CSS)

Kleizen et al. (1995) verificaram que o ângulo de detecção da energia escolhido também afeta a leitura de um sensor. Os autores utilizaram um sensor com leituras simultâneas a 12° e 90° para avaliar a influência do ângulo de detecção da luz na captação da energia dispersa pelas partículas. Merten, Capel e Minella observaram que sensores com ângulo de detecção da energia refletida na posição 90° (DTS-12 e YSI 6136) mostram maior sensibilidade para identificação de uma ampla faixa de variação do diâmetro das partículas, em comparação com sensores posicionado a 180° (solar SL 2000-TS).

A esse respeito, é relevante apontar que a grande maioria dos sensores nefelométricos utiliza um ângulo de detecção da luz a 90° (exemplo: DTS-12 e YSI 6136), que além de ser menos sensível a variações do tamanho da partícula, proporciona um sistema óptico simples, com baixa difusão da energia (menor quantidade de luz difusa). A presença da luz difusa pode ser uma fonte significativa de erro para pequenos valores de turbidez, já que essa luz, apesar de atingir o detector de um sistema óptico, não provém da amostra. Logo, existe uma interferência positiva na turbidez medida (SADAR, 1998).

Outro fator que, sabidamente, influencia a resposta do sensor é o comprimento de onda da luz emitida pelo instrumento. Isso porque a distribuição espacial da luz dispersa depende da relação entre o tamanho da partícula e o comprimento de onda da luz emitida. Uma diminuição do caminho percorrido pela luz através da amostra reduz o número de partículas entre a fonte de luz e o detector de luz, e conseqüentemente, estende o limite superior da medição da turbidez (SADAR, 1998).

Hatcher et al. (2000) analisaram o coeficiente de retro-espalhamento do sensor Hydrosat-6 para seis comprimentos

de onda (442, 470, 510, 589, 620 e 671 nm) e diferentes composições (quartzo e carbonato) e tamanhos de partículas de areia (100% de areia com diâmetro igual a 300 µm; 100% de areia com diâmetro de 180 µm; 75% de areia com 180 µm + 25% de areia com 300 µm; 50% de areia com 180 µm + 50% de areia com 300 µm; e 25% de areia com 180 µm + 75% de areia com 300 µm). Os autores concluíram que o coeficiente apresenta uma variação linear em função do aumento da quantidade de areia na amostra, mas a declividade da função gráfica difere de um comprimento de onda para outro. Eles verificaram ainda, que essas diferenças de inclinação foram significativas (a um nível de significância de 95%) para as misturas contendo um único tamanho de grão (180 ou 300 µm).

Presença de bolhas, gases e outros componentes

A presença de bolhas e gases na coluna de água pode causar uma turbidez aparente, gerando valores maiores do que aqueles que estão realmente ocorrendo em um dado meio aquático (ANDERSON, 2005). As bolhas de ar causadas por fluxos turbulentos, por exemplo, podem gerar ruídos de alta frequência sobre os registros de turbidez. Sendo que a amplitude das oscilações comumente aumenta com o aumento do fluxo (LEWIS; EADS, 2009).

Sobre esse aspecto, Downing, Sternberg e Lister (1981) descreveram um pequeno deslocamento positivo (não quantificado) na resposta do sensor OBS, devido a presença de bolhas; o que, contudo, não teria representado alterações significativas no ganho/sensibilidade do instrumento e na sua correlação com a concentração de sedimentos. Os autores utilizaram areia de praia, variando a CSS entre 0,1 e 100 ppt. Black e Rosenberg (1994) ao relatarem a influência do arrastamento de bolhas de ar associadas à agitação rápida da amostra, também identificaram um aumento do sinal medido pelo sensor OBS (entre 5 e 10%) em comparação com aquele verificado para a condição de água parada. Todavia, conforme os autores, o efeito dessa incorporação de ar in situ seria menos significativo do que aquele verificado em laboratório.

Da mesma forma, Clifford et al. (1995) observaram variações do sinal lido pelo sensor IR40-C em função da presença de ar em uma amostra de água; descrevendo a ocorrência de poucos efeitos quando as bolhas possuem até 0,15 cm e efeitos mais significativos na presença de bolhas maiores. Contrariamente, ensaios realizados por Puleo et al. (2006), utilizando areia e lama, mostraram maior resposta do sensor OBS quando as bolhas de ar apresentavam pequeno diâmetro e grande concentração. Além disso, o aumento do sinal foi mais pronunciado para a água salgada quando comparada à água doce.

Para Bunt, Larcombe e Jago (1999), a resposta de sensores OBS e de transmissômetros à presença de bolhas de ar, geradas a partir de ondas, ainda é pouco conhecida. Entretanto, como a saída do sensor OBS pode ser aumentada em até duas vezes perante a alta concentração de bolhas, os autores sugerem que a resposta do instrumento seja quantificada em simulações de onda-tanque antes de sua implantação em campo, quando o regime in situ for caracterizado por grande concentração de bolhas de ar.

De maneira semelhante, a presença de microrganismos em suspensão (principalmente fitoplâncton), poluentes e matéria orgânica também interferem na difusão da energia entre as partículas e o sensor (MINELLA et al., 2008; RASMUSSEN et al., 2011; SCHOELLHAMER; WRIGHT, 2003). Aparentemente, águas claras e com matéria biológica suspensa, podem apresentar maior retroespalhamento (e menor transmissão) se comparadas a águas puras; ainda que esses materiais sejam praticamente negligenciáveis em concentração de massa ($\mu\text{g/L}$). A presença de plâncton, por exemplo, pode aumentar a resposta de transmissômetros e sensores OBS em até quatro vezes quando comparada a concentrações semelhantes de grãos minerogênicos (BUNT; LARCOMBE; JAGO, 1999).

De fato, Schoellhamer (1993) identificou a existência de maior correlação entre a resposta do sensor OBS e a clorofila do que entre a CSS e a saída do sensor OBS (R de 73% em comparação com 50%), em monitoramento realizado em Tampa Bay. Segundo o autor, o fitoplâncton que continha clorofila influenciou a resposta do sensor tanto quanto a presença de sedimentos; principalmente quando a CSS estava próxima ou abaixo do limiar de resposta desse sensor. Além disso, existiram picos na saída do sensor, ocasionados pela natação dos peixes em frente ao instrumento, o que afetou a média das leituras. Entretanto, essa interferência foi minimizada pela utilização da mediana como representativa da resposta do sensor. Houve ainda, um aumento na saída do sensor em função do acúmulo de algas na superfície óptica; o que revelou a necessidade de limpezas diárias do instrumento.

Em locais com altas cargas de nutrientes, temperaturas amenas e sol abundante, podem ocorrer incrustações biológicas, rápidas e frequentes, nas janelas de sensores ópticos (LEWIS; EADS, 2009). Essas incrustações resultam em falsos valores de turbidez para uma escala temporal, já que mantém os valores medidos ao longo do dia ou por dias seguidos; principalmente em regiões mais quentes, onde a atividade microbiológica é mais elevada (ANDERSON et al., 2010).

O acúmulo gradual de sedimentos, algas, ou resíduos finos sobre a janela óptica do sensor gera uma turbidez gradualmente achatada ou aumentada; mesmo que a vazão esteja retrocedendo ou já em baixa. Por outro lado, quando o sensor está limpo, a turbidez decai rapidamente. Geralmente, essas incrustações progressivas podem ser evitadas por meio da implantação de sensores que utilizem um método mecânico de limpeza da superfície óptica (LEWIS; EADS, 2009). No entanto, caso ocorra o crescimento de algas filamentosas próximas ao campo óptico do sensor, a contaminação pode estar fora do alcance do limpador, e ainda assim decorrer em leituras errôneas, devido às ondulações que as direcionam para frente do sensor. Nesse caso, é aconselhável a retirada manual desses materiais (LEWIS; EADS, 2009) na ocasião das visitas de rotina.

