

## Valutazione dei prodotti di qualità delle acque lacustri da immagini Sentinel 2 e 3

Ilaria Cazzaniga <sup>(a)</sup>, Giulia Luciani <sup>(b)</sup>, Claudia Giardino <sup>(b)</sup>,  
Mariano Bresciani <sup>(b)</sup>, Roberto Colombo <sup>(a)</sup>

<sup>(a)</sup> Università degli studi Milano-Bicocca, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Remote Sensing of Environmental Dynamics Laboratory, Piazza della Scienza 1, Milano, i.cazzaniga3@campus.unimib.it.

<sup>(b)</sup> Consiglio Nazionale delle ricerche, Istituto per il Rilevamento Elettromagnetico dell'Ambiente, via Bassini 15, Milano.

### Introduzione

Le tecniche di Telerilevamento per il monitoraggio delle acque interne si sono sviluppate negli ultimi decenni come uno strumento di supporto alle tradizionali misure limnologiche (Dekker et al., 2011; Mouw et al., 2015; Tyler et al., 2016; Palmer et al., 2015), producendo, a costi relativamente minori e ad alta frequenza, mappe di indicatori di qualità delle acque (WQP); fra questi vi sono, la concentrazione di clorofilla-a (chl-a), proxy dell'abbondanza di fitoplancton, la concentrazione di solidi sospesi totali e di sostanze organiche colorate disciolte. Queste tecniche, permettono di ottenere una visione di insieme, rapida e frequente dei corpi idrici analizzati, producendo mappe a medio-alta risoluzione spaziale e temporale. In particolare, il programma *Copernicus*, dell'Agenzia Spaziale Europea, ha aperto nuove possibilità per la mappatura della qualità delle acque interne con il lancio dei sensori di ultima generazione, a bordo rispettivamente di Sentinel 3 e 2. I satelliti gemelli Sentinel-3 (S3A/B, S3B ancora in fase di *commissioning*) trasportano fra gli altri, il sensore ottico OLCI (*Ocean and Land Colour Imager*), che con 21 bande nell'intervallo spettrale fra 400 e 1020 nm, acquisisce ogni 1-2 giorni mappe ad una risoluzione spaziale di 300 m. I due satelliti gemelli Sentinel-2 A e B (S2A/B) portano a bordo il sensore ottico MSI (*MultiSpectral Instrument*), che acquisisce in 13 bande, nella regione spettrale tra 442 e 2201 nm, con una risoluzione spaziale di 10 m al suolo. Mentre OLCI è stato progettato come successore del sensore MERIS, a bordo del satellite ENVISAT-I operativo dal 2002 e il 2012, con una radiometria dedicata allo studio della qualità delle acque, MSI è stato progettato soprattutto per l'osservazione della terraferma (Drusch et al., 2012). Nonostante ciò, diversi studi sono già stati pubblicati sull'uso di questo sensore per applicazioni acquatiche (Dörnhöfer et al., 2016; Toming et al., 2016; Pahlevan et al., 2017; Bresciani et al., 2018; De Keukelaere et al., 2018), ed in particolare per le acque interne, dove la risoluzione spaziale di MSI permette di osservare sia corpi d'acqua più piccoli che fenomeni di più piccola scala.

Scopo di questo lavoro è la validazione di alcune tecniche di processamento delle immagini di questi due sensori di ultima generazione per la stima di mappe di concentrazione di chl-a per i laghi subalpini ed il Lago Trasimeno, fra

le risorse d'acqua italiane più estese, caratterizzati da due diversi livelli di trofia: i laghi subalpini sono tutti classificati colme oligo-mesotrofici (a eccezione del lago di Iseo, mesotrofico; Leoni et al., 2014), mentre il lago Trasimeno è classificato come meso-eutrofico.

