



RAPPORTI ISTISAN 22|23

ISSN: 1123-3117 (cartaceo) • 2384-8936 (online)

Moderne strategie di risanamento e ripristino dello stato trofico in corpi d'acqua eutrofizzati

M. Bruno, V. Messineo



AMBIENTE
E SALUTE

ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ

**Moderne strategie di risanamento
e ripristino dello stato trofico
in corpi d'acqua eutrofizzati**

Milena Bruno, Valentina Messineo
Servizio Grandi Strumentazioni e Core Facilities

ISSN: 1123-3117 (cartaceo) • 2384-8936 (online)

Rapporti ISTISAN
22/23

Istituto Superiore di Sanità

Moderne strategie di risanamento e ripristino dello stato trofico in corpi d'acqua eutrofizzati.

Milena Bruno, Valentina Messineo

2022, 39 p. Rapporti ISTISAN 22/23

Le fioriture algali dannose (*Harmful algal bloom*, HAB) sono una delle conseguenze più note dell'eutrofizzazione delle acque naturali, per esempio laghi e fiumi, e rappresentano una seria minaccia per la qualità dell'acqua, la salute umana, lo sviluppo economico, l'equilibrio ecologico, l'estetica del paesaggio e la stabilità sociale. A causa della rapida crescita della popolazione e dello sviluppo economico, varie attività umane nell'industria, agricoltura e nel settore dei trasporti hanno deteriorato e, a livello globale, hanno intensificato l'eutrofizzazione delle acque dolci. Oltre al carico esterno di inquinanti da scarichi antropici e al riscaldamento globale, si prevede che il carico interno di inquinanti dai sedimenti aumenterà ulteriormente la presenza di HAB ed eserciterà una pressione continua sugli ecosistemi fluviali e lacustri nei prossimi decenni. Pertanto, è urgente attirare l'attenzione dei ricercatori di tutto il mondo su metodi efficienti per il ripristino di laghi e fiumi al fine di eliminare la minaccia dell'eutrofizzazione.

Parole chiave: Biorisanamento; Eutrofizzazione; Azoto e fosforo; Tecniche di risanamento fisiche e chimiche

Istituto Superiore di Sanità

Modern strategies for remediation and restoration of the trophic state in eutrophic water bodies.

Milena Bruno, Valentina Messineo

2022, 39 p. Rapporti ISTISAN 22/23 (in Italian)

Harmful algal blooms (HABs) are one of the best-known consequences of the eutrophication of natural waters, for example lakes and rivers, and represent a serious threat to water quality, human health, economic development, ecological balance, landscape aesthetics and social stability. Due to rapid population growth and economic development, various human activities in industry, agriculture and the transport sector have deteriorated and globally intensified freshwater eutrophication. In addition to the external load of pollutants from anthropogenic discharges and to global warming, the internal load of pollutants from sediments is expected to further increase the presence of HAB and exert continued pressure on river and lake ecosystems in the coming decades. Therefore, it is urgent to draw the attention of researchers around the world towards efficient methods for restoration of lakes and rivers in order to eliminate the threat of eutrophication.

Key words: Bioremediation; Eutrophication; Nitrogen and phosphorus; Physical and chemical techniques

Per informazioni su questo documento scrivere a: milena.bruno@iss.it

Il rapporto è accessibile online dal sito di questo Istituto: www.iss.it.

Citare questo documento come segue:

Bruno M, Messineo V. *Moderne strategie di risanamento e ripristino dello stato trofico in corpi d'acqua eutrofizzati*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2022. (Rapporti ISTISAN 22/23).

Legale rappresentante dell'Istituto Superiore di Sanità: *Silvio Brusaferrò*

Registro della Stampa - Tribunale di Roma n. 114 (cartaceo) e n. 115 (online) del 16 maggio 2014

Direttore responsabile della serie: *Paola De Castro*

Redazione: *Sandra Salinetti e Manuela Zazzara*

La responsabilità dei dati scientifici e tecnici è dei singoli autori, che dichiarano di non avere conflitti di interesse.



INDICE

Introduzione	1
Controllo e metodi di bonifica	4
Metodi chimici.....	5
Metodi fisici.....	7
Diluizione e lavaggio	7
Aerazione profonda.....	7
Dragaggio di sedimenti	8
Altri approcci fisici.....	9
Metodi biologici.....	10
Biorisanamento microbico	10
Tecnologie di biomanipolazione	11
Controllo del carico esterno tramite tamponi ripariali.....	17
Controllo tramite <i>remote sensing</i> satellitare	17
Esperienze di risanamento in Italia	21
Lago di Bracciano.....	21
Lago di Nemi.....	22
Conclusioni	25
Bibliografia	27

INTRODUZIONE

Il cambiamento climatico trasforma gli ecosistemi acquatici e contemporaneamente impatta negativamente sulla loro salute complessiva (Harley *et al.*, 2006; Doney *et al.*, 2012; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2014). Tra i molti sintomi del cambiamento climatico le temperature che aumentano, l'acidificazione e la deossigenazione sono forse le più preminenti. Il riscaldamento altera il funzionamento del metabolismo basale (Pörtner & Farrell, 2008; Donelson *et al.*, 2011), la distribuzione delle specie (Hochachka & Lutz, 2001; Harley *et al.*, 2006), e la temporizzazione (es. la fenologia) degli eventi biologici cruciali (Edwards & Richardson, 2004; Asch, 2015).

Gli eventi relativi a pesanti precipitazioni sono aumentati, e questo comporta maggior quantità di nutrienti da dilavamento nei corpi d'acqua, con conseguente sostegno alla crescita dei cianobatteri. Anche la temperatura delle acque è in aumento, e i cianobatteri crescono più rapidamente in acque più calde.

Temperature più alte rafforzano anche la stratificazione termica, causando il galleggiamento di strati superficiali caldi su strati di acque più fredde. La stratificazione può causare il rilascio di nutrienti addizionali immagazzinati nei sedimenti dei fondali, e facilita il permanere dei cianobatteri negli strati superficiali tiepidi e soleggiati.

Temperature dell'acqua più alte e cambiamenti dei modelli meteorologici possono perciò condizionare la qualità delle acque e peggiorare molte forme di inquinamento idrico.

Ad esempio la siccità può abbassare la qualità dell'acqua concentrando gli inquinanti (come i nutrienti), e piogge intense possono dilavare fertilizzanti dalle coltivazioni, scaricandoli poi nelle reti fognarie (Allen *et al.*, 2021).

Eventi climatici di questo tipo e l'associata accumulazione di nutrienti nei corpi d'acqua stanno contribuendo all'eutrofizzazione globale e all'espansione delle fioriture tossiche da cianobatteri (CyanoHAB) attraverso regioni geograficamente diversificate, con evidenze epidemiologiche di aumento delle malattie epatiche (Xia *et al.*, 2016; Glibert *et al.*, 2020; Feng *et al.*, 2015).

La presenza di fioriture cianobatteriche comporta rischi per la salute umana non solo per l'assunzione di tossine tramite attività ricreative, usi potabili o consumo di alimenti contaminati, ma anche per la capacità di varie tossine di essere presenti nella pressione parziale atmosferica sulla superficie dei corpi d'acqua affetti – per esempio microcistine (Lorraine *et al.*, 2010); BMAA (β -N-metilammino-L-alanina) (Banack *et al.*, 2015) – influenzando per inalazione lo stato di salute delle popolazioni circostanti (Caller *et al.*, 2009; Fiore *et al.*, 2020).

Le risorse idriche sono di grande importanza per la sopravvivenza umana e lo sviluppo economico.

Negli ultimi secoli, in tutto il mondo esse hanno subito variazioni nei gradi di deterioramento. L'eutrofizzazione è una delle più gravi espressioni dell'inquinamento dell'acqua e di un processo di degrado degli ecosistemi e dell'invecchiamento dei corpi idrici (Duan *et al.*, 2009; Yan *et al.*, 2017).

L'eutrofizzazione può essere definita come l'eccessiva crescita di fitoplancton che porta a un sistema acquatico squilibrato e a un ritmo più veloce di successione causato dall'arricchimento dei nutrienti attraverso i deflussi dagli agroecosistemi e/o dei rifiuti umani scaricati dagli insediamenti (Khan & Ansari, 2005; Schindler, 2006).

L'eutrofizzazione è caratterizzata dalla rapida crescita di alghe e di altro plancton, dal declino dell'ossigeno disciolto, dal deterioramento della qualità dell'acqua e dalla moria di massa di pesci e di altri organismi, rappresenta una sfida globale nella gestione ambientale e ha influito

negativamente sull'utilizzo delle risorse idriche, sullo sviluppo socioeconomico e sulle condizioni di vita umane (Wang *et al.*, 2007; Conley *et al.*, 2009).

Dall'inizio del XX secolo, l'eutrofizzazione ha attirato l'attenzione degli studiosi. La Cina è uno dei paesi che affrontano la più grave minaccia di eutrofizzazione, come nei laghi Taihu e Dianchi (Ni & Wang, 2015).

Alla fine degli anni '90, la quota dei laghi eutrofici a livello nazionale in Cina è salita al 77%.

Un'indagine sulla qualità dell'acqua è stata a questo proposito condotta su 138 laghi con una superficie di oltre 10 km² in Cina dal 2007 al 2010, e ha rilevato che l'85,4% dei laghi erano eutrofici e il 40,1% di essi fortemente eutrofizzati (Yang *et al.*, 2010).

Generalmente, con l'accumulo di sostanze nutritive e il deposito di detriti acquatici in maniera naturale sul fondo del lago, passerebbero centinaia o addirittura migliaia di anni per la trasformazione dei laghi da oligotrofici a eutrofici. Tuttavia, con lo sviluppo industriale e i relativi scarichi e le acque reflue domestiche contenenti nutrienti di origine antropica, questa trasformazione può essere molto veloce.

Gli inquinanti derivanti dalle attività umane possono arricchire l'ecosistema acquatico aumentando l'apporto nutritivo, e accelerando così il naturale processo di invecchiamento dei corpi d'acqua (Khan & Ansari, 2005; Lyu *et al.*, 2019).

Come esempio, insediamenti umani intorno al Lago di Lugano, tra Italia e Svizzera, sono stati segnalati a causa di scarichi di quantità eccessive di acque reflue domestiche, portando a un'accelerazione dell'eutrofizzazione dovuta alla crescita demografica e alla migrazione della popolazione locale (Barbieri & Simona, 2010).

Uno dei fattori importanti che guidano all'eutrofizzazione sono gli eccessivi nutrienti, come le acque reflue industriali e municipali, l'inquinamento non puntiforme come l'acqua di irrigazione, l'acqua di deflusso superficiale contenente fertilizzante derivante da terreni agricoli, depositi atmosferici, ecc. (Smolders *et al.* 2010).

Gli ecosistemi lacustri sono particolarmente sensibili al carico di nutrienti da captazione a causa della stratificazione termica della colonna d'acqua nel periodo in cui la produzione primaria è massima (primavera e estate). La stratificazione termica divide la colonna d'acqua in due strati: lo strato superiore, l'epilimnio più caldo e luminoso, dove si verifica la produzione primaria e uno strato più freddo e profondo, l'ipolimnio.

La stratificazione termica si verifica in tutti i laghi ma si estende su scale temporali diverse: nei laghi poco profondi, la stratificazione difficilmente dura più di poche ore o giorni. Le principali caratteristiche morfo-metriche (profondità, volume) e idrologiche (scarico degli affluenti) determineranno la vulnerabilità del lago all'eutrofizzazione.

L'insorgere dell'eutrofizzazione dipende dal rapporto tra azoto (N) e fosforo (P) nell'ecosistema, piuttosto che semplicemente dalla concentrazione di un nutriente nell'acqua. Con un contenuto di N sufficiente, concentrazioni di P al di sotto della soglia tendono a eutrofizzare difficilmente nei laghi e concentrazioni di P sopra la soglia producono il risultato opposto, come nel caso della fioritura di cianobatteri nel lago Taihu.

Vadineanu *et al.* (1992) hanno scoperto che i cambiamenti delle specie sono collegati all'eutrofizzazione accelerata dei laghi, con aumento del carico di P e una riduzione del rapporto N/P negli ecosistemi acquatici del delta del Danubio.

Le caratteristiche del corpo idrico e l'ambiente geologico e climatico sono altri fattori chiave (Scheffer *et al.*, 2001; Lyu *et al.*, 2019). I danni alla qualità dell'acqua causati dall'eutrofizzazione possono portare a una vasta gamma di problemi, tra cui il pregiudizio dell'integrità ecologica, della sostenibilità ecologica e la perdita della biodiversità dell'ecosistema acquatico (Geurts *et al.*, 2009). Ad esempio, probabilmente l'eutrofizzazione ha causato cambiamenti nella comunità dei molluschi nel lago Dianchi (Du *et al.*, 2011).