Processos de floculação, agregação e turbulência

O efeito dos processos de floculação, agregação e turbulência pode aumentar as incertezas nas respostas do sensor, interferindo nas leituras efetuadas pelo instrumento (MINELLA et al., 2008; RASMUSSEN et al., 2011; SCHOELLHAMER;

WRIGHT, 2003). As alterações ocasionadas podem alcançar a ordem de 2 vezes sobre a saída do sensor (DOWNING, 2006).

Os processos de floculação natural, que ocorrem nos regimes laminares, podem aglomerar partículas que seriam individualmente mais eficientes na dispersão da luz, formando agregados com menor eficiência (DOWNING, 2006), resultando em menor leitura do sensor óptico. Já os escoamentos mais turbulentos possuem maior capacidade de transporte das partículas, e uma capacidade de floculação e agregação mais reduzida, além de proporcionar maior formação de bolhas de ar e a introdução de gases no líquido.

A floculação ocorre quando as partículas de sedimento ou flocos entram em contato e se juntam (EISMA 1991), sendo uma função da concentração de partículas e também da turbulência (DOWNING, 2006). A formação de flocos pode ser facilitada em alguns escoamentos turbulentos devido ao aumento da colisão entre as partículas; entretanto, em níveis mais elevados de turbulência, os flocos tendem a ser quebrados em partículas menores. Por outro lado, a presença de compostos orgânicos, formando revestimentos sobre os grãos, colabora para a manutenção da união das partículas sob a forma de flocos (EISMA, 1991).

As partículas podem, por sua vez, serem postas em contato por meio de processos físicos (tais como: a turbulência e a sedimentação diferencial), pelo movimento browniano (movimento aleatório de partículas microscópicas imersas em um fluido, originado pelo choque das moléculas do fluido nessas partículas microscópicas) ou pela existência de partículas muito pequenas, da ordem de vários microns (EISMA, 1991). Por isso, o grau de floculação é maior para lodos finos e argilas (BUNT; LARCOMBE; JAGO, 1999). A frequência desse contato dependerá do mecanismo que o provocou, do tamanho da partícula e da sua concentração (EISMA, 1991).

O tamanho dos flocos é um grande controlador da resposta dos instrumentos ópticos e pode variar temporal e espacialmente, conforme forem as condições hidrodinâmicas atuantes. Com isso, a dispersão da luz pelos flocos é extremamente complexa; principalmente, porque o processo de desagregação de partículas maiores em menores pode alterar o retroespalhamento da energia, modificando a resposta do sensor (BUNT; LARCOMBE; JAGO, 1999).

Gibbs e Wolanski (1992) utilizaram caulinita comercial (com diâmetro médio igual a $1,5 \mu\text{m}$) e uma amostra com turbidez máxima, retirada do rio Fly (Papua, Nova Guiné), com diâmetro médio igual a $3,5 \mu\text{m}$, para investigar a influência da formação de flocos na resposta de um sensor óptico-nefelométrico (Modelo 156, McVan Instruments, Victoria, Austrália). Ambas as amostras foram misturadas com água do mar para assegurar a salinidade necessária à máxima floculação em estuários. Para a amostra contendo caulinita, os resultados demonstraram que o escoamento de maior velocidade (velocidade máxima de 100 cm/s), produz maior intensidade de retroespalhamento para uma dada CSS. Isso porque, os flocos formados eram muito pequenos e não havia uma abundância de partículas primárias. Por outro lado, quando as mesmas amostras foram submetidas a escoamentos mais lentos (10 a 12 cm/s), com maior possibilidade de floculação, a intensidade de resposta do

sensor decaiu consideravelmente. Uma intensidade de 1 V, por exemplo, correspondeu a uma CSS igual a 2 g/L para um fluxo de alta velocidade e 5 g/L para um fluxo de menor velocidade. Os resultados obtidos da amostra do rio Fly apresentaram um comportamento muito semelhante aquele obtido para a caulinita. Nesse caso, uma CSS igual 5 g/L correspondeu a uma resposta do sensor de 1,23 V, para a condição de alta turbulência e, em torno de 10 g/L para um escoamento mais lento.

Ensaio realizado no Laboratório de Sedimentos do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS), utilizando agitação manual e mecânica das amostras, demonstram que o aumento da turbulência gera uma elevação da resposta do sensor DTS-12, para uma mesma CSS e mesmas características das partículas de sedimento. Na figura 6 são apresentadas as variações da resposta do sensor DTS-12 em função das características da agitação da amostra, considerando agitação mecânica e manual. As amostras foram coletadas na bacia do Taboão (Pejuçara, RS), sendo o processo manual de agitação realizado durante três minutos utilizando-se uma jarra com misturador acoplado (metodologia empregada por SARI et al., 2012). Após esse período, o processo de agitação foi interrompido e a sonda foi inserida na amostra para realização das leituras de turbidez. Por outro lado, na agitação mecânica a amostra ensaiada foi submetida ao processo de agitação durante todo o tempo de leitura do sensor. No processo manual, quando cessada a agitação, desenvolvem-se condições favoráveis à formação de flocos e à decantação das

partículas mais grosseiras; enquanto que no processo mecânico, a turbulência impede ou minimiza a formação de flocos, além de facilitar a ocorrência de bolhas de ar na mistura. Tais características resultaram em uma resposta mais elevada do sensor de turbidez para a agitação mecânica, em comparação à saída do sensor para o método de agitação manual.

APLICAÇÕES DE SENSORES ÓPTICOS COMO MEDIDA INDIRETA DA CSS: O CENÁRIO BRASILEIRO

A aplicação dos sensores ópticos como tecnologia alternativa para determinação da CSS é, ainda, uma técnica bastante incipiente no cenário brasileiro. A maioria dos estudos que empregaram tais tecnologias foi realizada em bacias hidrográficas localizadas na região sul do Brasil (Tabela 3).

Em geral, a relação entre a resposta do sensor e a CSS foi elaborada tendo por base um curto período de dados de monitoramento, variando de alguns dias (eventos) a menos de um ano. Como comparativo, pode-se dizer que estudos desenvolvidos em outros locais (ver Tabela 1) comumente empregam um período maior para a calibração dos instrumentos de monitoramento (1 ano ou mais, podendo chegar a 8 anos). Todavia, há que se considerar que tais locais geralmente aplicam sistemas de monitoramento mais eficientes, somados a leis rígidas de controle da qualidade das águas e, por isso, apresentam bancos de dados maiores para construção das curvas de calibração. No Brasil, a rede de monitoramento da produção/transporte de sedimentos e da qualidade da água é pequena, o que se torna um limitante para o desenvolvimento de calibrações mais representativas.

Entretanto, por outro lado, esse cenário também revela que o desenvolvimento de sistemas mais eficientes de monitoramento da qualidade das águas brasileiras, bem como a preservação dos recursos hídricos e o planejamento adequado do uso de tais recursos, perpassa pela implantação de tecnologias alternativas de monitoramento, como os sensores ópticos. Tais tecnologias possibilitarão a construção de um banco de dados com informações contínuas, com maior facilidade de aquisição das informações e a um custo relativamente baixo. As informações obtidas, por sua vez, poderão facilitar a elaboração de inúmeros projetos de engenharia, assim como também, a melhoria dos processos de modelagem da qualidade da água e transporte de sedimentos em bacias hidrográficas brasileiras.

As relações de calibração (entre a resposta do sensor e a CSS) usualmente empregadas em estudos brasileiros são do tipo linear, polinomial ou potencial, com R^2 variando entre 0,71 e 0,999. Apesar dos autores reportarem um ajuste satisfatório, a grande maioria deles não faz menção a posteriores verificações em campo das curvas de calibração elaboradas. Assim, podem existir restrições em relação à utilização dessas equações para transformação da saída do sensor em CSS, sobretudo porque, o período utilizado na calibração é relativamente pequeno.