La stima della concentrazione di chl-a a partire da immagini satellitari acquisite da sensori ottici avviene infatti attraverso l'applicazione di modelli bio-ottici a partire dai valori di *Remote Sensing Reflectance* (Rrs). Questa, non è direttamente misurata dai sensori ma può essere ottenuta a sua volta dai valori di radianza registrati dai sensori, attraverso una catena di processamento che include la rimozione degli effetti dovuti alla presenza dell'atmosfera. Nel caso di superfici acquatiche infatti, il segnale ricevuto dal sensore posto al di fuori dell'atmosfera terrestre è la somma di diversi contributi, dei quali il contributo dovuto alla colonna d'acqua rappresenta talvolta anche meno del 10%, mentre la maggior parte è dovuto all'interazione del segnale elettromagnetico con l'atmosfera, ed ad altri disturbi, quali la riflessione speculare sulla superficie acquatica e l'effetto di adiacenza dovuto alla presenza delle coste (molto più riflettenti dell'acqua). Nell'ultimo decennio molte sono le tecniche che si sono studiate per la correzione atmosferica in acque complesse come le acque interne e costiere, che non possono essere trattate come le acque oceaniche: per quest'ultime infatti la stima e quindi la rimozione del segnale atmosferico è basato sull'ipotesi che, essendo l'acqua completamente assorbente nella regione dell'infrarosso, il segnale registrato in queste bande sia imputabile interamente all'atmosfera. Per acque complesse come quelle lacustri, il segnale di back-scattering dovuto la presenza di solidi sospesi ed al fitoplancton condiziona la magnitudo della Rrs nella regione del vicino infrarosso rendendo nulla questa ipotesi e più complesso il processo di correzione atmosferica (Mishra et al., 2017). Molte sono le tecniche utilizzate, basate sia su modelli empirici che su modelli di trasferimento radiativo, *image-based* o parametrizzati attraverso misure dei valori atmosferici o limnologici.

## Materiali e metodi

Allo scopo di identificare l'algoritmo più adatto per i laghi scelti come area di studio, i risultati di diversi algoritmi di correzione atmosferica sono stati confrontati e validati, comparandoli a misure radiometriche raccolte *in situ*.

In particolari si sono testati per S2 **ATCOR-2** (Richter e Schläpfer, 2014) sia in modalità *image-based* (con la stima della visibilità e del vapore acqueo variabili pixel per pixel, *ATCOR varying*), sia definendo attraverso dati esterni la concentrazione di vapore acqueo, la visibilità ed il tipo di aerosol presente in atmosfera (*ATCOR fixed*) per le immagini S2; **ACOLITE**, processore *imaged-based* sia nella versione basata sulla stima del contributo atmosferico a partire dalle bande cosiddette SWIR (*short-wave infrared*, Vanhellemont e Ruddick, 2015, *ACOLITE old*) sia nella configurazione che utilizza l'approccio *dark spectrum fitting* (Vanhellemont e Ruddick, in prep., *ACOLITE new*)

Per il solo S3 si è testato **POLYMER** (v.4.8, Steinmetz et al., 2011) processore *image-based*. Infine per entrambi si sono testati **C2RCC** (utilizzato come processore alternativo nelle acque complesse nei prodotti OLCI di livello 2 distribuiti, L2-OLCI-NN) dedicato alle acque complesse (Brockmann et al., 2016) ed un algoritmo basato sul codice di trasferimento radiativo **6SV**

(Vermote et al., 2006). Quest'ultimo, è stato parametrizzato, ove disponibili, attraverso le proprietà micro-fisiche degli aerosol e le concentrazioni di gas in atmosfera fornite dagli strumenti delle rete AERONET (6SV *Micro*), altrimenti utilizzando i prodotti MODIS-Terra (per la concentrazione di aerosol e vapore acqueo) e OMI (per la concentrazioni di ozono), scegliendo come modello aerosolico il modello 'continentale' fra i predefiniti in 6SV (6SV *predefined*).

Infine l'analisi è stata estesa anche ai prodotti atmosfericamente corretti distribuiti in Copernicus Online Data Access (CODA, versione 2.23) per entrambi i sensori (L2-OLCI o L2-MSI).

La validazione di questi prodotti è stata effettuata tramite il confronto diretto con misure radiometriche ottenute *in situ* in campagne di misure quasi sincrone al passaggio del satellite (in una finestra temporale di 3 ore prima e dopo il passaggio). Le misure sono state effettuate al di sopra della superficie dell'acqua seguendo il protocollo SeaWiFS (Fargion e Mueller, 2000) attraverso i radiometri iperspettrali *WISP-3*, *FieldSpec ASD-FR* e *SpectralEvolution* (Hommersom et al., 2012).

