

**Alma Mater Studiorum - Università degli Studi di Bologna**

---

**FACOLTÀ DI INGEGNERIA**

**Corso di Laurea Specialistica in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio**

**USO DI IMMAGINI  
IPERSPETTRALI HYPERION  
NELL'ANALISI DI ACQUE LACUSTRI**

**Tesi di Laurea in TELERILEVAMENTO**

**Candidato:  
ALESSANDRO FABBRI**

**Relatore:  
Prof. Ing. GABRIELE BITELLI**

**Correlatore:  
Ing. EMANUELE MANDANICI**

**Sessione III  
Anno Accademico 2008/2009**



*Aequam memento rebus in arduis  
servare mentem*

ORAZIO, *Odi*, libro II, ode III, v. 1-2

Ricordati di conservare serena la mente  
nelle difficoltà



---

# INDICE

<b>1. INTRODUZIONE</b>	<b>1</b>
<b>2. IL DATO IPERSPETTRALE: SENSORI ED ELABORAZIONI SULLE IMMAGINI</b>	<b>5</b>
2.1. Immagini iperspettrali	5
2.2. Sensori iperspettrali	10
2.3. Correzioni ed elaborazione dei dati telerilevati	20
2.4. Applicazioni del telerilevamento iperspettrale	27
<b>3. LA LEGISLAZIONE IN MATERIA DI QUALITÀ DELLE ACQUE SUPERFICIALI E IL CONTRIBUTO DEL TELERILEVAMENTO</b>	<b>31</b>
3.1. Legislazione comunitaria	31
3.2. Legislazione nazionale	37
3.3. Contributo del telerilevamento	38
<b>4. APPLICAZIONE DEL TELERILEVAMENTO IPERSPETTRALE SU BACINI LACUSTRI</b>	<b>45</b>
4.1. Lago di Garda	45

---

<b>5. SPERIMENTAZIONI SUI CASI DI STUDIO DEL LAGO DI GARDA E DEL LAGO QARUN (EGITTO)</b>	<b>57</b>
<b>5.1. Lago di Garda</b>	<b>58</b>
<i>5.1.1. Pre-processamento dei dati</i>	<i>59</i>
<i>5.1.2. Analisi delle acque</i>	<i>72</i>
<i>5.1.3. Valutazioni</i>	<i>76</i>
<b>5.2. Lago Qarun</b>	<b>76</b>
<i>5.2.1. Analisi delle acque</i>	<i>80</i>
<i>5.2.2. Valutazioni</i>	<i>83</i>
<b>6. CONCLUSIONI</b>	<b>87</b>
<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>89</b>
<b>BIBLIOGRAFIA LEGISLATIVA</b>	<b>97</b>

# 1. INTRODUZIONE

Il telerilevamento (*remote sensing*) è la disciplina che permette di ricavare informazioni sull'ambiente e su oggetti posti a distanza mediante misure di radiazione elettromagnetica. Il rilievo ottenuto analizzando più di una banda è chiamato multispettrale; quando le bande diventano addirittura diverse decine o centinaia, si parla di telerilevamento iperspettrale. Questa tecnologia è nata a metà degli anni '80 ed è stata utilizzata inizialmente soprattutto a scopo geologico per poter studiare minerali e rocce, ma di recente il suo utilizzo è stato allargato al monitoraggio dell'ambiente, in particolare allo studio dell'atmosfera, della vegetazione, dell'acqua e degli incendi boschivi, e alla classificazione della copertura del suolo o a supporto e monitoraggio dell'agricoltura.

Oltre ai sensori iperspettrali posti su piattaforma aerea, i più noti dei quali sono MIVIS e AVIRIS, sono oggi disponibili sensori a bordo di satelliti, tra i quali MODIS e HYPERION; ognuno di questi sensori presenta caratteristiche diverse in quanto a risoluzioni spettrale, geometrica, radiometrica e temporale e sono perciò utilizzati per differenti scopi.

L'utilizzo dei dati iperspettrali sta vivendo una transizione da una fase di pura ricerca ad un uso applicativo che è sempre più crescente, tanto che a breve l'utilizzo delle immagini iperspettrali diventerà sempre più diffuso anche negli ambiti meno specialistici, grazie soprattutto al miglioramento e alla rapidità delle elaborazioni dei calcolatori di ultima generazione.

Il lavoro presentato vuole descrivere la tecnologia di telerilevamento iperspettrale evidenziando le sue grandi potenzialità, ma soffermandosi anche sui suoi limiti. Le informazioni ricavabili grazie all'utilizzo di questa nuova tecnica sono infatti numerosissime, a

discapito però della facilità di utilizzo dei dati rilevati e della loro gestione.

La tesi è rivolta ad un ambito di grande interesse per un ampio spettro di applicazioni: l'uso del dato iperspettrale per la realizzazione di studi sulle acque, ed in particolare su acque lacustri. Già nel 1980 si guardava al telerilevamento come ad una futura tecnica di indagine in grado di affiancarsi alle misurazioni sul campo e addirittura rappresentare uno strumento essenziale nel monitoraggio delle acque, soprattutto per quanto riguarda l'analisi dei solidi sospesi e della salinità [AA.VV. 1980]. Le rilevazioni *in situ* erano considerate, già trent'anni fa, troppo dispendiose sia in termini di tempo che di denaro; si proponeva così l'utilizzo di immagini satellitari per poter contare su una elevata frequenza di misurazioni, anche in luoghi difficilmente accessibili all'uomo. L'utilizzo del telerilevamento avrebbe portato ad un deciso miglioramento nell'analisi delle acque.

Ad oggi l'uso di immagini satellitari è ristretto a pochi enti, come università e laboratori specializzati, che mirano innanzitutto a fare ricerca su questa particolare tecnologia e sulle possibilità del suo impiego; quando però le immagini iperspettrali da satellite saranno di dominio pubblico, o saranno quantomeno disponibili a livello commerciale e a prezzi relativamente bassi, potranno essere utilizzate anche a scopi industriali soprattutto per monitoraggio, pressoché in continuo, delle acque.

Lo studio presentato mira a determinare la qualità delle acque lacustri analizzandone alcune caratteristiche fisiche e biologiche. Si tratta di una sperimentazione sostanzialmente nuova per il telerilevamento, possibile solo grazie all'utilizzo delle immagini iperspettrali rilevate, in questo caso, dal sensore Hyperion montato sul satellite EO-1 della NASA.

Sono state scelte quali casi di studio due aree con differenti problematiche e caratteristiche: il lago di Garda, per il quale sono disponibili alcuni dati da letteratura, ed il lago Qarun (Egitto), situato

nell'oasi del Fayyum a circa 80 chilometri a Sud de Il Cairo, che presenta notevoli elementi di interesse sia da un punto di vista delle problematiche ambientali legate all'uso del suolo e delle acque negli ultimi decenni, che per la sua posizione all'interno di una zona di grande interesse da un punto di vista archeologico (l'Università di Bologna vi è impegnata da tempo con la missione archeologica di Ateneo in Egitto).

La prima parte di questo elaborato offrirà una panoramica sulle immagini iperspettrali e sui sensori aviotrasportati e satellitari che oggi maggiormente si utilizzano.

Successivamente verranno analizzati, anche dal punto di vista legislativo, i fattori e i parametri rappresentativi dello stato di salute delle acque lacustri, seguiti dalle possibilità di analisi offerte dal telerilevamento a questo riguardo.

In seguito verrà presentato il caso di studio riguardante l'analisi delle acque del lago di Garda, per riassumere in concreto le potenzialità della tecnologia iperspettrale; si tratta di un esempio di notevole interesse anche perché sul lago sono disponibili alcuni dati reperibili in letteratura, che possono fungere da riferimento.

L'ultimo capitolo, infine, è dedicato all'analisi delle acque sul lago Qarun, per il quale vengono proposti alcuni modelli interpretativi che dovranno essere validati quando sarà possibile acquisire dati sul campo; verranno descritte e chiarite le procedure attuate e le elaborazioni compiute a livello di software.



## 2. IL DATO IPERSPETTRALE: SENSORI ED ELABORAZIONI SULLE IMMAGINI

### 2.1. Immagini iperspettrali

Una radiazione è un'onda elettromagnetica caratterizzata da una lunghezza d'onda, da una frequenza e da un'ampiezza proprie. La lunghezza d'onda ( $\lambda$ ) è la distanza che separa due creste consecutive; la frequenza ( $\nu$ ) equivale al numero di picchi d'onda che passano in un punto in un intervallo di tempo di un secondo; l'ampiezza ( $A$ ) è rappresentata dall'altezza di ogni picco e indica l'intensità massima del campo elettromagnetico.

La lunghezza d'onda e la frequenza risultano tra loro inversamente proporzionali secondo la relazione:

$$\lambda = \frac{c}{\nu}$$

dove  $c$  è la velocità della luce.

Un ulteriore parametro per poter descrivere le caratteristiche di un'onda elettromagnetica è il numero d'onda ( $\nu'$ ), definito come il numero di onde intere in un centimetro di lunghezza:

$$\nu' = \frac{1}{\lambda} = \frac{\nu}{c}$$

Lo spettro elettromagnetico (v. Fig. 2.1) è l'intervallo di tutte le possibili frequenze delle onde elettromagnetiche; tale spettro può essere suddiviso in sette regioni (o bande) a seconda della lunghezza d'onda. Avremo così:

- onde radio, con lunghezza d'onda superiore a 10 cm;

- microonde, con  $\lambda$  compresa tra 10 cm e 1 mm;
- infrarosso, con  $\lambda$  tra 1 mm e 700 nm;
- luce visibile, con  $\lambda$  tra 700 nm e 400 nm;
- ultravioletto, con  $\lambda$  tra 400 nm e 10 nm;
- raggi X, con  $\lambda$  tra 10 nm e 1 pm;
- raggi gamma, con  $\lambda$  inferiore a 1 pm.

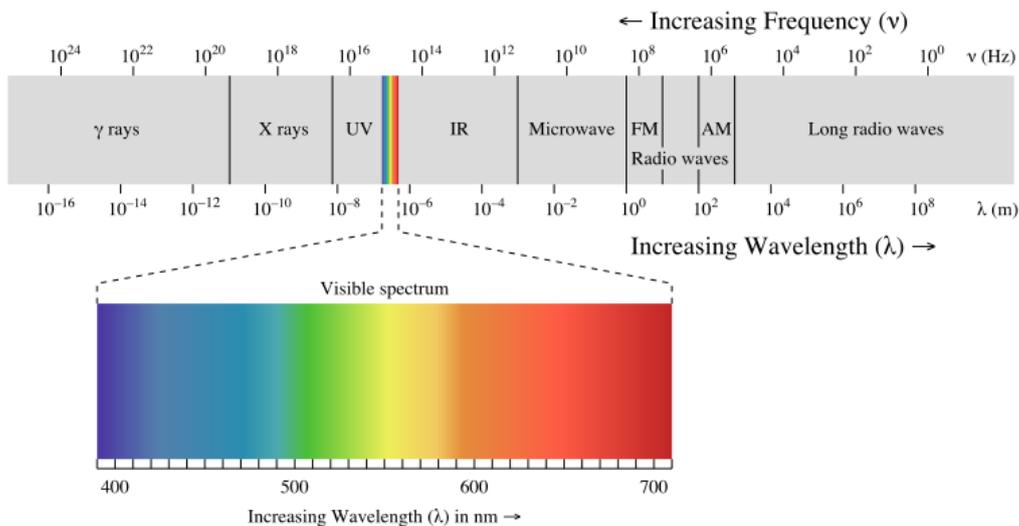


Fig. 2.1. Rappresentazione dello spettro elettromagnetico.

Di queste regioni, tre vengono utilizzate principalmente nel telerilevamento (infrarosso, visibile, ultravioletto) e sono acquisite da sensori digitali con diverse risoluzioni spettrali, geometriche, radiometriche e temporali.

Per risoluzione spettrale si intende il numero delle bande rilevate e la loro larghezza: maggiore è il numero di bande, e di conseguenza minore la loro larghezza, maggiore sarà la capacità di identificare gli oggetti ripresi in base alle loro caratteristiche di riflettanza. Il numero di bande rilevate dal sensore differenzia il telerilevamento iperspettrale dal più comunemente utilizzato telerilevamento multispettrale (v. Fig. 2.2). Con quest'ultimo vengono acquisite immagini in un numero limitato di bande distinte, ampie e solitamente

non contigue. I sensori iperspettrali, al contrario, riescono a rilevare numerosi intervalli di lunghezze d'onda molto stretti e ravvicinati tra loro, quasi a realizzare l'analisi di tutto lo spettro elettromagnetico.

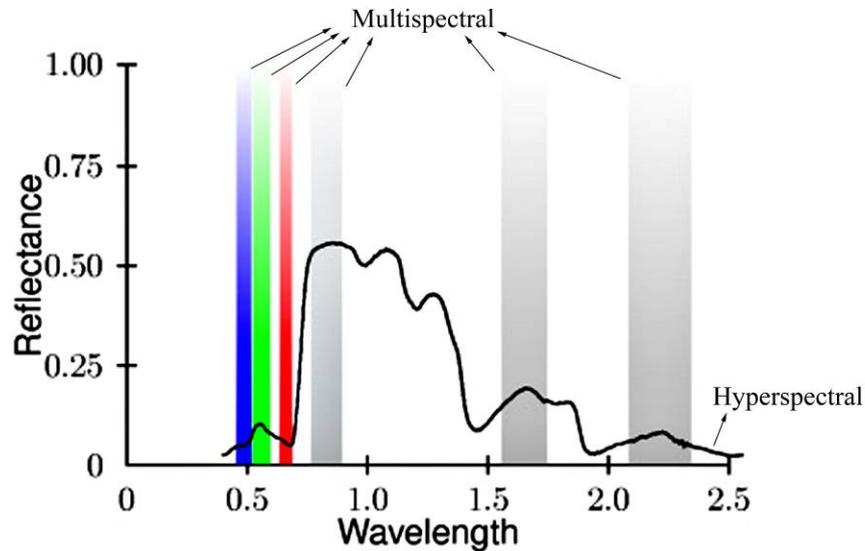


Fig. 2.2. Confronto tra risoluzioni spettrali di sensori multispettrale e iperspettrale.

La risoluzione geometrica è data dall'impronta a terra di un singolo pixel e dipende quindi dall'IFOV (*Instantaneous Field Of View*), cioè dall'angolo di campo istantaneo definito per costruzione del sensore stesso (v. Fig. 2.3). Maggiore è la risoluzione geometrica, più facile sarà il riconoscimento visivo degli oggetti a terra.

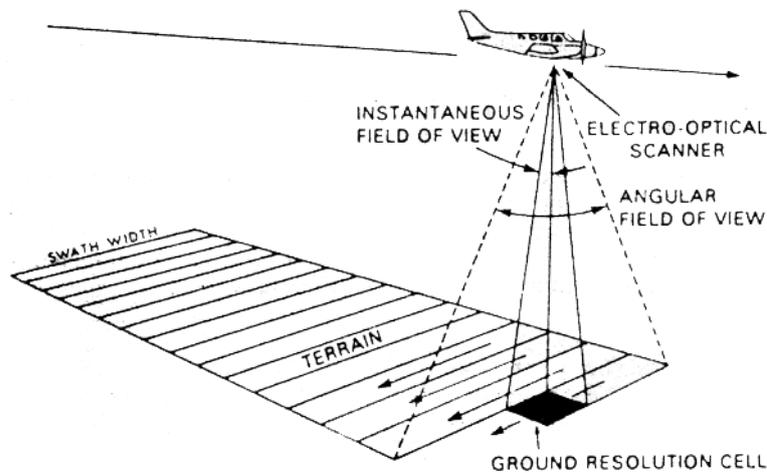
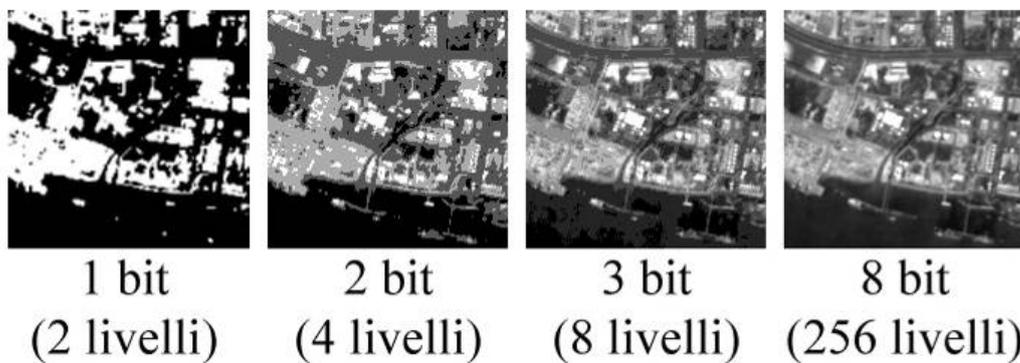


Fig. 2.3. Rappresentazione schematica dell'Instantaneous Field Of View (IFOV).

La risoluzione radiometrica è la minima differenza di segnale che il sensore riesce a distinguere; in altre parole è il numero di livelli digitali utilizzati per rappresentare i dati raccolti. Maggiore è la risoluzione radiometrica, cioè maggiore è il numero di livelli distinguibili, più facile sarà rilevare piccole differenze nell'energia riflessa o emessa da un oggetto. Il numero di livelli discreti rilevabili da un sensore è espresso in bit ed è determinabile tramite la seguente relazione:

$$l = 2^b$$

dove  $l$  è il numero di livelli rappresentabili e  $b$  è il numero di bit che il sensore utilizza. Quindi, con un bit a disposizione, ogni pixel dell'immagine telerilevata potrà rappresentare soltanto due livelli (bianco e nero); con 8 bit, risoluzione radiometrica più utilizzata, ogni pixel avrà a disposizione 256 livelli di rappresentazione (v. Fig. 2.4).



*Fig. 2.4. Esempi di una immagine a diverse risoluzioni radiometriche.*

La risoluzione temporale è la caratteristica che determina la possibilità di monitorare l'evoluzione di eventi o fenomeni, potendo studiare immagini rilevate in tempi successivi: si parla in questi casi di analisi multitemporale. Infatti per risoluzione temporale si intende l'intervallo di tempo tra due registrazioni successive di una scena (ripresa dalla stessa angolatura).

A livello mondiale, un ultimo esempio, in ordine cronologico, di osservazione multitemporale è rappresentato dallo studio dei crolli degli

edifici e dall'analisi dello stato delle vie di comunicazione nelle zone colpite dal terremoto di Haiti: confrontando le immagini satellitari antecedenti e susseguenti questo fenomeno, si è potuto determinare il grado di distruzione delle abitazioni ed è stato possibile individuare i percorsi stradali più brevi e sicuri per raggiungere le zone più colpite, in modo tale da portarvi i necessari aiuti. In brevissimo tempo, utilizzando un software commerciale di pubblico dominio, è stato possibile effettuare le operazioni di analisi per la ricostruzione ad opera di gruppi di lavoro distribuiti in diverse parti del mondo, i quali hanno poi fatto confluire i propri risultati in formato digitale per una gestione ottimale dell'emergenza.

Una singola immagine iperspettrale può essere rappresentata come un cubo di dati in cui le informazioni spaziali sono raccolte sul piano X-Y e le informazioni spettrali sono rappresentate lungo l'asse Z (in Fig. 2.5 è indicato come  $\lambda$  per evidenziare la variazione di lunghezza d'onda su quell'asse).

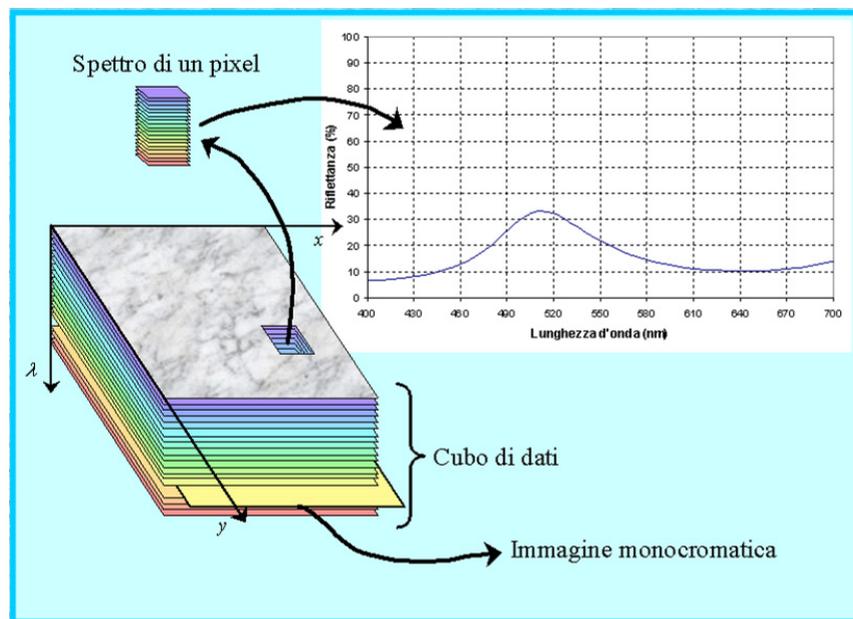


Fig. 2.5. Cubo iperspettrale.

Il telerilevamento iperspettrale è nato a metà degli anni '80 ed è stato utilizzato inizialmente soprattutto a scopo geologico per poter

studiare minerali e rocce, ma di recente il suo utilizzo è stato allargato al monitoraggio dell'ambiente, in particolare allo studio dell'atmosfera, della vegetazione, dell'acqua e degli incendi boschivi, e alla classificazione della copertura del suolo o a supporto e monitoraggio dell'agricoltura.

Inizialmente il telerilevamento iperspettrale venne eseguito mediante l'utilizzo di sensori posti su aerei: AVIRIS (*Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer*) fu il primo sensore a realizzare immagini della superficie terrestre con 224 bande spettrali.

In seguito, con il miglioramento delle tecnologie a disposizione, fu possibile mandare in orbita un satellite dotato di un sensore iperspettrale; tale satellite (*Earth Observing-1*, EO-1), lanciato nel 2000 dalla NASA, monta a bordo tre strumenti, di cui uno, l'Hyperion, in grado di rilevare 242 bande spettrali.

## 2.2. Sensori iperspettrali

I sensori iperspettrali utilizzati per il telerilevamento della superficie terrestre sono montati su piattaforme aeree o satellitari.

I più noti sensori aviotrasportati sono MIVIS, AVIRIS e CASI-1500. Per quanto riguarda i sensori montati su piattaforme satellitari, i principali sono MODIS e HYPERION.

*MIVIS (Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer)*

Lo scanner iperspettrale MIVIS è costituito da cinque componenti.

La prima di queste racchiude la testa di scansione e i quattro spettrometri, l'insieme delle lenti del telescopio collimatore, lo specchio

di scansione rotante e i corpi neri che fanno da riferimento termico per la calibrazione del sensore stesso.

I quattro spettrometri sono in grado di rilevare quattro regioni distinte dello spettro elettromagnetico: il primo spettrometro analizza le bande del visibile (VIS) e dell'infrarosso vicino (NIR) tra 0,433  $\mu\text{m}$  e 0,833  $\mu\text{m}$  di lunghezza d'onda, suddivise su 20 canali con una risoluzione spettrale pari a 0,02  $\mu\text{m}$ . Il secondo spettrometro è in grado di studiare la parte della regione dell'infrarosso medio (MIR) compresa tra 1,150  $\mu\text{m}$  e 1,550  $\mu\text{m}$ , con 8 canali aventi risoluzione spettrale di 0,05  $\mu\text{m}$ . Un'altra zona dell'infrarosso medio (2,000  $\mu\text{m}$  ÷ 2,500  $\mu\text{m}$ ) è analizzata dal terzo spettrometro, che suddivide tale regione in 64 canali capaci di una risoluzione di 0,008  $\mu\text{m}$ . Il quarto ed ultimo spettrometro rileva la regione dell'infrarosso termico (TIR) tra 8,200  $\mu\text{m}$  e 12,700  $\mu\text{m}$  di lunghezza d'onda secondo 10 canali con risoluzione di 0,4  $\mu\text{m}$ . In totale questo sensore fornisce immagini iperspettrali a 102 bande.

La seconda componente del MIVIS è il digitalizzatore, che registra i dati su un supporto magnetico dopo averli convertiti da segnali analogici a segnali digitali a 12 bit. Inoltre questo strumento è in grado di acquisire i dati di posizione e assetto del velivolo per consentire la rimozione, durante la fase di post-processamento, di distorsioni nella scena ripresa.

Terza componente è il distributore di alimentazione, che rappresenta l'interfaccia tra l'alimentazione dell'aereo e i restanti sottosistemi del MIVIS.

Il quarto strumento contiene un monitor, che riceve le immagini dal digitalizzatore, un oscilloscopio digitale ed un invertitore di potenza.

La quinta componente prende il nome di registratore VLDS (*Very Large Data Store*), in grado di memorizzare su nastro magnetico VHS ad alta velocità grandi quantità di dati per le successive analisi, archiviazione e distribuzione.