Um dos trabalhos que considerou o processo de verificação das equações elaborados foi desenvolvido por Minella et al. (2008). O autor observou erros da ordem de ± 122 mg/L quando a equação potencial calibrada in situ foi utilizada e valores

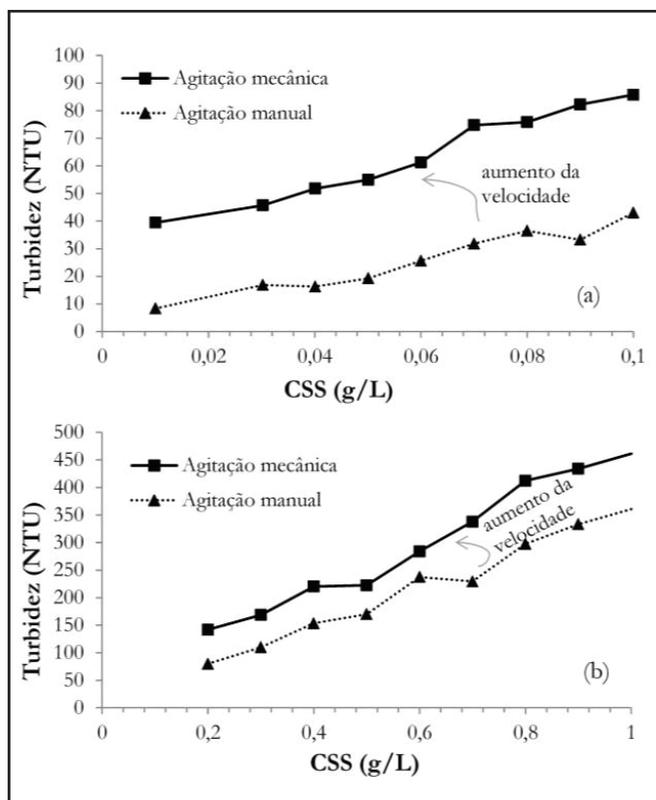


Figura 6 - Variação da resposta do sensor DTS-12 em função das condições de agitação da amostra: (a) turbidez para concentrações de sedimento suspenso (CSS) entre 0,01 e 0,1 g/L e; (b) turbidez para CSS superiores a 0,1 g/L

Tabela 3 – Descrição de estudos realizados no Brasil utilizando sensores ópticos como medida indireta da CSS

Autor	Local	Sensor (resolução/λ)	Período calibração	Tipo de ajuste	Função	NS/R ² /R
Vestena, Lucini & Kobiyama (2007)**	bacia de Caeté (Alfredo Wagner, Santa Catarina)	Solar SL 2000-TS (0-2500 NTU/ 700-3x10 ⁵ ηm)	23/11/2005 (26 amostras de solo)	polinomial	$CSS = 0,0006X^2 + 2,4231X - 276,54$ (X em mV, CSS em mg/L)	R ² =0,9993
Cardoso, Kobiyama & Grison (2012)	bacia do rio Bugres (Santa Catarina)	DTS-12 (0-1600 NTU/780 ηm)	janeiro a junho/12 (10 amostras)	linear potencial	$CSS = 1,1118.T + 1,9092$ $CSS = 2,4086.T^{0,509}$	R ² =0,9711 R ² =0,8512
Carvalho, Paranhos & Paiva (2004)	bacia Menino Deus II e Alto da Colina II (Santa Maria, RS)	sonda de turbidez (não especificada)	Menino Deus II: 10 meses (agosto/01-junho/02) Alto da Colina II: 11 meses (junho/01-maio/02)	linear	Menino Deus II: $CSS = 0,046.T^{1,53}$ (T<527 NTU) Alto da Colina II: $CSS = 0,0624.T^{1,5205}$ (T<505 NTU)	R ² =0,765 R ² =0,73
Minella et al. (2008)*	bacia de Arvorezinha (Arvorezinha, RS)	Solar SL 2000-TS (0-2500 NTU/ 700-3x10 ⁵ ηm)	campo: eventos coletados em 8 dias (15/07, 20/09, 22/09 e 23/10/04; 01/04, 11/05, 18/05 e 20/05/05)	potencial	campo: $CSS = 0,098.T^{2,313}$ lab: $CSS = 0,569.T^{2,039}$ (T em % e CSS em mg/L)	R ² =0,84 R ² =0,807
Lopes et al. (2009)	bacia do Capão Comprido (Distrito Federal)	Solar SL 2000-TS (0-2500 NTU/ 700-3x10 ⁵ ηm)	-	linear	$CSS = 0,0006.T + 0,0046$ (T<390 NTU) $CSS = 0,0014.T - 0,1646$ (T>390 NTU)	R ² =0,9239 R ² =0,9084
Manz, Santos & Paula (2010)	bacia do rio Sagrado (Serra do Mar, Paraná)	DTS-12 (0-1600 NTU/780 ηm)	13 amostras em diferentes condições de vazão	linear	$CSS = 1,2481.T - 3,6393$	R ² =0,976
Pereira, Paiva & Paiva (2012); Pereira & Paiva (2010)	bacias Rancho do Amaral e Rincão do Soturno (entre Itaara e Santa Maria, RS)	Solar SL 2000-TS (0-2500 NTU/ 700-3x10 ⁵ ηm) DTS-12 (0-1600 NTU/780 ηm)	Rincão do Soturno: ~4,5 meses (07/08/2009 a 29/12/2009) Rancho do Amaral: ~4,5 meses (29/09/09 a 11/01/2010)	linear	Rincão do Soturno: $CSS = 0,7278.T - 19,98$ Rancho Amaral: $CSS = 0,5602.T + 4,1413$	R ² =0,71 R ² =0,76
Poletto et al. (2011)	rio São Francisco Falso (Paraná)	turbidímetro (não especificado)	14 dias (entre novembro e dezembro/06, e entre janeiro e fevereiro/07)	potencial	$Q_{ss} = 51,52.Ln(T) - 101,62$ (Q _{ss} em m/dia e T em Volts)	-
Sari et al. (2012)***	bacias do Taboão (Tb), Turcato (Tc) e Donato (Dn), localizadas em Pejuçara (RS)	DTS-12 (0-1600 NTU/780 ηm)	amostras de sedimento suspenso coletadas durante vários meses nos exutórios das bacias	polinomial, potencial, e linear	Tb: $CSS = 4,191.E^{-4}.T^2 + 2,594.T - 11,726$ Tc: $CSS = 2,492.T^{0,67}$ (CSS>100 mg/L) e $CSS = 3,323.T - 0,142$ (CSS≤100 mg/L) Dn: $CSS = 3,031.T^{0,82}$ (CSS>100 mg/L) e $CSS = 3,757.T - 13,747$ (CSS≤100 mg/L)	Tb: R ² =0,975 Tc: R ² =0,97 (>100) e 0,981 (≤100) Dn: R ² =0,952 (>100) e 0,909 (≤100)
Pinheiro et al. (2013)	seção da Arroeira, rio Umbuzeiro (Aiuaba, Ceará)	DTS-12 (0-1600 NTU/780 ηm)	amostras coletadas em lago e posteriormente diluída	cúbica	$CSS = 6x10^{-7}.T^3 + 0,0013.T^2 + 0,6306.T - 5,4136$ (T em NTU e CSS em mg/L)	R ² =0,9999
Bartel, Terra & Collares (2014)	bacia do Arroio do Ouro (entre Pelotras e Morro Redondo, RS)	sensor de turbidez locado em uma estação hidrossedimentológica (SOLAR)	~5,5 meses (16/04 a 02/10/14)	polinomial linear	polinomial: $CSS = 0,0023.T^2 + 2,5953.T - 37,706$ linear: $CSS = 4,5439.T + 178,6$	R ² =0,9992 R ² =0,9852
Brasil et al. (2014)	Bacia Experimental de Igatu (Ceará)	OBS-300 (0 ~4000 NTU/ 850 ηm)	8 dias (9 a 16/05/13)	polinomial	$CSS = 7.E^{-05}.T^2 + 0,3523.T - 10,093$	R ² = 0,9892