Per ogni *match-up* disponibile, per ogni processore, è stato calcolato sia l'errore medio assoluto per ogni banda, sia il valore di  $\chi^2$  (Eq. 1), il quale permette di valutare i risultati non solo in termine di *magnitudo* ma anche di forma dello spettro di Rrs ottenuto.

$$\chi^2 = \sum_{\lambda} \frac{(Rrs_{satellite,\lambda} - Rrs_{in situ,\lambda})^2}{Rrs_{in situ,\lambda}} \quad [Eq. 1]$$

Ottenuti i valori di Rrs attraverso la correzione atmosferica, i prodotti del processore più performanti sono stati quindi utilizzati per la produzione di mappe di concentrazione di chl-a attraverso il modello bio-ottico BOMBER (Giardino et al., 2012), parametrizzato come in Giardino et al. (2014; 2015), utilizzando misure delle proprietà ottiche inerenti (IOPs) sito-specifiche.

La validazione delle mappe di chl-a è stata effettuata sia per i prodotti BOMBER, sia per quelli prodotti direttamente da alcuni processori (ACOLITE per MSI e OLCI, POLYMER per OLCI), sia quelle incluse nei prodotti standard distribuiti (OC4ME per OLCI, chiamati MSI-L2), nonché i prodotti C2RCC per OLCI. Il confronto diretto con le misure *in situ*, è stato valutato calcolando l'errore assoluto medio (MAE). Per la concentrazione di chl-a, i campioni di acqua raccolti in alcune stazioni di misure sono stati filtrati e la concentrazione di chl-a è stata estratta con acetone al 90% (Lorenzen, 1967).

## Risultati

Per il lago Trasimeno, la validazione dei prodotti atmosfericamente corretti, ha evidenziato accurati risultati attraverso molti degli algoritmi usati per le acque più produttive per entrambi i sensori: in particolare, i risultati più accurati in termini di  $\chi^2$  si sono ottenuti attraverso C2RCC (Tab. 1), ma in casi di elevata concentrazione di chl-a, questo algoritmo, così come i prodotti standard MSI-L2, fallisce completamente nell'individuare il picco caratteristico delle fioriture algali a 705 nm. In questi termini, per S2-MSI risultati decisamente migliori si sono ottenuti attraverso ATCOR (nella modalità *varying*), 6SV ed ACOLITE (*old*), per il quale però gran parte dei *match-up* sono stati mascherati dal

processore. Per S3-OLCI, sia *POLYMER* che 6SV hanno prodotto risultati accurati, con buone performance anche nell'individuazione del picco caratteristico delle fioriture.

Per i laghi subalpini, dove il segnale è più debole, e più forte l'effetto dei disturbi dovuti all'orografia delle coste (alte e strette, a picco sul lago in molti casi), i risultati più accurati si sono ottenuti attraverso *ACOLITE (old)*, 6SV ed i prodotti standard L2 per S2-MSI: infatti, sebbene i valori più bassi di  $\chi^2$  siano stati ottenuti dai prodotti C2RCC (Tab. 1), questo processore fallisce, nelle date in cui le acque sono più trasparenti e quindi con il segnale più basso. I prodotti ottenuti con il C2RCC tendono ad anticipare il picco a 490 nm, che in questi laghi, come mostrato dalle firme acquisite *in situ* è a 560 nm.

Tabella 1 -  $\chi^2$  medio calcolato per fra Rrs *in situ* e stimata da satellite, per tutti i match-up disponibili per ogni catena di processamento (*ACOLITE old* e L2 mascherano la metà dei match-up per i laghi subalpini).

Sensore - lago	6SV	ACOLITE new	ACOLITE old	C2RCC	ATCOR varying	ATCOR fixed	L2	POLYMER
MSI subalpini	0.039	0.13	0.009	0.003	0.125	0.049	0.12	
MSI Trasimeno	0.090	0.106	0.030	0.005	0.078	0.070	0.066	
OLCI subalpini	0.05			0.004			0.05	0.01
OLCI Trasimeno	0.04			0.02			0.29	0.008

Per i prodotti S3-OLCI invece le performance migliori si sono ottenute attraverso 6SV *Micro* e *POLYMER*. Il prodotto L2-OLCI-NN, pur mostrando in *magnitudo* l'errore minore, anticipa il picco a 490 nm (Fig. 1).