*Fig. 2.6. Sensore MIVIS.*

Alcune applicazioni possibili per il sensore iperspettrale MIVIS riguardano la vegetazione (ad esempio la caratterizzazione della copertura vegetale del territorio, il monitoraggio dello stato di salute delle piante, l'analisi della correlazione tra tipologie vegetazionali e aspetti morfologici del terreno), gli incendi (analisi degli incendi in atto, valutazione dell'impatto ambientale in aree già colpite e studio del successivo ripopolamento da parte delle specie vegetali), l'uso del suolo (ossia monitoraggio dei parchi naturali, identificazione delle colture, indicazioni sulla produzione agricola), lo studio delle acque (comportamento termico, mappatura delle tipologie algali presenti, torbidità e colore dell'acqua, individuazione di paleoalvei), la sicurezza (ricerca e identificazione delle coperture in cemento-amianto, delle discariche abusive e di aree degradate), l'archeologia (identificazione di strutture nel sottosuolo), la geologia (analisi di eventi franosi, monitoraggio delle opere per il contenimento delle piene, mappatura delle colate laviche, compilazione di mappe probabilistiche per la ricerca petrolifera, studio dell'andamento termico e dei movimenti dei ghiacciai) [Compagnia Generale Ripreseeree S.p.A.].

## *AVIRIS (Airborne Visible Infrared Imaging Spectrometer)*

AVIRIS fu il primo sensore a realizzare immagini della superficie terrestre con 224 bande spettrali, ognuna delle quali ampia all'incirca 10 nm; la parte di spettro elettromagnetico indagata va dai 400 nm (regione del visibile) ai 2500 nm (regione MIR). Con tale risoluzione spettrale, lo strumento è in grado di fornire una firma spettrale continua di ciò che rileva sul terreno (v. Fig. 2.7).

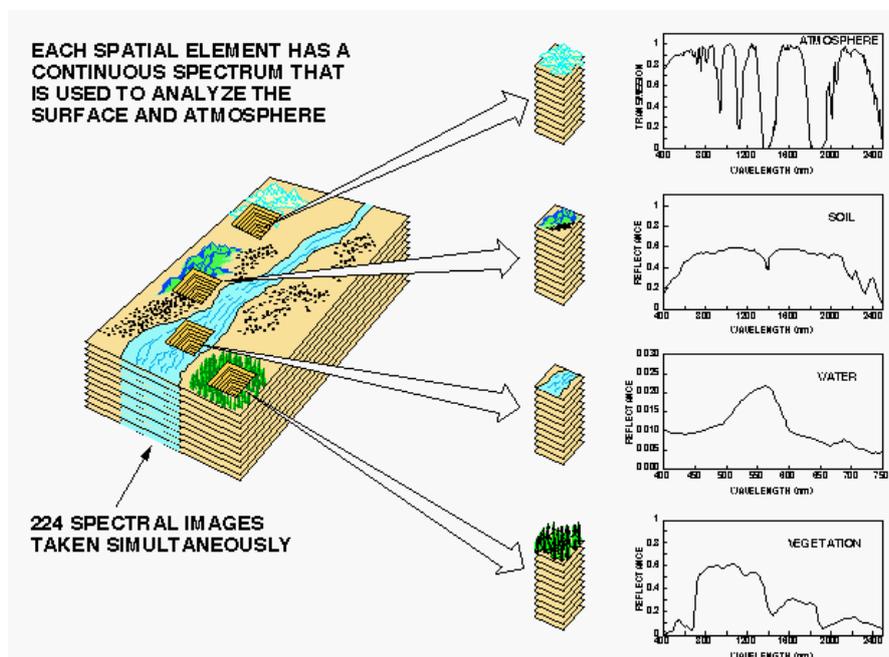


Fig. 2.7. Rappresentazione di un'immagine rilevata con AVIRIS.

Si tratta di un sensore di tipo *whisk broom*, cioè dotato di uno specchio rotante che effettua la scansione del terreno raccogliendo per ogni istante i dati relativi ad un singolo pixel, con una risoluzione radiometrica di 12 bit. Grazie ad un'impronta a terra di ciascun pixel di circa 400 m<sup>2</sup>, il sensore riesce a spazzare un'area con uno *swath* di 11 km. Ogni immagine è composta da 512 linee di dati e viene registrata su un supporto magnetico a bordo dello strumento stesso: un nastro di registrazione può produrre fino a 16 GB di dati al giorno.

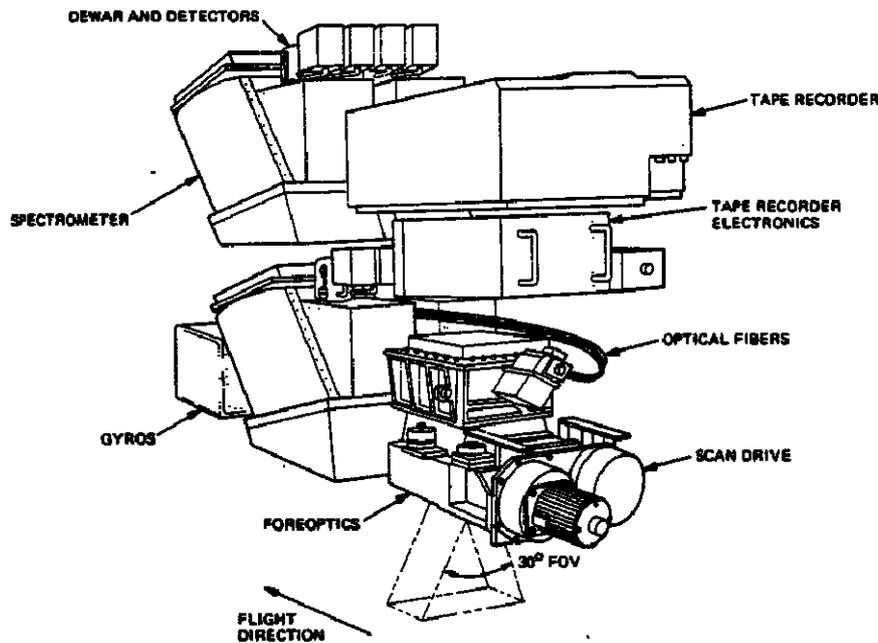


Fig. 2.8. Schema costruttivo del sensore AVIRIS.

Alcuni campi di applicazione del sensore aviotrasportato AVIRIS riguardano l'atmosfera, le proprietà dei gas e del vapore acqueo al suo interno, la vegetazione, la mappatura delle specie vegetali presenti, l'abbondanza di clorofilla e di acqua nelle piante [Miller et al. 1990], la mineralogia e le diverse composizioni dei terreni, la presenza di materiale organico, plancton, sostanze disciolte, nelle acque di laghi, fiumi e lungo le linee di costa, le caratteristiche (dimensione dei grani, presenza di impurità) e lo scioglimento di neve e ghiaccio, gli effetti degli incendi sul terreno e sulla vegetazione [Van Wagendonk and Root 2003], le infrastrutture antropiche, l'utilizzo del territorio e lo stato di foreste e di zone agricole [Gat et al. 1999].

### *CASI-1500 (Compact Airborne Spectrographic Imager)*

Si tratta di uno strumento sul quale è montato un sensore di tipo *push broom*, che rileva il terreno scansionando una linea di pixel alla volta. Il CASI-1500 è in grado di memorizzare fino a 288 canali

differenti, permettendo una copertura continua della parte di spettro elettromagnetico compresa tra i 380 nm e i 1050 nm; questo sensore è capace di una risoluzione geometrica compresa tra 25 cm e 1,5 m (dipendente dalla quota di volo a cui viene utilizzato lo strumento), di una risoluzione spettrale inferiore a 3,5 nm e di una risoluzione radiometrica di 14 bit (che equivale a 16384 possibili livelli di segnale distinguibili).



*Fig. 2.9. Il sensore CASI-1500.*

Questo spettrometro viene utilizzato, anche integrandone i dati con analisi GIS, in campo agricolo (realizzazione di mappe delle caratteristiche del terreno, classificazione delle colture, presenza di danni dovuti ad infestazioni o stress delle piante), ambientale (stato degli ecosistemi, monitoraggio della biodiversità, gestione delle aree di costa, analisi dello stato di aree protette), petrolifero (ricerca di gas e petrolio, monitoraggio gasdotti e oleodotti) e persino di analisi della qualità delle acque e di difesa umanitaria, ad esempio per l'individuazione di mine nel terreno [Itres, [www.itres.com/Example\\_Applications](http://www.itres.com/Example_Applications)].

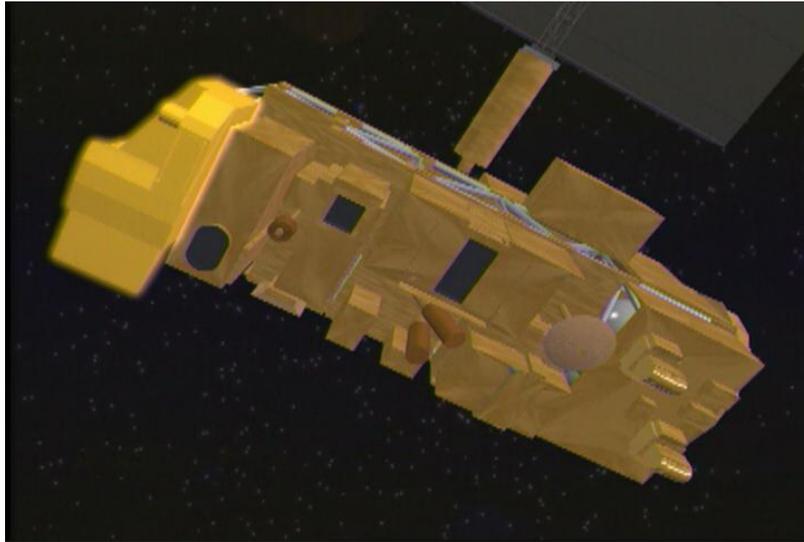
## *MODIS (MODerate resolution Imaging Spectroradiometer)*

È uno spettrometro che si trova a bordo dei due satelliti NASA chiamati “Terra” e “Aqua”, che seguono un’orbita quasi polare.

La risoluzione radiometrica è di 12 bit in 36 bande spettrali di lunghezza d’onda compresa tra 400 nm e 14400 nm; proprio a causa del limitato numero di bande rilevate, alcuni autori considerano questo sensore come multispettrale. La risoluzione spaziale risulta relativamente bassa, attestandosi a 250 m per le bande 1 e 2 (le cui lunghezze d’onda analizzate sono rispettivamente 620-670 nm e 841-876 nm), a 500 m per le bande da 3 a 7 e ad 1 km per le restanti ventinove bande. Lo *swath* è talmente ampio (2330 km) da permettere la copertura dell’intera superficie terrestre ogni due giorni.

Il sistema è composto da tre moduli elettronici: i primi due, SAM (*Space-viewing Analog Module*) e FAM (*Forward-viewing Analog Module*), migliorano l’accuratezza dei dati rilevati dal sensore; il modulo SAM processa le prime trenta bande scansionate, mentre il modulo FAM migliora la conversione del segnale da analogico a digitale delle ultime sei bande. Il terzo modulo elettronico viene chiamato MEM (*Main Electronics Module*) e funge da controllo primario di tutti gli strumenti, come ad esempio lo specchio rotante.

A bordo della piattaforma sono presenti anche quattro strumenti di controllo del sensore per verificarne le calibrazioni geometrica, spettrale e radiometrica; infine si trova montato un sistema di raffreddamento che mantiene costante la temperatura del MODIS.



*Fig. 2.10. Rappresentazione tridimensionale del sistema MODIS.*

Tramite lo spettrometro MODIS è possibile studiare le proprietà ottiche e le concentrazioni degli aerosol presenti in atmosfera, analizzare le proprietà delle nubi e determinare il contenuto di vapore acqueo e la temperatura dell'atmosfera; è possibile inoltre definire il tipo di copertura del terreno e delineare le vegetazioni presenti, o anche studiare anomalie termiche, copertura nevosa del terreno, proprietà ottiche dell'acqua in relazione alle sostanze in essa presenti (plancton, clorofilla, alghe).

### *HYPERION*

Il sensore iperspettrale Hyperion è montato a bordo del satellite *Earth Observing-1* (EO-1), che è parte integrante del *New Millennium Program* della NASA, il cui obiettivo è quello di testare un sensore iperspettrale ed uno multispettrale per l'analisi della superficie terrestre. I due strumenti in questione sono rispettivamente il sensore Hyperion e l'*Advanced Land Imager* (ALI), ai quali si aggiunge un terzo strumento necessario per le correzioni atmosferiche da applicare ai dati registrati, il

*Linear Etalon Imaging Spectrometer Array (LEISA) Atmospheric Corrector (LAC)*, attualmente non più operativo (v. Fig. 2.11).

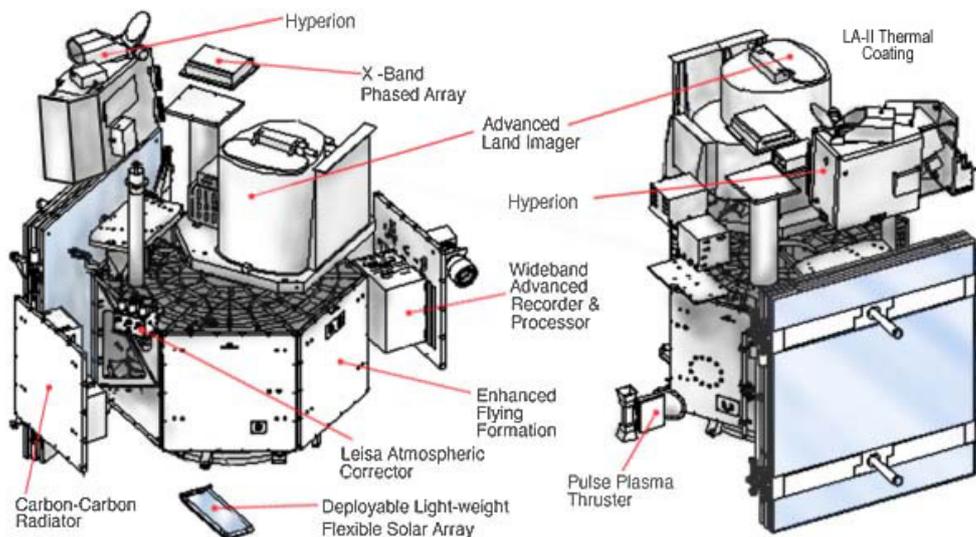


Fig. 2.11. Insieme degli strumenti a bordo del satellite EO-1.

L'ALI è stato realizzato per produrre immagini direttamente comparabili con quelle prodotte dal *Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)* montato sul satellite Landsat 7. Il sensore, dotato di un'ottica grandangolare con angolo di campo di  $15^\circ$ , è capace di rilevare strisce di terreno dell'ampiezza (*swath*) di 37 km, con una risoluzione spaziale a terra di 30 m.

L'Hyperion è uno strumento che lavora in modalità *push broom* utilizzando un telescopio e due spettrometri, uno dei quali adibito al rilievo delle onde elettromagnetiche del visibile e dell'infrarosso vicino (VNIR, *visible/near infrared*), comprese all'incirca tra i 400 e i 1400 nanometri, e l'altro all'analisi dell'infrarosso a onde corte (SWIR, *short-wave infrared*), comprese tra i 1400 e i 2500 nanometri.

L'Hyperion consiste di tre unità fisiche: l'*Hyperion Sensor Assembly (HSA)*, l'*Hyperion Electronics Assembly (HEA)* e il *Cryocooler Electronics Assembly (CEA)*. L'HSA include il telescopio e i due spettrometri, l'HEA contiene l'interfaccia e il controllo elettronici di tutti gli strumenti e il CEA controlla le operazioni del sistema di



Nella tabella 2.1 sono riassunte le caratteristiche dei tre strumenti presenti a bordo dell'EO-1.

Parametri	Multispettrale	Iperspettrale	
	ALI	HYPERION	LAC
Intervallo spettrale	0,4÷2,4 $\mu\text{m}$	0,4÷2,5 $\mu\text{m}$	0,9÷1,6 $\mu\text{m}$
Risoluzione spaziale	30 m	30 m	250 m
Ampiezza <i>swath</i>	37 km	7,5 km	185 km
Risoluzione spettrale	variabile	10 nm	2÷6 nm
Copertura spettrale	discreta	continua	continua
Risoluzione banda pancromatica	10 m	-	-
Numero di bande	10	242	256
Risoluzione temporale	16 giorni	16 giorni	16 giorni

*Tab. 2.1. Caratteristiche degli strumenti a bordo del satellite EO-1.*

L'Hyperion è utilizzato per testare la tecnologia di telerilevamento iperspettrale da satellite, ma ha anche numerose possibili applicazioni pratiche, quali la classificazione della copertura del suolo, il monitoraggio dell'agricoltura e dello stato dell'ambiente e l'analisi geologica e mineralogica del territorio.

Ulteriori esempi delle possibili applicazioni di questo sensore sono lo studio di Abrams et al., finalizzato alla mappatura delle zone urbana e industriale di Venezia e Porto Marghera, e lo studio di Giardino et al. del 2006, il cui obiettivo è l'analisi della qualità dell'acqua di una porzione del Lago di Garda.

### **2.3. Correzioni ed elaborazione dei dati telerilevati**

Le immagini acquisite da un sensore soffrono di distorsioni geometriche dovute alla curvatura e alla rotazione della Terra, all'assetto e al movimento della piattaforma, alla morfologia del terreno e alla prospettiva dell'ottica. Di conseguenza sarà necessario correggerle da

questo punto di vista mediante correzioni sistematiche e di precisione. Le prime correggono gli effetti legati alle caratteristiche del sistema sensore-satellite-Terra che si mantengono costanti nel tempo (rotazione del pianeta verso Est, rotazione imprecisa dello specchio, cambiamento della velocità di orbita del satellite). Le seconde hanno l'obiettivo di georeferenziare le immagini e correggere l'effetto dovuto all'orografia.

Un altro fattore, non meno importante, che influenza la qualità delle informazioni ottenibili da immagini telerilevate è il rapporto segnale/rumore (*Signal to Noise Ratio*, SNR), ovvero il rapporto tra la potenza del segnale informativo e quella del segnale indesiderato, detto appunto rumore (v. Fig. 2.13).

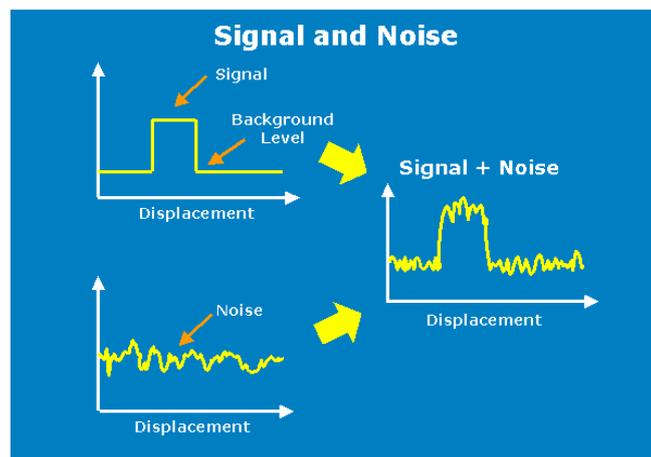


Fig. 2.13. Segnale e rumore, sommati, danno il segnale rilevato dal sensore.

Ovviamente maggiore è il rapporto segnale/rumore, migliore sarà l'estrazione dei dati dalle immagini; per contro, al di sotto di un certo valore di SNR non sarà più possibile ricavare alcuna informazione. Inoltre il rapporto segnale/rumore è influenzato dalle caratteristiche del sensore utilizzato: a parità di altri fattori, infatti, il SNR diminuisce a seguito di un miglioramento di una delle risoluzioni. Perciò ad un'elevata risoluzione spettrale, come può essere quella utilizzata nel telerilevamento iperspettrale rispetto al multispettrale, corrisponde un basso rapporto tra segnale e rumore, con conseguenti difficoltà di prelievo dei dati.

Un'ulteriore tipologia di distorsioni di un'immagine telerilevata riguarda la radiometria: il segnale analogico ottenuto dal sensore viene convertito in segnale digitale e viene memorizzato sottoforma di matrice di *Digital Number* (DN). Il DN di un pixel è un numero intero compreso tra zero e il numero massimo di livelli visualizzabili, dipendente dalla quantità di bit disponibili. La calibrazione radiometrica del sensore trasforma il DN dei pixel in un valore di radianza [ $\text{Wm}^{-2}\mu\text{m}^{-1}\text{sr}^{-1}$ ], ossia in quella grandezza fisica che rappresenta il flusso radiante per unità di superficie e di angolo solido. Tra le distorsioni radiometriche si annovera anche lo *striping* (v. Fig. 2.14), ossia un effetto di striatura regolare, che può essere eliminato o quantomeno ridotto utilizzando dati di calibrazione a bordo della piattaforma o attraverso tecniche statistiche. Altro problema riguarda il 'salto' di alcuni pixel (*drop pixel*) o addirittura di linee di scansione intere (*drop line*, v. Fig. 2.15), dovuto a perdite del segnale o a cadute di tensione del sistema; questa mancanza si supera mediando i DN dei pixel adiacenti a quello saltato o, nel caso di una *drop line*, si mediano i valori delle linee attigue. Un'alternativa a quest'ultima tecnica si basa sulla correlazione tra i DN presenti nelle altre bande disponibili.

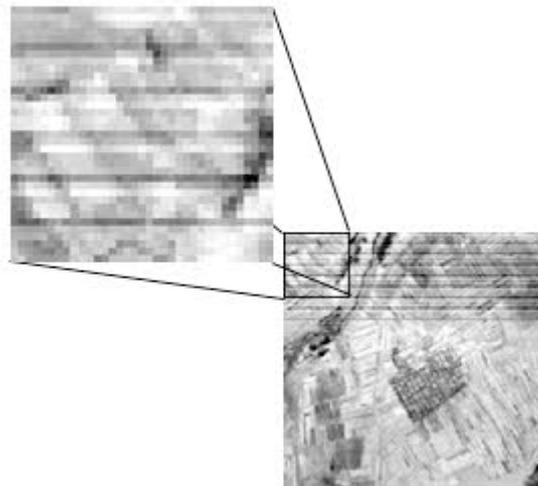


Fig. 2.14. Effetto di striping.

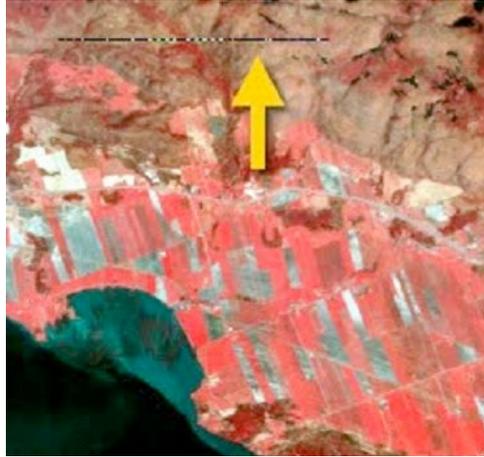


Fig. 2.15. Effetto di drop line.

I sensori satellitari realizzano immagini della superficie terrestre rilevando le onde elettromagnetiche che, partendo dal Sole, raggiungono la Terra attraversando l'atmosfera per poi essere riflesse verso lo spazio e finalmente colpire il sensore. Quindi il percorso del segnale prevede per ben due volte l'attraversamento dello strato di gas che circonda il nostro pianeta; tale attraversamento modifica il segnale in maniera anche molto significativa, perciò, prima di poter interpretare le immagini ottenute dai sensori, è necessario seguire le procedure di elaborazione che consentono di eliminare queste cosiddette distorsioni atmosferiche. In pratica lo strato di atmosfera funge da filtro alle diverse lunghezze d'onda e modifica il segnale per assorbimento (v. Fig. 2.16) e *scattering*.

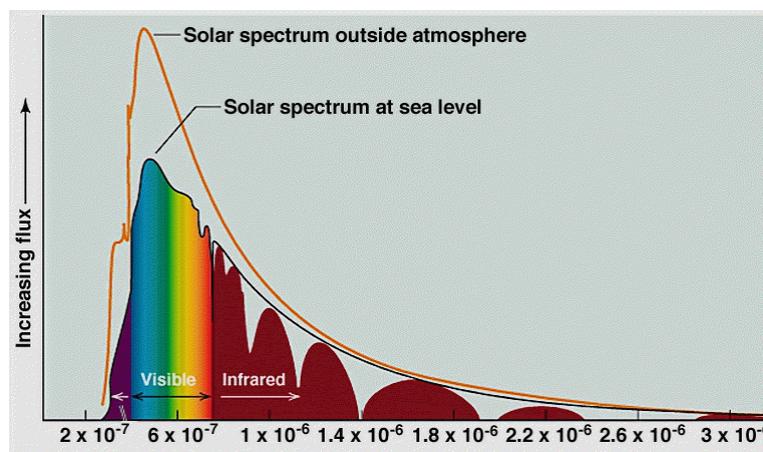


Fig. 2.16. Differenza, dovuta al fenomeno dell'assorbimento, tra spettro solare al di fuori dell'atmosfera e spettro solare al livello del mare.

L'assorbimento è la diminuzione dell'energia delle onde elettromagnetiche che colpiscono le particelle atmosferiche, specialmente  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{O}_3$ , mentre lo *scattering* è l'effetto di diffusione di un'onda elettromagnetica; entrambi questi fenomeni sono fortemente dipendenti dalla dimensione delle particelle e dalla  $\lambda$  dell'onda incidente.