Q_{ss}= descarga de sedimentos, CSS= concentração de sedimentos suspensos, T=turbidez

* calibração realizada em: i) laboratório, utilizando sedimentos suspensos coletados por torpeda na seção do rio (lab); ii) campo, a partir de eventos monitorados (campo)

** Calibração realizada em laboratório a partir de 26 amostras de solo coletadas na bacia

*** Calibração realizada em laboratório

Quando não especificado: T em NTU e CSS em mg/L.

cinco vezes maiores quando foi aplicada a equação potencial calibrada em laboratório, a partir de amostras de sedimento suspenso coletadas no exutório da bacia de Arvorezinha, em Arvorezinha, RS. Em geral, a calibração realizada em laboratório superestima os valores de CSS, enquanto que a calibração *in situ* apresenta melhores estimativas da CSS. Os autores utilizaram dados de CSS, monitorados durante 8 eventos de cheia, para validar os modelos desenvolvidos.

A pequena amplitude dos dados pode tornar-se um fator limitante se existir grande variabilidade temporal das características das partículas de sedimento transportadas. Especialmente importantes são as variações no tamanho da partícula, nas proporções das frações granulométricas transportadas e na quantidade de material transportado sob os diferentes regimes hidrológicos. Além disso, pode também haver variações na quantidade de material fino disponibilizado para transporte, a partir das áreas drenadas da bacia, de acordo com o período do ano considerado na calibração. Nesse caso, conforme a estação do ano e as vazões utilizadas, a relação elaborada entre a resposta do sensor e a CSS estaria limitada a algumas condições específicas de regime e tipo de material transportado.

Como desafios à implantação e à aplicabilidade dos sensores ópticos como medida indireta da CSS no Brasil, estão: i) a aquisição de maior período de dados para elaboração das curvas de calibração; ii) a investigação da aplicabilidade dos sensores ópticos nas demais regiões brasileiras; iii) a identificação dos fatores de maior influência sobre a resposta do sensor, em cada local de monitoramento e para cada tipo de instrumento e; quando necessário, a elaboração de curvas específicas, por regime atuante e época do ano; e iv) relacionar as informações obtidas pelos sensores ópticos a outras variáveis e parâmetros de qualidade da água, bem como, a outras tecnologias alternativas para monitoramento da CSS.

Estudo realizado por Carvalho et al. (2004) mostra que o tamanho da partícula de sedimento transportado, bem como a proporção de material presente (areia, silte e argila), podem ser características importantes na construção de relações de ajuste turbidez-CSS em rios brasileiros. Ao realizar o monitoramento da turbidez em duas pequenas bacias do rio Vacacaí Mirim no município de Santa Maria/RS, os autores observaram que o ajuste elaborado foi comprometido quando proporções significativas de areia estavam presentes. Desse modo, a aplicação da curva de calibração elaborada foi limitada a valores de turbidez inferiores a 505 e 527 NTU, para as bacias de Alto da Colina II e Menino Deus II, respectivamente. Para a bacia de menino Deus II, o monitoramento foi realizado entre agosto de 2001 e junho de 2002, resultando em um ajuste com $R^2=0,765$ ($CSS=0,046.T1,53$). Já para a estação Alto da Colina II, o período estendeu-se de junho de 2001 a maio de 2002, sendo o R^2 obtido de 0,73 ($CSS=0,0624.T1,5295$).

Assim sendo, entre os fatores que se espera exercer maior influência sobre a resposta dos sensores ópticos estão, conforme as características dos rios e bacias hidrográficas brasileiras: a CSS, o diâmetro da partícula e a proporção granulométrica do material transportado, além da forma da partícula de sedimento. Em algumas bacias pode ser também importante os componentes presentes na coluna de água e os processos de turbulência.

DISCUSSÕES

As incertezas e os erros introduzidos pela utilização de um sensor óptico, como técnica alternativa para determinação da CSS, irão depender das propriedades do sedimento transportado (CSS, tamanho, forma, cor, índice de refração, densidade e composição mineralógica da partícula de sedimento transportado), de características ópticas e geométricas do instrumento de monitoramento (comprimento de onda da luz incidente e ângulo de detecção), das condições hidrodinâmicas do escoamento (principalmente alterações de regime) e da presença de determinados elementos no meio líquido (bolhas de ar, poluentes, matéria orgânica, etc.). Por isso, antes de implantar uma tecnologia alternativa para determinação da CSS, é indispensável estudar e caracterizar a dinâmica dos sedimentos na bacia em questão, procurando identificar e distinguir as propriedades que mais interferem na relação turbidez-CSS durante o processo de calibração de um dado instrumento.

Em termos gerais, a resposta do sensor será tanto maior quanto: i) maior for a CSS para um mesmo diâmetro da partícula, ii) menor for o tamanho da partícula, iii) maior a rugosidade da partícula, iv) mais alongada ou coloidal for a forma da partícula, v) menos escura for a partícula de sedimento transportado, vi) maior for a quantidade de material biológico presente, vii) mais turbulento for o fluxo (formação de flocos de menor dimensão), e viii) maior for a quantidade de bolhas de ar presentes no meio líquido. A figura 7 apresenta uma síntese da variação da resposta de um sensor óptico, em função dos fatores anteriormente descritos.

Comumente, variações da CSS representam o fator de maior importância na dispersão da energia e, portanto, na calibração de um sensor óptico. Por outro lado, o diâmetro da partícula é a característica física do sedimento com maior relevância no processo de calibração, sobretudo quando os diâmetros transportados forem muito variáveis no tempo e no espaço. Em menor grau, mas ainda importante, estão: a forma e a cor da partícula de sedimento e o comprimento de onda da energia incidente. Outros fatores que requerem atenção são: a presença de material biológico na coluna de água e os processos de floculação e desagregação das partículas durante o transporte.

Assim, sempre que possível, indica-se a consideração de tais fatores no processo de calibração dos instrumentos, com averiguações da necessidade da elaboração de diferentes curvas de calibração, conforme as características das partículas transportadas durante os diferentes regimes atuantes. Quando inviável, sugere-se (ao menos) uma avaliação minuciosa da existência de variações dos diâmetros das partículas transportadas sob os diferentes regimes hidrológicos, bem como, da possibilidade de grandes variações da disponibilidade de fornecimento de sedimento, assim como de suas propriedades, durante determinadas épocas do ano.