L'anossia, che è una delle conseguenze avverse dell'eutrofizzazione e dell'aumento della crescita delle alghe, può facilmente portare a un aumento del rilascio di P dai sedimenti e alla morte degli organismi acquatici (Conley *et al.*, 2009; Paerl & Huisman, 2009).

L'aumento della concentrazione di nitriti nell'acqua eutrofica è pericoloso anche per il bestiame e per la salute umana perché i prodotti del processo di nitrificazione dei nitriti sono fortemente cancerogeni (Rabalais *et al.*, 2002).

L'eutrofizzazione ha colpito persino gli ecosistemi acquatici dell'Antartide e l'Artico (Smith *et al.*, 2006).

Varietà di tecniche sono state impiegate nella lotta all'eutrofizzazione dei corpi idrici, compresa la gestione idrologica, la riduzione o immobilizzazione di P, la gestione ecologica complementare, la biomanipolazione e il controllo *top-down* della rete alimentare (Gulati & Donk, 2002).

Yang *et al.* (2008) hanno previsto che tutti i laghi urbani e la maggior parte dei laghi di media grandezza nelle aree marginali urbano-rurali in Cina possano essere eutrofizzati o iper-eutrofizzati entro il 2030.

Jin *et al.* (2005) hanno indicato che, per il controllo eutrofico dei laghi in Cina dovrebbe essere effettuato sia il controllo dell'inquinamento da nutrienti che il ripristino ecologico del lago.

Hein (2006) usava i modelli dell'economia per fornire un riferimento per misure di controllo ottimali (relative a costi e benefici) in uno specifico ecosistema lacustre eutrofico in Olanda.

Negli ultimi tre decenni, la gestione dell'eutrofizzazione ha subito una trasformazione da semplice eliminazione diretta di alghe a riduzione della concentrazione di nutrienti endogeni, a molteplici tecnologie per il ripristino degli ecosistemi lacustri.

In un recente lavoro di Zhang (2020) viene esaminato lo sviluppo e la rivoluzione di tre metodi di risanamento, vale a dire metodi fisici, chimici e biologici, e vengono delineati i loro possibili miglioramenti e le direzioni future.

I metodi fisici e chimici hanno effetti evidenti e rapidi per purificare l'acqua a breve termine e sono più adatti ai laghi di piccola scala.

Tuttavia, questi due metodi non possono risolvere alla base il fenomeno dell'acqua eutrofica a causa di risultati di rimozione costosi e incompleti.

Senza un sistema di trattamento adeguato il metodo chimico produce facilmente inquinamento secondario e residui, e viene solitamente utilizzato per situazioni di emergenza. Il metodo biologico è conveniente e sostenibile, ma necessita di un lungo periodo.

Una combinazione di queste tre tecniche di gestione può essere utilizzata per sintetizzare strategie di gestione a breve e lungo termine che controllino lo sviluppo di fioriture di cianobatteri e il ripristino dell'ecosistema acquatico.

La strategia definitiva per il risanamento dei corpi d'acqua passa per la deviazione generale e il controllo delle fonti di inquinamento puntiformi e diffuse; strategia richiedente spesso un tempo lungo, misurato in anni se calcolato per ampi volumi. In casi riguardanti piccoli corpi d'acqua che per ragioni particolari (conservazione di speciali biodiversità, esigenze di tutela ambientale e sanitaria, ecc.) debbano essere velocemente recuperati, può essere di supporto l'utilizzo di metodi sintomatici che accelerino il risanamento, in associazione con il controllo dell'immissione di nutrienti.

Di seguito vengono esposti e discussi i più aggiornati metodi di questo genere.

CONTROLLO E METODI DI BONIFICA

In generale, la riabilitazione delle acque eutrofiche comprende tre componenti: controllo delle fonti inquinanti, ripristino dell'ecosistema danneggiato, gestione del bacino (Le *et al.*, 2010)

Il processo di eutrofizzazione non risente solo di variabili fisiche e chimiche, ma anche di quelle biologiche (Wang *et al.*, 2007). La formazione dell'eutrofizzazione è un processo continuo.

Sebbene l'influenza di questi fattori sia nota da diversi decenni, i metodi di controllo hanno avuto uno scarso successo.

Fattori naturali, tra cui luce e temperatura, sono difficili da cambiare e quindi per migliorare lo stato trofico dei laghi è suggeribile partire dal controllo dei fattori umani.

Negli ultimi tre decenni molti metodi fisici, chimici e biologici, convenzionali e nuovi, sono stati applicati per migliorare lo stato trofico ed eliminare i contaminanti nei laghi eutrofici (Deppe *et al.*, 1999; Benndorf, 2010; Wang *et al.*, 2012a).

Le misure di base includono il controllo dell'inquinamento endogeno (nutrienti fissi, dragaggio dei sedimenti, isolamento), il controllo dell'inquinamento esterno (controllo dell'emissione di N, P e altri nutrienti) e il controllo ecologico (biorisanamento e biomanipolazione acquatica) (Lau & Lane, 2002).

L'evidenza suggerisce che la riduzione del carico di nutrienti antropogenici in ecosistemi acquatici è la chiave per controllare l'eutrofizzazione (Schindler *et al.*, 2016; Vollenweider, 1992), ma quanto deve diminuire e a quali nutrienti mirare? La gestione dei nutrienti è costosa e complessa (Schindler, 2012), quindi un'adeguata strategia di gestione dei nutrienti è fondamentale per fornire i vantaggi ecologici ricercati (Conley *et al.*, 2009).

Negli ultimi decenni sono state effettuate sostanziali conquiste in materia di controllo dei nutrienti (es. Kronvang *et al.*, 2005).

Tuttavia, i miglioramenti dello stato ecologico dei laghi sono stati relativamente lenti in alcuni laghi che non sono riusciti a recuperare il loro stato di limpidezza originale, nonostante il carico di nutrienti sia stato sostanzialmente ridotto (Søndergaard *et al.*, 2007). Sono stati registrati recuperi molto lenti in particolare per le macrofite lacustri (Bakker *et al.*, 2013; Eigemann *et al.*, 2016; Jeppesen *et al.*, 2005; Lauridsen *et al.*, 2003).

Le spiegazioni imputano un alto carico di P dai sedimenti interni (che può perdurare per più di 20 anni; Søndergaard *et al.*, 2010) e interazioni biotiche complesse, in particolare per laghi poco profondi (Hilt *et al.*, 2018; Scheffer & Van Nes, 2007).

Appena aumenta la concentrazione di nutrienti tali laghi sono più inclini a passare da uno stato ricco di vegetazione allo stato torbido (Phillips *et al.*, 2016), ma per ripristinare la vegetazione desiderata e lo stato di acque chiare, potrebbe essere necessario ridurre i livelli di nutrienti ben al di sotto di quelli a cui la vegetazione è collassata (Ibelings *et al.*, 2007).

Impostare quindi criteri nutritivi appropriati è la chiave per una gestione efficace dei laghi.

Un'ampia varietà di approcci è stata utilizzata per ricavare criteri di gestione dei nutrienti (Charles *et al.*, 2019; Dodds & Welch, 2000; Huo *et al.*, 2017). L'approccio elemento stressante-risposta prevede la modellazione di relazioni statistiche tra concentrazioni di nutrienti e dinamiche biologiche (Dolman *et al.*, 2016; US EPA, 2006).

Questo metodo ha il vantaggio di collegare i criteri dei nutrienti direttamente ai risultati ecologici predefiniti. Ad esempio, nei fiumi, vengono stabiliti criteri nutritivi per prevenire che la clorofilla bentonica superi livelli specifici (Dodds & Welch, 2000), mentre per i laghi sono state utilizzate soglie critiche per le fioriture dei cianobatteri per definire i criteri nutrizionali (Carvalho *et al.*, 2013a; Downing *et al.*, 2001; Yuan *et al.*, 2014; Yuan & Pollard, 2015).

In teoria, potrebbero essere sviluppati criteri specifici per singolo corpo idrico, considerando tutti i fattori rilevanti. Tuttavia, in situazioni di vita reale, dove i manager devono far fronte a risorse limitate, dati limitati, e un numero enorme di corpi idrici (Finlandia - 4275, Polonia - 1038 e Svezia - 7232 corpi idrici lacustri; ETC/ICM, 2012) che si istituiscano criteri nutritivi specifici per tipo su larga scala è giustificato.

Questi criteri specifici per tipo offrono anche uno strumento di screening di alto livello per la definizione delle priorità dei laghi prima delle attività più mirate di gestione dei nutrienti (Bennion *et al.*, 2005).

La Direttiva quadro sulle acque (Europa, 2000) è stata adottata per proteggere e valorizzare le risorse idriche europee. Essa richiede che lo stato ecologico dei corpi idrici sia classificato in base a elementi:

- biologici (fitoplancton, invertebrati bentonici, fauna ittica, macrofite e fitobenthos);
- chimici e fisico-chimici (es. nutrienti, ossigeno, trasparenza, salinità, temperatura e inquinanti specifici);
- idro-morfologici (es. la connettività laterale di un corso d’acqua alla zona rivierasca).

I corpi idrici sono classificati in cinque categorie di stato: alto (impatto antropico assente o basso), buono (impatto antropico leggero) che rappresenta l’obiettivo minimo richiesto per la gestione dell’acqua, e moderato, povero o cattivo.

Due decenni sono stati dedicati allo sviluppo e all’armonizzazione dei sistemi di valutazione biologica dai membri dell’Unione Europea (UE) (Birk *et al.*, 2019; Poikane *et al.*, 2014 e 2015).

Tuttavia, permangono lacune per quanto riguarda i criteri nutritivi, ovvero i valori richiesti per supportare la biologia di un dato stato.

Analisi recenti (Phillips & Pitt, 2016) hanno scoperto che i metodi utilizzati per impostare i criteri nutrizionali variavano ampiamente tra Stati membri, con ampie gamme nei valori nutritivi dichiarati per sostenere lo stato ecologico “buono” (*Good Environmental Status*- GES). Mentre è prevista una variazione a causa di condizioni ambientali specifiche, permangono grandi differenze all’interno dei comuni tipi di corpi idrici; inoltre non sono spesso chiari: la relazione tra i nutrienti e la biologia che sono alla base di questi criteri. La natura della limitazione dei nutrienti è un argomento perenne in limnologia.

Il P è il nutriente limitante chiave nelle acque dolci, sebbene l’azoto possa anche essere limitante, specialmente nei laghi poco profondi (Phillips *et al.*, 2008), durante l’estate (Dolman *et al.*, 2016) e in laghi altamente eutrofici (Søndergaard *et al.*, 2017). Studi recenti confermano che N contribuisce al declino delle comunità macrofite (González Sagrario *et al.*, 2005; Moss *et al.*, 2008; Søndergaard *et al.*, 2017).

La necessità di ridurre solo il P (Schindler, 2012, Schindler *et al.*, 2016), o sia P che N (Conley *et al.*, 2009; Dodds & Smith, 2016; Paerl *et al.*, 2016) per mitigare l’eutrofizzazione è, tuttavia, ancora contestata. Per i laghi, la definizione dei criteri si è concentrata principalmente sul P (es. Carvalho *et al.*, 2013b; Free *et al.*, 2016) con pochi studi sull’N (Dolman *et al.*, 2016).

Metodi chimici

I prodotti chimici potrebbero funzionare quando i trattamenti convenzionali non possono ridurre sufficientemente la concentrazione di nutrienti.

Di solito, i metodi chimici sono più adatti per laghi di piccola/piccolissima superficie, con grave stato di eutrofizzazione e con fioriture di alghe blu-verdi. I primi tentativi di gestione dell’eutrofizzazione in tutto il mondo con metodi chimici hanno coinvolto principalmente il solfato di rame (CuSO₄), erbicidi e algicidi (Schindler, 2012).

Il trattamento con CuSO_4 è ampiamente utilizzato come metodo globale ed empirico per rimuovere o controllare fioriture di fitoplancton.

È stato applicato per prevenire fioriture di cianobatteri in un piccolo lago poli-mittico poco profondo in Francia; tuttavia il metodo si è rivelato efficace contro *Microcystis* solo per due mesi (Hullebusch *et al.*, 2002).

Sono stati trattati con CuSO_4 i laghi poco profondi Fairmont in Canada per 58 anni per ridurre l'eccesso di crescita di alghe e la conclusione di questo studio è che sebbene i trattamenti con CuSO_4 siano molto usati per la loro capacità di uccidere e rimuovere le alghe quasi istantaneamente, causano effetti collaterali dannosi immediati o cumulativi per molti organismi acquatici (Hanson & Stefan, 2010).