Si possono avere diversi tipi di *scattering*: se la dimensione delle particelle colpite è inferiore alla lunghezza d'onda della radiazione (è il caso dei gas atmosferici come  $\text{N}_2$  e  $\text{O}_2$ ) si parla di diffusione di Rayleigh (v. Fig. 2.17); se la dimensione delle particelle è paragonabile alla  $\lambda$  (polvere, fumo), si parla di diffusione di Mie (v. Fig. 2.18); se infine le particelle sono più grandi della  $\lambda$  (vapore acqueo), allora si tratta di diffusione non selettiva.

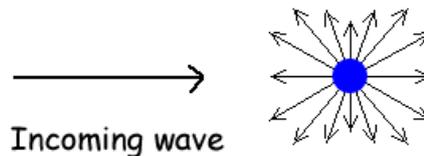


Fig. 2.17. Diffusione di Rayleigh.

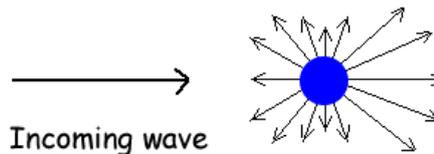


Fig. 2.18. Diffusione di Mie.

Per correggere tutte queste distorsioni atmosferiche sono stati realizzati alcuni modelli matematici che trasformano il dato di radianza misurata al sensore in riflettenza alla superficie, per poi poterla comparare con le librerie spettrali disponibili in bibliografia. Tra gli algoritmi più diffusi si hanno MODTRAN (*MODerate resolution atmospheric TRANsmission*), FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*), EFFORT (*Empirical Flat Field*

*Optical Reflectance Transformation*), 6S (*Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*).

### *PCA (Principal Component Analysis)*

L'utilizzo del telerilevamento iperspettrale comporta enormi quantità di dati da analizzare, elaborare ed interpretare: si è visto che ogni immagine acquisita rappresenta un insieme di informazioni suddivise in *layers* (corrispondenti ciascuno ad una banda spettrale) che vanno a formare il cosiddetto cubo iperspettrale (*hypercube*).

Le decine o le centinaia di bande rilevate possono essere tra loro analiticamente legate mediante la matrice delle covarianze: tale matrice permette di correlare le bande spettrali in base alle informazioni in esse contenute. Esisteranno alcune bande, tra tutte quelle presenti nell'immagine, molto correlate tra loro e che, di conseguenza, conterranno dati perlopiù ridondanti; altre bande invece risulteranno poco correlate alle altre, cioè rappresenteranno il terreno studiato in maniera più significativa di altre.

La PCA è un metodo matematico che riassume in poche bande fittizie, poco correlate tra loro, la maggior parte dell'informazione deducibile dall'immagine telerilevata. Si riesce così a ridurre drasticamente la quantità di dati con i quali operare, mantenendo pressoché invariata la capacità dell'immagine di descrivere il terreno.

Date P variabili standardizzate ( $X_1, X_2, \dots, X_p$ ), si determinano le P componenti principali mediante una combinazione lineare:

$$Y_i = w_{i1}X_1 + w_{i2}X_2 + \dots + w_{ip}X_p$$

dove  $Y_i$  è la i-esima componente principale e  $w_{ij}$  sono i valori dei pesi attribuiti ad ogni variabile originaria.

Per determinare  $Y_1$  è necessario attribuire ai pesi della combinazione lineare quei valori che rendono massima la varianza della

componente principale stessa, tenendo presente che la somma dei prodotti dei quadrati dei coefficienti della combinazione deve risultare pari a 1 [Sadocchi 1980].

$Y_2$  viene determinata con gli stessi obiettivi e condizioni, aggiungendo che la componente principale risultante sia non-correlata con la prima, ovvero imponendo che la somma dei prodotti dei pesi della prima componente moltiplicati ordinatamente per i pesi della seconda sia nullo [Everitt and Dunn 1991]:

$$\sum w_{i1}w_{i2} = 0$$

Procedendo con questo metodo si ricavano le successive componenti principali.

I pesi che identificano le componenti principali corrispondono agli autovettori associati agli autovalori del problema, ciascuno dei quali corrisponde alla varianza della componente a cui fa riferimento. Poiché le variabili originarie sono standardizzate, le loro varianze sono uguali a 1 e la varianza totale del sistema vale perciò  $P$ ; di conseguenza la somma di tutti gli autovalori corrisponde alla varianza totale delle variabili originarie. L'analisi delle componenti principali non modifica la varianza totale del sistema, ma la ridistribuisce associando il massimo valore possibile di varianza alla prima componente principale e quote via via decrescenti alle altre.

### *MNF (Minimum Noise Fraction)*

Un altro metodo per ridurre la dimensione dei dati da analizzare è chiamato *Minimum Noise Fraction*; si tratta di un algoritmo composto da due riduzioni di dati consecutive.

La prima fase, basata sulla stima della matrice di covarianza del rumore, elimina la correlazione del rumore stesso nel set di dati rilevati, così da ottenere un rumore con varianza unitaria e non correlato tra

banda e banda. La seconda fase consiste in una trasformazione dei dati in componenti principali, come già visto in precedenza.

## **2.4. Applicazioni del telerilevamento iperspettrale**

Data la mole di informazioni ricavabile tramite l'utilizzo della tecnologia iperspettrale, si è oggi in grado di studiare il territorio con una precisione ed una capacità d'indagine impensabili fino a pochi anni fa. Grazie alla nascita e allo sviluppo dei sensori iperspettrali, è possibile analizzare a distanza caratteristiche del terreno in zone fisicamente irraggiungibili o pericolose; si può studiare lo sviluppo di un fenomeno per determinarne la velocità e ipotizzare gli effetti che ne deriveranno; è possibile monitorare situazioni di imminente pericolo per salvaguardare vite umane, o ancora documentare illeciti o costruzioni pericolose; si può perfino rilevare, nel primo sottosuolo, la presenza di strutture di interesse archeologico. L'analisi iperspettrale permette potenzialmente qualsiasi applicazione, soprattutto se integrata con studi GIS e dati di validazione al suolo, ma può anche indurre ad errori molto grandi, vista la quantità di informazioni che si utilizza, perciò l'impiego dei dati deve risultare oculato e consapevole.

La tecnologia iperspettrale permette di caratterizzare la copertura vegetazionale di un terreno, riconoscendo ad esempio le piante decidue dalle piante sempreverdi; sfruttando la diversa risposta della copertura vegetale alle bande spettrali del visibile e del vicino infrarosso, si può calcolare l'NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), un indice rappresentativo dello stato di salute delle piante, inteso come biomassa presente e attività fotosintetica in corso. È possibile anche raccogliere dati sullo stato di salute delle colture, sulle necessità d'irrigazione, sulle sostanze nutritive contenute nel terreno; si può anche capire se e dove sono presenti colture geneticamente modificate.

Il telerilevamento iperspettrale risulta di grande utilità per quanto riguarda lo svolgimento delle operazioni richieste a partire dall'avvistamento fino ad arrivare alla definitiva estinzione di un incendio: grazie all'analisi della banda termica dello spettro elettromagnetico, è possibile l'avvistamento anche di piccoli focolai e si può verificare l'effettivo spegnimento delle fiamme; operando nel visibile e nel vicino infrarosso, si riesce a rilevare la finestra spettrale di emissione del potassio, dalla quale si possono ottenere informazioni utili per l'individuazione dell'incendio. Lavorando nelle bande del VIS e del NIR è possibile generare una mappa del rischio potenziale di incendio, basandosi sul calcolo degli indici NDVI, NDWI (*Normalized Difference Water Index*) e WI (*Water Index*). Terminata l'emergenza, con le immagini iperspettrali è possibile valutare i danni dovuti all'incendio e realizzare il catasto delle aree percorse dal fuoco.

In campo geologico l'analisi iperspettrale ha rappresentato una svolta epocale: si pensi al riconoscimento dei minerali e dei tipi di suolo. Con tante bande spettrali a disposizione, si riesce ad ottenere una firma spettrale per ciascuno degli elementi presenti nel terreno; avendo come riferimento migliaia di firme spettrali, ricavate in laboratorio, di tutti i minerali e paragonandole a quelle telerilevate, si può riconoscere con elevata precisione la composizione mineralogica del terreno, utile ad esempio per l'individuazione di possibili siti adatti alla realizzazione di cave o miniere. In questo campo lo studio può essere esteso alla creazione di mappe probabilistiche di presenza di gas e petrolio nel sottosuolo.

Per quanto riguarda il controllo e la tutela dell'ambiente, il telerilevamento iperspettrale si dimostra utile sia in fase di prevenzione che nella fase successiva di analisi delle conseguenze di un qualsiasi evento.

Nello studio delle frane, ad esempio, durante la fase di prevenzione è possibile controllare l'umidità e la deformazione del suolo, l'assetto degli strati litologici, la copertura vegetale presente, le perdite d'acqua,

ovvero quegli aspetti meteorologici, geomorfologici, topografici e pedologici utili a rappresentare lo stato del terreno. Nella fase successiva all'evento franoso se ne possono stimare i danni calcolando l'area interessata dal fenomeno.

Anche in caso di terremoti l'indagine iperspettrale può essere di grande aiuto, permettendo il calcolo della vulnerabilità delle zone rilevate, lo studio delle modificazioni geomorfologiche più rilevanti, la delimitazione delle faglie, fino ad arrivare a vere e proprie simulazioni dell'evento.

I fenomeni vulcanici possono essere anticipati effettuando controlli termici del terreno e misurando le sue deformazioni, individuando fumarole, solfatare, attività idrotermali, emissioni e variazioni dei gas emessi dal terreno: tutti aspetti che preannunciano un'eruzione.

Con il telerilevamento iperspettrale si possono rilevare fenomeni come l'erosione del terreno (tramite misurazioni di uso del suolo, tipo di vegetazione, idrografia, umidità, precipitazioni) o delle coste (osservazioni in caso di mareggiate, batimetria, bradisismo, oscillazioni eustatiche, valutazione dell'impatto di opere di difesa, sedimentazioni, moto ondoso, correnti litorali) e la desertificazione (misurando l'urbanizzazione, l'albedo, la presenza di acqua).

La tecnica iperspettrale è utile anche per verificare l'inquinamento dell'aria, del suolo e delle acque; si possono individuare discariche abusive, flussi di materiale dannoso per l'ambiente ed emissioni incontrollate; si può determinare la qualità delle acque monitorandone la torbidità, la temperatura e la salinità e risalendo alla presenza di alghe, plancton, clorofilla, idrocarburi e solidi sospesi.

Uno degli impieghi per i quali il telerilevamento iperspettrale è più conosciuto è sicuramente la classificazione delle coperture in cemento-amianto di edifici industriali e civili: solitamente vengono effettuati dei rilievi a terra per identificare tali tipi di coperture, in modo che possano fungere da superfici campione per la procedura "*image based*"; in seguito le firme spettrali delle coperture presenti nelle immagini

telerilevate vengono confrontate, con appositi algoritmi, con quelle delle superfici campione, così da ottenere una chiara rappresentazione delle zone che necessitano di bonifica.

Infine la tecnica iperspettrale può essere applicata anche in campo archeologico. La presenza di strutture e cavità nel sottosuolo determina variazioni di umidità in superficie, che influenzano sia la vegetazione che la capacità e la conduttività termiche: in effetti lo strato di terreno al di sopra di una struttura muraria interrata è meno spesso del terreno circostante, perciò la vegetazione risulterà meno rigogliosa in quelle zone piuttosto che in altre; inoltre l'umidità in superficie evapora durante la fase di riscaldamento giornaliera, sottraendo così calore al terreno e facendone diminuire la temperatura. Esaminando parametri come l'NDVI e la velocità di risposta del terreno alle variazioni di temperatura (inerzia termica), si riesce ad investigare la possibile presenza di strutture sepolte.

### **3. LA LEGISLAZIONE IN MATERIA DI QUALITÀ DELLE ACQUE SUPERFICIALI E IL CONTRIBUTO DEL TELERILEVAMENTO**

#### **3.1. Legislazione comunitaria**

A livello europeo negli ultimi anni sono state emanate numerose direttive riguardanti l'utilizzo, i metodi di analisi e la qualità delle acque; una tra queste è la direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, redatta il 23 ottobre 2000 e ancora in vigore a seguito delle modifiche apportate dalle seguenti normative:

1. decisione n. 2455/2001/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 20 novembre 2001;
2. direttiva 2008/32/CE del Parlamento europeo e del Consiglio dell'11 marzo 2008;
3. direttiva 2008/105/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 16 dicembre 2008;
4. direttiva 2009/31/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 aprile 2009.

Più nello specifico, la direttiva 2000/60/CE istituisce un quadro per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee, basato sul principio secondo cui "l'acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale". Proprio facendo leva su questo principio, l'Unione Europea mira ad impedire un ulteriore deterioramento delle acque e a migliorare lo stato degli ecosistemi

acquatici, rafforzandone la protezione. La direttiva pone inoltre in quindici anni il limite temporale affinché gli Stati membri raggiungano un buono stato delle acque del proprio territorio, in base alle disposizioni presentate nell'allegato V della direttiva stessa e tenendo conto degli elenchi dei principali inquinanti (allegato VIII) e delle sostanze prioritarie (allegato X) adottati.

Nel seguito verranno prese in considerazione solamente le parti legislative concernenti le acque dolci.

All'interno dell'allegato V della direttiva 2000/60/CE si trovano alcune tabelle riassuntive che definiscono lo stato ecologico dei fiumi e dei laghi e lo classificano in elevato, buono o sufficiente a seconda delle caratteristiche delle acque studiate dal punto di vista biologico (fitoplancton, macrofite e fitobentos, macroinvertebrati bentonici, fauna ittica), idromorfologico (regime idrologico, continuità del fiume, condizioni morfologiche) e fisico-chimico (condizioni generali, inquinanti sintetici specifici, inquinanti non sintetici specifici).

Come esempio vengono riportate nelle pagine seguenti le tabelle secondo cui viene definito lo stato ecologico dei laghi.

Tab. 3.1. Elementi di qualità biologica.

<b>Elemento</b>	<b>Stato elevato</b>	<b>Stato buono</b>	<b>Stato sufficiente</b>
Fitoplancton	Composizione e abbondanza tassonomica del fitoplancton che corrisponde totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Biomassa media del fitoplancton conforme alle condizioni fisico-chimiche tipiche specifiche e non tale da alterare significativamente le condizioni di trasparenza tipiche specifiche. Fioriture di fitoplancton con frequenza e intensità conformi alle condizioni fisico-chimiche tipiche specifiche.	Lievi variazioni nella composizione e abbondanza dei taxa planctonici rispetto alle comunità tipiche specifiche. Tali variazioni non indicano nessuna crescita accelerata di alghe tale da provocare un'alterazione indesiderata della composizione equilibrata degli organismi presenti nel corpo idrico o della qualità fisico-chimica delle acque o dei sedimenti. Possibile un lieve aumento della frequenza e intensità delle fioriture di fitoplancton tipiche specifiche.	Composizione e abbondanza dei taxa planctonici che si discostano moderatamente dalle comunità tipiche specifiche. Biomassa moderatamente alterata, che potrebbe provocare una significativa alterazione indesiderata delle condizioni di altri elementi di qualità biologica e della qualità fisico-chimica delle acque o dei sedimenti. Possibile un moderato aumento nella frequenza e intensità delle fioriture di fitoplancton. Possibili fioriture persistenti nei mesi estivi.
Macrofite e fitobentos	Composizione tassonomica che corrisponde totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Nessuna variazione riscontrabile dell'abbondanza macrofittica e fitobentonica media.	Lievi variazioni nella composizione e abbondanza dei taxa macrofittici e fitobentonici rispetto alle comunità tipiche specifiche. Tali variazioni non indicano nessuna crescita accelerata di fitobentos o di forme più elevate di vita vegetale tale da provocare un'alterazione indesiderata della composizione equilibrata degli organismi presenti nel corpo idrico o della qualità fisico-chimica delle acque. Presenza di gruppi/strati batterici dovuti ad attività antropiche, che non danneggia la comunità fitobentonica.	Composizione dei taxa macrofittici e fitobentonici che si discosta moderatamente dalle comunità tipiche specifiche e diverge molto di più dalla qualità buona. Evidenti variazioni moderate dell'abbondanza macrofittica e fitobentonica media. Gruppi/stati batterici dovuti ad attività antropiche che possono interferire con e, in talune aree, soppiantare la comunità fitobentonica.

<p><b>Macroinvertebrati bentonici</b></p>	<p>Composizione e abbondanza tassonomica che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Il rapporto tra taxa sensibili e taxa tolleranti non presenta variazioni rispetto ai livelli inalterati. Il livello di diversità dei taxa invertebrati non presenta variazioni rispetto ai livelli inalterati.</p>	<p>Lievi variazioni della composizione e abbondanza dei taxa invertebrati rispetto alle comunità tipiche specifiche. Rapporto tra taxa sensibili e taxa tolleranti che presenta lievi variazioni rispetto ai livelli tipici inalterati. Livello di diversità dei taxa invertebrati che presenta lievi variazioni rispetto ai livelli tipici specifici.</p>	<p>Composizione e abbondanza dei taxa invertebrati che si discosta moderatamente dalle condizioni tipiche specifiche. Assenti i gruppi tassonomici principali della comunità tipica specifica. Rapporto tra taxa sensibili e taxa tolleranti e livello di diversità che sono sostanzialmente inferiori al livello tipico specifico e significativamente inferiori allo stato buono.</p>
<p><b>Fauna ittica</b></p>	<p>Composizione e abbondanza delle specie che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Presenza di tutte le specie sensibili alle alterazioni tipiche specifiche. Strutture di età delle comunità ittiche che presentano segni minimi di alterazioni antropiche e non indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di specie particolari.</p>	<p>Lievi variazioni della composizione e abbondanza delle specie rispetto alle comunità tipiche specifiche, attribuibili agli impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica. Strutture di età delle comunità ittiche che presentano segni di alterazioni attribuibili agli impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica o idromorfologica e, in taluni casi, indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di una specie particolare che può condurre alla scomparsa di talune classi di età.</p>	<p>Composizione e abbondanza delle specie che si discostano moderatamente dalle comunità tipiche specifiche a causa di impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica o idromorfologica. Struttura di età delle comunità ittiche che presenta segni rilevanti di alterazioni attribuibili agli impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica o idromorfologica che provocano l'assenza o la limitatissima abbondanza di una porzione moderata delle specie tipiche specifiche.</p>

Tab. 3.2. Elementi di qualità idromorfologica.

<b>Elemento</b>	<b>Stato elevato</b>	<b>Stato buono</b>	<b>Stato sufficiente</b>
Regime idrologico	Massa e dinamica del flusso, livello, tempo di residenza e risultante collegamento alle acque sotterranee che rispecchiano totalmente o quasi le condizioni inalterate.	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica.	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica.
Condizioni morfologiche	Variazioni della profondità del lago, massa e struttura del substrato e struttura e condizione della zona ripariale che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate.	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica.	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica.

Tab. 3.3. Elementi di qualità fisico-chimica.<sup>(1)</sup>

<b>Elemento</b>	<b>Stato elevato</b>	<b>Stato buono</b>	<b>Stato sufficiente</b>
Condizioni generali	Valori degli elementi fisico-chimici che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Concentrazioni di nutrienti entro la forcella di norma associata alle condizioni inalterate. Livelli di salinità, pH, bilancio dell'ossigeno, capacità di neutralizzare gli acidi, trasparenza e temperatura che non presentano segni di alterazioni antropiche e restano entro la forcella di norma associata alle condizioni inalterate.	Temperatura, bilancio dell'ossigeno, pH, capacità di neutralizzare gli acidi, trasparenza e salinità che non raggiungono livelli esterni alla forcella fissata per assicurare il funzionamento dell'ecosistema e il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica. Concentrazioni dei nutrienti che non superano i livelli fissati per assicurare il funzionamento dell'ecosistema e il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica.	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica.

Inquinanti sintetici specifici	Concentrazioni prossime allo zero o almeno inferiori ai limiti di rilevazione delle più avanzate tecniche di analisi di impiego generale.	Concentrazioni non superiori agli standard fissati secondo la procedura di cui al punto 1.2.6, fatte salve le direttive 91/414/CEE e 98/8/CE. (<sqa)	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica.
Inquinanti non sintetici specifici	Concentrazioni entro la forcella di norma associata alle condizioni inalterate (livello di fondo naturale = bgl).	Concentrazioni non superiori agli standard fissati secondo la procedura di cui al punto 1.2.6 <sup>(2)</sup> , fatte salve le direttive 91/414/CEE e 98/8/CE. (<sqa)	Condizioni coerenti con il raggiungimento dei valori sopra precisati per gli elementi di qualità biologica.
<p><sup>(1)</sup> Sono utilizzate le seguenti abbreviazioni: bgl = livello di fondo naturale; sqa = standard di qualità ambientale.</p> <p><sup>(2)</sup> L'applicazione degli standard risultanti da tale protocollo non implica la riduzione delle concentrazioni degli inquinanti al di sotto dei livelli di fondo naturale.</p>			

Un'importante parte della direttiva presa in considerazione riguarda la fase di monitoraggio delle acque, necessaria a “fornire una panoramica coerente e complessiva dello stato [...] di ciascun bacino idrografico”. Riguardo a questo importante obiettivo della norma europea si potrebbe pensare all'utilizzo del telerilevamento come strumento di monitoraggio ambientale, in grado di rilevare dati sullo stato delle acque anche con tempi di rivisitazione relativamente brevi. Come dice la legge, infatti, gli Stati membri devono prevedere, per ciascun parametro analizzato, “una frequenza di monitoraggio che garantisca dati sufficienti a delineare una valutazione attendibile dello stato del pertinente elemento qualitativo”.

Un'ulteriore importante norma comunitaria in materia di acque è la già citata direttiva 2008/105/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2008, che richiama più volte la suddetta direttiva 2000/60/CE e che “istituisce standard di qualità ambientale (SQA) per le sostanze prioritarie e per alcuni altri inquinanti [...], al fine di raggiungere uno stato chimico buono delle acque superficiali”. Inoltre, tramite l'articolo 10, tale direttiva sostituisce l'allegato X della direttiva 2000/60/CE con il testo presentato nel proprio allegato II. I tempi di attuazione della direttiva 2008/105/CE prevedono che gli Stati membri si

conformino alla stessa, e quindi agli SQA delineati, entro il 13 luglio 2010.

## **3.2. Legislazione nazionale**

Con l'entrata in vigore del D.lgs. 3 aprile 2006, n. 152 le leggi italiane in materia ambientale sono state racchiuse in un unico testo, la cui parte terza è dedicata, tra l'altro, alla tutela delle acque e alla gestione delle risorse idriche. Questa normativa, chiamata per semplicità Testo Unico Ambientale (T.U.A.), a causa del continuo e crescente interesse per l'ambiente e delle sempre migliori tecniche di analisi, è soggetta a continui aggiornamenti, l'ultimo dei quali risale a novembre 2009 (L. 20/11/2009, n. 166).

Per inquadrare ciò che interessa della struttura del T.U.A. nella redazione del presente elaborato, viene di seguito proposto uno schema riassuntivo soltanto della parte strettamente relativa alle acque (97 articoli).

**Parte terza** – Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche

**Sezione II** – Tutela delle acque dall'inquinamento

**Titolo I** – Principi generali e competenze

**Titolo II** – Obiettivi di qualità

**Titolo III** – Tutela dei corpi idrici e disciplina degli scarichi

**Titolo IV** – Strumenti di tutela

**Titolo V** – Sanzioni

**Sezione III** – Gestione delle risorse idriche

**Titolo I** – Principi generali e competenze

**Titolo II** – Servizio idrico integrato

**Titolo III – Vigilanza, controlli e partecipazione**

**Titolo IV – Usi produttivi delle risorse idriche**

Tutti i valori dei parametri da rispettare sono racchiusi negli allegati al T.U.A.; in particolare, nell'allegato 1 alla parte terza si riprendono le indicazioni presenti nella direttiva comunitaria 2000/60/CE riguardo lo stato ecologico di fiumi e laghi, tenendo conto anche delle sostanze chimiche presenti e delle loro concentrazioni; inoltre vengono presentate le modalità previste per il monitoraggio delle acque, riprendendole esattamente dalla direttiva comunitaria. L'allegato 8 presenta un elenco indicativo delle principali sostanze inquinanti, quali idrocarburi, composti organici, cianuri, metalli, nitrati, fosfati.

### **3.3. Contributo del telerilevamento**

Per tutto quanto concerne le analisi per lo studio della qualità delle acque, si prevede per ogni parametro una prova di laboratorio o una prova *in situ* codificate dalle leggi in materia di monitoraggio. La tecnica del telerilevamento si inserisce in tale ambito come possibile complemento allo studio della qualità delle acque: nonostante questa tecnologia non sia considerata, a fini giuridici, sufficiente, entra di diritto nell'elenco delle cosiddette 'migliori tecniche disponibili' come supporto all'analisi e anche dal punto di vista scientifico i risultati che ne derivano possono essere molto soddisfacenti. Si può inoltre affermare con certezza che il telerilevamento soddisfa appieno il paragrafo 3 dell'articolo 8 della direttiva 2000/60/CE, secondo cui "sono adottate specifiche tecniche e metodi uniformi per analizzare e monitorare lo stato delle acque". Inoltre nella stessa direttiva l'articolo 16, paragrafo 6, recita quanto segue:

«[...] la Commissione identifica il livello e la combinazione di misure di controllo [...] che garantiscano adeguatezza, efficacia dei costi e proporzionalità [...]».