Sugere-se ainda que, quando viável, os dados utilizados para a calibração dos instrumentos abarquem o maior período possível (um ano ou mais), a fim de que se possa considerar a variabilidade temporal e espacial das características do sedimento transportado sob os diferentes regimes hidrológicos e também, as alterações na quantidade de material disponibilizado para

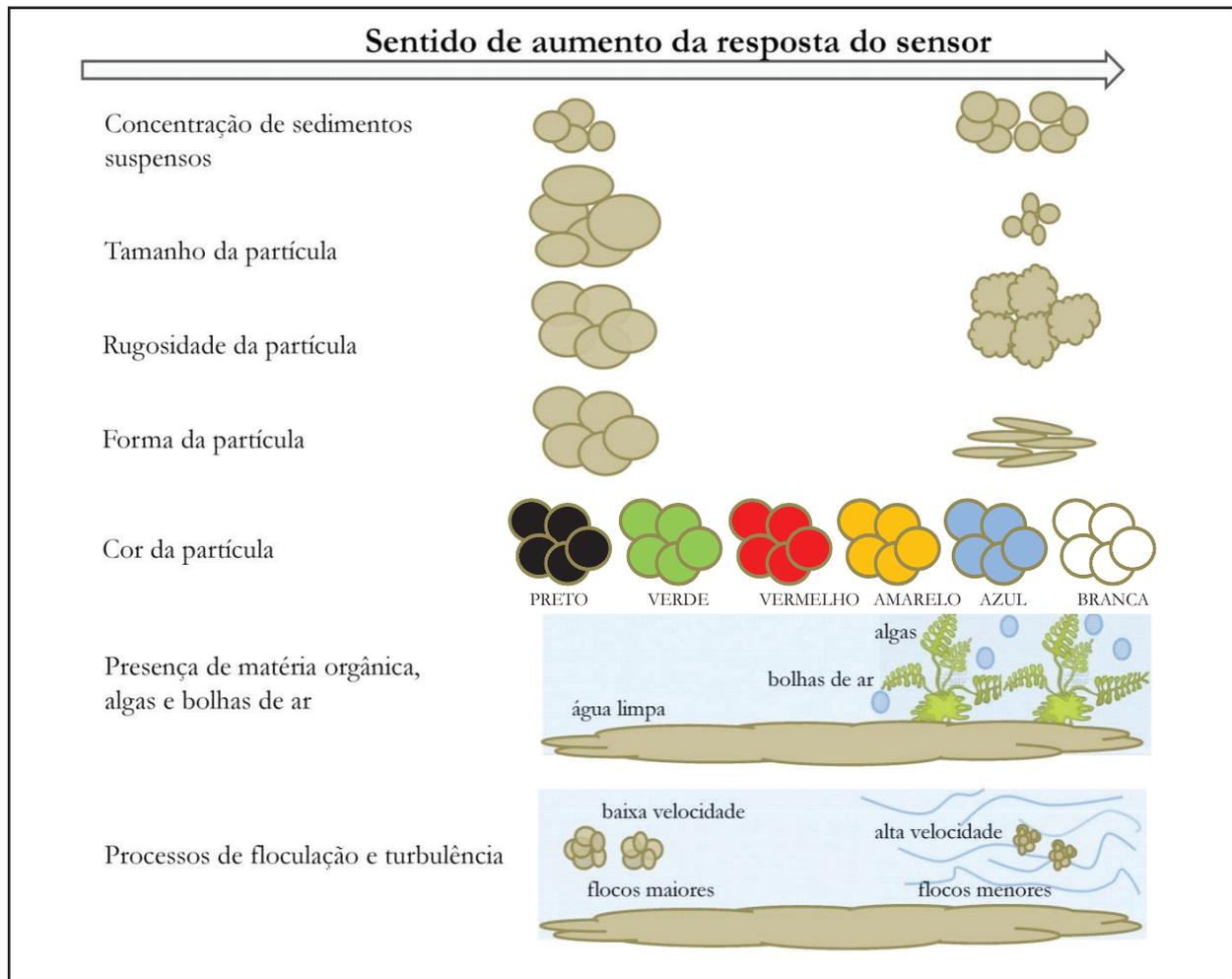


Figura 7 - Variação da resposta de um sensor óptico em função de características do sedimento transportado, da presença de bolhas de ar e outros componentes na coluna de água e da ocorrência de processos de turbulência e floculação

transporte nas calhas dos rios.

Da mesma forma, é importante uma avaliação da presença de nutrientes e outros componentes na coluna de água, particularmente para aquelas bacias caracterizadas como rurais. Nessas bacias, pode existir uma periodicidade da presença de determinados componentes, em função das fases de crescimento da planta e da aplicação de alguns produtos específicos sobre as culturas agrícolas (exemplo: adubos e fertilizantes). Tais produtos podem alterar a resposta do sensor, bem como facilitar a proliferação de algas e outras plantas que, por sua vez, interferem positivamente nas leituras efetuadas pelo instrumento. Na maioria das vezes, a utilização de sensores com sistema de limpeza automática é suficiente para atenuar essa interferência. Sugere-se também, que sejam realizadas limpezas periódicas da superfície óptica do sensor, por ocasião das visitas de rotina in situ.

Portanto, quando as características dos sedimentos transportados e a disponibilidade/proporção de material forem muito variáveis ou ainda, quando a limpeza dos sensores não puder ser realizada e a influência dos componentes presentes na coluna de água for muito significativa, a aplicabilidade dos sensores ópticos pode ser muito comprometida, inviabilizando

sua aplicação como medida alternativa da CSS.

É essencial destacar ainda, a necessidade de elaboração de relações específicas entre a resposta do sensor e a CSS, considerando cada tipo de instrumento e local em que os sensores serão implantados, uma vez que os fatores limitantes dependerão das características sobressalientes no local considerado em associação às propriedades do instrumento. Igualmente importante é a verificação periódica da necessidade de aferição dos sensores ópticos, em razão de problemas ocasionados pela perda da estabilidade dos instrumentos garantindo, desse modo, a representatividade das curvas de calibração elaboradas.

Por fim, cabe destacar que essa necessidade da consideração da influência de todos os fatores (já descritos) sobre a resposta de um sensor óptico confirma que a calibração do instrumento realizada in situ é a forma mais eficiente de se construir uma adequada relação entre a resposta do sensor e a CSS. Isso porque, nesse caso, maiores serão as chances de se obter uma relação que pondere a interferência conjunta de tais fatores sobre a saída do sensor e, portanto, mais representativos serão os valores da CSS obtidos a partir da relação construída.

CONCLUSÕES

A medida final da eficiência de uma tecnologia alternativa para estimativa da CSS, em substituição ao método clássico de coleta e análise do sedimento em laboratório, está relacionada à sua capacidade de quantificar e representar, adequadamente, as características dos sedimentos transportados (ANDERSON et al., 2010). Portanto, para seleção da tecnologia alternativa mais eficiente é primordial a realização de estudos minuciosos do local onde o equipamento de monitoramento será instalado; a fim de que a escolha do instrumento se adeque ao fluxo do canal investigado e seja capaz de representar as características do sedimento transportado através dele.

Para obter uma efetiva calibração do sensor e, conseqüente representatividade das informações coletadas, é fundamental que os fatores de maior influência sobre o instrumento de monitoramento sejam adequadamente caracterizados. A negligência da interferência de tais fatores poderá resultar em erros de grande magnitude na conversão dos valores registrados pelo sensor em valores de CSS, comprometendo os trabalhos resultantes da utilização desses dados. Por vezes, essa influência é tão significativa que pode exigir a construção de diferentes curvas de calibração para um mesmo instrumento, que sejam capazes de levar em consideração as características físico-químicas do regime e as propriedades da partícula de sedimento transportado.

Nesse cenário, a calibração *in situ* é a opção mais indicada para a elaboração da relação entre a resposta do sensor e a CSS, pois possibilitará a consideração em conjunto dos diferentes fatores que influenciam a resposta do sensor. O ideal é que se utilize um período de monitoramento mínimo de um ano de dados para a construção dessa curva de ajuste, em especial naqueles locais onde o regime atuante é muito variável ao longo do ano.

Em rios brasileiros, sugere-se que seja analisada, ao menos, a interferência resultante da possível variabilidade temporal da CSS, do tamanho e da forma da partícula de sedimento, além da proporção granulométrica dos materiais transportados. Em alguns locais, pode ser também importante a verificação da interferência ocasionada pela presença de componentes na coluna de água, bem como pelas condições de turbulência e floculação, atuantes em determinados regimes hidrológicos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao IPH/UFRGS pela infraestrutura fornecida, à Finep e ao CNPq pelo auxílio financeiro e pelas bolsas fornecidas e; aos funcionários do Laboratório de Sedimentos do IPH pelo auxílio provido durante os ensaios laboratoriais.