Il meccanismo tossico degli erbicidi sulle alghe si basa sul danneggiamento del sistema ossidativo e sull'inibizione della fotosintesi.

Gli erbicidi a bassa tossicità hanno, a basse concentrazioni, un effetto promotore sulla crescita di alghe e ad alte concentrazioni un effetto inibitore, mentre gli erbicidi ad alta tossicità hanno un effetto inibitore a basse concentrazioni (Ni *et al.*, 2014). Un erbicida (fluridone) è stato utilizzato per controllare la crescita di alghe nel 1988 negli Stati Uniti e per ridurre le popolazioni di *Hydrilla sp.*, ma ha causato un aumento della concentrazione di nutrienti (O'Dell *et al.*, 1995).

Gli alghicidi possono anche inibire la crescita delle piante. C'è un nuovo uso per alghicidi coinvolgente il reagente di ossidazione mono-persolfato di potassio, che impedisce ai cianobatteri di moltiplicarsi (Wu *et al.*, 2014).

Tuttavia, CuSO_4 , erbicidi, alghicidi sono generalmente limitati dal costo, dall'inquinamento collaterale e dal rischio di tossicità per organismi acquatici non bersaglio, esseri umani, bestiame e fauna selvatica. Fortunatamente, la schiuma polimerica biodegradabile può essere utilizzata come vettore dell'alghicida tramite il metodo di lisciviazione del sale per migliorare l'ecocompatibilità e l'efficienza del processo di rilascio dell'alghicida (Bae *et al.*, 2015).

L'alghicida acido salicilico trasportato dal chitosano reticolato consente una inibizione a lungo termine delle alghe e fornisce un metodo per il controllo efficace dell'eutrofizzazione nei corpi idrici (Guo *et al.*, 2015).

Questi metodi chimici di rimozione delle alghe sono tutte buone tecniche di trattamento in grado di migliorare efficacemente la qualità dell'acqua, ma possono anche accelerare l'invecchiamento del lago e innescare nuovi problemi ecologici a lungo termine.

Negli ultimi anni, con ricerche più approfondite sui nutrienti e sui meccanismi di crescita delle alghe, sono state sviluppate nuove idee per migliorare la qualità dell'acqua attraverso i metodi chimici. Modelli di crescita e formazione delle fioriture delle alghe verdi sono stati analizzati nella laguna eutrofizzata Sacca di Goro in Italia, dove è stata rilevata un'influenza della limitazione del ferro (Fe) nell'acquisizione di N (Viaroli *et al.*, 2005).

Rydin (2014) ha scoperto che iniettando alluminio disciolto (Al) nei sedimenti anossici di una baia semichiusa eutrofica nel Mar Baltico veniva inibito il recupero di P e l'ulteriore eutrofizzazione.

Una tecnica per dosare internamente i composti del ferro in combinazione con la destratificazione della colonna d'acqua locale è stata sviluppata per controllare le fioriture di *Microcystis* in un lago in Germania, e la conclusione è stata che il dosaggio di Fe^{2+} in lago è un metodo appropriato per ridurre il carico di P in sistemi iper-eutrofici (Deppe & Benndorf, 2002).

Dunque, la qualità dell'acqua può essere migliorata aggiungendo ferro o sale di alluminio, per inibire il rilascio di nutrienti.

Inoltre, rimuovendo in tempo le alghe uccise o aggiungendo i reagenti chimici alle alghe dopo il rilascio di P si possono ottenere effetti più efficaci durante il processo di controllo dell'eutrofizzazione.

Metodi fisici

I metodi fisici sono anche chiamati misure ingegneristiche. La più importante azione correttiva per l'eutrofizzazione dei laghi è la riduzione del carico di nutrienti endogeni (controllo dal basso verso l'alto) (Estrada *et al.*, 2011).

Diluizione e lavaggio

Diluizione e lavaggio sono una potenziale tecnica di gestione, che consiste nel riempire il lago con l'acqua di una sorgente estranea o di un altro lago con livelli di nutrienti più bassi e preferibilmente maggiore in Ca^{2+} e HCO_3^- , riducendo direttamente la concentrazione di nutrienti (Cao *et al.*, 2007; Cooke *et al.*, 1993). In laghi a basso contenuto di nutrienti, la crescita delle alghe è limitata. Hosper (1998) ha suggerito l'inverno come periodo preferenziale per il lavaggio, a causa della crescita lenta delle alghe e dell'accesso più facile ad acqua di alta qualità. Inoltre, la fattibilità ingegneristica della rimozione dei sedimenti depositati nel lago dovrebbe essere esaminata in maniera preventiva implementando lo scarico (Ahn *et al.*, 2013). Il lavaggio e la diluizione costituiscono una tecnica semplice e rapida che è più efficace, anche questa, per il trattamento di piccoli corpi d'acqua. Tuttavia, il suo successo dipende molto dalla disponibilità di acqua di buona qualità. Con l'inquinamento naturale delle acque in peggioramento e la logistica né facile né economica di trasporto di acqua di buona qualità verso laghi inquinati, questa tecnica è difficile da realizzare. Inoltre è difficile da applicare in corpi idrici di media e grande scala a causa del grande investimento, dei lunghi tempi di lavaggio, e dell'effetto non sempre evidente. Solo pochi casi hanno avuto successo e migliorato la qualità dell'acqua mediante lavaggio e diluizione; per facilitare la diluizione dell'acqua eutrofica si raccomanda di introdurre acqua corrente di fiume, acqua a basso contenuto di nutrienti miscelata artificialmente, riutilizzare acqua riciclata a basso contenuto di nutrienti al di sotto degli standard, o anche acqua piovana delle aree urbane, anche se quest'ultima comporta rischi di inquinamento da idrocarburi, metalli pesanti, ecc.

Aerazione profonda

La concentrazione di nutrienti sul fondo del lago è superiore a quella della superficie. Il rilascio di P dal sedimento può essere efficacemente prevenuto attraverso l'uso di agitazione meccanica, iniezione d'aria, iniezione di ossigeno o altre misure. Queste misure possono anche ridurre la fotosintesi del fitoplancton migliorando la concentrazione di ossigeno (Kuha *et al.*, 2016).

L'aerazione profonda ha principalmente due scopi:

- migliorare la concentrazione di ossigeno disciolto (*Dissolved Oxygen*, DO) senza cambiare lo stato d'acqua, stimolando così la trasformazione dell'ambiente anaerobico in ambiente aerobico;
- migliorare l'ambiente per la crescita di organismi bentonici e aumentare l'approvvigionamento alimentare.

Questa tecnica riduce anche la concentrazione di ammoniaca (NH_3), Fe, manganese (Mn) e altri composti ionici (Beutel & Horne, 1999; Singleton & Little, 2006).

Diversi paesi, inclusi i Paesi Bassi e il Regno Unito, hanno applicato periodicamente l'aerazione profonda ai piccoli laghi e bacini artificiali, ed hanno ottenuto un buon riscontro non permanente (Chong *et al.*, 2003). I vincoli economici e tecnologici dei grandi laghi rendono difficile alleviare l'eutrofizzazione utilizzando una profonda aerazione; pertanto questo approccio

viene spesso applicato ai corpi idrici su piccola scala ed è comunque una soluzione specificamente sintomatica, necessitante periodica e sistematica applicazione.

Dragaggio di sedimenti

I laghi eutrofici sono gravemente colpiti dal carico interno di P dai sedimenti. Quando il carico esterno si riduce, la presenza di un carico interno provoca comunque una continua eutrofizzazione e nuovo rilascio di contaminanti (come P) dai sedimenti, costituendo un fattore importante di contaminazione endogena. Il dragaggio dei sedimenti costituisce uno strumento per il rapido miglioramento della qualità dell'acqua, ed è uno dei più diretti ed efficaci metodi di bonifica dei laghi. Può essere usato per rimuovere gli strati superficiali e controllare il rilascio di contaminanti dai sedimenti, nonché per ridurre l'impatto di carico interno nel lago (Demelo, 1992).

La posizione e la profondità dello scavo sono importanti per l'applicazione del dragaggio di sedimenti (Martinez & Hornbuckle, 2011). Studiosi cinesi hanno analizzato gli effetti del dragaggio sul rilascio di depositi di sedimenti di 30 cm vicini alla superficie del lago Taihu.

La conclusione del loro studio è che il dragaggio può essere una misura utile per ripristinare l'ecosistema acquatico quando il carico interno è la principale fonte di carico di nutrienti e il tasso di assestamento del nutriente è basso (Zhong *et al.*, 2008).

Un tipico esempio di controllo efficace dei cianobatteri mediante dragaggio dei sedimenti si è verificato presso il lago di Trummen (Vaxjo, Svezia) (Bormans *et al.*, 2016). Questo metodo non è particolarmente sofisticato ed è più adatto per sistemi lacustri piccoli e poco profondi, ma è un metodo di recupero a breve termine ed estremamente costoso. Il dragaggio nei piccoli laghi poco profondi è una delle poche opzioni disponibili per il miglioramento dell'equilibrio ecologico dei laghi, attraverso la rimozione dei sedimenti contaminati per ridurre il carico interno di nutrienti; tuttavia non è chiara la determinazione della stagione durante la quale qualsiasi attività di dragaggio potrebbe fornire il massimo effetto e minimizzare eventuali effetti negativi.

Zhong *et al.* (2008) hanno condotto esperimenti in tutte e quattro le stagioni per valutare gli effetti del dragaggio sul carico interno e sul rilascio dai sedimenti di N e P.

I risultati hanno indicato che il dragaggio potrebbe essere un approccio utile per diminuire il carico interno e che le stagioni a bassa temperatura (stagioni non vegetative) sono adatte allo svolgimento di queste operazioni. Considerato il costo relativamente elevato delle operazioni di dragaggio, è stato dimostrato che il trattamento *in situ* mediante flocculazione delle *Harmful Algal Bloom* (HAB) e il loro bloccaggio sulla superficie del sedimento sono sufficienti per mitigare il carico di nutrienti interni (Jin *et al.*, 2019).

Seguendo questo concetto, Pan *et al.* (2019) hanno riassunto le caratteristiche principali della tecnologia del suolo locale modificato (*Modified Local Soils*, MLS) studiando l'effetto di questo trattamento in cinque esperimenti su campo di un intero stagno su scala pilota. I risultati hanno mostrato che, in combinazione con la gestione integrata dei carichi esterni, MLS può essere utilizzata come tecnologia di ripristino in lago attraverso molteplici funzioni di miglioramento della qualità dell'acqua, di bonifica dei sedimenti e di ripristino ecologico.

Questi risultati possono servire come linee guida utili per ricercatori, ingegneri e governi locali per controllare l'eutrofizzazione e accelerare il ripristino dei piccoli laghi in modo ecologico e sostenibile. Lavori recenti hanno studiato gli effetti a lungo termine del dragaggio dei sedimenti sul rilascio di inquinanti dopo il dragaggio: sulla base delle modifiche del contenuto di P dopo il dragaggio dei sedimenti, una piccola percentuale di aree acquatiche è stata monitorata per valutare il successo dei lavori di riparazione.

Non è stato sempre possibile controllare il rilascio di contaminanti (Helene *et al.*, 1999); la risospensione di sedimenti contaminati e la distruzione della struttura sedimentaria superficiale del corpo idrico segue il dragaggio dei sedimenti, lasciando il lago con inquinamento secondario.

I risultati hanno mostrato che il dragaggio senza la riduzione del carico esterno può solo fornire un miglioramento temporaneo seguito da un rallentamento per poi tornare alle condizioni di pretrattamento (Weston *et al.*, 2010).

Per quanto riguarda il dragaggio come tecnica di bonifica per i siti di deposito contaminati su larga scala, c'è ancora incertezza sulla capacità di questo metodo di ridurre inquinamento dell'ambiente e rischi per la salute umana a lungo termine (Martinez & Hornbuckle, 2011).

Altri approcci fisici

Per molti anni, la miscelazione artificiale è stata utilizzata per prevenire l'eutrofizzazione dei laghi e la crescita dei cianobatteri. Visser *et al.* (2016) hanno affermato che per i laghi più profondi, la miscelazione è più efficace rispetto alla riduzione del carico di nutrienti esterni perché si traduce in un maggiore contenuto di ossigeno e una trasformazione efficace dai cianobatteri alle alghe verdi e alle diatomee. Alcuni esperti considerano l'ossigenazione un valido metodo di riparazione a breve termine per un lago (Nygrén *et al.*, 2017).

Piante acquatiche e alghe possono assorbire una grande quantità di nutrienti, e possono essere raccolte direttamente dalle macchine per migliorare lo stato ecologico della superficie del lago.