Possono essere identificate cinque grandi aree della direttiva comunitaria che individuano le caratteristiche tali per cui il telerilevamento può essere considerato utile per la definizione dello stato delle acque superficiali:

1. capacità di realizzare osservazioni sistematiche delle aree che presentano acque superficiali (articolo 8);
2. supporto alla creazione di un piano di gestione dei bacini idrici (articoli 3 e 5);
3. rilevamento e distribuzione spaziale delle variazioni delle acque superficiali (articoli 4 e 16);
4. quantificazione della concentrazione di *clorofilla a* (chl-a) e cambiamenti ad essa associati (articoli 4 e 16);
5. mappatura e monitoraggio delle sorgenti di sostanze inquinanti (articolo 10).

Tramite telerilevamento, soprattutto utilizzando immagini iperspettrali, è possibile ottenere informazioni sulle caratteristiche delle acque superficiali, ottenendo ottime risoluzioni dal punto di vista spaziale e temporale [Lindell et al. 1999]. Proprio grazie alla possibilità di effettuare scansioni di un vasto territorio in poco tempo e ad intervalli relativamente brevi, il telerilevamento risulta molto utile per controllare l'evoluzione in un dato periodo dello stato delle acque superficiali e per indagare luoghi inaccessibili all'uomo.

Con i sensori satellitari disponibili negli ultimi anni si è in grado di indagare la presenza nell'acqua di *clorofilla a* (chl-a), solidi sospesi, sostanze gialle, torbidità, profondità del disco di Secchi, azoto e fosforo totali, altezza delle onde, colore e temperatura [Zhang et al. 2002a-d].

Non di secondaria importanza è il costo relativamente contenuto per ottenere le immagini telerilevate.

Il disco di Secchi è lo strumento utilizzato più comunemente per l'analisi della trasparenza dell'acqua di un lago: si tratta di un disco, solitamente bianco, di diametro variabile fissato ad una fune calibrata (v. Fig. 3.1); tale strumento viene immerso in acqua e viene registrata la profondità fino alla quale esso risulta visibile. Maggiore è la profondità registrata, più elevata sarà la trasparenza dell'acqua. È da tenere in forte considerazione il momento in cui viene effettuata la misura di trasparenza dell'acqua: infatti nei periodi di minore attività biotica del lago (inverno) la trasparenza risulterà molto migliore rispetto a quella misurata nei periodi di maggiore attività (estate ed autunno).



*Fig. 3.1. Disco di Secchi.*

Come si può immaginare, la misura della profondità del disco di Secchi è inversamente legata alla torbidità dell'acqua, che può essere misurata proprio come profondità visiva in metri.

La torbidità rappresenta, per così dire, un disturbo ottico che impedisce alla luce di penetrare indisturbata nella colonna d'acqua: il suo valore dipende fortemente dalla presenza di solidi organici sospesi (SPOM, *Suspended Particulate Organic Matter*) e solidi inorganici sospesi (SPIM, *Suspended Particulate Inorganic Matter*), dalla loro granulometria e dalla lunghezza d'onda della radiazione incidente.

Un'eccessiva torbidità delle acque può portare ad un riscaldamento del lago dovuto all'assorbimento di calore da parte delle particelle superficiali e di conseguenza alla riduzione del livello di ossigeno disciolto. Inoltre un minor quantitativo di luce a disposizione degli organismi vegetali in acqua riduce la capacità di realizzare la fotosintesi clorofilliana, provocando un'ulteriore diminuzione dell'ossigeno disciolto.

Le sostanze gialle sono quelle che, come dice il nome stesso, conferiscono all'acqua un colore tendente al giallo, assorbendo le radiazioni di lunghezza d'onda corrispondente al blu. Le sostanze gialle sono identificate come materiale simile a suolo umico e ad acidi fulvici, cioè acidi prodotti dal decadimento del materiale organico. Si pensa che la gran parte di queste sostanze gialle possa derivare dalla lisciviazione del suolo [Gjessing 1976; Kirk 1983]; non è escluso che una parte di queste sostanze sia prodotta da materiali organici [Kalle 1966].

Le sostanze gialle rappresentano la maggior porzione del carbonio organico disciolto (DOC, *Dissolved Organic Carbon*) nelle acque ed è dimostrata una correlazione tra DOC e assorbimento della luce [Gjessing 1976].

L'assorbimento della luce visibile da parte delle sostanze gialle, particolarmente rilevante nella regione corrispondente al blu, è importante per tre motivi principali. Prima di tutto questo assorbimento è correlato allo stato ecologico del corpo idrico, essendo le sostanze gialle in competizione diretta con fitoplancton e altre piante acquatiche per la cattura dell'energia fornita dalla luce solare [Kirk 1976; Kirk 1980]; inoltre la presenza di sostanze gialle diminuisce la visibilità della fauna acquatica perché aumenta la torbidità dell'acqua. In secondo luogo, a causa della loro capacità di assorbimento delle onde elettromagnetiche a piccola lunghezza d'onda, le sostanze gialle implicano un cambiamento del colore delle acque verso l'arancione e il rosso, cioè verso lunghezze d'onda maggiori, così da modificare, a volte anche vistosamente, l'estetica e il valore paesaggistico del corpo idrico. In ultimo, il

telerilevamento delle acque in cui sono presenti le sostanze gialle risulta più complicato proprio per l'influenza che queste sostanze hanno sul segnale [Morel et al. 1977; Witte et al. 1982; Bukata et al. 1983].

Un notevole vantaggio dell'utilizzo del telerilevamento riguarda la possibilità di ottenere una mappatura continua della qualità delle acque: in effetti mediante analisi *in situ* si possono ottenere solamente valori puntuali della qualità delle acque, mentre tramite telerilevamento è possibile suddividere l'intera area studiata in zone diverse, a seconda delle caratteristiche rilevate. Ne deriva un'immagine semplice da interpretare e immediata nel significato, che può rappresentare anche un'area molto estesa di territorio.

Un significativo problema che talvolta affligge le immagini telerilevate, limitandone di conseguenza l'utilizzo, è quello della copertura visiva dovuta alla presenza di nuvole, nebbia o fumo. In questi casi si può fare uso di sensori radar SAR (*Synthetic Aperture Radar*), capaci di studiare la superficie terrestre oltrepassando gli impedimenti ottici della troposfera. Se è possibile implementare un'acquisizione sistematica combinata tra telerilevamento multispettrale (o iperspettrale) e radar, si è in grado di ottenere coperture e informazioni relative al territorio più consistenti, vista la pluralità di dati a disposizione. A tale proposito è stata dimostrata l'utilità di questa ulteriore tecnica di telerilevamento (radar) su scala locale e regionale [Trivero et al. 1998; Johannessen 2000].

Si è detto che tramite telerilevamento è possibile studiare un'ampia serie di parametri, i quali sono in grado di contribuire alla definizione della qualità delle acque superficiali; nella pratica, però, i dati rilevati dai sensori esplicitano i valori di radianza delle superfici indagate, quindi è necessario stabilire una relazione quantitativa tra tali valori di radianza al sensore e i parametri biologici, idromorfologici e fisico-chimici di interesse. Questo passaggio è realizzabile attraverso due distinti metodi operativi, tra i quali è necessario scegliere ancor prima di dare inizio allo studio della qualità delle acque.

Il primo di questi metodi prevede lo sviluppo di un sistema di equazioni basate su relazioni empiriche ricavato dai dati di radianza rilevati; questo approccio all'analisi della qualità delle acque può presentare un'ottima accuratezza nei risultati soltanto a livello locale o di sito specifico.

Il secondo metodo prevede l'utilizzo di un modello analitico di inversione che necessita di una soluzione delle equazioni di trasferimento radiativo in atmosfera per dedurre i coefficienti di assorbimento e *scattering* [Koponen et al. 2001; Pulliainen et al. 2001; Zhang et al. 2002a]; oltre ai fenomeni atmosferici, il modello deve tenere conto anche del trasferimento delle radiazioni lungo la colonna d'acqua, dei fenomeni che avvengono sulla linea di contatto aria-acqua e, in caso di acque poco profonde, del contributo del fondale.

Per determinare i coefficienti di assorbimento e *scattering* atmosferici è necessario tenere conto di un insieme di processi di interazione tra radiazioni elettromagnetiche e sostanze presenti in atmosfera. Le radiazioni che attraversano lo strato di gas che avvolge la Terra interagiscono con i costituenti chimici che incontrano sul loro percorso, secondo le leggi fisiche rappresentative del fenomeno del trasferimento radiativo (legge di Planck, legge di Wien, legge di Stefan-Boltzmann, legge di Kirchhoff).

Tra i limiti del telerilevamento relativi allo studio della qualità delle acque si trovano la necessità di rilievi effettuati *in situ* e le difficoltà derivanti da vincoli operativi. I dati rilevati *in situ* sono fondamentali per lo sviluppo dell'algoritmo e dei modelli di riferimento perché tramite essi è possibile effettuare un processo di taratura per validare le mappe prodotte dal telerilevamento. Una semplice mappa della concentrazione di chl-a, infatti, non possiede valore né credibilità se la sua accuratezza non è collegata e ricondotta a dati chimicamente quantificabili e misurati. Questo limite però non svaluta le grandi potenzialità del telerilevamento, grazie al quale si riduce notevolmente il numero di operazioni da svolgere in campagna, diminuendo di conseguenza anche i

costi dell'analisi, e si riesce ad estendere i risultati dello studio ad aree ampie, senza essere legati alle campionature puntuali tipiche delle rilevazioni sul campo.

Il secondo limite a cui si è accennato riguarda sostanzialmente la compatibilità tra i diversi metodi di indagine del territorio, anche a livello puramente informatico. La possibilità di unire e confrontare dati spettrali con dati GIS (*Geographical Information System*) e GPS (*Global Positioning System*), ad esempio, comporta un'esigenza di compatibilità tra loro: le zone indagate devono infatti essere collocate correttamente in un sistema di riferimento locale o globale e se ne deve conoscere, con buona approssimazione, l'estensione; inoltre, quando le informazioni vengono trasmesse da un sistema ad un altro o vengono collegate tra loro, bisogna prevederne la perfetta adattabilità, tenendo presente che tali informazioni possono derivare da strumenti e sorgenti completamente diversi tra loro [Chen et al. 2004].

Aspetto di non secondaria importanza nella valutazione del contributo del telerilevamento è la possibilità di eseguire rilievi in momenti differenti, cioè a distanze di tempo anche notevoli: la possibilità di analizzare serie multitemporali di immagini permette di monitorare l'evoluzione di un fenomeno, naturale o antropico che sia, consentendo anche di eseguire importanti valutazioni a riguardo. Da non sottovalutare il fatto che il processo di calibrazione di un'immagine può, in molti casi, restare in parte valido per le immagini riprese in tempi successivi.

## **4. APPLICAZIONE DEL TELERILEVAMENTO IPERSPETTRALE SU BACINI LACUSTRI**

Nel presente capitolo sarà proposto un caso di studio riguardante l'analisi delle acque dolci mediante l'utilizzo di immagini iperspettrali satellitari. L'obiettivo è quello di riassumere le potenzialità della tecnologia iperspettrale riportando alcune dimostrazioni relative ad uno studio realmente effettuato in Italia. Si cerca quindi di mostrare quali siano le possibilità di questo genere di studi, anche in vista di una prova sul campo utile a verificare pregi, difetti e limiti del telerilevamento iperspettrale.

È stato scritto, nei capitoli precedenti, che l'enorme mole di dati rilevati da un sensore permette tantissime elaborazioni ed analisi, ma con elevate possibilità di errore date dalla difficoltà di gestione e dalla complessità dei dati stessi. Nel caso di studio proposto si farà riferimento anche a modelli empirici di trasferimento radiativo e bio-ottici per descrivere le interazioni delle radiazioni elettromagnetiche con l'ambiente analizzato.

### **4.1. Lago di Garda**

Gli autori di questo studio, dal titolo "Utilizzo di un approccio fisicamente basato per la stima delle concentrazioni di clorofilla da dati Hyperion", sono Gabriele Candiani (CNR-IREA, Sezione di Milano), Claudia Giardino (CNR-IREA, Sezione di Milano), Niklas Strömbeck

(Dep. of Limnology, EBC, Uppsala University), Eugenio Zilioli (CNR-IREA, Sezione di Milano) e Vittorio E. Brando (Environmental Remote Sensing Group, CSIRO-Land and Water).

Per stimare la distribuzione spaziale della concentrazione di clorofilla della zona meridionale del lago di Garda vengono utilizzati dati iperspettrali Hyperion acquisiti il 22 luglio 2003. La procedura seguita prevede l'impostazione di un modello matematico capace di descrivere la relazione esistente tra le proprietà ottiche dell'acqua e le concentrazioni dei parametri di qualità. In contemporanea al passaggio satellitare sono state eseguite anche rilevazioni *in situ* per poter confrontare i risultati di laboratorio con quelli derivanti dalla tecnologia iperspettrale.

Le proprietà considerate realizzano nell'insieme un modello bio-ottico basato su numerosi parametri, tra i quali il più importante è la cosiddetta *remote sensing reflectance*  $Rrs(\lambda)$ , espressa in  $sr^{-1}$  e definita come il rapporto tra la radianza ascendente dalla colonna d'acqua appena al di sopra della superficie e l'irradianza (diretta e diffusa) incidente sulla superficie stessa. Tale modello [Walker 1994] permette di determinare il valore della  $Rrs(\lambda)$  in funzione di assorbimento  $a(\lambda)$ , retro-diffusione o *back-scattering*  $b_b(\lambda)$ , concentrazioni di *clorofilla a* (chl-a), solidi sospesi organici (SPOM) ed inorganici (SPIM), assorbimento a 440 nm delle sostanze gialle ( $a_{ys}(440)$ ):

$$Rrs = \frac{I}{Q} \cdot \frac{1}{1 + \frac{\bar{\mu}_d}{\bar{\mu}_u}} \cdot \frac{b_b}{a + b_b} \left\{ \begin{array}{l} I = 0,533 \\ Q = \frac{E_u(0^-)}{L_u(0^-)} \\ \bar{\mu}_d = f(\theta) \\ \bar{\mu}_u = f(\theta) \\ b_b = b_{bw} + b_{bSPIM}^* [SPIM] + b_{bph}^* [chl-a] \\ a = a_w + a_{ys}^* [a_{ys}(440)] + a_{SPOM}^* [SPOM] + a_{ph}^* [chl-a] \end{array} \right. \quad (4.1)$$

con:

$I$  fattore che tiene conto dell'interfaccia aria/acqua [Lee et al. 1994];

$Q$  ( $Q$ -factor) parametro che tiene conto dell'anisotropia del campo di luce in acqua;

$E_u(0^-)$  irradianza ascendente appena al di sotto della superficie;

$L_u(0^-)$  radianza ascendente appena al di sotto della superficie;

$\bar{\mu}_d$  valore medio del campo di luce discendente;

$\bar{\mu}_u$  valore medio del campo di luce ascendente;

$\theta$  coseno dello zenit del sole.

I valori di  $Q$ ,  $\bar{\mu}_d$  e  $\bar{\mu}_u$  sono ottenuti mediante la modellistica del trasferimento radiativo di Hydrolight [Mobley 1994], mentre le proprietà ottiche inerenti specifiche delle componenti  $i$ -esime ( $a_i^*$ ) sono determinate dalle misurazioni *in situ* e dalle analisi di laboratorio, eseguite allo scopo di calibrare il modello analitico bio-ottico (luglio 2000, ottobre 2003), testare il sistema per i transetti orizzontali FATA (*Fluorescence And Turbidity Analyser*, marzo 2003) e verificare le mappe ottenute da dati Hyperion (giugno e luglio 2003).

Nel dettaglio, sono state effettuate misure di temperatura e ossigeno, misure di trasparenza al disco di Secchi, determinazione della *clorofilla a* (chl-a) e della feofitina, di SPOM, SPIM e sostanze gialle e infine misure degli spettri di assorbimento delle sostanze che influiscono sulle proprietà ottiche inerenti ( $a_{ph}$ ,  $a_{SPOM}$ ). Ogni esame è stato effettuato su campioni di acqua relativi al primo metro di profondità e in alcuni casi sullo strato superficiale.

Il sistema FATA a cui si è accennato in precedenza è composto da un fluorimetro, un GPS e un *data-logger* ed è capace di misurare, con una frequenza di 0,5 Hz, i valori di fluorescenza (F) dell'acqua, torbidità espressa in *Nephelometric Turbidity Units* (NTU), *Photosynthetic Active Radiation* (PAR) e temperatura (T); i valori di fluorescenza (in mV) e di torbidità (in NTU) sono stati poi convertiti in concentrazioni di

sedimento (in  $\text{mg l}^{-1}$ ) e chl-a (in  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) attraverso una regressione lineare eseguita sui campioni per i quali si avevano a disposizione anche le misurazioni di laboratorio.

L'insieme di tutti i rilievi *in situ* ha permesso di delineare una funzione densità di probabilità (PDF) delle concentrazioni dei vari componenti delle acque, consentendo la realizzazione dei grafici riportati nelle figure 4.1, 4.2, 4.3, 4.4. Si può notare come le distribuzioni di chl-a e solidi sospesi inorganici (SPIM) seguano un andamento tipico della funzione Gamma, mentre quella di solidi sospesi organici (SPOM) ne segua una di tipo Normale; le sostanze gialle presentano invece distribuzione casuale.

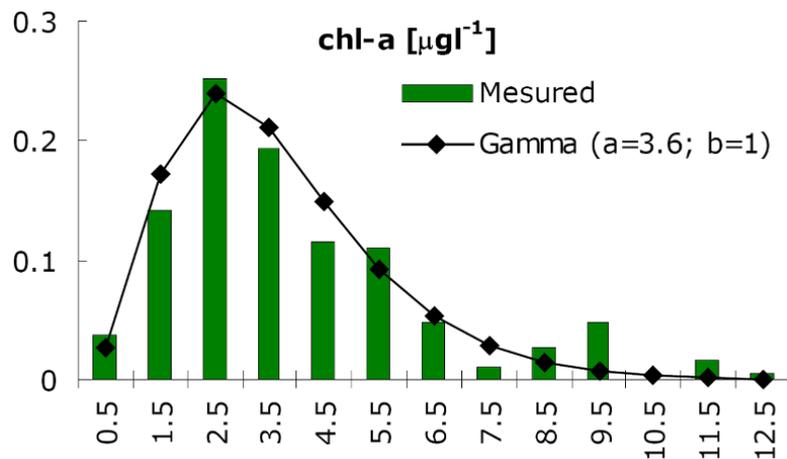


Fig. 4.1. PDF e valori misurati per la clorofilla a [Zilioli 2005].

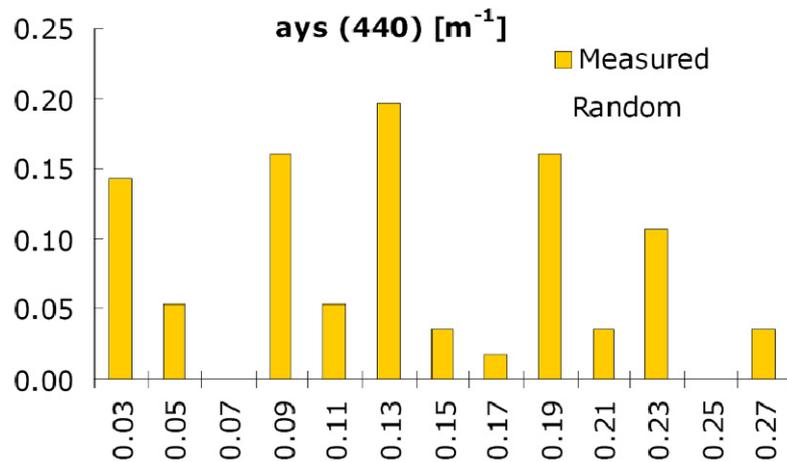


Fig. 4.2. PDF e valori misurati per le sostanze gialle [Zilioli 2005].

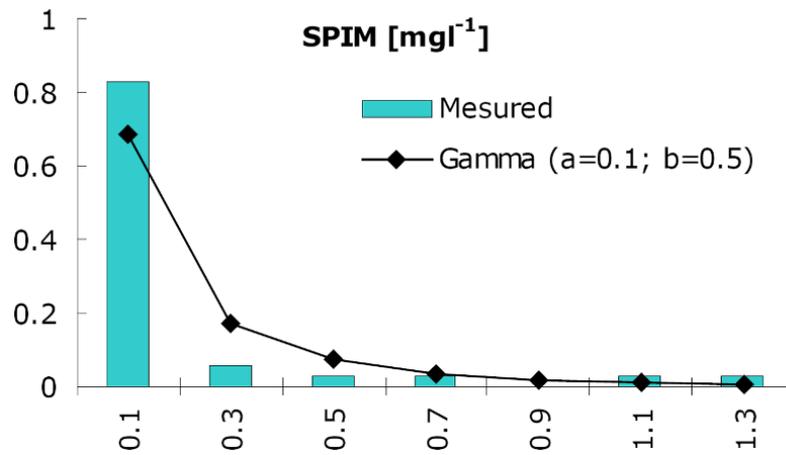


Fig. 4.3. PDF e valori misurati per i solidi sospesi inorganici [Zilioli 2005].

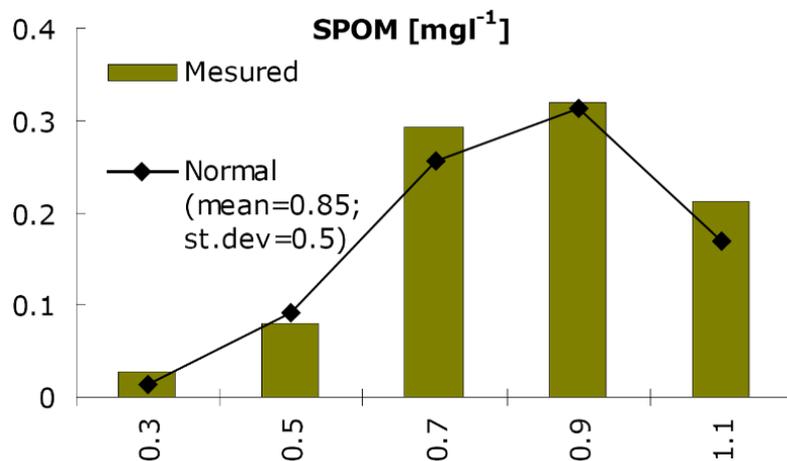


Fig. 4.4. PDF e valori misurati per i solidi sospesi organici [Zilioli 2005].

In figura 4.5 viene mostrato l'andamento del *Q-factor* per la zona del lago di Garda studiata: come già visto, tale parametro è il risultato dell'applicazione del modello di trasferimento radiativo Hydrolight e viene espresso in funzione della lunghezza d'onda.

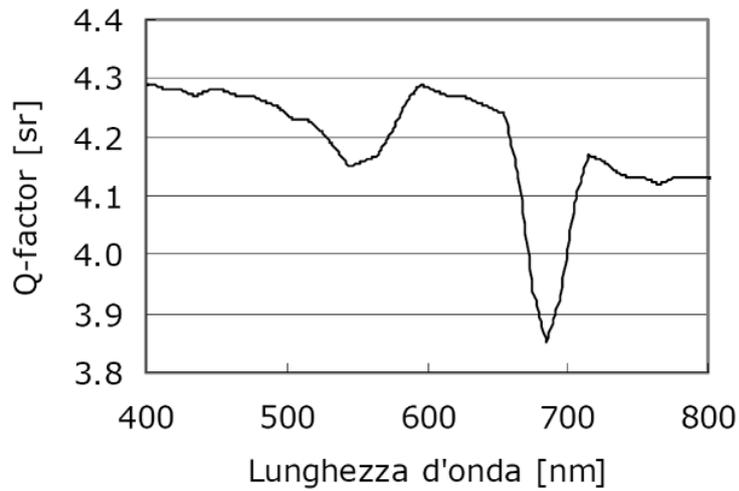


Fig. 4.5. Andamento del Q-factor in funzione della lunghezza d'onda per le acque del lago di Garda [Zilioli 2005].

L'andamento dei valori dei coefficienti specifici di assorbimento  $a_i^* [\mu\text{g}^{-1}\text{m}^{-1}]$  e di *back-scattering*  $b_{b_i}^* [\mu\text{g}^{-1}\text{m}^{-1}]$  sono mostrati rispettivamente nelle figure 4.6 e 4.7, nelle quali vengono aggiunti anche i valori dei coefficienti di assorbimento  $a_w [\text{m}^{-1}]$  e *back-scattering*  $b_{bw} [\text{m}^{-1}]$  dell'acqua pura.