REFERÊNCIAS

ABE, T.; MIZUGAKI, S.; TOYABE, T.; MARUYAMA, M.; MURAKAMI, Y.; ISHIYA, T. High Range Turbidity Monitoring in the Mu and Saru River Basins: All-year Monitoring of Hydrology

and Suspended Sediment Transport in 2010. *Int. J. Japan Erosion Control Eng.*, v. 5, n. 1, p. 70-79, 2012.

ANDERSON, C. W. Turbidity. In: U.S. GEOLOGICAL SURVEY. *National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data*. USGC: [s.n.], 2005. (Handbooks for Water-Resources Investigations; 9 A6).

ANDERSON, C. W.; FISK, G. G.; GARTNER, J. W.; GLYSSON, G. D.; GOODING, D. J.; GRAY, J.R.; HORNEWER, N. J.; LARSEN, M. C.; MACY, J. P.; RASMUSSEN, P. P.; WRIGHT, S. A.; ZIEGLER, A. C. Surrogate technologies for monitoring suspended - sediment transport in rivers. In: POLETO, C.; CHARLEWORTH, S. (Ed.). *Sedimentology of aqueous systems*. Singapore: Willey- Blackwell, 2010. p. 1-45.

ASANO, S.; SATO, M. Light scattering by randomly oriented spheroidal particles. *Appl. Optics*, v. 19, n. 6, p. 962-974, 1980.

ASTM International. D1889-00 *Standard test method for turbidity of water*. ASTM International-Annual Book of ASTM Standards. [S.l.]: ASTM, 2003. (Water environmental technology, v. 11.01).

BAKER, E. T., LAVELLE, J. W. The effect of particle size on the light attenuation coefficient of natural suspensions. *J. Geophys. Res.*, v. 89, n. C5, p. 8197-8203, Sept. 1984.

BARTEL, G. K.; TERRA, V. S. S.; COLARES, G. L. Estimativa da concentração de sedimentos em suspensão com o uso de sensor óptico de turbidez na bacia do Arroio do Ouro no rio grande do sul. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 11., 2014, João Pessoa, Paraíba. *Anais... Paraíba: ABRH, 2014. CD-ROM*

BISANTINO, T.; GENTILE, F.; LIUZZI, G. T. Continuous Monitoring of Suspended Sediment Load in Semi-arid Environments. In: GINSBERG, S.S. *Sediment transport*. India: InTech, 2011. chap. 15.

BLACK, K. P.; ROSENBERG, M. A. Suspended sand measurements in a turbulent environment: field comparison of optical and pump sampling techniques. *Coastal Engin.*, v. 24, n. 1-2, p. 137-50, Nov. 1994.

BRASIL, J. B.; SANTOS, J. C. N. dos; PALÁCIO, H. A. de Q.; RIBEIRO FILHO, J. C.; PINHEIRO, A. G. Calibração de turbidímetro para estimativa da concentração de sedimento em suspensão na bacia experimental de Iguatu-CE. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 11., 2014, João Pessoa, Paraíba. *Anais... João Pessoa: ABRH, 2014. CD-ROM*.

BRASINGTON, J.; RICHARDS, K. Turbidity and suspended sediment dynamics in small catchments in the Nepal Middle Hills. *Hydrol. Process.*, v.14, n. 14, p. 2559-2574, Oct. 2000.

- BUNT, J. A. C.; LARCOMBE, P.; JAGO, C. F. Quantifying the response of optical backscatter devices and transmissometers to variations in suspended particulate matter. *Continental Shelf Res.*, v. 19, n. 9, p. 1199-1220, July 1999.
- BUSCHMAN, F. A.; HOITINK, A. J. F.; JONG, S. M. de; HOEKSTRA, P.; HIDAYAT, H.; SASSI, M. G. Suspended sediment load in the tidal zone of an Indonesian river. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, v. 16, p. 4191-4204, Nov. 2012.
- CARDOSO, A. T.; KOBAYAMA, M.; GRISON, F. Problemas na estimativa de sólidos em suspensão associados à elaboração da curva-chave para sensor de turbidez. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 10., 2012, Foz do Iguaçu, Paraná. *Anais...* Foz do Iguaçu: ABRH, 2012. CD-ROM.
- CARVALHO, K. S. de; PARANHOS, R. M.; PAIVA, J. B. D. de. Limitações ao uso da relação entre turbidez e Concentração de sedimento em suspensão em duas pequenas Bacias em Santa Maria, RS. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA, 21., 2004, São Pedro, São Paulo. *Anais...* São Paulo: IAHR, 2004. CD-ROM.
- CHIKITA, K. A.; WADA, T.; KUDO, I.; KIM, Y. The Intra-Annual Variability of Discharge, Sediment Load and Chemical Flux from the Monitoring: The Yukon River, Alaska. *J. Water Resource Prot.*, v. 4, n. 4, p. 173-179, Apr. 2012
- CLIFFORD, N. J.; RICHARDS, K. S.; BROWN, R. A.; LANE, S. N. Laboratory and field assessment of an infrared turbidity probe and its response to particle size and variation in suspended sediment concentration. *Hydrol. Sci. J.*, v. 40, n. 6, p. 771-91, 1995.
- CONNER, C. S.; VISSER, A. M. de. A laboratory investigation of particle size effects on an optical backscatterance sensor. *Marine Geol.*, v. 108, n. 2, p. 151-159, Oct. 1992.
- DOWNING, J. Twenty-five years with OBS sensors: The good, the bad, and the ugly. *Continental Shelf Res.*, v. 26, n. 17-18, p. 2299-2318, Nov. 2006.
- DOWNING, J.; STERNBERG, R. W.; LISTER, C. R. B. New instrumentation for investigation of sediment suspension in the shallow marine environment. *Marine Geol.*, v. 42, n. 1-4, p. 19-34, July 1981.
- EISMA, D. Particle Size of Suspended Matter in Estuaries. *Geo-Marine Letter*, v. 11, n. 3, p.147-53, Sept. 1991.
- ESTRANY, J.; GARCIA, C.; BATALLA, R. J. Mediterranean agricultural catchment Suspended sediment transport. *Earth Surf. Process. Landforms*, v. 34, p. 929-940, 2009.
- FINLAYSON, B. L. Field calibration of a recording turbidity meter. *Catena*, v. 12, p. 141-147, 1985
- FOSTER, I. D. L.; MILLINGTON, R.; GREW, R. G. The impact of particle size controls on stream turbidity measurement; some implications for suspended sediment yield estimation. In: BOGEN, J.; WALLING, D. E.; DAY, T. J. (Ed.). Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins. Basins: IAHS, 1992. p. 51-62. Proceedings Oslo Symposium. (IAHS Publication, v. 210).
- GARTNER, J. W.; GRAY, J. R. Summary of suspended-sediment technologies considered at the Interagency Workshop on Turbidity and Other Sediment Surrogates. In: FEDERAL INTERAGENCY WORKSHOP ON SEDIMENT MONITORING INSTRUMENT AND ANALYSIS RESEARCH, 9., 2003, Flagstaff, Arizona. Proceedings... Flagstaff: [s.n.], 2003. (U.S. geological survey circular, 1276). Disponível em: <<http://water.usgs.gov/osw/techniques/sediment/sedsurrogate2003workshop/listofpapers.html>>. Acesso em: 2 dez. 2014.
- GIBBS, R. J.; WOLANSKI, E. The effects of flocs on optical backscattering measurements of suspended material concentration. *Marine Geol.*, v. 107, n. 4, p. 289-291, Aug. 1992.
- GRAY, J. R.; GLYSSON, G. D. Proceedings of the Federal Interagency Workshop on Turbidity and Other Sediment Surrogates. In: FEDERAL INTERAGENCY WORKSHOP ON TURBIDITY AND OTHER SEDIMENT SURROGATES, 53., 2002, Reno, Nevada. *Proceedings...* Reno: [s.n.], 2002. (U.S. geological survey circular, 1250).
- GRAY, J.R.; GARTNER, J. W. Technological advances in suspended-sediment surrogate monitoring. *Water Resources Res.*, v. 45, n. 4, W00D29, Apr. 2009. doi:10.1029/2008WR007063.
- GRAY, J. R.; PATIÑO, E.; RASMUSSEN, P. P.; LARSEN, M. C.; MELIS, T. S.; TOPPING, D. J.; ALAMO, C. F. Evaluation of sediment surrogate technologies for computation of suspended-sediment transport. In: INTERNATIONAL YELLOW RIVER FORUM ON RIVER BASIN MANAGEMENT, 1., 2003, Zhengzhou, Henan Province, China. *Proceedings...* Zhengzhou, Henan Province, China: Yellow River Conservancy Commission, 2003.
- GREEN, M. O.; BOON, J. D. The measurement of constituent concentrations in nonhomogeneous sediment suspensions using optical backscatter sensors. *Marine Geol.*, v. 110, n. 1-2, p. 73-81, Feb. 1993
- HAIMANN, M.; LIEDERMANN, M.; LALK, P.; HABERSACK, H. An integrated suspended sediment transport monitoring and analysis concept. *Int. J. Sediment Res.*, v. 29, n.2; p. 135-148, June 2014.
- HARRINGTON, S. T.; HARRINGTON, J. R. An assessment of the suspended sediment rating curve approach for load estimation on the Rivers Bandon and Owenabue, Ireland. *Geomorphology*, v. 185, n. 1, p. 27-38, Mar. 2013.