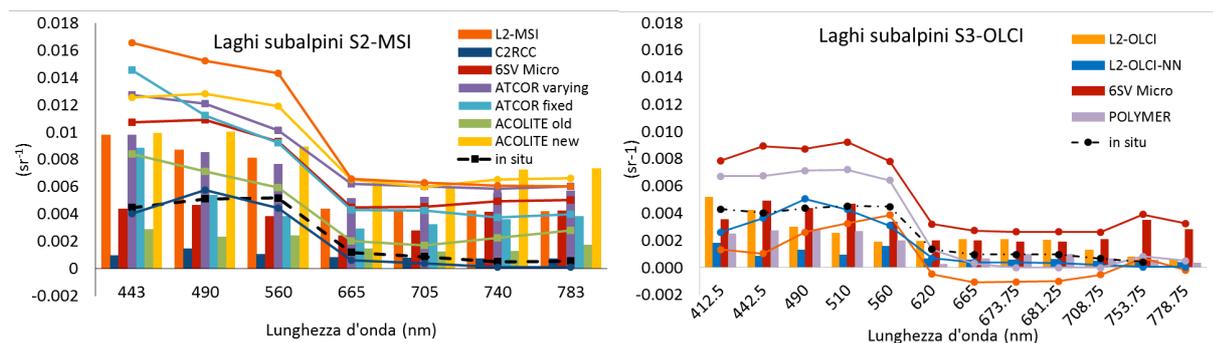


Figura 1 - Rrs media stimata dai diversi processori e misurata *in situ* nei laghi subalpini, per S2-MSI (sinistra) e S3-OLCI (destra). L'istogramma indica per ogni banda l'errore medio assoluto.

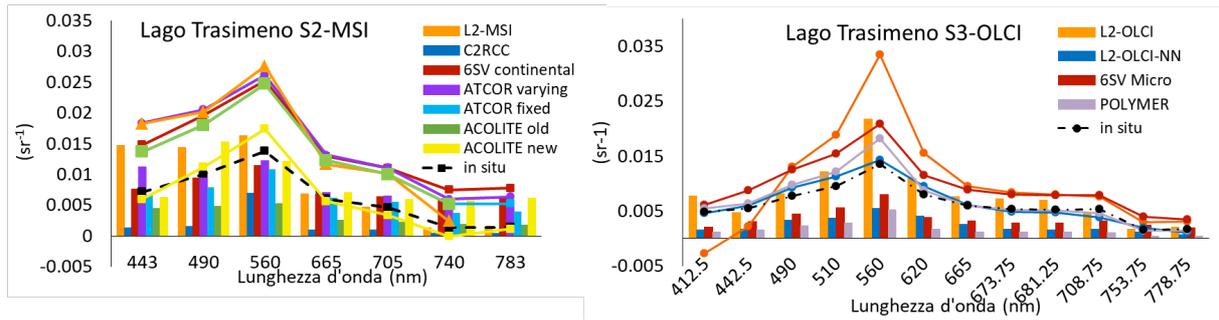


Figura 2 – Rrs media stimata dai diversi processori e misurata in situ nel lago Trasimeno, per S2-MSI (sinistra) e S3-OLCI (destra). L'istogramma indica per ogni banda l'errore medio assoluto.

Nelle figure 3 e 4 sono mostrate le validazioni dei prodotti di chl-a ottenuti a partire dalle mappe di Rrs dei processori più performanti, 6SV e ACOLITE per S2-MSI, 6SV e POLYMER per S3-OLCI nei laghi subalpini; ATCOR e 6SV per S2-MSI e 6SV e POLYMER per S3-OLCI, nel lago Trasimeno, oltre ai prodotti L2 distribuiti (il prodotto standard OLCI-L2, è mascherato per tutti i *match-up* nel lago Trasimeno).