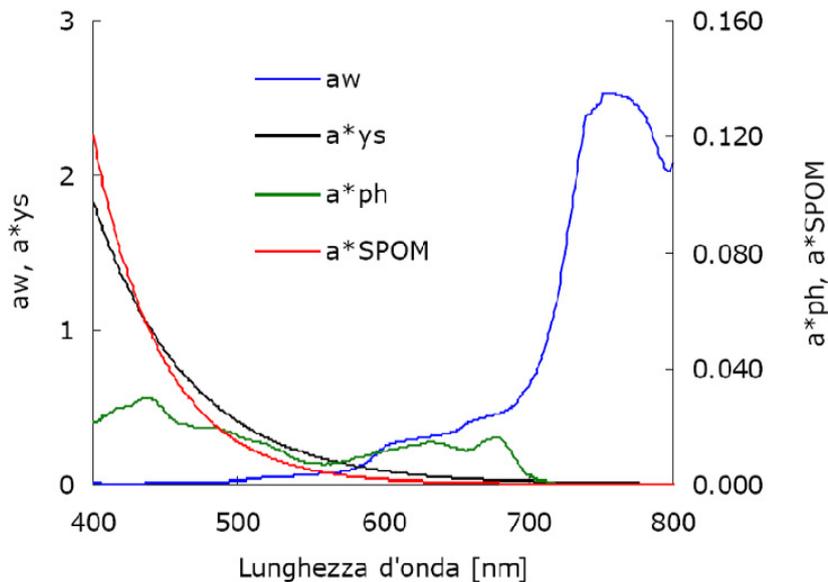


Fig. 4.6. Andamento dei coefficienti di assorbimento [Zilioli 2005].

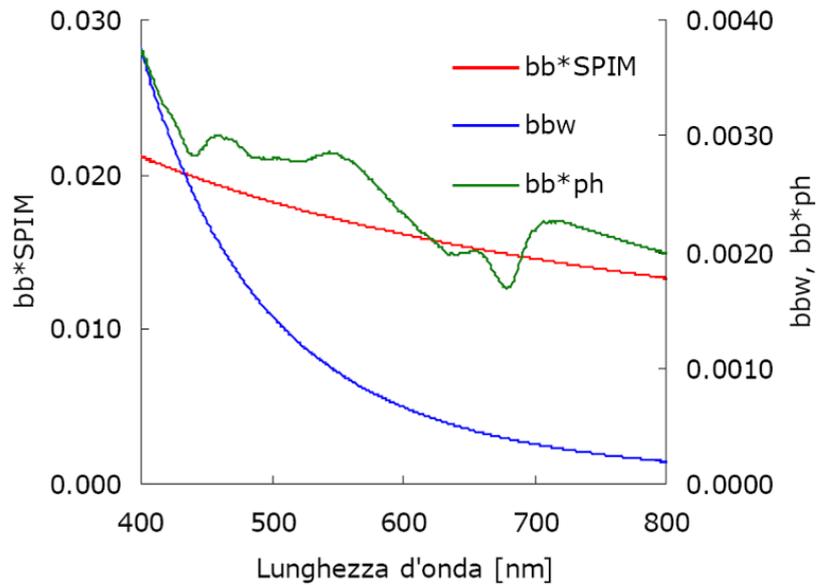


Fig. 4.7. Andamento dei coefficienti di retro-diffusione [Zilioli 2005].

Prima di poter utilizzare i dati iperspettrali per la mappatura del sito è necessario applicare le dovute trasformazioni atmosferiche, in questo caso realizzate mediante i codici 6S (*Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*) e ATCOR (*ATmospheric CORrection*), entrambi calibrati con le misure dello spessore ottico dell'aerosol (AOT) eseguite con un fotometro. A seguito delle correzioni atmosferiche, le immagini sono state corrette per la componente di riflessione speculare (*sun-glitter*) con l'obiettivo di determinare la  $Rrs$ .

Applicando il modello analitico bio-ottico si giunge ai valori di  $Rrs$  che possono essere confrontati con quelli derivanti dalle prove *in situ* (v. Fig. 4.8): si può notare come le due curve siano molto simili tra loro e perciò se ne deduce che il modello simula fedelmente la situazione delle acque del lago.

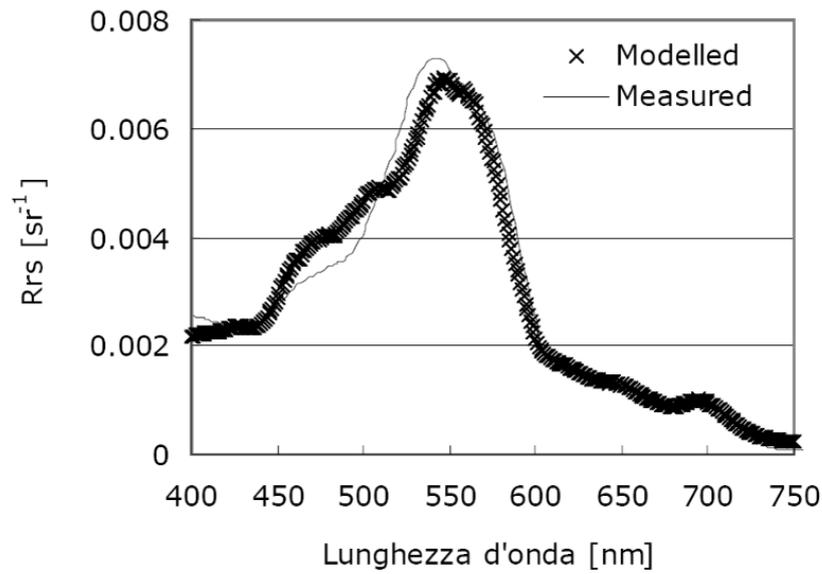


Fig. 4.8. Confronto tra i valori della  $R_{rs}$  simulati e quelli ricavati da misure in situ [Zilioli 2005].

In seguito il modello è stato utilizzato per determinare l'indice radiometrico che meglio descrive le variazioni di chl-a, dato dal rapporto tra  $R_{rs}$  in due diverse lunghezze d'onda. È stata quindi generata una famiglia di 255 curve, ricampionate secondo le FWHM (*Full Width at Half Maximum*) dell'Hyperion, che rappresentano le  $R_{rs}$  (v. Fig. 4.9).

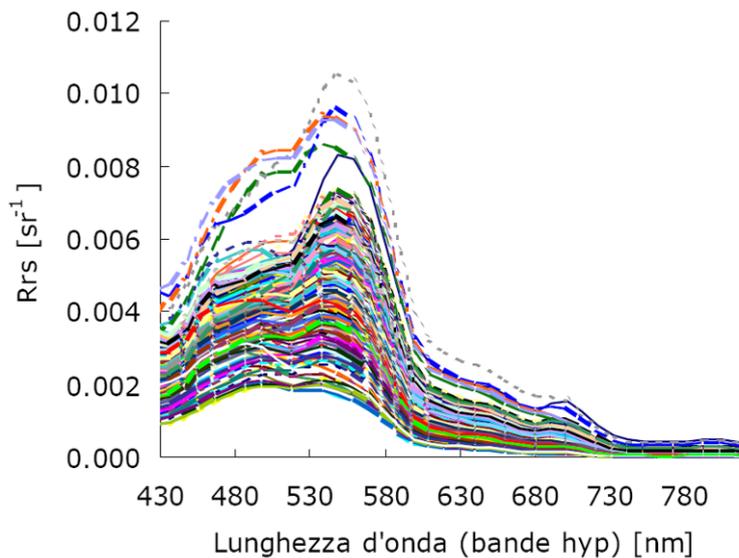


Fig. 4.9. Simulazione delle  $R_{rs}$  ricampionate secondo la risoluzione spettrale dell'Hyperion (primi 50 canali) [Zilioli 2005].

Per capire quale relazione descriva la variazione di chl-a in funzione dell'indice radiometrico, sono stati messi a confronto i rapporti di banda tra i valori delle  $Rrs$  con le concentrazioni di clorofilla: ne deriva una matrice di correlazione (v. Fig. 4.10) che ha permesso di determinare l'equazione (4.2).

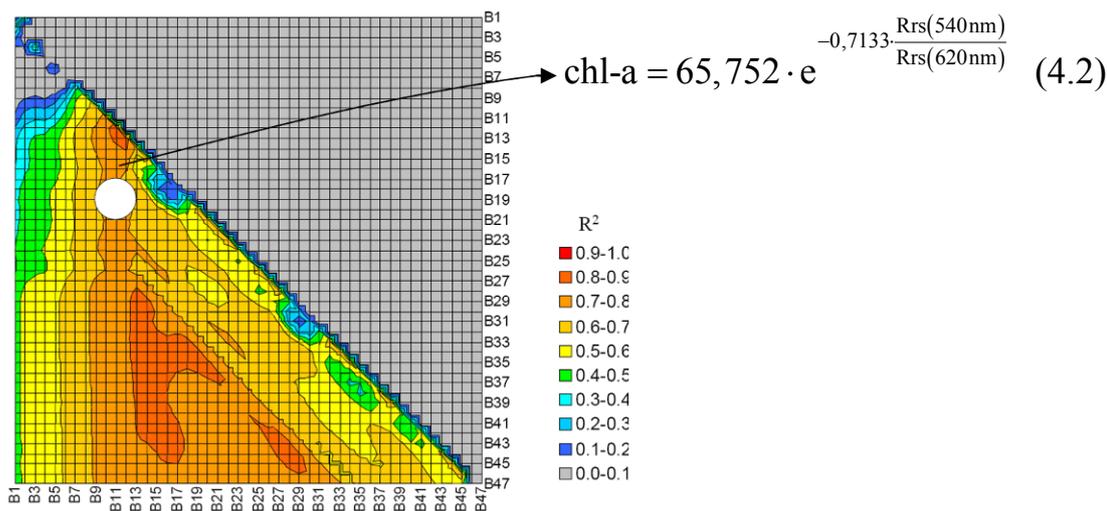


Fig. 4.10. Matrice degli  $R^2$  tra i rapporti delle  $Rrs$  nelle bande Hyperion e le concentrazioni di chl-a [Zilioli 2005].

La scelta delle bande è avvenuta in base al valore di correlazione derivante dalla matrice e al rapporto segnale/rumore: infatti le migliori correlazioni si hanno tra bande della regione rosso/infrarosso, che presentano però un notevole disturbo del segnale; le bande con lunghezza d'onda di 540 nm e 620 nm descrivono le variazioni di chl-a con un buon grado di approssimazione ( $R^2=0,82$ ) e al contempo sono poco rumorose.

Per realizzare una mappatura dei risultati è necessario applicare l'equazione 4.2 ad ogni pixel dell'immagine telerilevata, correggendo quest'ultima a livello radiometrico mediante un codice di trasferimento radiativo (6S) ed eliminando la componente di riflessione speculare. I grafici della figura 4.11 mettono a confronto gli andamenti delle riflettanze stimate dai dati Hyperion, corretti solo tramite 6S e corretti

anche per la riflessione speculare (6S & specular), con le *Rrs* campionate *in situ*.

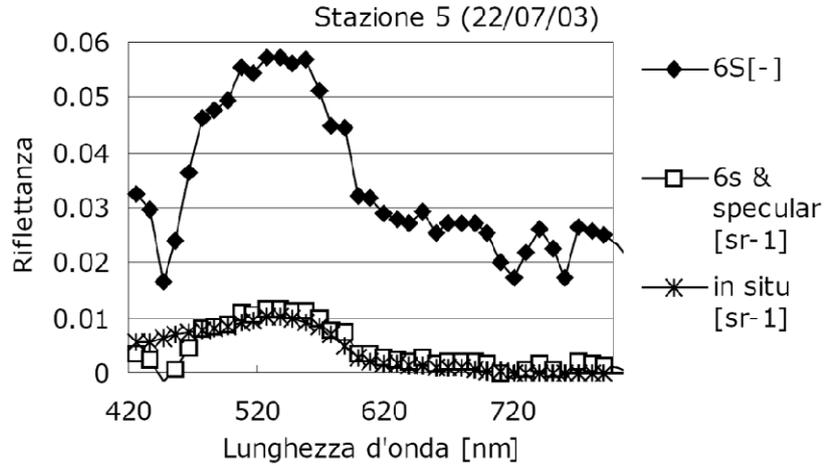


Fig. 4.11. Confronto tra i valori di riflettanza ottenuti dalle misure *in situ* e i valori ottenuti da dati Hyperion corretti con 6S e con 6S & specular [Zilioli 2005].

Infine viene generata la mappa di figura 4.12 che rappresenta le concentrazioni di chl-a nella zona studiata.

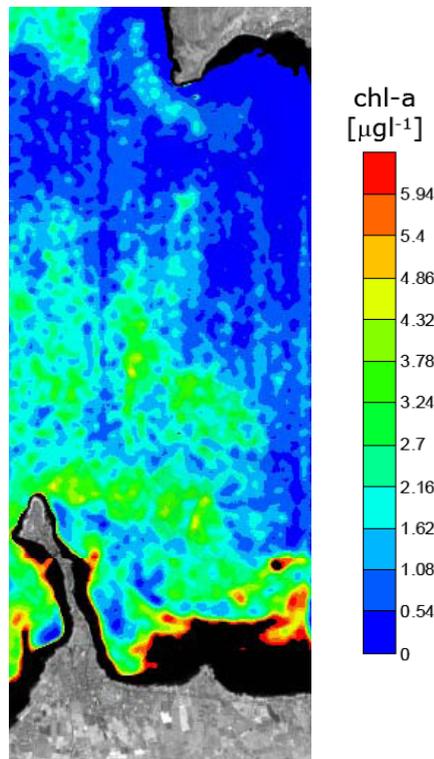


Fig. 4.12. Mappa di concentrazione di chl-a [Zilioli 2005].

L'ultima fase della procedura seguita è la validazione della mappa realizzata (v. Fig. 4.12). Grazie alle analisi di laboratorio sulla concentrazione di chl-a in otto stazioni ed ai valori di fluorescenza misurati con il sistema FATA, si è riusciti ad ottenere il valore di chl-a in  $\mu\text{g l}^{-1}$  partendo dai mV di fluorescenza per 40 km di un transetto percorso lungo l'asse dell'orbita del sensore Hyperion, mediante una regressione di tipo lineare. Nelle figure 4.13 e 4.14 se ne mostrano i risultati.

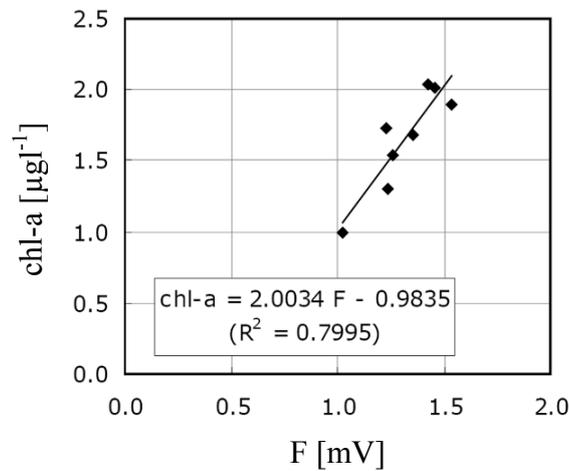


Fig. 4.13. Scatterogramma per la conversione dei dati da fluorescenza a clorofilla a [Zilioli 2005].

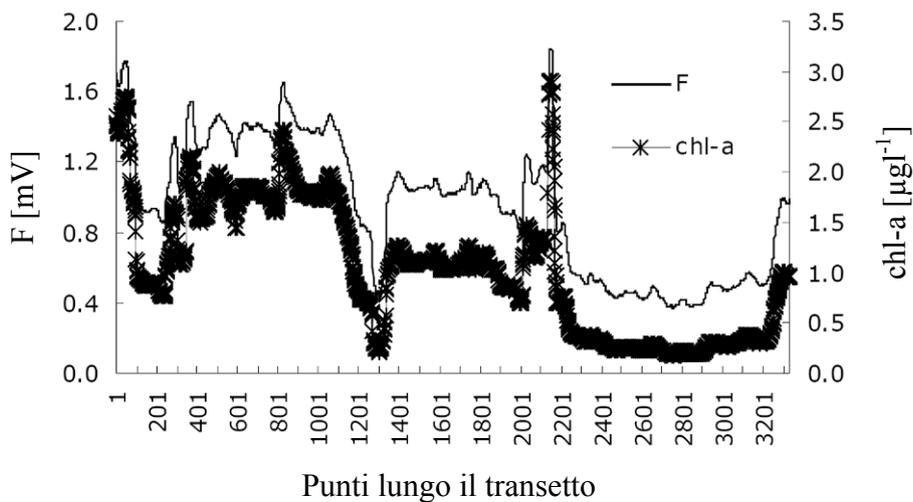


Fig. 4.14. Andamento della fluorescenza e della clorofilla lungo il transetto di 40 km [Zilioli 2005].

Infine è possibile confrontare le concentrazioni di chl-a derivate da satellite e quelle misurate *in situ* con il sistema FATA, verificando una buona correlazione tra i due set di dati ( $R^2=0,86$ ) e visualizzando su uno scatterogramma una distribuzione attorno alla retta 1:1, indice di una corrispondenza accettabile.

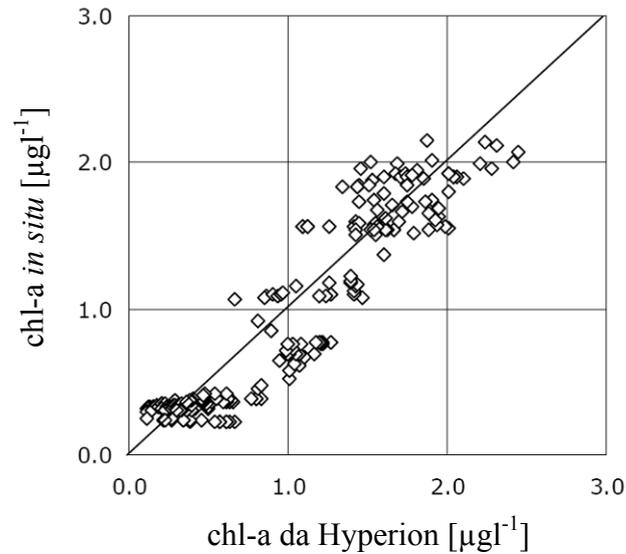


Fig. 4.15. Scatterogramma tra le concentrazioni di chl-a misurate *in situ* tramite il sistema FATA e le stime da satellite [Zilioli 2005].

## **5. SPERIMENTAZIONI SUI CASI DI STUDIO DEL LAGO DI GARDA E DEL LAGO QARUN (EGITTO)**

Le applicazioni del telerilevamento iperspettrale che si andranno di seguito a mostrare riguardano due laghi di notevole interesse scientifico e non solo.

Il primo è il lago di Garda, il più esteso lago italiano e uno dei pochi laghi nazionali abbastanza ampi da permettere uno studio iperspettrale, che da una parte consente di rilevare un elevato numero di bande a differenti lunghezze d'onda, ma dall'altra limita fortemente la risoluzione spaziale: ogni pixel del sensore Hyperion copre infatti una superficie quadrata di circa 900 m<sup>2</sup>.

Il secondo caso di studio riguarda il lago Qarun, un lago salato che occupa la parte più depressa (-45 m s.l.m.) dell'oasi egiziana del Fayyum: si tratta di un'area di notevole interesse naturalistico e culturale, nonché strategica per l'economia dell'Egitto, in quanto oggetto di coltivazioni intensive sin dall'antichità ed ora in continua espansione, grazie a complesse opere di bonifica ed irrigazione. Tali opere hanno un notevole impatto sull'ambiente ed in particolare sull'ecosistema del lago, un impatto che rischia di compromettere irrimediabilmente ambiente ed opportunità di sviluppo. Le immissioni d'acqua nel lago Qarun derivano soprattutto dal deflusso delle acque dalla complessa rete di canali di irrigazione e sono perciò fonte di inquinamento per il lago; inoltre la mancanza di emissari che permettano l'uscita degli inquinanti e lo sviluppo di un ricircolo idrico è un fattore che non consente un facile e rapido miglioramento delle condizioni chimiche e biologiche delle acque; l'immissione di acqua è compensata soltanto dall'elevato tasso di

evaporazione, conseguenza del clima arido sahariano; ne risulta un trend di costante aumento della salinità delle acque del lago e dei suoli agricoli circostanti, nonché il crescere di fenomeni di eutrofizzazione legati all'uso di fertilizzanti chimici.

## 5.1. Lago di Garda

La prima applicazione sperimentata riguarda l'analisi delle acque del lago di Garda: si cerca di riprodurre, per quanto possibile, lo studio presentato nel capitolo precedente, dal titolo "Utilizzo di un approccio fisicamente basato per la stima delle concentrazioni di clorofilla da dati Hyperion", effettuato da Gabriele Candiani, Claudia Giardino, Niklas Strömbeck, Eugenio Zilioli e Vittorio E. Brando. La ricerca mira a ricavare le concentrazioni di clorofilla presenti nelle acque del lago di Garda mediante l'utilizzo di indici differenti da quello presentato nella pubblicazione di riferimento; infine saranno confrontate tra loro le varie mappe di distribuzione della concentrazione di chl-a.

Per analizzare dati telerilevati viene utilizzato un software di gestione ed elaborazione di immagini chiamato ENVI (*ENvironment for Visualizing Images*) della casa produttrice ITT (*International Telephone & Telegraph*). Innanzitutto è necessario ottenere le immagini del sito di studio effettuandone un download da *Earth Explorer*<sup>1</sup>, un portale pubblico gestito dal *United States Department of Interior* e dal USGS (*United States Geological Survey*) per la distribuzione di immagini telerilevate. Scegliendo il set di immagini acquisite mediante il sensore Hyperion e indicando l'area di interesse, il sistema fornisce un elenco di tutti i dati disponibili.

---

<sup>1</sup> <http://edcsns17.cr.usgs.gov/EarthExplorer/>

### **5.1.1. Pre-processamento dei dati**

Nel caso del lago di Garda sono stati ottenuti due diversi set di dati, risalenti al 7 ottobre 2002 e al 22 luglio 2003, ognuno dei quali presenta una diversa copertura nuvolosa (rispettivamente tra il 10% e il 19% il primo e tra lo 0% e il 9% il secondo). Il dato Hyperion è disponibile a due diversi livelli di processamento: uno ha già subito la fase di georeferenziazione tramite un algoritmo di ricampionamento delle immagini digitali e il dato che ne deriva viene indicato con la sigla L1Gst; l'altro invece presenta le immagini non corrette geometricamente e viene indicato con la sigla L1R. A questo proposito è importante sottolineare le differenze tra questi due tipi di immagini: i dati già georeferenziati permettono calcoli e misurazioni di angoli e distanze, ma possono introdurre degli errori a livello radiometrico dovuti proprio al metodo di ricampionamento utilizzato per orientarle; i dati non georeferenziati, invece, presentano esattamente i valori di radianza rilevati dal sensore, senza avervi apportato modifiche sostanziali (v. Fig. 5.1). Per l'obiettivo perseguito in questo elaborato e poiché ci si aspetta che il ricampionamento alteri i valori di radianza dell'immagine, è auspicabile poter operare solamente su dati non georeferenziati, che però non sono sempre disponibili per il download da *Earth Explorer*. Sarebbe interessante anche valutare le differenze dei risultati ottenibili dai due diversi tipi di dati sorgente, avendo applicato la stessa procedura di indagine.



Fig. 5.1. Immagine true color del lago di Garda (set di dati 22/07/2003): a sinistra georeferenziata, a destra non georeferenziata.

Come visto in precedenza, il sensore Hyperion produce immagini iperspettrali a 242 bande di lunghezza d'onda differente, con uno *swath* di 7,5 km. Le immagini georeferenziate, fornite da *Earth Explorer* in formato *.tif*, non sono direttamente compatibili con ENVI e necessitano quindi di una procedura particolare di importazione nel software, possibile grazie all'utilizzo di un plug-in ('*hyperion\_tools.sav*') scaricabile gratuitamente dal sito stesso del produttore. La procedura prevede la fusione delle 242 immagini in un unico file di dimensioni pari a circa 1,5 GB; durante la fase di importazione viene generato anche un file di testo che racchiude i fattori di scala che verranno utilizzati nella correzione atmosferica successiva; inoltre i dati originari, memorizzati su disco secondo il metodo BSQ (*Band Sequential*), devono essere convertiti secondo il metodo BIP (*Band Interleaved by Pixel*). Le immagini non georeferenziate possono essere visualizzate direttamente in ENVI senza che sia necessaria un'importazione specifica; tali immagini sono memorizzate su disco secondo il metodo BIL (*Band Interleaved by Line*).

Vista l'onerosa mole di informazioni fornita dal sensore Hyperion, si è voluto applicare un metodo di riduzione dei dati che escludesse dall'immagine sorgente le bande spettrali non calibrate o considerate inaffidabili. Il plug-in 'hyp\_wshop.sav', sviluppato dal CSIRO (*Australian Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*) [Jupp et al. 2004], effettua tale riduzione e permette al contempo la creazione di un'immagine BIL ricalibrata per ottenere immagini in cui i DN, divisi per 100, forniscono il valore di radianza nell'unità di misura standard di ENVI ( $\text{Wm}^{-2}\text{sr}^{-1}\mu\text{m}^{-1}$ ). Per determinare quali siano le bande spettrali da escludere è necessario tenere conto di alcune considerazioni.

La prima riguarda la presenza di bande a valori nulli: queste sono, in particolare, le bande da 1 a 7, da 58 a 76 e da 225 a 242.

La seconda valutazione risiede nel fatto che le bande 56-57 si sovrappongono alle bande 77-78, anche se vengono riprese da un sensore differente dell'Hyperion; a tal proposito è necessario stabilire quale, tra queste due coppie, è la più rumorosa ed eliminarla; nel caso in esame sarà eliminata la coppia 77-78.

Esaminando lo spettro di radianza di figura 5.2, si può notare che le onde elettromagnetiche con determinate lunghezze d'onda (tra 1356 nm e 1417 nm, tra 1820 nm e 1932 nm, oltre 2395 nm) vengono completamente assorbite dal vapore acqueo presente in atmosfera e possono perciò essere eliminate.