Questo è un metodo semplice e sicuro che è stato utilizzato in diversi laghi in varie aree; tuttavia, consuma molta energia e aumenta il costo dello smaltimento delle alghe (Sim *et al.*, 1988).

La copertura dei sedimenti può essere ottenuta con diversi metodi per far diminuire il rilascio di P di sedimenti (es. ghiaia, film plastici, polverizzato di ceneri volanti, fango calcareo), ma queste misure probabilmente hanno effetti negativi sullo sviluppo delle macrofite sommerse.

Migliorare il funzionamento e i costi di manutenzione delle tecnologie esistenti è quindi la chiave per il normale sviluppo dei metodi fisici; l'applicabilità, il costo e la risposta ecologica dei trattamenti più largamente utilizzati sono mostrati in Tabella 1.

Tabella 1. Comparazione tra i metodi fisici più utilizzati per diminuire il rilascio di fosforo dai sedimenti

Metodo	Applicabilità	Costo	Vantaggi	Impatto ecologico	Bibliografia
Diluizione e lavaggio	Laghi di piccole dimensioni	Alto	Semplice e veloce	Poco appariscente	Cooke <i>et al.</i> (1993)
Aereazione profonda	Laghi di piccole dimensioni, con grande ipolimnio, con profondità maggiore di 15m	Alto	Diretto	Leggero impatto sulla qualità dell'acqua, incremento della densità di pesci e zooplancton	Kuha <i>et al.</i> (2004); Nygrén <i>et al.</i> (2011)
Dragaggio dei sedimenti	Il carico interno è la fonte di nutrienti; basso tasso di assestamento	Molto alto	Diretto	Esposizione a sostanze tossiche indesiderate; distruzione dell'ambiente dei sedimenti; la fonte dei nutrienti non può essere completamente rimossa	Wang <i>et al.</i> (2004); Martinez & Hornbuckle (2011)
Rimozione meccanica delle alghe	Laghi di varia grandezza	Alto	Facile, sicuro	La rimozione non tempestiva delle alghe morte può causare danni all'ambiente	Sim <i>et al.</i> , (1988)

Metodi biologici

La bonifica ecologica dei laghi è la misura chiave per ristabilire i cicli naturali dell'ecosistema, che è considerato l'obiettivo ultimo del controllo dell'eutrofizzazione. La bonifica ecologica viene utilizzata per regolare la stabilità del lago e tamponare la velocità di circolazione dei nutrienti ripristinando e ricostruendo l'ecosistema relativamente complesso, in definitiva ristabilendo un ecosistema sano.

I metodi biologici potrebbero rafforzare l'interazione tra i microrganismi e gli organismi acquatici e la capacità di autodepurazione delle acque durante il trattamento dell'inquinamento acquatico.

Il biorisanamento utilizza microrganismi specifici, piante acquatiche e animali acquatici, per degradare, assorbire e trasformare i nutrienti del lago. I fattori che influenzano il biorisanamento includono le fonti di energia (donatori di elettroni), accettori di elettroni, nutrienti, pH, temperatura e substrati inibitori o metaboliti.

Il trattamento della costa "Prince William Sound" in Alaska dopo la fuoriuscita di petrolio della Exxon Valdez nel 1989 è un famoso esempio in cui i metodi di biorisanamento hanno ricevuto l'attenzione del pubblico (Boopathy, 2000).

Biorisanamento microbico

L'eutrofizzazione in particolari condizioni può migliorare il ciclo biogeochimico di contaminanti organici e inorganici (Smith & Schindler, 2009). Il metodo di biorisanamento microbico è ottenuto aggiungendo quantità adeguate di microrganismi (vari ceppi) per accelerare la decomposizione degli inquinanti. Durante il processo di riproduzione dei microrganismi a un tasso di crescita geometrico, una grande quantità di materia organica decomposta funge da nutrimento. Maggiore è la biomassa microbica e la produttività, più veloci sono i cicli dei nutrienti (Qin *et al.*, 2013).

I contaminanti che si sono accumulati nel corpo idrico, come la materia organica, N e P, possono essere eliminati attraverso il ciclo dei nutrienti nell'ecosistema.

Quindi la bonifica microbica potrebbe gradualmente promuovere l'equilibrio dell'ecosistema acquatico, comprendente piante, animali e microrganismi, e infine raggiungere il risanamento dell'ecosistema.

L'attività microbica è influenzata da molti parametri ambientali fisico-chimici: la bioattività è stata riconosciuta da tempo influenzare il tasso di biorisanamento.

Il miglioramento della bioattività implica l'ottimizzazione della biodegradazione (Blackburn & Hafker, 1993). Un biorisanamento microbico ben riuscito richiede diverse condizioni: in primo luogo, il composto bersaglio deve essere utilizzabile da microrganismi e non contenere sostanze che inibiscono la degradazione batterica. In secondo luogo, i microrganismi devono essere altamente attivi metabolicamente. Terzo, i costi tecnici devono essere i più bassi possibile (Yang *et al.*, 2016).

La bonifica microbica offre diversi vantaggi rispetto a tecniche convenzionali come l'interramento o l'incenerimento: questi vantaggi includono un piccolo impatto ambientale, ampie prospettive applicative e la capacità di ridurre al minimo le concentrazioni degli inquinanti.

Essa può essere eseguita *in loco* e accoppiata ad altri metodi di trattamento fisico o chimico; gli svantaggi sono il tempo di risanamento a lungo termine, la difficoltà nello stabilire la crescita microbica in condizioni difficili, e la necessità di popolazioni microbiche contaminanti specifiche.

Inoltre, in alcuni casi, il metabolismo microbico dei contaminanti può produrre metaboliti tossici (Boopathy, 2000).

Tecnologie di biofilm

I biofilm possono essere definiti come comunità di microrganismi adesi a una superficie (Davey & O'Toole, 2000; O'Toole & Kolter, 2000).

Possono esistere su tutti i tipi di superficie, compresa plastica, metalli, vetro, particelle di terreno, legno, materiali per impianti medici e prodotti alimentari (Kokare *et al.*, 2009).

Le tecnologie di biofilm utilizzano filtri con un'ampia superficie specifica e un materiale polimerico come supporto per microrganismi formanti biofilm per purificare l'acqua (Beklioglu *et al.*, 2003).

Gli inquinanti possono essere efficacemente intercettati, adsorbiti e degradati da un gran numero di microrganismi sul supporto. La diversificazione dei microrganismi è utile per migliorare l'efficienza di degradazione e il tasso di rimozione degli inquinanti, ed è facile da mantenere e gestire.

Wu *et al.* (2005) hanno migliorato la qualità dell'acqua eutrofica con biofilm di alghe-batteri che ricoprivano un materassino acquatico artificiale costituito da materiale di riparazione macromolecolare, quindi marcatamente inibente le fioriture algali.

Huang *et al.* (2011) hanno usato tre materiali come barriera attiva (zeolite, ceramica e un materiale leggero poroso) per supportare biofilm che impediscono il rilascio di N da sedimenti lacustri eutrofici, e hanno rilevato che la copertura di biozeoliti era il mezzo più efficace; Yuan *et al.* (2014) hanno utilizzato bambù filamentoso e una imbottitura in plastica come supporti di biofilm per biorisanamento di composti azotati da acqua eutrofizzata.

La sperimentazione di materiali di supporto adatti è diventata un tema caldo nella ricerca attuale.

Tecnologie di biomanipolazione

Anche la biomanipolazione, nota come manipolazione della rete alimentare, gestisce i biomi alterando la loro struttura.

Questa tecnologia è supportata dalla teoria della catena trofica ed è diventata una tecnica ampiamente applicata. Shapiro *et al.* (1975) proposero per primi il concetto di biomanipolazione, definita come la promozione di alcune relazioni benefiche e risultati apprezzabili per gli utenti di un lago attraverso una serie di manipolazioni degli organismi e del loro ambiente nel lago.

La biomanipolazione ha ricevuto molta attenzione in Nord America ed Europa occidentale (in particolare nei Paesi Bassi, Germania e paesi nordici) negli anni '90 (van Liere, 1992).

Nel 1989, la prima conferenza internazionale sulla biomanipolazione dei laghi, dal titolo "Biomanipolazione: uno strumento per la gestione dei laghi", si è tenuta ad Amsterdam (Gulati, 1990).

Questa tecnologia può migliorare la qualità dell'acqua ricca di nutrienti e modificare le reti alimentari per ripristinare la salute dell'ecosistema.

Il risultato complessivo è una diminuzione della quantità e delle specie di fitoplancton.

Esistono tecniche di biomanipolazione classiche e non classiche: le prime vengono applicate per controllare livelli di nutrienti più bassi, mentre le ultime sono adatte per il controllo su larga scala di popolazioni di cianobatteri con alti livelli di nutrienti.

È stato dimostrato che la biomanipolazione rimuove la maggior parte dei pesci carnivori nell'ecosistema e trasforma l'acqua torbida in limpida (Klinge *et al.*, 1995; Mäler, 2004).

A causa delle caratteristiche della catena alimentare, organismi artificialmente in aumento o in diminuzione potrebbero controllare il numero di organismi bersaglio ed evitare l'insorgere della riproduzione algale (controllo *top-down* della crescita delle alghe) (Søndergaard *et al.*, 2010; Tang *et al.*, 2015).

Questo metodo può essere utilizzato per favorire microrganismi innocui per l'uomo ma competitivi con il fitoplancton per i nutrienti, che poi degradano le alghe morte e incrementano la trofia.

I Paesi Bassi hanno ripristinato con successo il piccolo lago eutrofico Zwemlust attraverso le tecniche di biomanipolazione (van Donk *et al.*, 1990). Tuttavia, alcuni fallimenti hanno dimostrato che il carico di nutrienti in alcuni laghi è solo minimamente diminuito dopo la biomanipolazione e le specie ittiche planctoniche sono aumentate rapidamente alcuni anni dopo il trattamento (Gulati & Donk, 2002).

La manipolazione della pesca è una tecnica che si concentra sul raggiungimento della protezione della qualità dell'acqua dal punto di vista del flusso di materiale e massimizza l'uso degli organismi acquatici, come il pesce.

I pesci possono essere supporti per estrarre nutrienti delle piante, come il P, riducendo così il carico di nutrienti negli strati di acqua e nei sedimenti per purificare i laghi (Wang *et al.*, 2017).

Zone umide costruite

I sistemi delle zone umide sono luoghi importanti per migliorare la qualità dell'acqua e proteggere la biodiversità (Fisher *et al.*, 2009).

Le zone umide costruite (*Constructed Wetlands*, CW) sono state inizialmente sviluppate circa 40 anni fa in Europa e in Nord America allo scopo di sfruttare e migliorare le capacità di biodegradazione delle piante.

La Cina ha avuto il suo primo sistema di applicazione CW nel 2004 (Shutes, 2001).

In un lago ipereutrofico, attraverso i sistemi di filtrazione delle zone umide si possono ridurre il fosforo totale (TP) del 30-67% e l'azoto totale (TN) del 30-52% (Coveney *et al.*, 2003).

Il lago eutrofico Taihu in Cina è stato curato con successo da tre unità parallele di CW su scala pilota (Li *et al.*, 2008). Ci sono tre tipi principali di CW, vale a dire CW verticali, CW a flusso subsuperficiale e CW a flusso superficiale.

Il miglior effetto di rimozione dell'azoto ammoniacale (NH₃-N), TN e TP è ottenuto dalle CW verticali. Migliori effetti di rimozione basati sull'indice di Permanganato (COD_{Mn}) e sul contenuto di clorofilla-a (Chl-a) possono essere ottenuti da CW a flusso sotterraneo, un tipo di zona umida che ha un buon isolamento termico e buone condizioni igienico-sanitarie ed è la zona umida più studiata nella ricerca applicativa (Nie *et al.*, 2007).

Durante il processo di scorrimento di superficie, il flusso d'acqua entra in contatto con il biofilm di suolo, piante e radici delle piante, purificando così l'acqua attraverso reazioni fisiche, chimiche e biologiche che contemporaneamente contribuiscono alla riossigenazione naturale del liquame.

Tuttavia questo metodo necessita di un carico idraulico basso e di grandi dimensioni.

La CW a flusso superficiale influisce anche sull'estetica del paesaggio perché è soggetta a odori sgradevoli.

Rispetto ai sistemi di trattamento convenzionali, le CW lo sono a basso costo, efficaci, di facile utilizzo e manutenzione e rispettose dell'ambiente.

Sono state usate frequentemente per la rimozione dei nutrienti dai laghi inquinati nei paesi in via di sviluppo e per risolvere l'introduzione di nutrienti di origine non puntiforme in corpi idrici (Mitsch, 1995; Li *et al.*, 2010).