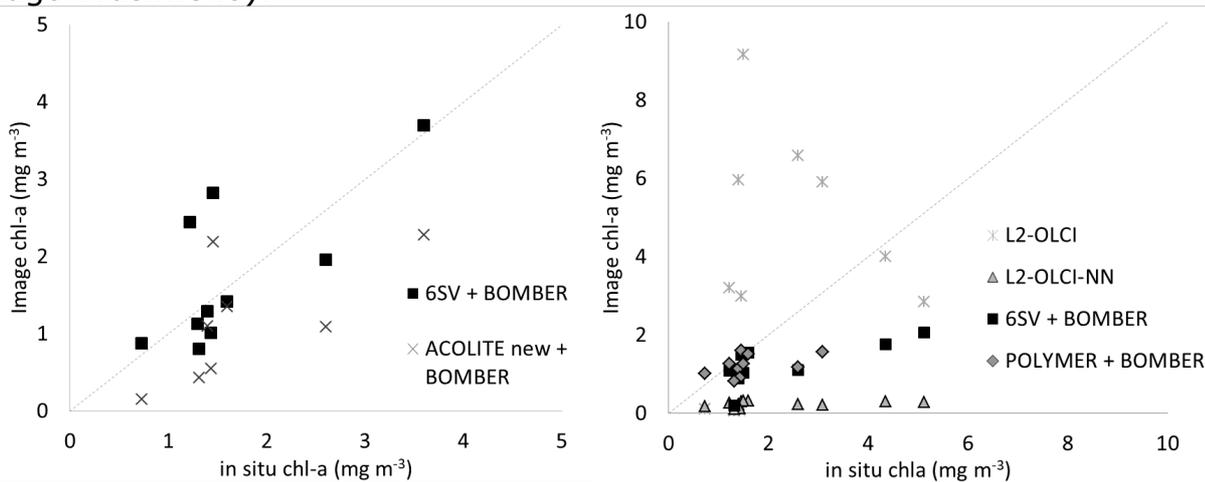


Figura 3 – Scatterplot della chl-a misurata in situ (asse x) nei laghi subalpini e stimata a partire dalle immagini S2-MSI (sinistra, asse y) e S3-OLCI (destra, asse y) attraverso le catene di processamento meglio performanti e dai prodotti standard distribuiti (solo per S3).

Come mostrato nelle figure 3 e 4 e dalla Tabella 2, i risultati migliori sono stati ottenuti attraverso BOMBER a partire dai prodotti atmosfericamente corretti di 6SV per S2-MSI e POLYMER per S3-OLCI. Si noti che per ridotte concentrazioni di chl-a anche il prodotto estratto da L2-OLCI-NN ha prodotto dei risultati sufficientemente accurati. Per i *match-up* con concentrazioni maggiori, il processore ha invece fallito, mascherando il risultato.