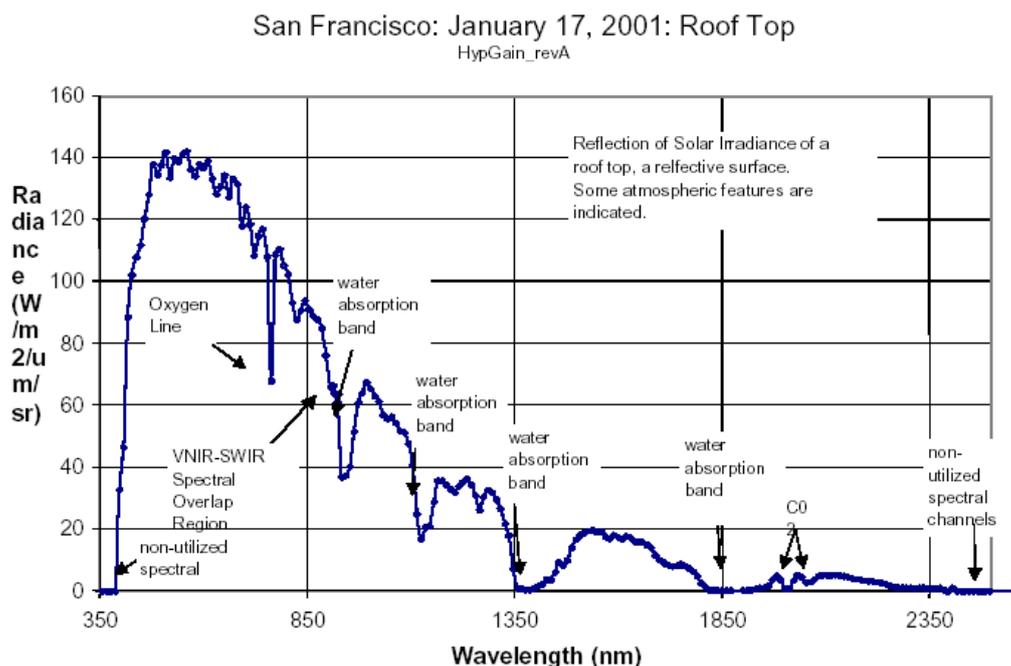


Fig. 5.2. Esempio di uno spettro di radianza Hyperion.

Tra i dati appena esclusi, le bande 123 (1376 nm), 124 (1386 nm) e 125 (1396 nm) risultano necessarie per il calcolo del contenuto di vapor d'acqua tramite l'algoritmo FLAASH, che verrà poi effettivamente utilizzato; esse di conseguenza non possono essere eliminate.

Dopo tutte le valutazioni fatte e le conseguenti esclusioni effettuate, si otterrà un'immagine BIL a 179 bande spettrali; tale *subset* di dati include le bande da 8 a 57, da 79 a 120, da 123 a 125, da 128 a 166 e da 179 a 223.

Le immagini a disposizione sono affette da *streaking*, un fenomeno di striatura in senso longitudinale rispetto alla direzione di acquisizione, particolarmente accentuato sulla porzione dell'immagine contenente l'acqua del lago, e da *smiling*, un effetto dovuto alla non omogenea calibrazione dei fotodiodi del sensore; inoltre non è raro ritrovare nelle immagini anche alcune *drop line* (v. Fig. 5.3).

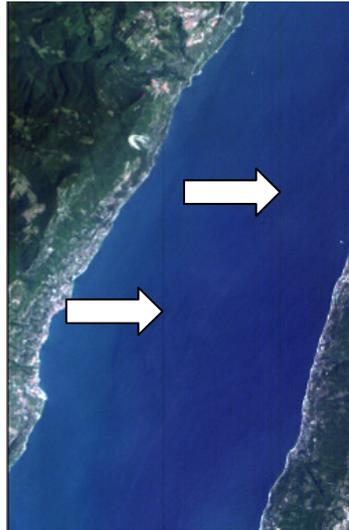


Fig. 5.3. Drop line sull'immagine telerilevata.

L'effetto chiamato *smiling* è causato dalle differenze di lunghezza d'onda centrale e FWHM tra i 256 pixel presenti su una linea del sensore: i fotodiodi posti alle estremità dell'array hanno infatti una risposta leggermente differente da quelli posti al centro della linea. Per ovviare a questo inconveniente è necessario applicare all'immagine Hyperion una procedura di *de-smiling* tale da interpolare i valori di radianza di ciascun pixel in ogni banda spettrale con la media delle lunghezze d'onda di tutti i 256 pixel della linea.

L'effetto di *streaking*, tipico di tutte le immagini Hyperion, è dovuto principalmente all'ampia gamma di sensibilità e alle caratteristiche del rumore dei singoli rivelatori (*detectors*) del sensore e risulta non consistente, ossia le striature non si ripetono esattamente nello stesso modo tra acquisizioni diverse, perciò non è possibile creare un algoritmo che rimuova questo effetto valido per ogni immagine Hyperion; lo *streaking* è causato anche dalla presenza di *bad pixels* (pixel saltati, vuoti) e dalla mancanza di precisione nella calibrazione tra i *detectors* [Goetz et al. 2002].

Per eliminare l'effetto di striatura dell'immagine si possono utilizzare due metodi di *de-streaking*: il primo globale e il secondo locale. Questi metodi modificano i valori dei pixel impiegando analisi

statistiche, confrontando media e deviazione standard dei dati con quelle di riferimento. In particolare, il *global de-streaking* utilizza come riferimento media e deviazione standard dell'intera immagine per ciascuna banda spettrale; il *local de-streaking*, al contrario, pone come riferimento media e deviazione standard derivanti da una regione vicina al pixel da modificare.

Il *global de-streaking* può essere applicato secondo tre modalità differenti: additiva, moltiplicativa e lineare. L'opzione additiva è predisposta per modificare le medie dei pixel e renderle uguali alla media dell'immagine, lasciando invariata la deviazione standard; il metodo moltiplicativo modifica le medie e può anche modificare le deviazioni standard; il *global de-streaking* lineare pone, per ogni banda, sia medie che deviazioni standard dei pixel uguali ai valori calcolati su tutta l'immagine.

Dopo i miglioramenti apportati all'immagine visti finora, si applica una trasformazione MNF (*Minimum Noise Fraction*) con l'obiettivo di ridurre il rumore presente nei dati: tale procedura prevede la creazione di nuove bande sintetiche ordinate secondo un valore crescente di rumore, che viene quindi isolato nelle ultime bande MNF, mentre le prime ne risulteranno pressoché prive. A questo punto è possibile ricreare l'immagine a 179 bande partendo dalle sole bande MNF che presentano un minore disturbo, applicando una trasformazione MNF inversa. Così si ritorna ad avere un'immagine con 179 bande spettrali molto più pulita di quella di partenza dal punto di vista del rumore a prezzo di una minima perdita di informazione.

In seguito viene applicata alle immagini la correzione atmosferica necessaria per poter passare dai valori di radianza al sensore a quelli di riflettanza alla superficie. Questo perché, attraversando l'atmosfera per due volte prima di arrivare al sensore, il segnale radiometrico viene influenzato dalla presenza di gas e particelle, soprattutto a causa dei fenomeni di assorbimento e *scattering*.

Nello studio presentato da Candiani et al. viene utilizzato l'algoritmo di correzione atmosferica chiamato 6S (*Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*); si è però deciso di utilizzare l'algoritmo FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*), direttamente implementato in ENVI, il quale supporta nativamente i dati Hyperion.

L'algoritmo FLAASH tiene conto di proprietà atmosferiche quali la quantità di vapore acqueo, la distribuzione di aerosol e la visibilità della scena ripresa; poiché sono raramente disponibili le misurazioni di tali parametri, essi vengono dedotti mediante tecniche basate sui dati stessi di radianza iperspettrale. Il FLAASH è in grado di correggere, pixel per pixel, le lunghezze d'onda coincidenti con le regioni del visibile, dell'infrarosso vicino e delle onde corte, fino ad una  $\lambda$  di 3  $\mu\text{m}$ , grazie all'implementazione al suo interno del codice di trasferimento radiativo MODTRAN4 (*MODerate resolution atmospheric TRANsmission*, versione 4). Un'altra particolare caratteristica del FLAASH è quella di riuscire a fornire in output una mappa di classificazione della copertura nuvolosa della regione rilevata, possibile soltanto con l'utilizzo di immagini iperspettrali, che forniscono un adeguato numero di bande spettrali.

L'equazione che sta alla base del FLAASH è la seguente:

$$L = \left( \frac{A\rho}{1-\rho_e S} \right) + \left( \frac{B\rho_e}{1-\rho_e S} \right) + L_a \quad (5.1)$$

dove:

L è la radianza al sensore rilevata dal pixel;

$\rho$  è la riflettanza della superficie rilevata dal pixel;

$\rho_e$  è una media tra la riflettanza della superficie rilevata dal pixel e quella di una regione circostante;

S è l'albedo sferica dell'atmosfera;

$L_a$  è la radianza diffusa dall'atmosfera;

A e B sono coefficienti che dipendono dalle condizioni atmosferiche e geometriche di ripresa.

Ognuno di questi parametri dipende dalla banda spettrale a cui è applicata la correzione atmosferica: il pedice  $\lambda$  è stato omissso per semplicità.

Il primo termine tra parentesi dell'equazione 5.1 corrisponde alla radianza del segnale che viene riflesso dalla superficie terrestre e giunge direttamente al sensore, mentre il secondo termine tra parentesi rappresenta la radianza, proveniente dalla superficie, che viene diffusa dall'atmosfera e arriva al sensore.

La differenza tra  $\rho$  e  $\rho_e$  risiede nell'effetto di adiacenza dei pixel, fenomeno per cui si ha una mescolanza spaziale dei valori di radianza tra pixel vicini, causato dalla diffusione atmosferica.

I valori di A, B, S e  $L_a$  vengono determinati dal codice MODTRAN4, che tiene conto della geometria di ripresa del satellite, dell'angolo di elevazione del Sole e della quota media della superficie rilevata; A, B, S e  $L_a$  dipendono fortemente dalla colonna di vapore acqueo presente sulla scena, il cui valore generalmente non è noto e può variare all'interno di una singola immagine; esso può essere di conseguenza stimato per ciascun pixel valutando diverse bande spettrali. Questa funzionalità (*water vapor retrieval*) può essere attivata o meno, a seconda che si voglia valutare un contenuto di vapore acqueo per ogni pixel dell'immagine oppure se ne voglia utilizzare un valore medio valido per tutta l'area studiata. Poiché sulle superfici acquatiche il *water vapor retrieval* fornisce dati non sempre attendibili, si è deciso in questa sede di non applicarlo.

Si è scelto infine di applicare all'immagine un filtro della mediana di dimensione 5x5 per omogeneizzare i valori di riflettanza dei pixel e per tentare di ridurre ulteriormente i disturbi residui.

Risultano evidenti le differenze tra l'immagine sorgente e quella che deriva dalla correzione atmosferica a seguito di tutti i miglioramenti apportati in precedenza (v. Fig. 5.4).



*Fig. 5.4. Immagine sorgente a sinistra e immagine corretta a destra, caratterizzata da un maggiore contrasto.*

In figura 5.5 vengono riassunti tutti i passaggi del procedimento seguito per ottenere l'immagine atmosfericamente corretta.

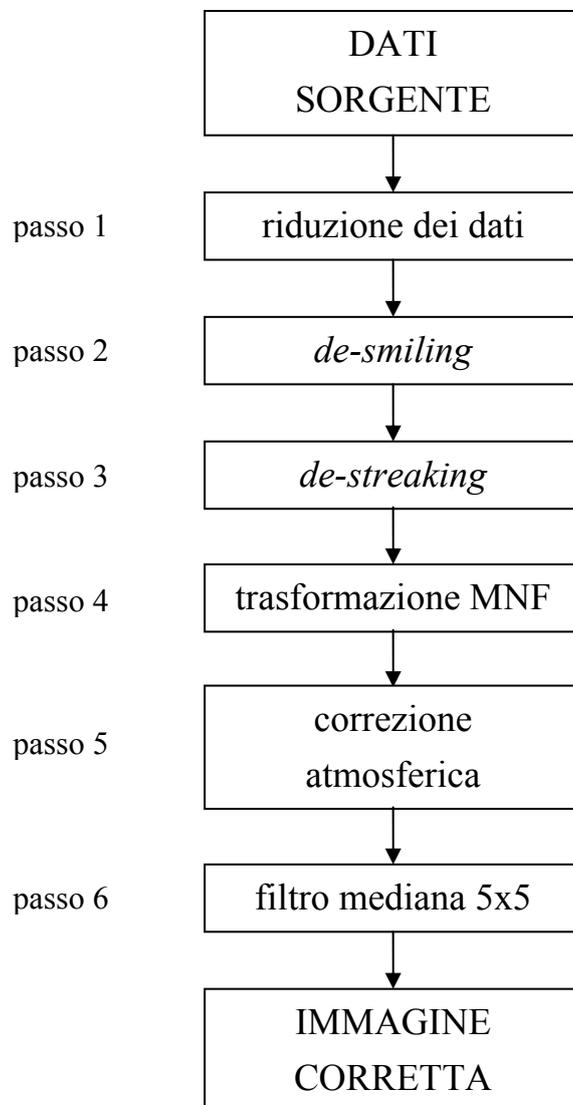


Fig. 5.5. Schema riassuntivo del pre-processamento dell'immagine.

Per poter confrontare tra loro in maniera più approfondita le immagini prima e dopo il pre-processamento dei dati è utile visualizzare e paragonare i grafici delle firme spettrali dei pixel. Nella tabella 5.1 vengono inserite le coordinate immagine dei pixel analizzati, uno individuato vicino alla costa meridionale del lago (v. Fig. 5.6) e uno in un punto in cui il fondale è più profondo (v. Fig. 5.7). In figura 5.8

vengono paragonati tra loro gli spettri di radianza dei due punti presi in considerazione partendo dall'immagine sorgente a 179 bande; in figura 5.9 sono rappresentate le firme spettrali di riflettanza degli stessi due punti a seguito della correzione atmosferica eseguita.

ID punto	Coordinate immagine	
	Riga	Colonna
punto 1 (acqua bassa)	2130	140
punto 2 (acqua alta)	1860	80

Tab. 5.1. Coordinate dei pixel per i quali vengono determinate le firme spettrali.



Fig. 5.6. Localizzazione del punto 1 (acqua bassa).



Fig. 5.7. Localizzazione del punto 2 (acqua alta).

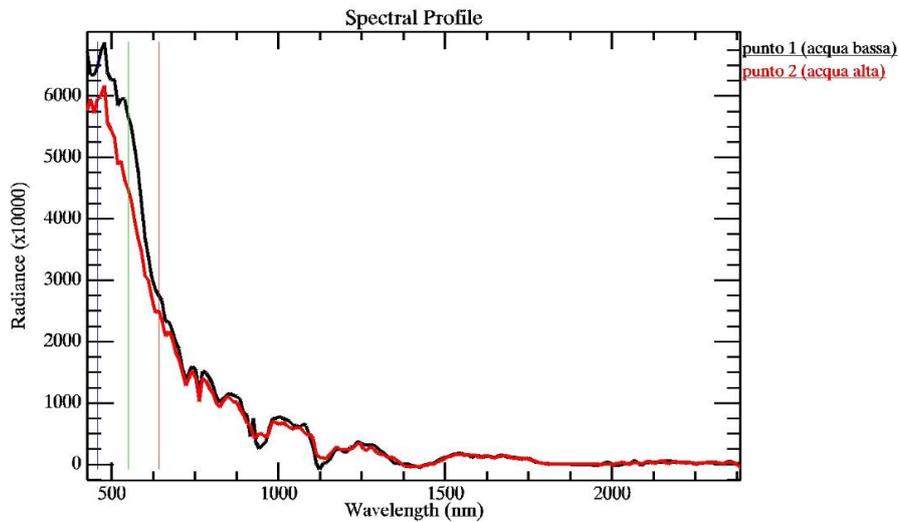


Fig. 5.8. Profili spettrali di radianza.

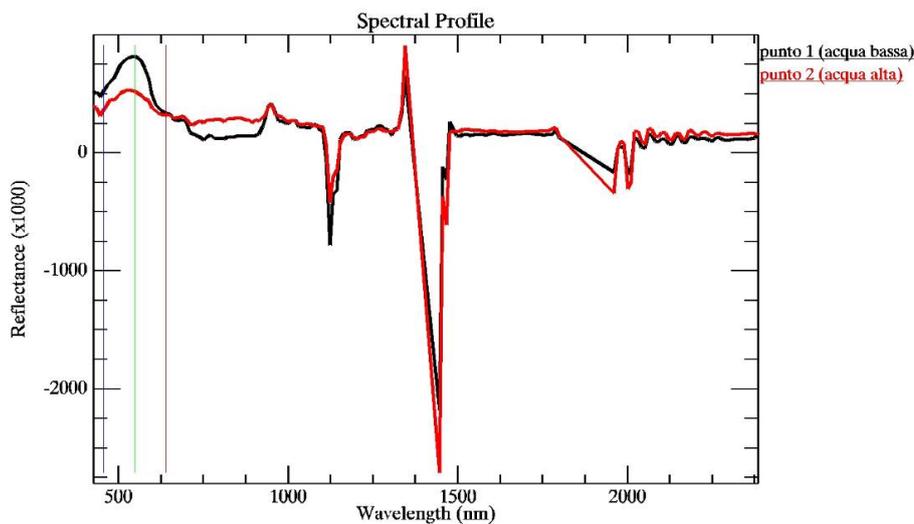


Fig. 5.9. Profili spettrali di riflettanza.

Osservando i grafici appena ricavati si possono fare diverse considerazioni: il profilo di radianza dei punti individuati ricalca a grandi linee la curva di irradianza solare; nelle firme di riflettanza si notano molto bene alcuni picchi negativi dovuti al fenomeno dell'assorbimento delle onde elettromagnetiche ad opera dell'acqua: tale fenomeno riduce il valore di riflettanza fino ad annullarlo (i valori negativi sono dovuti a difetti dei modelli atmosferici applicati); non è da escludere la possibile presenza di rumore residuo in alcune bande, nonostante i trattamenti e le

modifiche apportate all'immagine; infine, osservando la regione del visibile, si nota una discreta differenza nei valori di riflettanza tra acqua alta e acqua bassa, probabilmente legata a contributi del fondale.

Per completezza si effettua anche un tentativo di correzione atmosferica eseguito con il nuovo algoritmo implementato in ENVI chiamato QUAC (*QUick Atmospheric Correction*), per cercare di paragonarne i risultati con quelli derivanti dal FLAASH.

Il QUAC è un metodo *image-based* che permette la determinazione dei profili di riflettanza della superficie anche in mancanza di un'appropriata calibrazione radiometrica: questo algoritmo, infatti, si basa su analisi statistiche dell'immagine, prescindendo da qualsiasi modello fisico di trasferimento radiativo. Il QUAC si fonda su una relazione lineare tra radianza misurata dal sensore e riflettanza e su una stima empirica dei coefficienti, come rappresentato nell'equazione di seguito riportata:

$$\begin{aligned} \rho_j(\lambda) = & A(\lambda) + \frac{B(\lambda)}{1 - S(\lambda) \cdot \langle \rho(\lambda) \rangle} \cdot \rho_j^0(\lambda) + \\ & + \frac{C(\lambda)}{1 - S(\lambda) \cdot \langle \rho(\lambda) \rangle} \cdot \langle \rho(\lambda) \rangle \end{aligned} \quad (5.2)$$

dove:

$\rho_j$  è la riflettanza del  $j$ -esimo pixel rilevata ad una certa lunghezza d'onda;

$\rho_j^0$  è la riflettanza della superficie;

$\langle \rho \rangle$  è una media spaziale della riflettanza superficiale;

$A$  è un coefficiente che valuta la luce che non incontra la superficie terrestre, ma che viene diffusa direttamente dall'atmosfera per essere riflessa verso il sensore;

$B$  tiene conto della trasmissione diretta delle onde elettromagnetiche secondo il percorso Sole-superficie-sensore;

$C$  rappresenta il contributo delle onde elettromagnetiche diffuse sulla superficie, valutando l'effetto di adiacenza;

$S$  è l'albedo sferica dell'atmosfera.

### 5.1.2. *Analisi delle acque*

La seconda fase di elaborazione delle immagini satellitari Hyperion non georeferenziate prevede l'estrapolazione di alcuni indici utili per determinare la concentrazione di *clorofilla a*. In questo studio si fa riferimento a tre particolari indici tratti dalla letteratura: BR (*Band Ratio*), CIBR (*Continuum Interpolated Band Ratio*) e OC4 (*Ocean Chl-a*). I primi due sono stati testati su alcuni laghi indiani [Kneubühler et al. 2005], mentre l'ultimo è nato da un progetto<sup>2</sup> della NASA per essere utilizzato principalmente su acque oceaniche in tutto il globo; nonostante ciò, si desidera applicarli al lago di Garda per poi confrontare la mappa di concentrazione della clorofilla con quella ricavata da Candiani et al. e presentata nello studio preso come riferimento. Tutti gli indici utilizzati e le relazioni che ne derivano sono di tipo empirico, ricavati da numerosi dati misurati *in situ*, e verranno implementati grazie alla funzione *band math* di ENVI.

L'indice BR è ricavato mediante un semplice rapporto tra bande; più precisamente, per il sensore Hyperion vengono individuate le bande con lunghezza d'onda di 701,55 nm e 671,02 nm. La formula matematica per il calcolo del BR è la seguente:

$$\text{BR} = \frac{R(\lambda_m)}{R(\lambda_r)} \quad (5.3)$$

dove:

$R$  indica la riflettanza;

---

<sup>2</sup> <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/>

$m$  indica il canale misurato (701,55 nm), che ricade all'interno della banda di assorbimento sensibile alla presenza di clorofilla (v. Fig. 5.10);  $r$  indica il canale di riferimento (671,02 nm), esterno alla banda di assorbimento (v. Fig. 5.10).

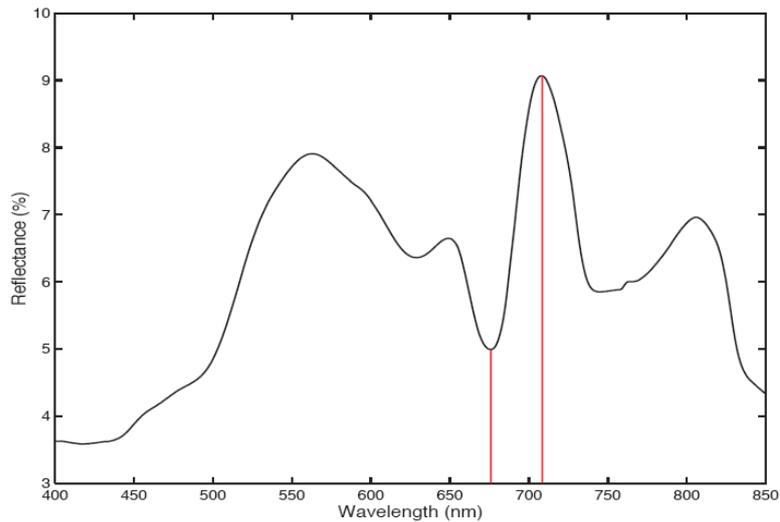


Fig. 5.10. Localizzazione delle bande utilizzate per l'indice BR sul profilo di riflettanza.

Da questo indice si ricava la seguente formula che permette di determinare la concentrazione di clorofilla ( $\mu\text{gl}^{-1}$ ):

$$C_{\text{chl}} = 452,88 \cdot \ln(\text{BR}) + 4,5279 \quad (5.4)$$

L'indice CIBR è calcolato tenendo conto di due bande di riferimento, a differenza dell'indice precedente che ne considerava soltanto una. Il CIBR si determina mediante l'equazione:

$$\text{CIBR} = \frac{R(\lambda_m)}{c_1 R(\lambda_{r1}) + c_2 R(\lambda_{r2})} \quad (5.5)$$

dove:

$R$  è la riflettanza ad una determinata lunghezza d'onda;

$m$  indica la banda misurata;

$r1$  e  $r2$  indicano i due canali di riferimento;

$$c_1 = \frac{(\lambda_{r2} - \lambda_m)}{(\lambda_{r2} - \lambda_{r1})}; c_2 = \frac{(\lambda_m - \lambda_{r1})}{(\lambda_{r2} - \lambda_{r1})}; \lambda_{r2} > \lambda_m > \lambda_{r1}.$$

In questo caso la concentrazione di clorofilla ( $\mu\text{gl}^{-1}$ ) viene determinata secondo l'equazione:

$$C_{\text{Chl}} = -947,63 \cdot \text{CIBR} + 897,54 \quad (5.6)$$

Partendo dallo studio di Kneubühler et al. si evince che le bande più adatte per l'applicazione del CIBR su dati Hyperion sono 671,02 nm ( $\lambda_m$ ), 650,67 nm ( $\lambda_{r1}$ ) e 711,72 nm ( $\lambda_{r2}$ ).