Lo svantaggio di questo sistema è la sua velocità operativa relativamente bassa (Shutes, 2001); l'applicazione della tecnologia delle zone umide è stata fortemente influenzata dalle limitazioni di spazio e dalla linea di galleggiamento nei fiumi urbani e laghi.

Inoltre, precipitati formati da reazioni chimiche vengono rilasciati quando vengono modificate le condizioni ambientali, ad esempio al variare della temperatura e del pH.

Con l'aumentare delle aree contaminate, il costo di elaborazione aumenta (Mackay *et al.*, 2014), e una volta che l'apporto di nutrienti diventa troppo grande, l'ecosistema collassa rapidamente.

Fitodepurazione acquatica

Il metodo di biorisanamento acquatico include il fitorisanamento acquatico e la bonifica della fauna acquatica.

Ad esempio, una indagine su campo in un lago temperato in Francia ha indicato che i ciliati anaerobici facoltativi, come gli utilizzatori di nitrati del genere *Loxodes*, possono contribuire in modo significativo alla denitrificazione negli ecosistemi planctonici eutrofici (Aleya *et al.*, 1992).

Alcuni ambienti lacustri e i loro microambienti simbiotici, possono anche consentire la degradazione di sostanze chimiche tossiche, tuttavia la maggior parte dei risultati di risanamento in anni recenti sono stati attribuiti al successo delle piante acquatiche.

Nei laghi con elevate concentrazioni di nutrienti e flusso ridotto, la proliferazione del fitoplancton è spesso considerata la principale causa di eutrofizzazione (Schinder, 2012).

La fitodepurazione acquatica è un modo efficace per controllare, regolare e inibire gli ambienti eutrofici.

Le piante acquatiche possono efficacemente assorbire i nutrienti durante la loro crescita e possono rimuovere, distruggere o isolare le sostanze nocive dall'ambiente (Glick, 2003).

È stato trovato che diverse specie vegetali hanno diversi effetti sulla rimozione degli inquinanti in isole galleggianti.

Le piante acquatiche possono essere classificate come piante umide, piante emergenti, piante a foglia galleggiante, piante galleggianti e piante sommerse. Tra queste, l'abilità dei primi quattro tipi di piante per rimuovere i nutrienti può superare le piante terrestri in condizioni di eutrofizzazione.

Di solito si scelgono le piante in base alla loro efficacia e costo, e alcune delle più comunemente selezionate sono la canna, tifa, *Scutellaria*, il giacinto d'acqua, la lenticchia d'acqua, *Vetiveria zizanioides*, calamo e *Cyperus alternifolius*.

Gli studi indicano che rispetto ad altre piante, la canna mostra effetti migliori sui livelli di DO, in cui l'efficienza idraulica e la percentuale di rimozione dei nutrienti è attribuibile all'assorbimento delle piante (Bu & Xu, 2013).

Inoltre, i tassi di rimozione di TP, TN e COD_{Mn} sono migliori nella canna, nel calamo e nei sistemi misti canna-calamo (Wang *et al.*, 2011).

La Tabella 2 mostra diverse specie vegetali e i loro effetti di fitodepurazione in acque eutrofiche: nell'applicazione pratica, è necessario selezionare il miglior tipo di combinazione di piante in rapporto con le caratteristiche di inquinamento e con le caratteristiche di assorbimento delle piante.

Una tecnica chiamata isole galleggianti artificiali/letti fluttuanti può riparare i laghi eutrofici utilizzando principi di ingegneria ecologica per degradare i contenuti di COD_{Mn}, N e P (Zhu *et al.*, 2016).

Questa tecnologia utilizza letti galleggianti come vettori di piante acquatiche.

La bonifica ecologica delle acque eutrofizzate nel lago Hongfeng mostra che i vettori dell'isola galleggiante possono far crescere bene le piante terrestri sulla superficie dell'acqua e possono essere applicati alla bonifica ecologica di acque inquinate nei laghi con acque profonde (Wang *et al.*, 2012b).

A causa dell'ampia adattabilità e flessibilità delle specie di piante, è stata prestata maggiore attenzione ai sistemi di flottazione di letti con piante: i letti galleggianti sono stati utilizzati in Europa, Stati Uniti (Stewart *et al.*, 2008), Cina (Zhang *et al.*, 2010) e in molti altri paesi.

Tabella 2. Diverse specie di piante e loro effetti di fitorisanamento

Piante	Rimozione di N (%)	Rimozione di P (%)	Rimozione di COD _{Mn} (%)	Capacità di purificazione (%)
<i>Eichornia crassipes</i>	>75	>75		>75
<i>Azolla japonica</i>	65-75	65-75		65-75
<i>Trapa natans</i>	>75	<65		65-75
<i>Syngonium podophyllum</i>	>75	65-75		>75
<i>Trapa natans</i>	<65	<65		>75
<i>Nelumbo nucifera</i>	<65	<65		>75
<i>Ceratophyllum demersum</i>	65-75	<65		65-75
<i>Phragmites australis</i>	30-50	20-25	20-40	>75
<i>Elodea canadensis</i>	>75	>75		>75
<i>Acorus calamus</i>	30-45	15-45	20-35	
<i>Cyperus alternifolius</i>	25-40	15-45	15-35	
<i>Vetiveria zizanioides</i>	25-30	15-45	15-30	

La combinazione di isole flottanti ecologiche con altre tecnologie di trattamento delle acque non solo amplia il loro campo di applicazione, ma in particolare migliora la purificazione dell'acqua.

Questa tecnologia ha il vantaggio di essere a basso costo, ecologica ed è facile ed efficace da usare (Chen *et al.*, 2013).

Tuttavia, ci sono alcuni svantaggi nell'uso delle isole flottanti di piante per la bonifica dei laghi: questi sistemi sono particolarmente vulnerabili a disastri naturali, come uragani o tifoni, che si verificano spesso nelle zone tropicali e subtropicali. Le piante sono inevitabilmente limitate dal tasso di crescita e biomassa delle specie scelte (Li *et al.*, 2010); pertanto, questa tecnologia può essere migliorata per renderla più fruibile. A questo proposito ci sono diverse tecnologie: i letti galleggianti integrati per la promozione del risanamento (*Remediation Promoting Integrated Floating Beds*, RPIFB) sono stati progettati per combinare la purificazione dell'acqua con grandi processi di bonifica degli impianti che promuovono la transizione dalla dominanza del fitoplancton alla predominanza delle piante, per resistere ad alcuni disastri naturali; questa è una tecnologia promettente di bonifica dell'eutrofizzazione (Guo *et al.*, 2014).

Le isole galleggianti artificiali a energia verde (*Green-energy Artificial Floating Islands*, GAFI) sono progettate per aumentare l'efficienza delle normali isole galleggianti riducendo al contempo il tempo di risanamento.

Gli effetti sinergici di spinaci d'acqua, vongole asiatiche e biofilm potrebbero migliorare le prestazioni del trattamento dell'eutrofizzazione con il metodo a isole galleggianti rispetto al trattamento tradizionale con la vegetazione come unica componente biologica (Song *et al.*, 2014). I principali vantaggi di questo sistema sono la riduzione di NH₃-N, del contenuto di azoto da nitrato (NO₃-N) e da nitriti (NO₂-N), insieme all'aumento di DO e del potenziale Redox.

Isole flottanti a canna abbinata a batteri denitrificanti immobilizzati e all'aerazione possono aumentare l'efficienza di rimozione di N (Sun *et al.*, 2009), ma ci sono molte limitazioni per l'applicazione su larga scala di questa tecnologia migliorata.

Al fine di migliorare gli effetti di fitodepurazione, dovrebbero essere effettuate ulteriori ricerche e perseguita l'applicazione dei seguenti aspetti:

- coltivazione e lo screening delle piante con una maggiore capacità di accumulo di nutrienti dovrebbe essere migliorato individuando più piante con maggiore capacità di arricchimento;
- conduzione di ulteriori ricerche sull'applicazione combinata di varie tecniche di bonifica;
- rafforzamento della capacità di riciclare le piante dopo la bonifica può mantenere un ambiente ecologico relativamente stabile, ottenendo allo stesso tempo benefici ambientali ed economici.

Sono stati fatti notevoli progressi nel trattamento dell'eutrofizzazione negli ultimi 30 anni: i metodi fisici e chimici (Tabella 3) sono limitati in quanto possono fornire soluzioni temporanee ma non riescono a rimuovere la radice del problema a causa del costo elevato e del limite tecnologico. Una volta che l'intervento umano si interrompe, i nutrienti torneranno al primo livello.

I metodi fisici dipendono maggiormente dalla manodopera e dai macchinari. I metodi chimici producono facilmente inquinamento secondario e residui e sono solitamente utilizzati per situazioni di emergenza. I metodi biologici sono economici, sostenibili e possono portare alla completa bonifica, ma richiedono molto tempo.

Tabella 3. Vantaggi e svantaggi delle tecnologie esposte

Metodi usati	Vantaggi	Svantaggi	Bibliografia
Chimici	Rapidi, diretti, semplici	Costosi, incompleti, non adatti a trattamenti a lungo termine, inquinamento secondario	Carmichael & Li (2006)
Fisici	Semplici	Costosi, temporanei, incompleti, effetto a breve termine, effetti collaterali	Kuha <i>et al.</i> (2016) Nygrén <i>et al.</i> (2017)
Biologici	Economici, completi, minore inquinamento secondario, minore impatto ambientale, riduzione effettiva dei contaminanti, sostenibili	Effetti riscontrabili a lungo termine, maggiori costi di mantenimento, adatti a corpi d'acqua relativamente piccoli	Schindler <i>et al.</i> (2008) Shan <i>et al.</i> (2009) Li <i>et al.</i> (2010) Wu <i>et al.</i> (2013)

È difficile controllare efficacemente l'eutrofizzazione attraverso una singola misura, in particolare per ecosistemi complessi e su larga scala. Inoltre, la prevenzione e la gestione completa degli inquinanti deve essere raggiunta attraverso la gestione integrata.

L'uso del biorisanamento ecologico è significativo per la conservazione della biodiversità. L'utilizzo di impianti di trattamento delle acque reflue per ridurre il contenuto di P nelle acque reflue domestiche è un metodo di controllo per il rapido recupero dei laghi urbani.

La defosforizzazione biologica e la denitrificazione sono comunemente usate negli impianti di trattamento delle acque reflue per controllare l'eutrofizzazione.

Gli impianti di trattamento delle acque reflue si basano sulla rimozione biologica del P, e solo una piccola parte di P può essere rimossa per precipitazione chimica (Jonsson *et al.* 1996; Maurer *et al.*, 1999).

Per esempio, riduzioni dei carichi di P grazie al miglioramento del trattamento delle acque reflue e il divieto di utilizzo dei detersivi con P hanno avuto successo nell'arrestare le fioriture

algali in porzioni di acqua dolce dell'estuario del fiume Neuse, North Carolina, USA (Paerl *et al.* 2004).

In molti paesi, l'uso di NitriloTriAcetato (NTA) al posto del tripolifosfato di sodio (*Sodium TriPolyPhosphate-STPP*), che contribuisce all'eutrofizzazione dei laghi, ha avuto un discreto successo per un certo periodo di tempo (Lo & Huang, 1993).

Il controllo dell'eutrofizzazione è un progetto sistematico a lungo termine. È una questione complessa di controllo e gestione dei regolamenti, che richiede gli sforzi collettivi di scienziati, politici e cittadini.

Anche se molte città hanno approvato una legislazione per regolamentare il carico di nutrienti di origine puntiforme, eutrofizzazione e fioriture di cianobatteri sono ancora prevalenti nelle acque superficiali di tutto il mondo.

Una combinazione delle tecniche di gestione fisica, chimica e biologica può essere utilizzata per sintetizzare strategie di gestione brevi e a lungo termine che controllino efficacemente le attuali fioriture di cianobatteri e, infine, ripristinino l'ecosistema.

È quindi importante capire meglio l'importanza delle interazioni tra abbondanza di nutrienti e caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche nell'acqua.

In primo luogo, l'arricchimento dei nutrienti può essere ridotto da strategie di prevenzione; poi, alcuni metodi fisici possono essere utilizzati per prevenire la rigenerazione

dei nutrienti stessi; e, infine, un trattamento specifico con misure che combinano metodi fisico-biologici o chimico-biologici può essere effettuato per ripristinare il sistema acquatico.

Le misure di gestione dei laghi urbani spesso devono considerare sia le influenze ecologiche che umane. Pertanto, può essere utile combinare l'aerazione o la precipitazione chimica con uno qualsiasi dei metodi biologici per creare paesaggi idrologici, soprattutto in zone fortemente inquinate.