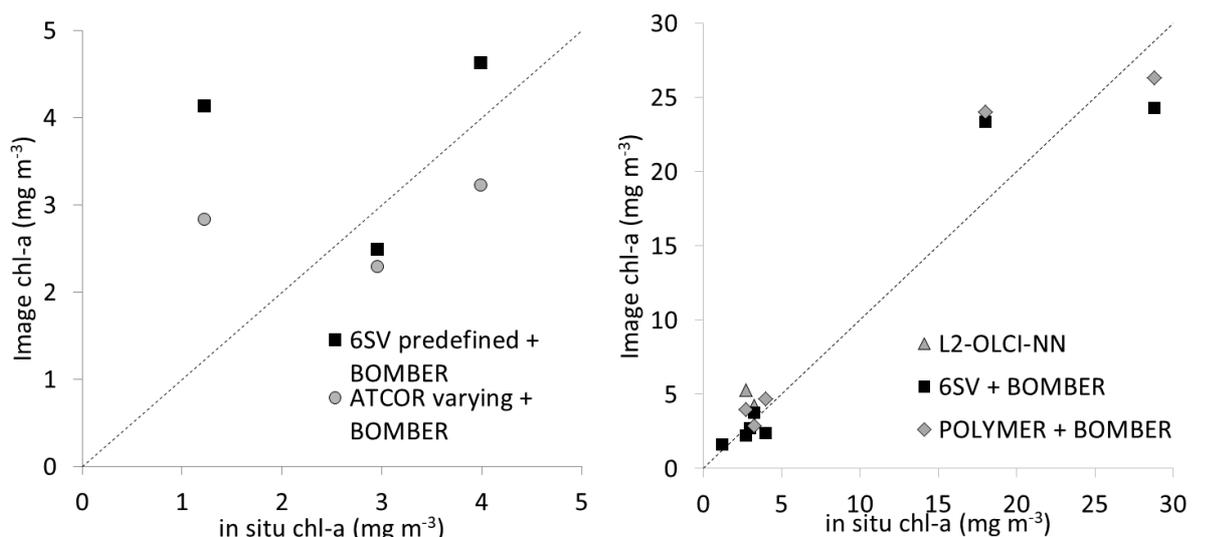


Figura 4 – Scatterplot della chl-a misurata in situ (asse x) nel lago Trasimeno e stimata a partire dalle immagini S2-MSI (sinistra, asse y) e S3-OLCI (destra, asse y) attraverso le catene di processamento meglio performanti e dai prodotti standard distribuiti (solo per S3).

Tabella 2 – MAE calcolato per la concentrazione di chl-a misurata in situ e stimata da satellite, per tutti i match-up disponibili per ogni catena di processamento.

Laghi subalpini		
PROCESSORI	S2-MSI	S3-OLCI
6SV + BOMBER	0.49	0.54
POLYMER+BOMBER		0.39
L2-OLCI		3.5
L2-OLCI-NN		1.33
ACOLITE new + BOMBER	0.9	
Lago Trasimeno		
PROCESSORI	S2-MSI	S3-OLCI
6SV + BOMBER	1.16 mg m <sup>-3</sup>	2.5 mg m <sup>-3</sup>
ATCOR + BOMBER	1.00 mg m <sup>-3</sup>	
POLYMER+BOMBER		2.2 mg m <sup>-3</sup>
L2-OLCI-NN		1.81 mg m <sup>-3</sup> (solo due match-up)

## Conclusioni

La correzione atmosferica è un passaggio chiave per ottenere stime accurate della concentrazione di chl-a in acque complesse. I risultati hanno evidenziato come al variare delle condizioni di trofia varia la capacità di ottenere accurate stime di Rrs da parte dei differenti codici di correzione atmosferica. 6SV e POLYMER risultano essere in grado di rimuovere i disturbi dovuti all'atmosfera in differenti condizioni di trofia delle acque. Il modello bio-ottico BOMBER, parametrizzato con le proprietà ottiche inerenti specifiche per ogni caso di studio ha permesso di ottenere mappe di concentrazioni di chl-a accurate quando la correzione atmosferica era accurata.

## Ringraziamenti

Le attività sono state co-finanziate dai progetti EOMORES (H2020, progetto numero 730066) ed ISEO (Fondazione CARIPLO, 2015).

Si ringrazia Giuseppe Zibordi per il mantenimento della stazione AERONET di Ispra.

## Bibliografia

- Lorenzen, C. J. (1967), "Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations 1", *Limnology and Oceanography*, 12: 343–346.
- Fargion, G. S., Mueller J. L. (2000), "Ocean optics protocols for satellite ocean color sensor validation. Revision 2", NASA Technical Memo. 2000-209966. NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt.
- Vermote E.F., Tanré D., Deuzé J.L., Herman M., Morcrette J.J., Kotchenova S.Y. (2006), "Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6s: An Overview", 6S User Guide Version 3.
- Dekker A.G., Phinn S.R., Anstee J., Bissett P., Brando V.E., Casey B., Fearn P., Hedley J., Klonowski W., Lee Z.P., Lynch M. (2011), "Intercomparison of shallow water bathymetry, hydro-optics, and benthos mapping techniques in Australian and Caribbean coastal environments", *Limnol Oceanogr-Meth*, 9(9): 396–425.
- Steinmetz F., Deschamps P.-Y., Ramon D. (2011), "Atmospheric correction in presence of sun glint: application to MERIS", *Optics Express*, 19: 9783.
- Drusch M., Del Bello U., Carlier S., Colin O., Fernandez V., Gascon F., Meygret A. (2012), "Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services", *Remote Sensing of Environment*, 120, 25-36.
- Giardino C., Candiani G., Bresciani M., Lee Z., Gagliano S., Pepe M. (2012), "BOMBER: A tool for estimating water quality and bottom properties from remote sensing images", *Computers & Geosciences Elsevier*, 45: 313–318.
- Hommersom, A., Kratzer S., Laanen M., Ansko I., Ligi M., Bresciani M., Giardino C., Beltrán-Abauza J. M., Moore G., Wernand M., Peters S., (2012), "Intercomparison in the field between the new WISP-3 and other radiometers (TriOS Ramses, ASD FieldSpec, and TACCS)", *Journal of Applied Remote Sensing*, 6(1): 63615.
- Leoni B., Marti C.L., Imberger J., Garibaldi L. (2014), "Summer spatial variations in phytoplankton composition and biomass in surface waters of a warm-temperate, deep, oligoholomictic lake: Lake Iseo", *Inland Waters*, 4: 303-310.
- Giardino, C., Bresciani M., Cazzaniga I., Schenk K., Rieger P., Braga F., Matta E., Brando V.E. (2014), "Evaluation of Multi-Resolution Satellite Sensors for Assessing Water Quality and Bottom Depth of Lake Garda", *Sensors (Switzerland)*, 14 (12): 24116–24131.
- Richter R., Schläpfer D. (2014), "Atmospheric / Topographic Correction for Satellite Imagery", *DLR Report DLR-IB*, 565-02/14: 231.
- Giardino C., Bresciani M., Matta E., Brando V.E. (2015), "Imaging Spectrometry of Inland Water Quality in Italy Using MIVIS: An Overview". In: Younos T., Parece T. (eds) *Advances in Watershed Science and Assessment. The Handbook of Environmental Chemistry*, 33. Springer, Cham.
- Mouw C.B., Greb S., Aurin D., Di Giacomo P.M., Lee Z., Twardowski M., et al. (2015), "Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: challenges and recommendations for future satellite missions", *Remote Sens. Environ*, 160, 15–30.