- HATCHER, A.; HILL, P.; GRANT, J.; MACPHERSON, P. Spectral optical backscatter of sand in suspension: effects of particle size, composition and colour. *Marine Geology*, v. 168, n. 1-4, p. 115-128, Aug. 2000.
- HILLEL, D. *Introduction to soil physics*. San Diego, CA: Academic Press, 1982.
- HUDSON, R. *Interpreting Turbidity and Suspended-Sediment Measurements in High-Energy Streams in Coastal British Columbia*. Nanaimo: Research Section, Vancouver Forest Region, BCMOF, 2001. (Forest Research Technical Report, TR-008).
- KINEKE, G. C.; STERNBERG, R. W. Measurements of high concentration suspended sediments using the optical backscatterance sensor. *Marine Geol.*, v. 108, n. 3-4, p. 253-58, Nov. 1992.
- KLEIZEN, H. H.; PUTTER, A. B.; BEEK M. V. D.; HUYNINK, S. J. Particle concentration, size and turbidity. *Filtration Separation*, v. 32, n. 9, p. 897-901, Oct. 1995.
- KUHNLE, R. A.; WREN, D. G. Breakout Session I, Suspended-Sediment Measurement: Data Needs, Uncertainty, and New Technologies. In: GRAY, J. R. (Ed.). PROCEEDINGS OF THE FEDERAL INTERAGENCY SEDIMENT MONITORING INSTRUMENT AND ANALYSIS RESEARCH WORKSHOP Flagstaff, Arizona: usgs, 2003. (U.S. geological survey circular, 1276). Disponível em: http://pubs.usgs.gov/circ/2005/1276/pdf/circ1276_web_feb28.pdf. Acesso em: 12 dez. 2014.
- LATIMER, P. Light scattering by a homogeneous sphere with radial projections. *Appl. Optics*, v. 23, n. 3, p. 442-447, 1984.
- LENZI, M. A.; MARCHI, L. Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites northeastern Italy. *Catena*, v. 39, n. 4, p. 267-282, May 2000.
- LEWIS, J. Estimation of suspended sediment flux in streams using continuous turbidity and flow data coupled with laboratory concentrations. In: FEDERAL INTERAGENCY WORKSHOP ON TURBIDITY AND OTHER SEDIMENT SURROGATES, 3., 2002, Reno, NV. *Proceedings...* Reno: USGS, 2002. (U.S. geological survey circular, 1250). Disponível em: <http://water.usgs.gov/osw/techniques/TSS/listofabstracts.htm>. Acesso em: 15 dez. 2014.
- LEWIS, J. Turbidity-controlled sampling for suspended sediment load estimation. *LAHS Publ.*, v. 283, p. 13-20, 2003.
- LEWIS, J. Turbidity-controlled suspended sediment sampling for runoff-event load estimation. *Water Resources Res.*, v. 32, n. 7, p. 2299-2310, July 1996.
- LEWIS, J.; EADS, R. (Ed.). *Implementation guide for turbidity threshold sampling: principles, procedures, and analysis*. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 2009. (General Technical Report, PSW-GTR-212).
- LIETZ, A. C.; DEBIAK, E. A. *Development of Rating Curve Estimators for Suspended-Sediment Concentration and Transport in the C-51 Canal Based on Surrogate Technology, Palm Beach County, Florida, 2004-05*. Reston, Virginia: U.S. Geological Survey, 2005. (Open-File Report 2005-1394).
- LOPES, G. R.; TÁVORA, B. E.; SANTOS, R. M. dos; KOIDE, S. Estudo sobre correlação entre turbidez e sólidos em suspensão para estimativa da vazão sólida em uma pequena bacia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18, 2009, Campo Grande, MS. *Anais...* Campo Grande: ABRH, 2009.
- LUDWIG, K. A.; HANES, D. M. A laboratory evaluation of optical backscatterance suspended solids sensors exposed to sand-mud mixtures. *Marine Geology*, v. 94, n. 1-2, p. 173-179, July 1990.
- MAA, J.; XU, J. Notes on the performance of an optical backscatter sensor for cohesive sediment. *Marine Geology*, v. 104, n. 1-4, p. 215-218, Feb. 1992.
- MACDONALD, J. S.; BEAUDRY, P. G.; MACISAAC, E. A.; HERUNTER, H. E. The effects of forest harvesting and best management practices on streamflow and suspended sediment concentrations during snowmelt in headwater streams in sub-boreal forests of British Columbia, Canada. *Can. J. For. Res.*, v. 33, n. 8, p. 1397-1407, 2003.
- MANO V.; NEMERY, J.; BELLEUDY, B.; POIREL, A. Assessment of suspended sediment transport in four alpine watersheds (France): influence of the climatic regime. *Hydrol. Process.*, v. 23, n. 5, p. 777-792, Feb. 2009.
- MANZ, R. E.; SANTOS, I.; PAULA, E. V. de. Monitoramento automático do transporte de sedimento em suspensão por meio de turbidímetro de alta performance. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 14., 2010, Brasília, DF. *Anais...* Brasília: ABRH, 2010.
- MARTTILA, H.; KLØVE, B. Use of Turbidity Measurements to Estimate Suspended Solids and Nutrient Loads from Peatland Forestry Drainage. *J. Irrigation Drainage Engin.*, v. 138, n. 12, p. 1088-1096, Dec. 2012.
- MERTEN, G. H.; CAPEL, P. D.; MINELLA, J. P. G. Effects of suspended sediment concentration and grain size on three optical turbidity sensors. *J. Soils Sediments*, v. 14, n. 7, p. 1235-1241, July 2014.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; CLARKE, R. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. *Hydrol. Process.*, v. 22, n. 12, p. 1819-1830, June 2008.

- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; ROLOFF, O. A.; ABREU, A. S. Turbidimetria e a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão. In: IDE, C. N.; VAL, L. A. A. do; RIBEIRO, M. L. *Produção de sedimentos e seus impactos ambientais, sociais e econômicos*. Campo Grande, MS: Ed. Oeste, 2009. p. 95-112.
- NAVRATIL, O.; ESTEVES, M.; LEGOUT, C.; GRATIOT, N.; NEMERY, J.; WILLMORE, S.; GRANGEON, T. Global uncertainty analysis of suspended sediment monitoring using turbidimeter in a small mountainous river catchment. *J. Hydrol.*, v. 398, n. 3-4, p. 246-259, Feb. 2011.
- OLD, G. H.; LEEKS, G. J. L.; PACKMAN, J. C.; SMITH, B. P. G.; LEWIS, S.; HEWITT, E. J.; HOLMES, M.; YOUNG, A. The impact of a convectional summer rainfall event on river flow and fine sediment transport in a highly urbanized catchment: Bradford, West Yorkshire. *Sci. Total Environ.*, v. 314-316, p. 495-512, Oct. 2003.
- PEREIRA, M. A.; PAIVA, E. M. C. D de. Monitoramento da turbidez em duas pequenas bacias hidrográficas inseridas no bioma mata atlântica. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 16., 2010, Brasília, DF. *Anais...* Brasília: ABRH, 2010.
- PEREIRA, M. A.; PAIVA, E. M. C. D de; PAIVA, J. B. D. de. Produção de Sedimentos em Diferentes Escalas Espaço-Temporais de Duas Pequenas Bacias e um Lisímetro no Bioma Mata Atlântica. *RBRH: revista brasileira de recursos hídricos*, v. 17, n. 4, p. 49-64, out./dez. 2012.
- PFANNKUCHE, J.; SCHMIDT, A. Determination of suspended particulate matter concentration from turbidity measurements: particle size effects and calibration procedures. *Hydrol. Process.*, v. 17, n. 10, p. 1951-1963, July 2003.
- PINHEIRO, E. A. R.; ARAÚJO, J. C. de; FONTENELE, S. de B.; LOPES, J. W. B. Calibração de turbidímetro e análise de confiabilidade das estimativas de sedimento suspenso em bacia semiárida. *Water Res. Irrig. Manag.*, v. 2, n. 2, p.103-110, May-Aug. 2013.
- POLETTI, K.; SAMPAIO, S. C.; QUEIROZ, M. M. F. de; GOMES, B. M.; SONCELA, S. Turbidimetry as an alternative method to determine the rating curve of suspended sediments. *Eng. Agrícola*, v. 31, n. 3, p. 598-606, jun. 2011.
- PRUITT, B. A. Uses of turbidity by states and tribes. In: GRAY, J. R.; GLYSSON, G. D. (Ed.). *Proceedings Federal Interagency Workshop on Turbidity and other Sediment Surrogates*. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey, 2002. (Circular 1250). Disponível em: <<http://water.usgs.gov/osw/techniques/TSS/listofabstracts.htm>>. Acesso em: 12 dez. 2014.
- PULEO, J. A.; JOHNSON, R. V.; BUTT, T.; KOONEY, T. N.; HOLLAND, K. T. The effect of air bubbles on optical backscatter sensors. *Marine Geology*, v. 230, n. 1-2, p. 87-97, Aug. 2006.
- RASMUSSEN, P. P.; GRAY, J. R.; GLYSSON, G. D.; ZIEGLER, A. C. Guidelines and Procedures for Computing Time-Series Suspended-Sediment Concentrations and Loads from In-Stream Turbidity-Sensor and Streamflow Data. [S.l.]: U.S. Geological Survey. Techniques and Methods, 2011. Book 3, chap. C4.
- RASMUSSEN, T. J.; ZIEGLER, A. C.; RASMUSSEN, P. P. *Estimation of constituent concentrations, densities, loads, and yields in lower Kansas River, northeast Kansas, using regression models and continuous water-quality monitoring*, January 2000 through December 2003. [Washington, D.C.]: U.S. Geological Survey Scientific Investigations, 2005. (Report 2005-5165).
- SADAR, M. J. *Turbidity science*. Loveland, Colorado: Hach, 1998. (Technical information series, booklet, n. 11).
- SARI, V.; PEREIRA, M. A. F.; CASTRO, N. M. dos R.; KOBAYAMA, M. Calibração de sondas de turbidez em laboratório. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 10., 2012, Foz do Iguaçu, Paraná. *Anais...* Foz do Iguaçu: ABRH, 2012. CD-ROM.
- SCHOELLHAMER, D. H. Biological interference of optical backscatterance sensors in Tampa Bay, Florida. *Marine Geology*, v. 110, n. 3-4, p. 303-313, Mar. 1993.
- SCHOELLHAMER, D. H.; WRIGHT, S. A. Continuous measurement of suspended-sediment discharge in rivers by use of optical backscatterance sensors. *LAHS Publ.*, v. 283, p. 28-36, 2003.
- SHELLENBARGER, G. G.; WRIGHT, S. A.; SCHOELLHAMER, D. H. A sediment budget for the southern reach in San Francisco Bay, CA: implications for habitat restoration. *Marine Geology*, v. 345, p. 281-293, Nov. 2013.
- SLAETS, J. I. F.; SCHMITTER, P.; HILGER, T.; LAMERS, M.; PIEPHO, H-P.; VIEN, T. D.; CADISCH, G. A turbidity-based method to continuously monitor sediment, carbon and nitrogen flows in mountainous watersheds. *J. Hydrol.*, v. 513, p. 45-57, May 2014.
- SUTHERLAND, T. F.; LANE, P. M.; AMO, C. L.; DOWNING, J. The calibration of optical backscatter sensors for suspended sediment of varying darkness levels. *Marine Geology*, v. 162, n. 2-4, p. 587-597, Jan. 2000.
- TANANAEV, N. I.; DEBOLSKIY, M. V. Turbidity observations in sediment flux studies: examples from Russian rivers in cold environments. *Geomorphology*, v. 218, p. 63-71, Aug. 2014.
- TENA, A.; BATALLA, R. J.; VERICAT, D.; LÓPEZ-TARAZÓN, J. A. Suspended sediment dynamics in a large regulated river over a 10-year period (the lower Ebro, NE Iberian Peninsula). *Geomorphology*, v. 125, n. 1, p. 73-84, Jan. 2011.

UHRICH, M. A.; BRAGG, H. M. *Monitoring instream turbidity to estimate continuous suspended-sediment loads and yields and clay-water volumes in the Upper North Santiam River Basin, Oregon, 1998–2000*. [Washington, D.C.]: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations, 2003. (Report 03–4098).

VESTENA, L. R.; LUCINI, H.; KOBİYAMA, M. Monitoramento automático da concentração de sedimentos em suspensão na bacia hidrográfica do Caeté, Alfredo Wagner/SC. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA REGIONAL CONFERENCE ON GEOMORPHOLOGY, 6., 2006, Goiânia. *Anais...* Goiana: UGB/IAG, 2006.

VOUSDOUKAS, M. I.; ALEKSIADIS, S.; GRENZ, C.; VERNEY, R. Comparisons of acoustic and optical sensors for suspended sediment concentration measurements under non-homogeneous solutions. *J. Coastal Res.*, v. 30, n. 2, p. 160-164, 2011.

ZIEGLER, A. D.; BENNER, S. G.; TANTASIRIN, C.; WOOD, S. H.; SUTHERLAND, R. A.; SIDLE, R. C.; JACHOWSKI, N.; NULLET, M. A.; XI, L. X.; SNIDVONGS, A.; GIAMBELLUCA, T. W.; FOX, J. M. Turbidity-based sediment monitoring in northern Thailand: Hysteresis, variability, and uncertainty. *J. Hydrol.*, v. 519, pt. B, p. 2020-2039, Nov. 2014.

Contribuição dos autores:

Vanessa Sari: Desenvolvimento da pesquisa bibliográfica no banco de dados da CAPES, que originou esse artigo de revisão. Responsável pelas análises, estruturação e redação do material apresentado nesse artigo.

Nilza Maria dos Reis Castro: Professor orientador do trabalho desenvolvido, com importantes contribuições intelectuais para a concepção, estruturação e redação dos resultados apresentados nesse artigo.

Masato Kobiyama: Ofereceu importantes contribuições intelectuais para a estruturação e redação do artigo apresentado.