Nei laghi con nutrienti più bassi possono crescere direttamente alcuni organismi acquatici per mantenere un ambiente stabile. I laghi situati in periferia possono essere risanati con una combinazione di dragaggio dei sedimenti e metodi ecologici. È chiaro che il recupero dell'acqua eutrofica potrebbe richiedere anni o addirittura decenni.

Inoltre, con supporto economico e tecnico e lo sviluppo e l'applicazione di nuove tecnologie, come big data e machine learning, accurate e mirate misure di controllo potrebbero essere attuate sulla base delle condizioni reali del lago.

La base per simulare la crescita delle alghe è il cambiamento di carbonio organico, contenuto di N, P nei laghi, contenuto di P nei sedimenti, e temperatura nel tempo. Nella maggior parte dei casi, misure di controllo sia per il P che per l'N devono essere adottate per controllare l'eutrofizzazione.

Strategie di gestione dei singoli nutrienti, come la riduzione dell'immissione di NO₃ nei laghi riducendo la quantità di N utilizzata dagli agricoltori delle zone rivierasche, possono innescare la rimobilitazione del P nei sedimenti lacustri.

Tre tipi di modelli di eutrofizzazione sono comunemente usati oggi, vale a dire il modello di carico del singolo nutriente, il modello relativo al fitoplancton-nutriente e il modello cinetico ecologico. Non solo questi modelli combinano organicamente l'analisi teorica con la ricerca sperimentale, simulando efficacemente le condizioni del flusso e dell'evoluzione della qualità dell'acqua, ma possono anche fornire una teoria di riferimento e supporto al processo decisionale per la pianificazione e la gestione dell'eutrofizzazione.

In futuro, si potrà iniziare con i seguenti passaggi per facilitare la gestione dell'eutrofizzazione:

- valutare gli effetti dei cambiamenti stagionali sulla crescita del fitoplancton e della composizione della comunità in modo da condurre lavori mirati di conservazione;
- identificare le tecnologie di riparazione e trattamento dei corpi d'acqua su larga scala;

- determinare gli obiettivi di gestione delle priorità e implementare le misure di controllo basate sulla composizione dei nutrienti del lago;
- sviluppare politiche di controllo ottimali specifiche per lago o zona;
- riciclare i nutrienti dall'acqua eutrofica per adsorbimento, desorbimento e altre tecnologie per riutilizzarli come fonte di fertilizzante (Oliveira & Machado, 2013).

Controllo del carico esterno tramite tamponi ripariali

Intercettare i nutrienti che entrano nei laghi da fonti puntiformi o diffuse è importante per il controllo dell'eutrofizzazione. Cao *et al.* (2007) hanno esaminato l'efficienza della rimozione dei nutrienti, compresa la quantità di nutrienti e la conseguente qualità dell'acqua nella zona litoranea, delle diverse zone di vegetazione (dette tamponi) di riviera attorno a un lago eutrofico e hanno stimato la larghezza ottimale dei diversi tipi di tamponi ripariali per un'efficace rimozione dei nutrienti.

Diversi tamponi ripariali contribuiscono alla rimozione dei nutrienti provenienti dalla vegetazione e dai tipi di suolo.

Nel complesso, la costruzione di zone umide o di fasce tampone ripariali erbose/forestali ed erbose è fortemente raccomandata per un'efficace rimozione del TP e del TN.

Controllo tramite *remote sensing* satellitare

I meccanismi dell'eutrofizzazione, i fattori chiave e le corrispondenti soglie sono i prerequisiti basali per stabilire il sistema di allarme precoce tramite rilevamento satellitare (Khorasani *et al.*, 2018), che può prevedere il verificarsi o la probabilità di fioriture ciano-batteriche superficiali e la loro intensità.

Tuttavia due importanti problemi dovrebbero essere risolti durante la sua instaurazione, per esempio la qualità e la quantità dei dati raccolti, ed i metodi di processamento degli stessi.

Per assicurare la raccolta di sufficienti dati di alta qualità, i dati dovrebbero essere raccolti da operatori che usino strumenti che seguano metodi tradizionali.

La qualità dei dati è affidata grandemente all'uso di strumenti di alta precisione, ad accurate tecnologie di analisi, e alla conservazione dei campioni d'acqua.

Inoltre è necessario sistemare un gran numero di strumenti di monitoraggio nell'area acquatica per ottenere informazioni accurate sulla qualità dell'acqua. Questi metodi tradizionali sono pesantemente influenzati dai materiali, dal clima locale e dalle condizioni idrologiche.

Inoltre, la quantità di dati raccolti è relativamente limitata.

In contrasto, l'uso della tecnologia di *Remote Sensing* (RS) per investigare e monitorare la qualità acquatica dei laghi è rapido e accurato. In pratica, dati di fattori significativi (temperatura, velocità e direzione del vento, piogge) possono essere raccolti su lunghe distanze usando un satellite per RS tramite un sistema di trasmissione wireless.

L'uso dei sistemi di osservazione della Terra per monitorare e valutare i parametri ecologici ha trasformato i campi della gestione delle risorse naturali e della biologia della conservazione (Turner *et al.*, 2003; Corbane *et al.*, 2015).

Ora, con alcune limitazioni, la valutazione dei cambiamenti nella biodiversità, nei parametri biofisici e nella funzione dell'ecosistema può essere regolarmente esaminata su più scale spaziali.

Inoltre, il telerilevamento ha svolto un ruolo sempre più importante nella quantificazione del degrado degli ecosistemi e degli esiti della gestione della conservazione verso il recupero (Cabello *et al.*, 2012).

Ad esempio, la tecnologia di telerilevamento può mettere in relazione i fattori degradanti di incendi, specie invasive e altre forze antropogeniche del cambiamento dell'uso del suolo con variabili biofisiche e geomorfiche.

Inoltre, i cambiamenti nella produttività delle foreste, nella biodiversità, nell'area basale, nella densità degli alberi o nella chiusura della chioma possono segnalare direttamente il recupero dell'ecosistema o il successo del suo risanamento (Duro *et al.*, 2007; Vierling *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2009; Calders *et al.*, 2015).

L'osservazione satellitare della Terra era un mezzo conveniente per valutare ad alta risoluzione spazio-temporale la qualità dell'acqua nello strato eufotico, ma per un numero limitato di parametri (Odermatt *et al.*, 2016). I vincoli pratici di utilizzo (Schaeffer *et al.*, 2013) sono stati eliminati dall'avvio del programma europeo Copernicus.

Il satellite Sentinel-2 fa parte del programma europeo Copernicus e fornisce dati di telerilevamento ottico con una risoluzione spazio-temporale senza precedenti.

Con i suoi 13 canali spettrali, l'*imager* della missione può catturare parametri della qualità dell'acqua come la concentrazione superficiale di Chl-*a* e la misura della torbidità (o trasparenza dell'acqua), che sono preziosi per indicare i livelli di salute e di inquinamento, in particolare le proliferazioni algali dannose.

Per i corpi idrici interni più piccoli, i dati acquisiti dai satelliti Sentinel-2A e 2B (Drusch *et al.*, 2012) dal 2015 hanno aperto nuove prospettive di controllo. Diversi ricercatori hanno già dimostrato le loro capacità per il monitoraggio della qualità dell'acqua (Liu *et al.*, 2017; Pahlevan *et al.*, 2017; Toming *et al.*, 2016) in particolare utilizzando la banda 5 a 705 nm, che risolve il picco di riflettanza secondario relativo alle concentrazioni del pigmento (Gitelson *et al.*, 1992).

Sentinel-2 è stato utilizzato anche per identificare le fuoriuscite di petrolio in mare e nelle acque dolci (Kolokoussis *et al.*, 2018, Laneve *et al.*, 2022), e sono disponibili diversi studi comparabili per altri sensori ottici (Bulgarelli *et al.*, 2012, Zhao *et al.*, 2014; Luciani *et al.*, 2018).

Sentinel-2 ha un potenziale molto ampio per il telerilevamento delle acque interne, perché combina l'elevata risoluzione spaziale dei tradizionali sensori satellitari (es. Landsat, SPOT) con le maggiori risoluzioni temporali e spettrali richieste per il telerilevamento acquatico.

L'uso della biomassa di fitoplancton e della concentrazione di Chl-*a* è un metodo comune impiegato per studiare lo stato ecologico nei corpi idrici (Harvey *et al.*, 2015; Pozdnyakov *et al.*, 2007).

Questo metodo ha successo perché la Chl-*a* si correla bene con l'abbondanza di biomassa del fitoplancton (Harvey *et al.*, 2015; Marcelli *et al.*, 2014) ed è usato come indicatore di eutrofizzazione. Attualmente esistono strumenti a basso costo per misurare *in situ* Chl-*a* nei corpi idrici (Piermattei *et al.*, 2018; Xing *et al.*, 2011; Gómez *et al.*, 2011).

D'altra parte, l'uso di questi strumenti a basso costo fa ancora affidamento su costose navi da ricerca e lunghe indagini su campo. Tuttavia, lo sviluppo del telerilevamento e le immagini satellitari servono un'utenza più ampia (Pozdnyakov *et al.*, 2007; Hu *et al.*, 2012).

Sebbene le stime di Chl-*a* basate sul telerilevamento siano generalmente meno accurate rispetto alle misurazioni di laboratorio, l'approccio fornisce un quadro regionale economico e sufficientemente affidabile di un fenomeno, che può essere utilizzato per esigenze di monitoraggio e gestione ambientale.

Utilizzando i dati di telerilevamento, la quantità di Chl-*a* può essere calcolata utilizzando formule empiriche basate sulla correlazione tra la luce viola-verde riflessa dalla superficie dell'acqua e le quantità di Chl-*a* misurate in laboratorio (Karetnikov *et al.*, 2017).

Inoltre, il telerilevamento fornisce serie storiche di osservazioni: ad esempio, ci sono dati disponibili dei satelliti Landsat dal 1972 e dati *MODerate-resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) dal 2000.

Per esempio lo stato trofico del Lago Ladoga, il più grande lago d'Europa con una superficie di 17,765 km², collocato in Finlandia, è stato studiato con successo nel periodo 1997-2019, utilizzando il *Copernicus Marine Environmental Monitoring Service* (CMEMS), e le *GlobColour-merged Chl-a OC5* (*GlobColour CHL-OC5*), osservazioni satellitari dell'algoritmo OC5 (Gbagir *et al.*, 2020).

In questo studio, è stato utilizzato il valore della Chl-*a* derivato dai sensori satellitari SeaWiFS, MERIS, MODIS Aqua, VIIR e OLCI (1997-2019) per caratterizzare la tendenza generale di Chl-*a* nel lago Ladoga.

La novità di questo approccio consiste nell'utilizzare l'analisi geostatistica di dati di telerilevamento per produrre un quadro storico e sinottico dello stato del Lago Ladoga. I risultati di questa valutazione a lungo termine potranno contribuire alle attuali informazioni sullo stato ecologico del Lago Ladoga, utili per le strategie di gestione del corpo d'acqua stesso.

Anche la Ficocianina (PC) è un indice per l'abbondanza di cianobatteri, ma è difficile stimare da remoto la sua concentrazione in piccoli laghi eutrofici. In uno studio sul Lago Dianchi (Sun *et al.*, 2015) è stato sviluppato e convalidato un approccio di recupero di PC basato sui sensori Landsat, incluso Landsat 8 OLI, Landsat 7 ETM, Landsat 5 TM e Landsat 4 TM.

La valutazione di questi modelli, utilizzando altri dati indipendenti e confrontandoli con altri modelli consolidati (basati su altri sensori rispetto a Landsat), ha mostrato prestazioni del modello accettabili per un ampio intervallo di concentrazione di PC (70 -500 mg m⁻³). Ciò suggerisce un elevato potenziale del nuovo approccio per i piccoli corpi d'acqua eutrofizzati con ripetute fioriture di cianobatteri.

Le tecnologie RS sono state ampiamente applicate in anni recenti nel monitoraggio dei laghi, nella valutazione della qualità idrica e nell'evoluzione dei laghi (Bouffard *et al.*, 2018; Fichot *et al.*, 2019; Yao *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2020), e possono fornire una quantità di dati molto maggiore per aumentare l'affidabilità e l'accuratezza del risultato di valutazione (Shi *et al.*, 2019a, 2019b).

Il risanamento ecologico è diventato un progetto strategico nazionale per la Cina e si è rivelato essere un modo significativo per realizzare la costruzione di una civilizzazione ecologica.

Un lavoro recentissimo di Zhai *et al.* (2022), basato sulla tecnologia del telerilevamento con i suoi vantaggi del breve tempo di rilevazione, dell'ampio raggio di monitoraggio, dell'alta risoluzione spaziale, propone una valutazione del telerilevamento come metodo spartiacque per l'obiettivo del ripristino ecologico, in modo da monitorare l'effetto migliorativo dell'ingegneria del risanamento ecologico, e verificare tecnicamente se siano stati raggiunti gli obiettivi previsti fissati prima del risanamento.