La concentrazione di clorofilla ( $\mu\text{gl}^{-1}$ ) determinata mediante l'indice OC4 è calcolata secondo la seguente equazione:

$$C_{\text{Chl}} = 10^{\left[ \begin{array}{l} 0,3272 - 2,9940 \cdot \log_{10} \left( \frac{\max(R(\lambda_1), R(\lambda_2), R(\lambda_3))}{R(\lambda_4)} \right) + 2,7218 \cdot \left( \log_{10} \left( \frac{\max(R(\lambda_1), R(\lambda_2), R(\lambda_3))}{R(\lambda_4)} \right) \right)^2 \\ - 1,2259 \cdot \left( \log_{10} \left( \frac{\max(R(\lambda_1), R(\lambda_2), R(\lambda_3))}{R(\lambda_4)} \right) \right)^3 - 0,5683 \cdot \left( \log_{10} \left( \frac{\max(R(\lambda_1), R(\lambda_2), R(\lambda_3))}{R(\lambda_4)} \right) \right)^4 \end{array} \right]} \quad (5.7)$$

dove:

$R$  è la riflettanza;

$\lambda_1 = 447,17$  nm;

$\lambda_2 = 487,87$  nm;

$\lambda_3 = 508,22$  nm;

$\lambda_4 = 559,09$  nm.

Tramite le equazioni (5.4), (5.6) e (5.7) vengono realizzate immagini con una sola banda che visualizzano i valori delle concentrazioni di clorofilla in  $\mu\text{gl}^{-1}$ . È possibile, modificando la palette di colori utilizzata per la visualizzazione di queste immagini, creare vere

e proprie mappe della concentrazione di chl-a direttamente paragonabili con quella che risulta dallo studio di Candiani et al. (v. Figg. 5.11 e 5.12).

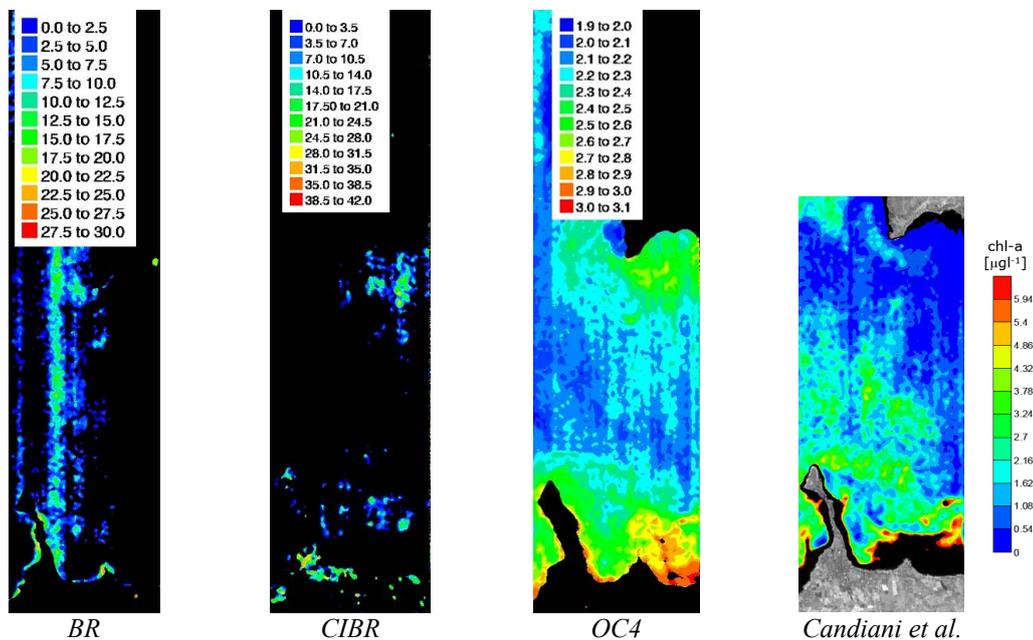


Fig. 5.11. Confronto tra le mappe delle concentrazioni di clorofilla a calcolate mediante i tre indici e quella di Candiani et al. (correzione atmosferica: FLAASH).

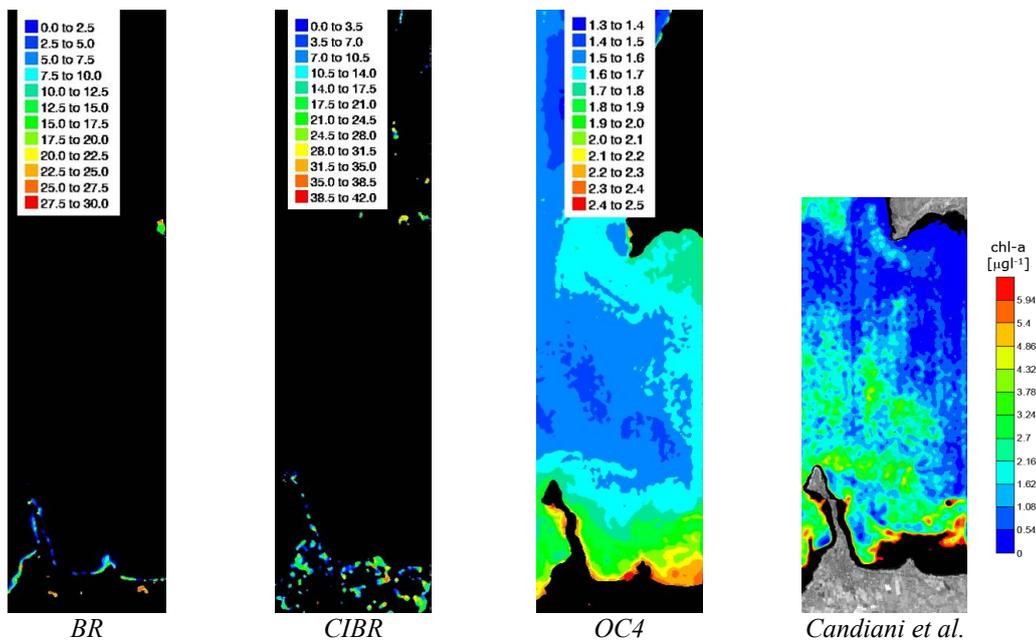


Fig. 5.12. Confronto tra le mappe delle concentrazioni di clorofilla a calcolate mediante i tre indici e quella di Candiani et al. (correzione atmosferica: QUAC).

### **5.1.3. Valutazioni**

Tralasciando le zone relative al terreno, che in tutte le immagini prodotte risultano fuori scala a causa delle concentrazioni elevatissime di chl-a dovute alle superfici agricole e ai giardini residenziali presenti, si può affermare che gli indici BR e CIBR, creati per l'applicazione su laghi indiani, non possano essere utilizzati sulla zona del lago di Garda né, si suppone, su laghi differenti proprio per la loro forte specificità spaziale derivante dalle misurazioni *in situ*; inoltre, nonostante i numerosi miglioramenti apportati ai dati iniziali, gli indici BR e CIBR risentono ancora fortemente del disturbo del segnale e, anzi, lo amplificano: le evidenti striature che affliggono i risultati in figura 5.10 ne sono la dimostrazione.

L'OC4 sembra meno influenzato dal disturbo residuo e questo permette di considerarlo il migliore dei tre indici proposti; d'altronde è stato realizzato per poter essere applicato a livello globale, perciò risente meno della localizzazione e delle differenze tra le zone su cui viene applicato. Si può anche notare una discreta corrispondenza tra la mappa generata con l'OC4 e quella di riferimento (Candiani et al.), almeno a livello di andamento relativo della concentrazione di clorofilla: in effetti i valori assoluti risultanti dall'utilizzo dell'OC4 sono inferiori, ma è giusto sottolineare che la procedura applicata per ottenerli è differente, soprattutto per quanto riguarda i metodi di correzione atmosferica (6S e FLAASH) e i filtri applicati.

## **5.2. Lago Qarun**

Il secondo caso di studio di questo elaborato riguarda le acque del lago Qarun, in Egitto, posizionato a circa 80 km a Sud della capitale Il Cairo, nell'area denominata Fayyum (v. Fig. 5.13). Questa zona si trova ad una quota inferiore al livello del mare e rappresenta una vera e propria

oasi desertica, anche se totalmente dipendente dagli afflussi d'acqua del Nilo.

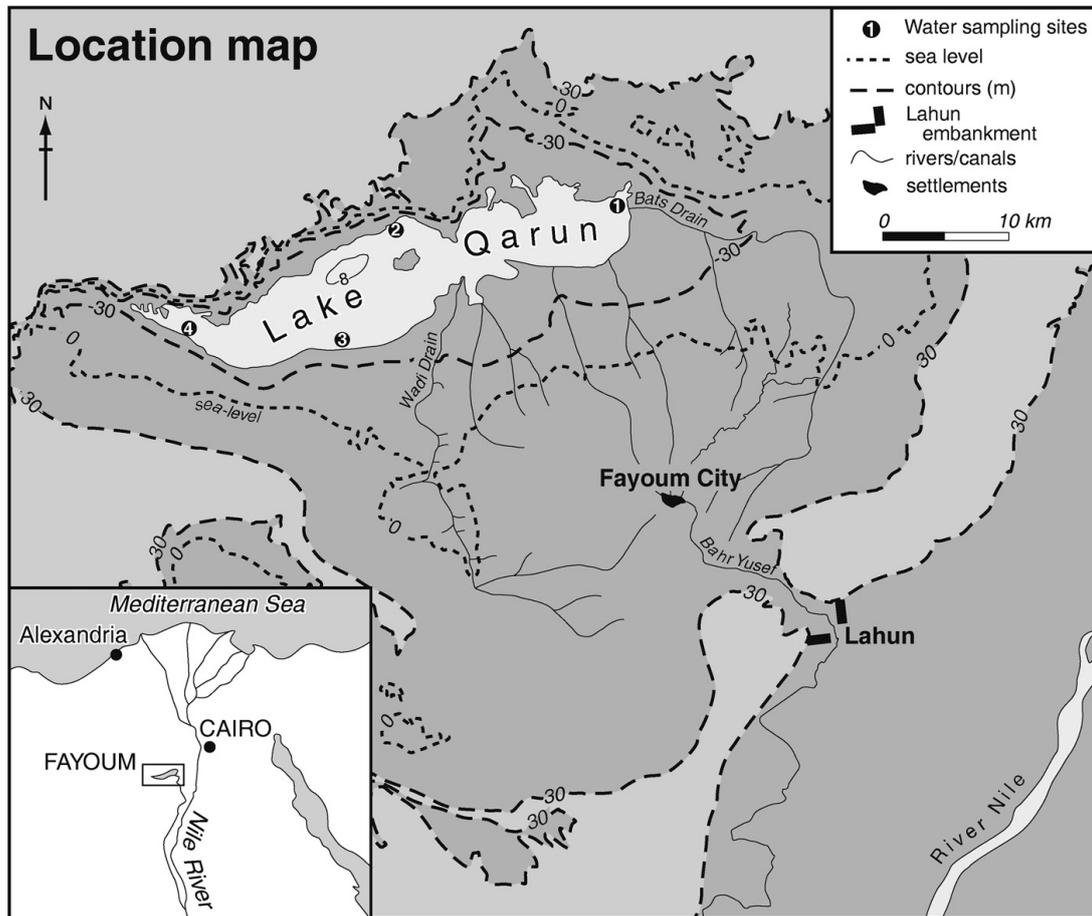


Fig. 5.13. Mappa dell'oasi del Fayoum (Egitto) [Fathi and Flower 2005].

La profondità massima del lago Qarun, che si estende per circa 214 km<sup>2</sup>, è di soli 8 m; a Sud del lago vi è un'area agricola molto estesa, mentre a Nord si ritrova una zona completamente desertica e sterile, caratterizzata da scarpate alte fino a qualche centinaia di metri e dune di sabbia.

L'alimentazione idrica del lago avviene da Est grazie alla canalizzazione delle acque del vicino fiume Nilo ad opera di un immissario che vi scorre parallelo per 300 km prima di entrare nell'oasi del Fayoum ad una quota di 23 m sopra il livello del mare. Oltre a questo ingresso, è stato realizzato un insieme di 234 canali, necessari

all'irrigazione di tutta l'area fertile adiacente al lago, gestito da un articolato sistema di chiuse, per un totale di 1296 km di strutture. È previsto un ulteriore ampliamento del sistema di irrigazione dell'area mediante la costruzione di 222 nuovi canali che si andranno ad aggiungere, con i loro 924 km di lunghezza totale, a quelli già esistenti, implicando una maggiore complessità del sistema di chiuse [Hewison 2001].

Il lago non ha emissari né sbocchi verso il mare, perciò non esiste un vero e proprio ricircolo delle acque: la forte evaporazione presente in questa zona è l'unico fenomeno che bilancia l'ingresso di acqua fluviale. Per questo motivo è essenziale tenere sotto controllo la salinità del lago, che va aumentando pericolosamente nel corso degli ultimi decenni (v. Fig. 5.14).

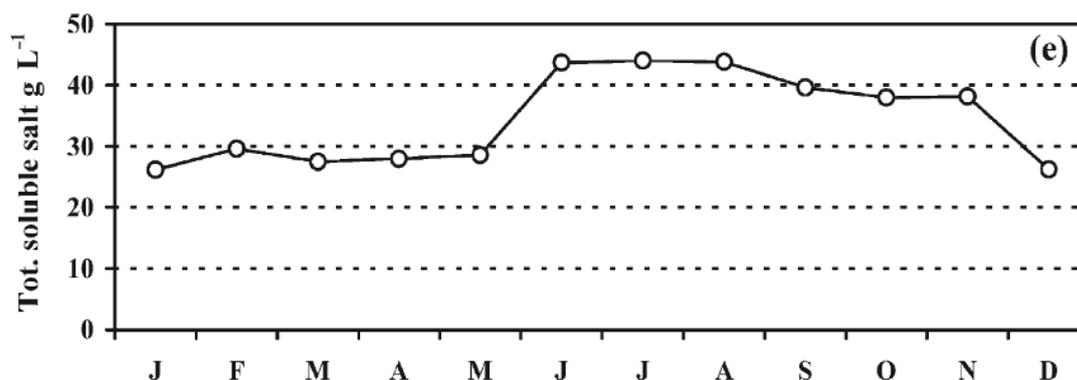


Fig. 5.14. Andamento della salinità delle acque del lago Qarun nel corso dell'anno 2001 [Fathi and Flower 2005].

Lo studio presentato mira a ricavare mappe di distribuzione della concentrazione di *clorofilla a*, solidi sospesi totali (TSS, *Total Suspended Solids*) e salinità. Le immagini non georeferenziate disponibili su *Earth Explorer* per questo sito risalgono a tre date differenti: il primo *dataset* è stato acquisito il 20 agosto 2002, il secondo è stato rilevato il 5 settembre 2002, mentre il terzo il 20 dicembre 2009. Avendo a disposizione dati rilevati a una distanza temporale di circa sette anni, sarà possibile confrontare le immagini risultanti dall'analisi

per cercare di capire se, ed eventualmente in che modo, le caratteristiche delle acque del lago sono variate nel tempo.

La procedura di pre-processamento dei dati ricalca la stessa utilizzata nel caso di studio precedente, ma, applicando le fasi di *de-streaking* e di MNF, si è notato che le immagini non migliorano, anzi l'effetto di striatura paradossalmente aumenta. Va notato, altresì, che le immagini originali appaiono, già ad una prima valutazione visiva, meno disturbate rispetto a quelle relative al caso del Garda. Si è perciò deciso di limitare la correzione delle immagini sorgente alla fase di *de-smiling* (v. Fig 5.5) e di calcolare soltanto l'indice OC4 per l'analisi della *clorofilla a*, visto che si è rivelato migliore di BR e CIBR nello studio delle acque del lago di Garda.

Oltre alla clorofilla, per il lago Qarun si vuole determinare la distribuzione della concentrazione dei TSS utilizzando un indice creato originariamente per l'analisi delle acque di *LingDing Bay*, in corrispondenza dell'immissione del *Pearl River Estuary* nell'oceano, a Ovest di Hong Kong; mediante questo indice infine si risalirà al valore della salinità dell'acqua [Li-Gang et al. 2009]. Poiché il modello è stato calibrato su un'area specifica, si prevede che la sua applicazione non fornisca risultati realistici in termini di valori assoluti. Tuttavia si intende comunque valutare l'applicabilità del modello dal punto di vista funzionale, osservando la variazione spaziale relativa dei valori ottenuti.

Nel caso di studio cinese si esamina una zona in cui l'acqua di un grande fiume si mescola con l'acqua oceanica, riducendone di conseguenza la salinità; nel caso egiziano si osserva una situazione per alcuni aspetti analoga, in corrispondenza delle zone di sbocco dei principali canali di irrigazione nelle acque salate del lago. Naturalmente la valutazione dei risultati dovrà tenere conto delle forti differenze tra i due ambienti.

### 5.2.1. *Analisi delle acque*

In figura 5.15 vengono riportate le firme spettrali di uno stesso punto, situato nella zona occidentale del lago, a seguito dell'applicazione di tre diversi modelli di correzione atmosferica (QUAC, FLAASH, 6S). Si può facilmente constatare come i valori di riflettanza risentano notevolmente dell'algoritmo di correzione utilizzato: lungo tutto lo spettro indagato, infatti, vi sono evidenti scostamenti dei profili, tanto che si prevedono risultati finali molto diversi a seconda del metodo applicato.

Sarà interessante, a questo proposito, verificare i risultati cercando di scendere nel dettaglio delle elaborazioni eseguite dai vari modelli di correzione atmosferica proposti.

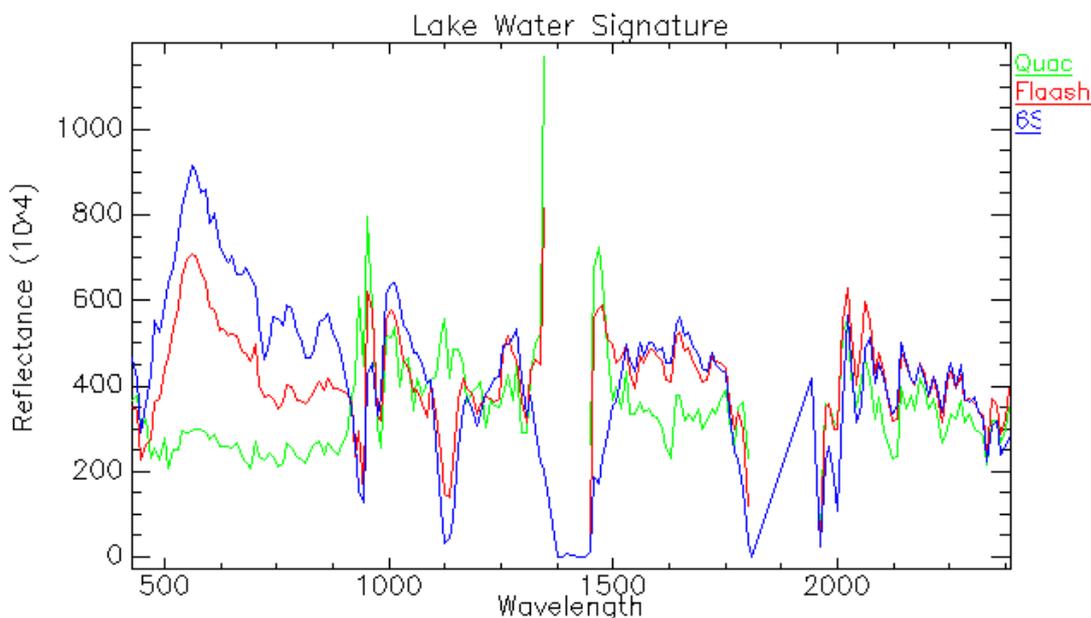


Fig. 5.15. Profili di riflettanza di un punto a seguito dell'applicazione della correzione atmosferica mediante tre diversi modelli (QUAC, FLAASH, 6S).

Per quanto riguarda l'analisi della concentrazione di *clorofilla a* si fa riferimento all'indice OC4. Applicandolo su tutte le immagini disponibili, i risultati che ne derivano sono i seguenti:

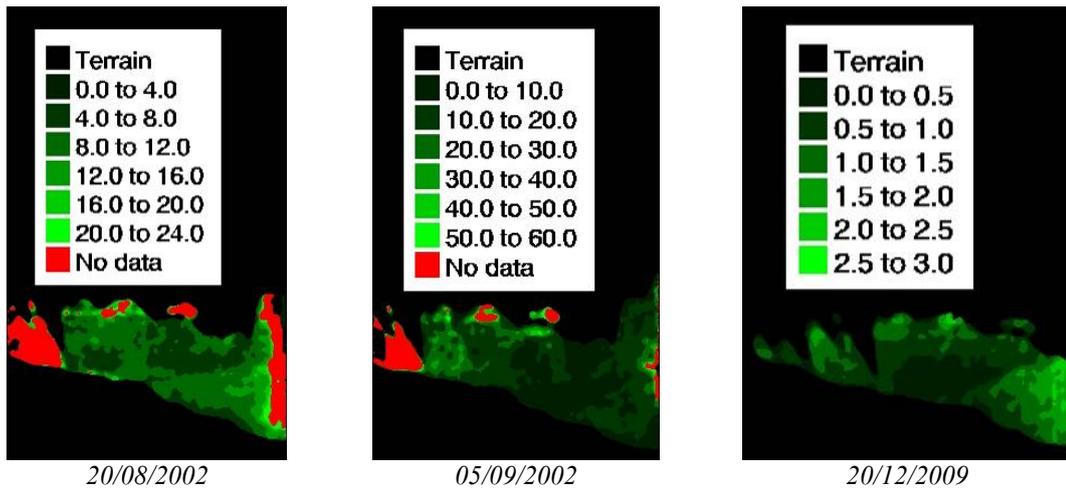


Fig. 5.16. Mappe di concentrazione di chl-a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) mediante correzione FLAASH.

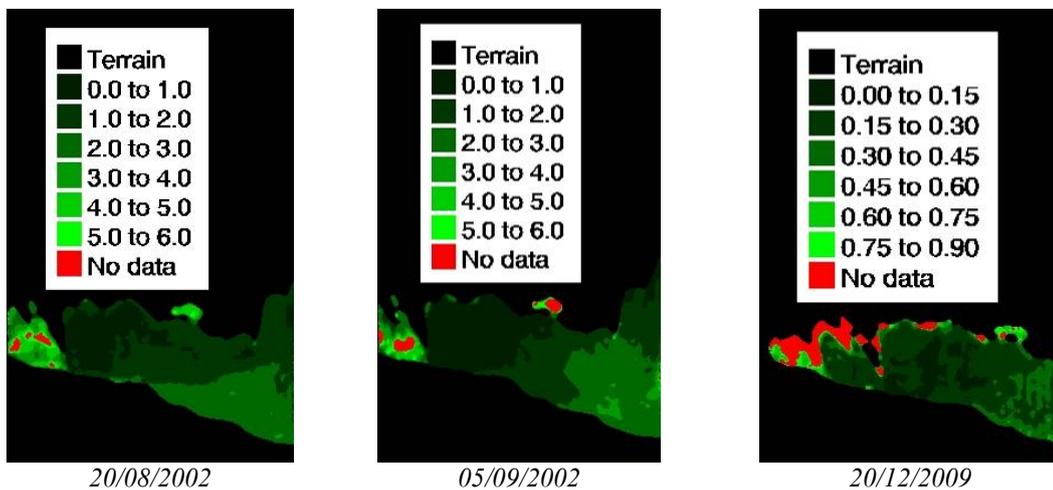


Fig. 5.17. Mappe di concentrazione di chl-a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) mediante correzione QUAC.

La formula per il calcolo dei TSS (in  $\text{mg l}^{-1}$ ) è di tipo lineare e si basa sul rapporto tra le bande spettrali a 681,20 nm e 528,57 nm di lunghezza d'onda:

$$\text{TSS} = 403,49 \cdot \frac{R_{681,20}}{R_{528,57}} - 207,55 \quad (5.7)$$

Le mappe della concentrazione di solidi sospesi totali sono raffigurate di seguito:

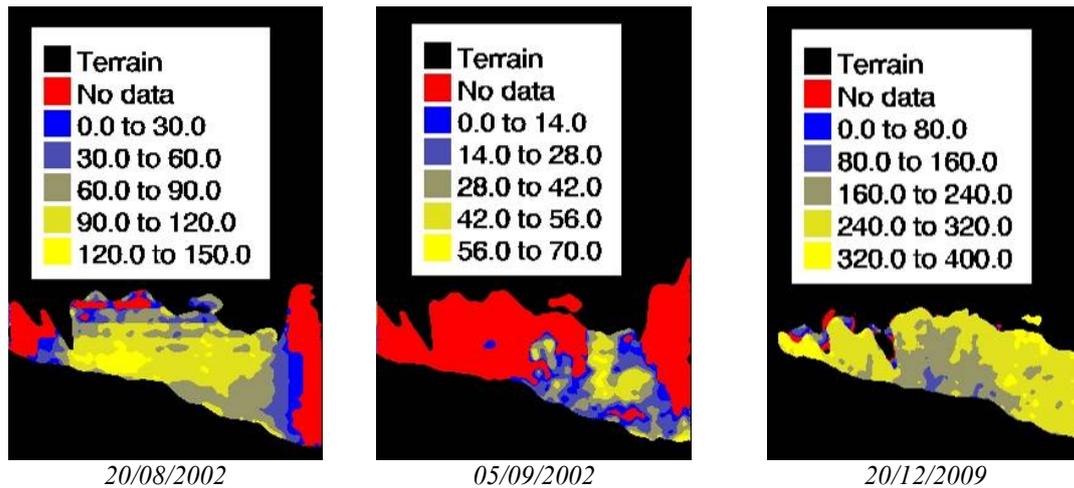


Fig. 5.18. Mappe di concentrazione di TSS ( $\text{mg l}^{-1}$ ) mediante correzione FLAASH.