- Palmer S.C.J., Kutser T., Hunter P.D. (2015), "Remote sensing of inland waters: challenges, progress and future directions", *Remote Sensing of Environment*, 157: 1–8.
- Vanhellemont, Q., Ruddick, K. (2015), "Advantages of high quality SWIR bands for ocean colour processing: Examples from Landsat-8", *Remote Sens. Environ.*, 161: 89–106.
- Brockmann, C., Doerffer R., Peters M., Stelzer K., Sabine E., Ruescas A. (2016), "Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters", *Proc. Living Planet Symposium*, ESA SP-470.
- Dörnhöfer K., Göritz A., Gege P., Pflug B., Oppelt N. (2016), "Water Constituents and Water Depth Retrieval from Sentinel-2A—A First Evaluation in an Oligotrophic Lake", *Remote Sensing*, 8(11): 941.
- Toming K., Kutser T., Laas A., Sepp M., Paavel B., Nöges T. (2016), "First Experiences in Mapping Lake water Quality Parameters with Sentinel-2 MSI Imagery", *Remote Sensing*, 8(8): 1–14.
- Tyler A.N., Hunter P.D., Spyarakos E., Groom S., Constantinescu A.M., Kitchen J. (2016). "Developments in Earth observation for the assessment and monitoring of inland, transitional, coastal and shelf-sea waters", *Sci Total Environ*, 572:1307–1321.
- Mishra D. R., Ogashawara I., Gitelson A. A. (2017). *Bio-Optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. R.D.Mishra, I. Ogashawar, A.A. Gitelson (eds.), Elsevier Inc.
- Pahlevan N., Sarkar S., Franz B.A., Balasubramanian S.V., He J. (2017), "Sentinel-2 MultiSpectral Instrument (MSI) data processing for aquatic science applications: Demonstrations and validations", *Remote Sensing of Environment*, 201: 47-56.
- Bresciani M., Cazzaniga I., Austoni M., Sforzi T., Buzzi F., Morabito G., Giardino C. (2018), "Mapping phytoplankton blooms in deep subalpine lakes from Sentinel-2A and Landsat-8", *Hydrobiologia*
- De Keukelaere L., Sterckx S., Adriaensen S., Knaeps E., Reusen I., Giardino C., Bresciani M., Hunter P., Neil C., Van der Zande D., Vaiciute D. (2018), "Atmospheric correction of Landsat-8/OLI and Sentinel-2/MSI data using iCOR algorithm: validation for coastal and inland waters", *European Journal of Remote Sensing*, 51(1): 525-542.
- Vanhellemont, Q., Ruddick, K. (in prep.), "The dark spectrum fitting atmospheric correction for Landsat and Sentinel-2".