Per lo studio degli effetti del risanamento sul bacino idrico del fiume Yongding nella regione di Pechino, sono state utilizzate immagini riprese mediante i satelliti ZY3 1 e 2 e Landsat dal 2015 al 2020.

Dopo l'ottenimento e l'elaborazione delle immagini di *remote sensing*, dai satelliti cinesi ZY-3, queste sono state utilizzate per ottenere dati sulla copertura del suolo mediante l'interpretazione interattiva uomo-computer; mentre le immagini Landsat sono state utilizzate per recuperare i dati NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*, indice di vegetazione differenziale normalizzato, un indice che permette la valutazione della presenza di vegetazione viva).

Sulla base di questi dati sono stati calcolati i cambiamenti di otto indicatori delle risorse idriche, dell'ecologia acquatica e della funzione ecologica nell'area di studio, per valutare gli effetti del piano di ingegneria del risanamento ecologico.

I risultati hanno mostrato che l'area di studio è sostanzialmente arrivata a riacquisire il mantenimento della quantità ecologica di acqua, ha efficacemente migliorato la funzione ecologica e l'ambiente acquatico, infine si è ricostituito il corridoio ecologico del fiume Yongding. In questo modo è stato possibile riconoscere la praticabilità del metodo di valutazione

tramite *remote sensing* come sensibile ed efficace e confermarne l'utilità quale strumento per la gestione e la pianificazione del risanamento di ambienti acquatici.

L'analisi ha dimostrato il raggiungimento di tutti gli obiettivi del 2020 del piano di risanamento fluviale, secondo i cambiamenti degli otto indicatori ecologici di base durante i cinque anni di sorveglianza satellitare (Zhai *et al.*, 2022).

L'uso del telerilevamento nella gestione degli ecosistemi ha trasformato il modo in cui gestori del territorio, professionisti e responsabili politici, valutano la perdita, il guadagno e il cambiamento dell'ecosistema su più scale spaziali e temporali.

Meno sviluppato è l'uso di questi strumenti spaziali per la pianificazione, l'attuazione e la valutazione di progetti di ripristino degli ecosistemi e soprattutto dei paesaggi multifunzionali.

Ciò può essere dovuto alla tipica estensione spaziale della pratica dell'ecologia del risanamento, che storicamente è stata concepita e condotta principalmente su scala sito specifica.

Ora, con problemi globali e inter-ecosistemi, come il cambiamento climatico, le specie invasive e l'uso pervasivo del suolo, progetti più su scala paesaggistica stanno diventando la norma.

In aggiunta, gli strumenti di sistema di localizzazione globale (*Global Positioning System*, GPS) possono fornire accurate informazioni di localizzazione per i dati di qualità dell'acqua raccolti, ed i sistemi di informazione geografica (*Geographic Information Systems*, GIS) possono essere usati per organizzare, gestire, analizzare e visualizzare i dati spaziali (Xu *et al.*, 2001; Sener *et al.*, 2017).

La combinazione di tecnologie RS, GIS, e GPS (3S) può migliorare efficacemente l'accuratezza e l'affidabilità della raccolta dati e fornire più informazioni sulle fonti inquinanti e sulla migrazione dell'inquinamento, che non possono essere acquisite con i metodi tradizionali.

Gli strumenti di telerilevamento possono aiutare i gestori del territorio e i professionisti a identificare le aree prioritarie per il ripristino; identificare e quantificare le minacce esistenti ed emergenti per il ripristino; definire gli obiettivi di ripristino e monitorare i progressi (Cordell *et al.*, 2017).

ESPERIENZE DI RISANAMENTO IN ITALIA

In Italia il problema del risanamento dei corpi idrici ha rivestito e riveste tutt'ora una grande importanza, anche alla luce dell'aggravamento della disponibilità di risorse idriche, causato sia dall'aumento della popolazione che dagli effetti progressivi del riscaldamento globale.

Previsioni sempre più peggiorative sulla desertificazione del territorio italiano vengono aggiornate annualmente (all'uscita di questo report si stima il 20% del territorio a rischio) (Aterini, 2020). Gli interventi in direzione del risanamento idrico fanno i conti con l'elevato importo economico delle misure sussidiarie, non adatte al volume medio dei laghi italiani, come con la difficoltà di sviluppare metodi rilevativi di accettabile rapidità per una prevenzione effettiva.

Due casi relativi a due laghi del Lazio di grande e medio-piccolo volume rispettivamente, in cui il risanamento è stato affrontato con successo mediante la sola gestione dell'afflusso dei nutrienti, vengono illustrati di seguito.

Lago di Bracciano

Il lago di Bracciano riempie una depressione di origine vulcanica e tettonica, situato nel nord della città metropolitana di Roma, nella Tuscia romana, e circondato dai Monti Sabatini, e la sua superficie di 56,5 km² ne fa l'ottavo lago italiano per estensione, il terzo del Centro Italia.

La sua profondità massima, circa 160 m, lo rende a sua volta il sesto lago italiano per profondità (il secondo del Centro Italia dopo il lago Albano). Il tempo teorico di rinnovo è di 137 anni, ma il tempo di residenza dell'acqua nel lago, tenendo conto dei gradienti di densità, è stato valutato in circa cinque o sei secoli (Bruno *et al.*, 2006).

Nel 1979 il lago di Bracciano aveva acquisito livelli di P tipici dell'eutrofia, condizione resa ancor più grave dal grande volume e dalla profondità del lago, il secondo del Lazio.

Le dimensioni di un ecosistema acquatico sono in diretta relazione con la stabilità della sua omeostasi, ma nello stesso tempo sono l'ostacolo principale al ripristino dell'equilibrio alterato. I tempi del recupero in questi casi sono misurabili nell'ordine delle decine di anni, anche in presenza di strategie ottimali di intervento. Sette anni dopo, nel 1985 l'entrata in funzione dell'impianto di fognatura circumlacuale ha lentamente iniziato a invertire la tendenza di Bracciano verso l'eutrofia, portando a distanza di 24 anni il P a livelli oligotrofici e la Chl-*a* a livelli inferiori al lago di Martignano. Il sistema circumlacuale di raccolta e trattamento fognario in uso dal 1986, infatti, raccogliendo e trasportando via dal lago i liquami delle reti locali ha notevolmente ridotto il valore medio annuo del TP, abbassandolo dai 90 µg/L del 1978 (Fumanti *et al.*, 1985) agli 8,5 µg/L dello studio riportato nel Rapporto ISTISAN 06/11 (Bruno *et al.*, 2006), un valore oligotrofico.

A causa di questa riduzione il P è diventato il principale nutriente limitante del lago di Bracciano, capovolgendo con successo la passata tendenza a un costante aumento dei suoi livelli.

Il sistema circolare di trattamento non garantisce da sporadici sversamenti illegali lungo le coste, ma questo genere di abusi possono essere facilmente scoperti ed evitati.

Nonostante le imperfezioni del sistema (all'epoca le acque chiare venivano convogliate nelle fogne insieme ai reflui, e ora in caso di forti piogge l'anello riversa il sovraccarico nel lago da quattordici scolmatori) la comunità biotica e l'intero ecosistema sono stati preservati dagli effetti dell'eutrofizzazione. L'azoto nitrico mostra una diversa tendenza, che dipendendo dalle concimazioni e dal dilavamento piuttosto che dall'inquinamento fognario, non si è avvantaggiata per l'impianto collettore e ha raggiunto un valore di media annuale (1,350 µg/L) che caratterizza normalmente i laghi eutrofici (Landner *et al.*, 1988).

Questo valore è cinque volte maggiore di quello misurato nel 1978.

I livelli di nitrati raggiunti dal lago sono riflessi di alti rapporti N/P, che indicano ulteriormente nel P l'elemento limitante per la crescita del fitoplancton. L'aumento del rapporto N/P (158,8) nell'acqua potrebbe rendere l'ambiente lacustre più favorevole a specie ecologicamente adatte, per esempio *Cyanophyceae* nitrofile (Chang *et al.*, 1988; Teubner *et al.*, 1999) che potrebbero raggiungere il corpo d'acqua attraverso contaminazioni acquatiche o immissioni.

Lago di Nemi

Il lago si trova a 316 metri sul livello del mare e occupa il fondo di un cratere vulcanico dei colli Albani, gruppo montuoso a Sud-Est di Roma che comprende anche il lago di Albano.

Ha una superficie di circa 1,67 km², una profondità media di 17 metri e massima di 33 metri e un volume pari a 30.483 m³. Le condizioni di stratificazione termica sono piuttosto nette per un arco di tempo abbastanza esteso (da aprile a dicembre); le acque profonde presentano variazioni minime, oscillando tra i 7 e gli 8,5°C, quelle superficiali invece variano dai 7,9 ai 26,4°C.

In assenza di stratificazione termica le differenze tra epilimnio e ipolimnio sono assenti o contenute nell'ambito di 1°C; in presenza di stratificazione (alla profondità di 10-15 m) la temperatura rimane su valori abbastanza costanti nei primi 5 metri, subisce una brusca variazione tra 10 e 15 metri e variazioni minime negli strati più profondi.

Tra il 1928 e il 1932 il livello del lago fu abbassato per recuperare due navi romane che giacevano sul fondale. Il lago ha recuperato il suo livello originario nel 1944, cioè dopo 12 anni.

Le acque del lago devono essere considerate eutrofiche a causa dell'alta concentrazione di nutrienti e alla bassa concentrazione di DO ipolimnico. Come avviene per il lago di Albano, anche quello di Nemi si sta abbassando notevolmente negli ultimi anni.

Ciò risulta evidente se consideriamo che il suo emissario artificiale, lungo circa 1600 m, che mette in comunicazione il lago con la valle Ariccia (il terzo cratere dell'antico vulcano Laziale), un tempo era completamente pieno d'acqua, mentre ora è quasi totalmente prosciugato e percorribile a piedi.

La presenza di *Planktothrix rubescens*, segnalata già nel 1975 in occasione di una imponente fioritura che determinò l'arrossamento del lago in aprile e maggio e l'anossia delle acque con moria di pesci nel mese di agosto, era rilevata solo sporadicamente con densità comunque molto basse.

In un lavoro del 1987 dell'Università "Sapienza", veniva calcolato il tempo di ricambio del lago, stimato intorno ai 15 anni, e il carico massimo ammissibile di P per assicurare condizioni di oligotrofia (che risultava essere, secondo le equazioni di Vollenweider del 1980, di 235 kg/anno) insieme al carico di nutrienti proveniente dalle fonti di inquinamento diffuse e puntiformi operanti nell'ambito del bacino del lago (Tabella 4).

Tabella 4. Carichi di nutrienti provenienti dalle fonti di inquinamento operanti nell'ambito del bacino del lago di Nemi (Valutazione della situazione ambientale del lago di Nemi – 1987)

Fonte di inquinamento	Azoto (kg/anno)	Fosforo (kg/anno)
Insedimenti civili	10.950	3.285
Attività agricole	13.310	1.617
Terreno non coltivato	556	28
Totale	24.816	4.930

Dall'esame di questi dati si evincono le seguenti indicazioni:

- la depurazione dei liquami provenienti dagli insediamenti civili o la loro diversione era un provvedimento necessario già allora per consentire il risanamento del lago;
- l'aliquota del carico complessivo di nutrienti proveniente dalle attività agricole risultava di entità superiore a quella massima ammissibile per mantenere le acque in condizione di oligotrofia: bisognava pensare quindi a una razionalizzazione dell'uso dei fertilizzanti o a interventi atti a diminuire le possibilità di dilavamento del terreno.

In questo lago negli anni 2002-2003 la quantità di P totale superava spesso il valore soglia (84,4 $\mu\text{g/L}$) indicato dalla *Organization for Economic Co-operation and Development* (OECD) per considerare un corpo d'acqua eutrofizzato (Figura 1, che indica i valori di ortofosfati $[\text{PO}_4^{3-}]$ nel Lago di Nemi tra il 2002 e il 2003, e Figura 2, che riporta i valori di P totale nel Lago di Nemi tra il 2002 e il 2005).