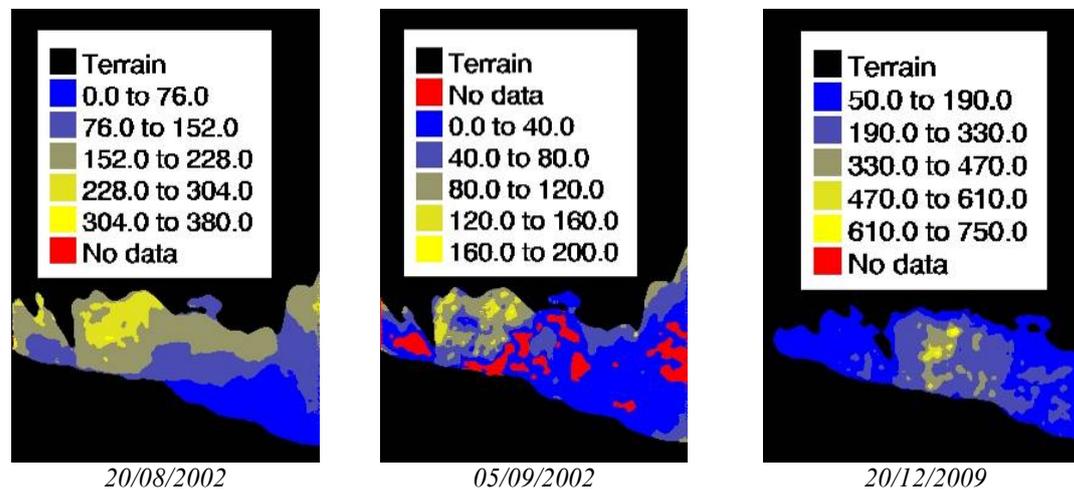


Fig. 5.19. Mappe di concentrazione di TSS ( $\text{mg l}^{-1}$ ) mediante correzione QUAC.

Infine, dalle concentrazioni di TSS, viene calcolata la salinità (‰) del lago mediante la formula:

$$\text{Salinità} = 6,5669 \cdot \ln \text{TSS} - 10,727 \quad (5.8)$$

ottenendo i risultati delle figure 5.20 e 5.21.

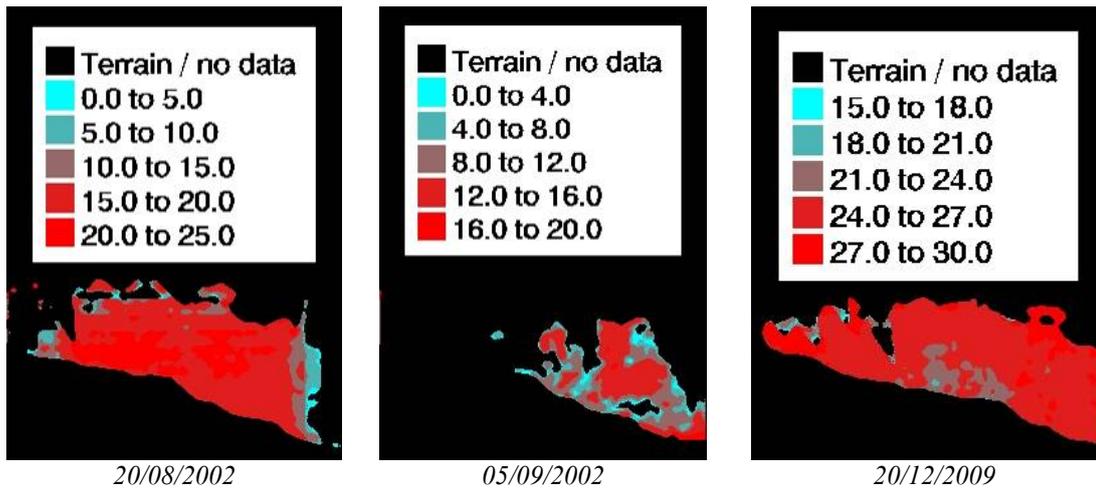


Fig. 5.20. Mappe della salinità (%) mediante correzione FLAASH.

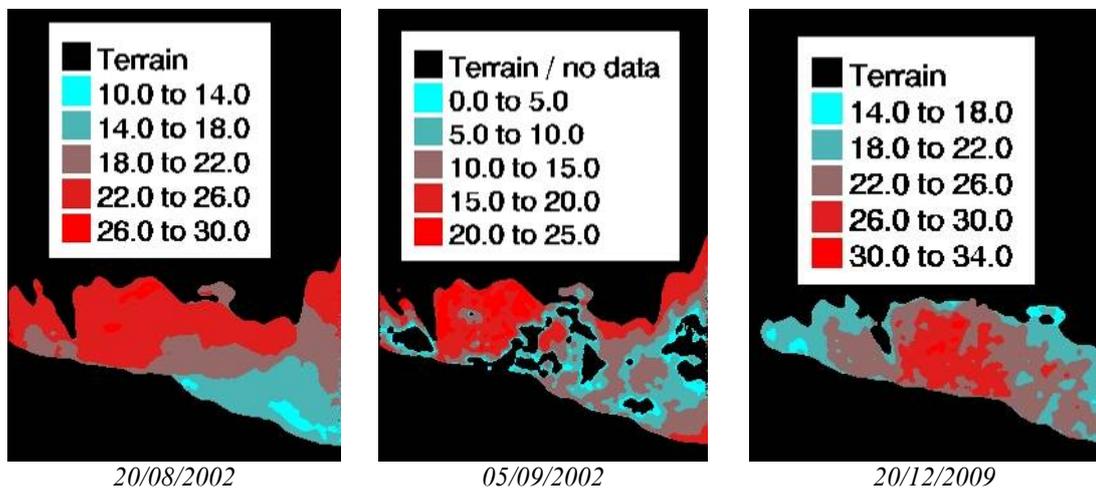


Fig. 5.21. Mappe della salinità (%) mediante correzione QUAC.

### 5.2.2. Valutazioni

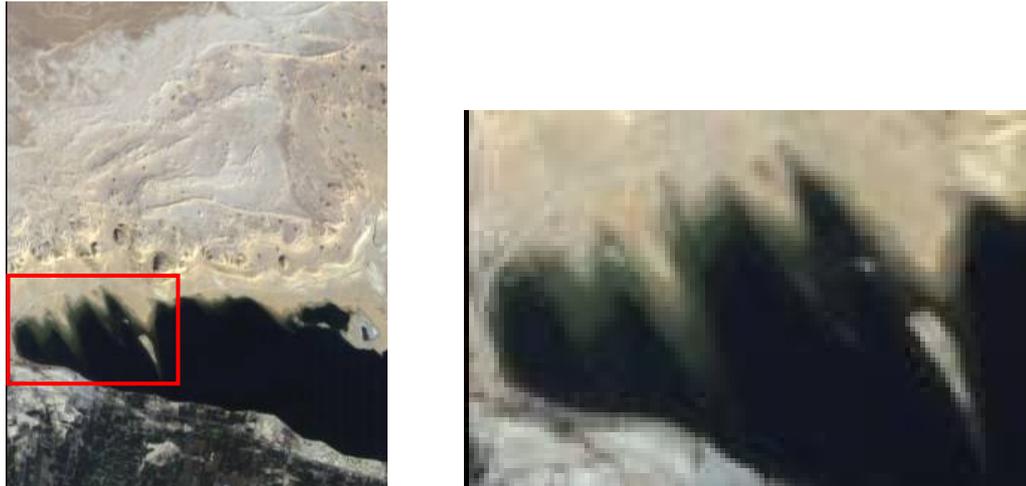
La prima osservazione riguarda la notevole difformità di risultati ottenuti dai *dataset* analizzati: applicando la stessa procedura, e dunque lo stesso tipo di correzione atmosferica, alle diverse immagini di radianza, si ricavano valori di chl-a, TSS e salinità completamente diversi tra loro, tanto da avere, in alcuni casi, ordini di grandezza differenti.

I risultati più affidabili, sulla base delle informazioni disponibili in letteratura, sembrano essere quelli relativi al 20 agosto 2002 corretti

mediante l'algoritmo QUAC; come si vede in ognuna delle immagini prodotte, a Nord del lago il terreno rimane non classificato per la presenza di una vasta area desertica; a Sud il terreno risulta comunque non classificato, ma per la presenza di zone agricole e campi coltivati. L'immagine del 20 agosto 2002 presenta il minor quantitativo di valori fuori scala, peraltro localizzati vicino all'estremità sinistra dell'immagine e quindi probabilmente dovuti ad un livello di rumore maggiore o a errori residui corretti solo parzialmente durante la fase di pre-processamento.

Anche per ciò che riguarda lo studio dei solidi sospesi totali è possibile individuare nell'immagine del 20 agosto 2002, corretta mediante il QUAC, i risultati più plausibili: la concentrazione di TSS aumenta spostandosi verso Nord-Ovest; in questa zona del lago Qarun il vento soffia da Nord-Ovest a Sud-Est (le lingue di sabbia che si insinuano all'interno del lago ne sono la prova, v. Fig. 5.22) e ciò potrebbe essere la causa della particolare distribuzione dei solidi sospesi ricavata dall'elaborazione dell'immagine satellitare (v. Fig. 5.19, sinistra); secondo questa ipotesi, il vento porterebbe discreti quantitativi di sabbia all'interno del lago, depositandoli a cominciare dalle zone poste a Nord-Ovest.

Le mappe della salinità del lago, per come sono state calcolate (v. Eq. 5.8), sono una diretta conseguenza della distribuzione dei TSS; perciò valgono le stesse ipotesi e le stesse conclusioni fatte per i solidi sospesi totali, tenendo presente che sulla sponda settentrionale sono presenti concrezioni saline e gessose.



*Fig. 5.22. Lingue di sabbia che si protendono all'interno del lago Qarun.*

Nonostante le distribuzioni dei parametri studiati soddisfino in parte le ipotesi fatte, tutte le mappe ricavate da questo studio mostrano valori assoluti inferiori a quelli reperibili in letteratura: è molto probabile che ciò sia dovuto alla taratura dei modelli applicati. Ogni modello infatti utilizza coefficienti calcolati mediante studi empirici e rilievi *in situ*; tali coefficienti sono quindi da considerarsi applicabili soltanto nelle zone per cui sono stati creati. Non si possono in generale ritenere affidabili i valori numerici assoluti derivanti da questi modelli implementati in luoghi differenti.



## 6. CONCLUSIONI

Le immagini iperspettrali del territorio forniscono all'utilizzatore innumerevoli informazioni riguardanti la radianza della superficie terrestre, tanto da poter considerare i sensori satellitari come veri e propri spettrometri in grado di rilevare il segnale elettromagnetico dopo che esso ha attraversato l'atmosfera. Questi grandi volumi di dati ricavabili grazie alla tecnologia iperspettrale rendono complicata la gestione delle immagini e soprattutto comportano la necessità di un maggior tempo per l'elaborazione e l'analisi.

Attraverso la sperimentazione riportata nel presente elaborato si può affermare che la fase più delicata, sia dal punto di vista del calcolo computazionale, sia dal punto di vista della suscettibilità degli algoritmi utilizzati in funzione della loro parametrizzazione, risulti essere la correzione radiometrica necessaria per eliminare, o comunque ridurre, il disturbo generato dallo strato atmosferico ai danni della trasmissione del segnale.

Determinando i parametri chimici di concentrazione di *clorofilla a*, solidi sospesi totali e salinità, si è giunti a risultati non sempre coerenti con i valori recuperabili dalla letteratura; malgrado ciò, almeno a livello qualitativo le distribuzioni delle concentrazioni riscontrate risultano quantomeno plausibili, tanto da far pensare al telerilevamento iperspettrale come ad un importante strumento di supporto per studi relativi alle acque.

Ciò che sicuramente ha influito sui risultati ottenuti è il modello di trasferimento radiativo applicato per la correzione atmosferica: cambiando infatti algoritmo, ci si accorge che i valori di riflettanza in output risultano decisamente differenti tra loro, quasi a dimostrazione del fatto che il passo più influente sull'esito della procedura di analisi delle immagini sia proprio la correzione atmosferica e non, come ci si

potrebbe aspettare, l'utilizzo di equazioni tarate in situazioni e zone completamente differenti per il calcolo di *clorofilla a*, solidi sospesi totali e salinità.

Questa tesi è riuscita a chiarire alcuni degli aspetti meno indagati, e di conseguenza meno conosciuti, del telerilevamento iperspettrale, valorizzando le enormi potenzialità offerte da questa nuova metodologia di indagine satellitare e sottolineando problemi e limiti che la affliggono.

Si auspica, per il prossimo futuro, lo sviluppo di nuovi e migliori algoritmi di correzione atmosferica per riuscire ad ottenere risultati più vicini a quelli derivanti dalle misurazioni *in situ* e di laboratorio, le quali rimangono comunque fondamentali per poter mettere a punto le equazioni per il calcolo dei parametri chimici delle acque.

È giusto e doveroso suggerire un proseguimento nello studio e nell'utilizzo del telerilevamento iperspettrale, tecnica di rilievo ancora 'giovane' e ricca di possibilità, confidando nella realizzazione di sensori e satelliti sempre più precisi, nel miglioramento degli strumenti di analisi dei dati in modo tale da permetterne un più rapido utilizzo, nello sviluppo di nuovi e più efficienti processi di trattamento delle immagini.

Tutto ciò potrebbe, a breve, ampliare enormemente il bacino d'utenza del telerilevamento iperspettrale, facendolo diventare una delle tecniche più utilizzate per studiare la superficie terrestre, con un'attenzione particolare rivolta alle acque, la cui gestione avrà ricadute sempre più importanti anche a livello sociale ed economico.

---

## BIBLIOGRAFIA

AA.VV., rapporto tecnico del “Panel on Water Resources”, *Remote Sensing for Water Resources and Hydrology*, National Academy Press, Washington D.C., 1980.

Abrams M., Pignatti S., Cavalli R., Alberotanza L., *Satellite and Airborne Remote Sensing Investigations in Venice, Italy: Validation of EO1 for Urban Mapping, Lagoonal Studies, and Bathymetry*, EO-1 Science Validation Team Final Report.

Bernstein L. S., Adler-Golden S. M., Sundberg R. L., Levine R. Y., Perkins T. C., Berk A., Ratkowski A. J., Felde G., Hoke M. L., *A New Method for Atmospheric Correction and Aerosol Optical Property Retrieval for VIS-SWIR Multi- and Hyperspectral Imaging Sensors: QUAC (QUick Atmospheric Correction)*, Spectral Sciences Incorporated, 2005.

Bresciani M., Giardino C., Longhi D., Pinardi M., Bartoli M., Vascellari M., *Imaging spectrometry of productive inland waters. Application to the lakes of Mantua*, “Rivista italiana di Telerilevamento”, vol. 41, fasc. 2, 2009, pp. 147-156.

Bukata R. P., Bruton J. E., Jerome J. H., *Use of chromaticity in remote measurements of water quality*, “Remote Sensing of Environment”, vol. 13, fasc. 2, Maggio 1983, pp. 161-177.

Candiani G., Giardino C., Strömbeck N., Zilioli E., Brando V. E., *Utilizzo di un approccio fisicamente basato per la stima delle concentrazioni di clorofilla da dati Hyperion*, “Rivista italiana di Telerilevamento”, vol. 33-34, 2005, pp. 37-46.

- 
- Chen C., *Comparison of Principal Components Analysis and Minimum Noise Fraction Transformation for Reducing the Dimensionality of Hyperspectral Imagery*, "Geographical Research", vol. 33, novembre 2000.
- Chen Q., Zhang Y., Ekroos A., Hallikainen M., *The role of remote sensing technology in the EU water framework directive (WFD)*, "Environmental Science & Policy", vol. 7, fasc. 4, agosto 2004, pp. 267-276.
- Chen Q., Zhang Y., Hallikainen M., *Water quality monitoring using remote sensing in support of the EU water framework directive (WFD): A case study in the Gulf of Finland*, "Environmental Monitoring and Assessment", vol. 124, fasc. 1-3, Gennaio 2007, pp. 157-166.
- Chunlei S., Cao X., Liu Y., Zhou Y., *Seasonal Variations in Chlorophyll a Concentrations in Relation to Potentials of Sediment Phosphate Release by Different Mechanisms in a Large Chinese Shallow Eutrophic Lake (Lake Taihu)*, "Geomicrobiology Journal", vol. 26, fasc. 7, 2009, pp. 508-515.
- Davies-Colley R. J. and Vant W. N., *Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes*, "Limnology and Oceanography", vol. 32, fasc. 2, Marzo 1987, pp. 416-425.
- Everitt B. S. and Dunn G., *Applied multivariate data analysis*, Edward Arnold Ltd., 1991.

- Fathi A. A. and Flower R. J., *Water quality and phytoplankton communities in Lake Qarun (Egypt)*, "Aquatic Sciences", vol. 67, fasc. 3, settembre 2005, pp. 350-362.
- Ficek D., Wielgat-Rychert M., *Spatial distribution and seasonal variability in chlorophyll concentrations in the coastal Lake Gardno (Poland)*, "Oceanological and Hydrobiological Studies", vol. 38, fasc. 1, 2009, pp. 3-15.
- Gat N., Erives H., Maas S. J., Fitzgerald G. J., *Application of low altitude AVIRIS Imagery of agricultural fields in the San Joaquin Valley, CA, to Precision Farming*, Precision Farming, 1999.
- Giardino C., Brando V. E., Dekker A. G., Strömbeck N., Candiani G., *Assessment of water quality in Lake Garda (Italy) using Hyperion*, "Remote Sensing of Environment", vol. 109, fasc. 2, 30 luglio 2007, pp. 183-195.
- Gjessing E. T., *Physical and chemical characteristics of aquatic humus*, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 1976.
- Goetz A. F. H., Ferri M., Kindel B., Zheng Q., *Atmospheric correction of Hyperion data and techniques for dynamic scene correction*, "Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2002. IGARSS '02. 2002 IEEE International", vol. 3, 24-28 giugno 2002, pp. 1408-1410.
- Green R. O., Chrien T. G., Nielsen P. J., Sarture C. M., Eng B. T., Chovit C., Murray A. T., Eastwood M. L., Novack H. I., *Airborne Visible/Infrared Spectrometer (AVIRIS): Recent improvements to the Sensor and Data Facility*, Imaging Spectrometry of the Terrestrial Environment, 14-15 April 1993.

- 
- Hewison R. N., *The Fayoum - History and Guide*, “The American University in Cairo Press”, 2001.
- Johannessen J. A., *Coastal observing systems: The role of synthetic aperture radar*, “Johns Hopkins APL Technical Digest”, vol. 21, fasc. 1, gennaio-marzo 2000, pp. 41-48.
- Jupp D. L. B., Datt B., *Evaluation of Hyperion performance at Australian hyperspectral calibration and validation sites*, CSIRO Earth Observation Centre Report, 2004.
- Kalle K., *The problem of gelbstoff in the sea*, “Oceanography and Marine Biology: An Annual Review”, vol. 4, 1966, pp. 91-104.
- Kirk J. T. O., *Yellow substance (gelbstoff) and its contribution to the attenuation of photosynthetically active radiation in some inland and coastal south-eastern Australian waters*, “Australian Journal of Marine & Freshwater Research”, vol. 27, 1976, pp. 61-71.
- Kirk J. T. O., Spectral absorption properties of natural waters: Contribution of the soluble and particulate fractions to light absorption in some inland waters of south-eastern Australia, “Australian Journal of Marine & Freshwater Research”, vol. 31, 1980, pp. 287-296.
- Kirk J. T. O., *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*, Cambridge University Press, 1983.
- Kneubühler M., Gemperli C., Schläpfer D., Zah R., Itten K., *Determination of water quality parameters in Indian Ponds using remote sensing methods*, EARSeL (European Association of

- Remote Sensing Laboratories), 4<sup>th</sup> Workshop on Imaging Spectroscopy, Warsaw (Poland), 26-29 aprile 2005, pp. 301-315.
- Koponen S., Pulliainen J., Servomaa H., Zhang Y., Hallikainen M., Kallio K., Vepsäläinen J., Pyhälähti T., Hannonen T., *Analysis on the feasibility of multisource remote sensing observations for chlorophyll monitoring in Finnish lakes*, "Science of The Total Environment", vol. 268, fasc. 1-3, 14 marzo 2001, pp. 95-106.
- Lee Z., Carder K. L., Hawes S. K., Steward R. G., Peacock T. G., Davis C. O., *Model for the interpretation of hyperspectral remote-sensing reflectance*, "Applied Optics", vol. 33, fasc. 24, 20 agosto 1994, pp. 5721-5732.
- Li-Gang F., Shui-Sen C., Dong L., Hong-Li L., *Use of Reflectance Ratios as a Proxy for Coastal Water Constituent Monitoring in the Pearl River Estuary*, "Sensors", vol. 9, fasc. 1, 23 gennaio 2009, pp. 656-673.
- Lindell T., Pierson D., Premazzi G., Zilioli E., *Manual for Monitoring European Lakes Using Remote Sensing Techniques*, Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 1999.
- Miller J. R., Elvidge C. D., Rock B. N., Freemantle J. R., *An airborne perspective on vegetation phenology from the analysis of AVIRIS data sets over the Jasper Ridge Biological Preserve*, Geoscience and Remote Sensing Symposium, 20-24 maggio 1990, pp. 565-568.
- Mobley C. D., *Light and water; Radiative transfer in natural waters*, London, Academic Press, 27 maggio 1994.

- 
- Morel A., Prieur L., *Analysis of variations in ocean color*, “Limnology and Oceanography”, vol. 22, fasc. 4, 1977.
- Pérez V., Fernández E., Marañón E., Serret P., García-Soto C., *Seasonal and interannual variability of chlorophyll a and primary production in the Equatorial Atlantic: ‘in situ’ and remote sensing observations*, “Journal of Plankton Research”, vol. 27, fasc. 2, febbraio 2005, pp. 189-197.
- Pullianen J., Kallio K., Eloheimo K., Koponen S., Servomaa H., Hannonen T., Tauriainen S., Hallikainen M., *A semi-operative approach to lake water quality retrieval from remote sensing data*, “Science of The Total Environment”, vol. 268, fasc. 1-3, 14 marzo 2001, pp. 79-93.
- Sadocchi S., *Manuale di analisi statistica multivariata*, F. Angeli Editore, 1980.
- Trivero P., Fiscella B., Gomez F., Pavese P., *SAR detection and characterization of sea surface slicks*, “International Journal of Remote Sensing”, vol. 19, fasc. 3, febbraio 1998, pp. 543-548.
- Van Wagendonk J. W. and Root R. R., *The use of multi-temporal Landsat Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) data for mapping fuel models in Yosemite National Park, USA*, “International Journal of Remote Sensing”, vol. 24, fasc. 8, aprile 2003, pp. 1639-1651.
- Walker R. E., *Marine light field statistics*, “Wiley Series in Pure and Applied Optics”, Wiley, New York, 1994.

- Witte W. G., Whitlock C. H., Harriss R. C., Usry J. W., Poole L. R., Houghton W. M., Morris W. D., Gurganus E. A., *Influence of Dissolved Organic Materials on Turbid Water Optical Properties and Remote-Sensing Reflectance*, "Journal of Geophysical Research", vol. 87, fasc. C1, 1982, pp. 441-447.
- Zhang Y. Pulliainen J., Koponen S., Hallikainen M., (2002a) *Application of an empirical neural network to surface water quality estimation in the Gulf of Finland using combined optical data and microwave data*, "Remote Sensing of Environment", vol. 81, fasc. 2-3, agosto 2002, pp. 327-336.
- Zhang Y. Pulliainen J., Koponen S., Hallikainen M., (2002b) *Water quality studies of combined optical, thermal infrared, and microwave remote sensing*, "Microwave and Optical Technology Letters", vol. 34, fasc. 4, 20 agosto 2002, pp. 281-285.
- Zhang Y. Pulliainen J., Koponen S., Hallikainen M., (2002c) *Applicability of combined microwave and optical data for surface water quality retrievals*, "Journal of Electromagnetic Waves and Applications", vol. 16, fasc. 2, 2002, pp. 249-251.
- Zhang Y. Pulliainen J., Koponen S., Hallikainen M., (2002d) *Detection of sea surface temperature (SST) using infrared band data of advanced very high resolution radiometer (AVHRR) in the Gulf of Finland*, "International Journal of Infrared and Millimeter Waves", vol. 23, fasc. 10, ottobre 2002, pp. 1407-1412.
- Zilioli E., *Sperimentazione di un sistema integrato di telerilevamento per il monitoraggio delle acque dei laghi*, Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto per il Rilevamento Elettromagnetico dell'Ambiente (CNR-IREA), 2005.



## **BIBLIOGRAFIA LEGISLATIVA**

Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n.152, *Norme in materia ambientale*, GU n. 88 del 14/04/2006 – Supplemento Ordinario n. 96 (testo aggiornato, da ultimo, alla Legge 20 novembre 2009, n. 166, pubblicata nella GU n. 274 del 24/11/2009 – Supplemento ordinario n. 215).

DIRETTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, GU L 327 del 22 dicembre 2000.

DIRETTIVA 2008/105/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 16 dicembre 2008 relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successive abrogazione delle direttive del Consiglio 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, GU L 348 del 24 dicembre 2008.