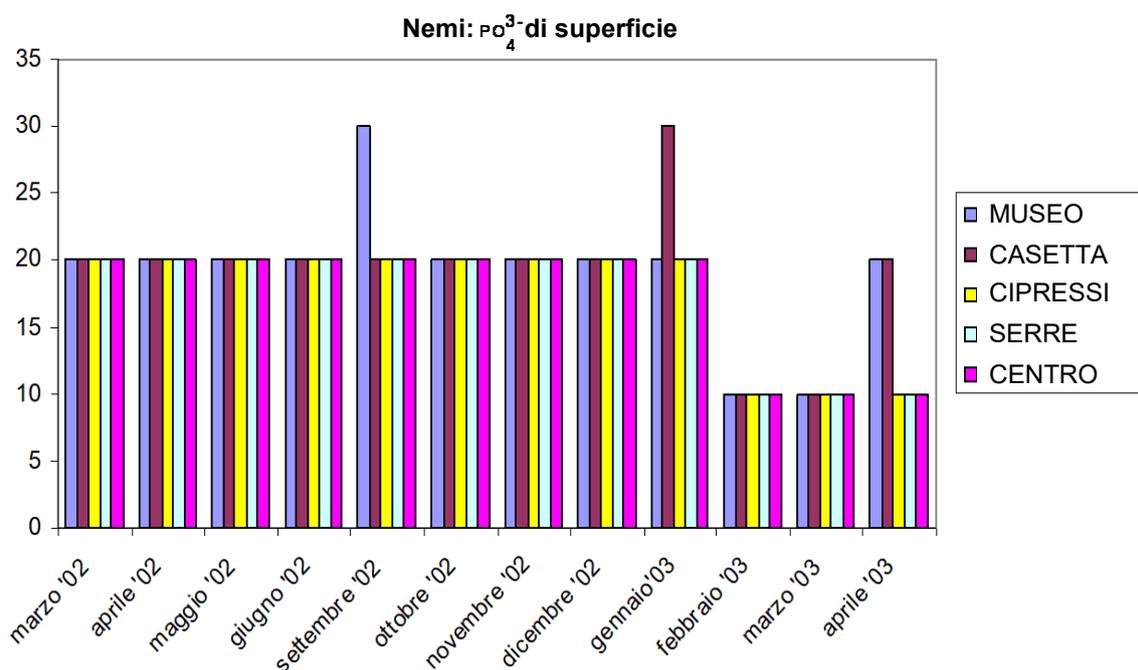


Figura 1. Valori PO_4^{3-} nel Lago di Nemi tra il 2002 e il 2003 ($\mu\text{g/L}$)

Anche l'N totale si avvicinava spesso al suo valore soglia (1875 $\mu\text{g/L}$ pari a 1,875 mg/L).

In particolare i nitrati raggiungevano livelli molto alti nel periodo che andava da marzo a giugno e all'inizio dell'autunno, toccando picchi di 3,77 mg/L a maggio a -25 m, per poi diminuire nel periodo estivo e invernale. Ciò era probabilmente dovuto alla pesante concimazione che avviene nel periodo primaverile e autunnale nei numerosi terreni coltivati presenti intorno all'invaso: in seguito al dilavamento del suolo i nitrati presenti nei prodotti fertilizzanti e concimanti raggiungono le acque del lago. Tuttavia come si può notare dalla Figura 1 e dalla Figura 2, in seguito alla deviazione degli scarichi fognari avvenuta all'inizio del 2003, i valori di P totale e in particolare i valori di PO_4^{3-} (lo ione fosfato maggiormente disponibile per le cellule del fitoplancton) nelle acque del lago sono notevolmente diminuiti, tanto da influenzare l'andamento della popolazione di *Planktothrix rubescens* (Figura 3) che, dopo aver dato luogo a imponenti fioriture invernali nel 2002 e 2003, in seguito al collettamento delle fonti di inquinamento di origine fognaria e alla conseguente diminuzione di P nelle acque, non ha mai più raggiunto livelli

di fioritura tali da destare preoccupazione, pur rimanendo presente nella composizione del fitoplancton lacustre.

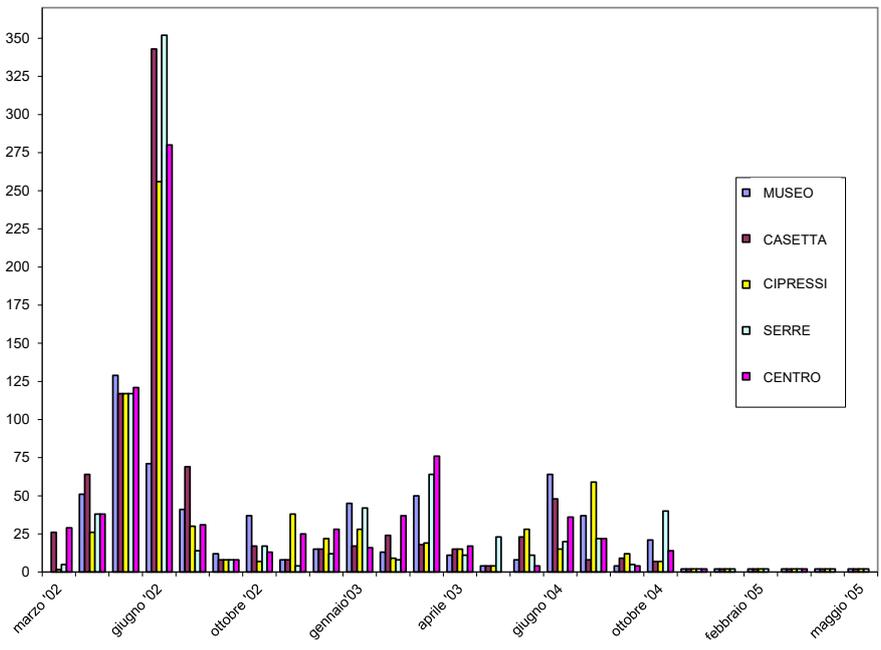


Figura 2. Valori di P totale nel Lago di Nemi tra il 2002 e il 2005 (µg/L)

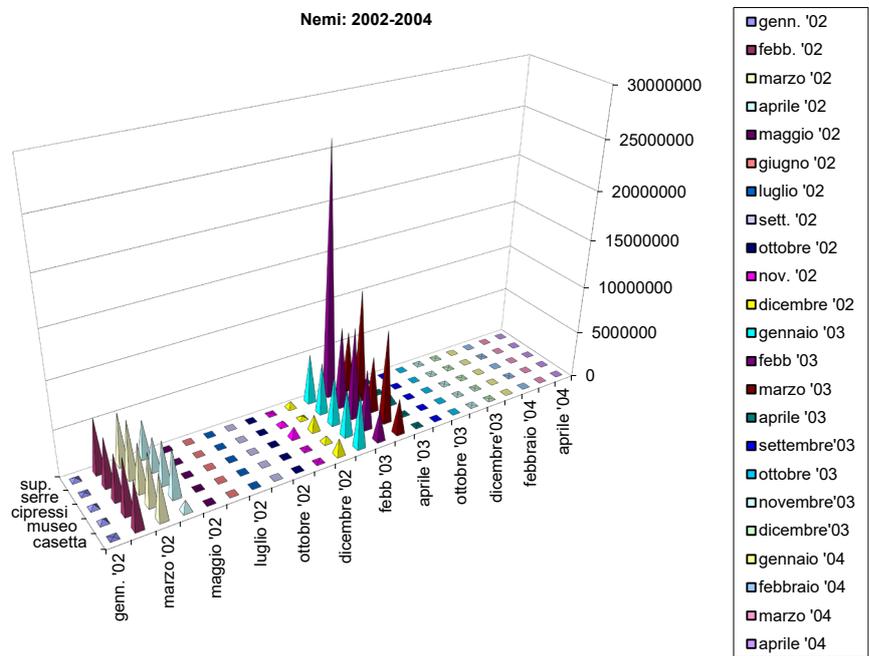


Figura 3. Andamento della fioritura di *P. rubescens* nel lago di Nemi in relazione al numero di cellule/L

CONCLUSIONI

Le fioriture algali tossiche (HAB) sono una delle conseguenze più note dell'eutrofizzazione delle acque naturali, e rappresentano una seria minaccia per la salute umana, lo sviluppo economico, l'equilibrio ecologico, l'estetica del paesaggio e la stabilità sociale.

A causa della rapida crescita della popolazione umana e dello sviluppo economico, le varie attività nell'industria, nell'agricoltura e nel settore dei trasporti a livello globale hanno intensificato nel corso dei decenni l'eutrofizzazione delle acque dolci (Pearl *et al.*, 2014; Erickson *et al.*, 2019; Carvalho *et al.*, 2017; Harding *et al.*, 2015).

Oltre al carico esterno di inquinanti da scarichi antropici, si prevede che il carico interno di inquinanti dai sedimenti aumenterà in generale ulteriormente la presenza di HAB ed eserciterà una pressione continua sugli ecosistemi fluviali e lacustri nei prossimi decenni.

Pertanto, è urgente attirare l'attenzione dei ricercatori di tutto il mondo per compiere grandi sforzi per il ripristino di laghi e fiumi al fine di eliminare la minaccia dell'eutrofizzazione.

Le nuove ricerche mettono a disposizione mezzi efficaci e sostenibili per perseguire il risanamento dei corpi d'acqua.

Un settore che appare molto promettente per l'azione sul campo, come si è visto sopra, è quello del biorisanamento tramite l'uso di batteri metabolizzanti affiancati all'eliminazione delle fonti inquinanti; recentissimi studi con mesocosmi (Amorim *et al.*, 2020) mostrano che il ripopolamento dei fondali rivieraschi con macrofite come *Ceratophyllum demersum* ostacola in modo importante (fino all'84,8%) l'instaurarsi di fioriture di cianobatteri tossici come *Microcystis* e *Raphidiopsis raciborskii*.

Sia il ripristino dei laghi che quello dei fiumi dipendono fortemente dalla gestione integrata del bacino e dallo sviluppo tecnologico (Lo Schiavo *et al.*, 2013); la gestione integrata del ripristino idrico mira a promuovere il coordinamento nella gestione dell'acqua, della terra e delle risorse correlate al fine di massimizzare l'economia e il benessere sociale in modo equo senza compromettere la sostenibilità degli ecosistemi.

L'uso sostenibile delle risorse idriche è infatti l'obiettivo obbligato a cui l'umanità dovrà indirizzarsi nel corto periodo, per risparmiarsi il crescere dei conflitti, anche attivi, legati al possesso delle acque interne.

Questo numero è in generale aumento: ne sono stati classificati 220 fra il 2000 e il 2009, aumentati a 620 tra il 2010 e il 2019, ma attualmente ne sono stati registrati già 201 solo dal 2020 a oggi, dei quali 140 specificatamente per l'accesso all'acqua (Tarabini, 2022).

Un monitoraggio a lungo termine della qualità dell'acqua e delle risposte ecologiche, è necessario per una valutazione onnicomprensiva di metodi di risanamento innovativi.

Viste le complicate e costose metodologie per il risanamento qui trattate è importante essere certi dell'efficienza e capillarità dei sistemi di controllo e agire strategicamente per la creazione di una rete centralizzata e sensibile che garantisca informazioni continue sullo stato trofico dei corpi idrici soggetti ad uso umano. Attualmente i sistemi più veloci ed efficaci comprendono i rilievi satellitari.

La difficoltà di gestione e la lunghezza a volte enorme dei tempi di recupero dei corpi idrici dall'eutrofizzazione impongono una presa di coscienza speciale da parte di amministratori e popolazioni dei territori lacustri sull'importanza della tutela delle risorse naturali che compongono il loro territorio e sulla difesa delle stesse.

Il mantenimento in buono stato, oltre all'utilizzo accorto, delle acque dolci superficiali è infatti l'unica via per evitare lo sfruttamento in eccesso delle falde freatiche, che può portare al loro esaurimento con danni oltre che geologici, anche a carico della produzione alimentare sostenibile

(Giordano *et al.*, 2017) e degli ecosistemi dipendenti dalle acque del sottosuolo, che garantiscono il sostentamento di milioni di persone (Wada *et al.*, 2016).

La soluzione proposta da commissioni internazionali come l'HLPW (*High Level Panel on Water*) è una transizione che preveda l'identificazione delle parti interessate "rilevanti" nell'utilizzo e tutela della risorsa idrica, e i relativi ruoli, «sulla base dei molteplici e diversificati valori dell'acqua per i diversi gruppi e interessi in tutte le decisioni relative all'acqua» in un coinvolgimento nelle decisioni di gestione (HLPW, 2018).

Queste possono comprendere sia le azioni per il recupero del corpo d'acqua sia (molto più auspicabile) la messa in opera di provvedimenti preventivi volti a invertire i processi di eutrofizzazione in corso, o a non farli attivare per tempo.

Poiché è fondamentale capire che il danno è verso una risorsa che sta preoccupantemente mostrando i propri limiti, che l'acqua è un bene primario che va preservato, non solo per responsabile economia, ma anche per necessità, nel nostro come in tutti i Paesi, la maggiore protezione potrebbe passare attraverso un controllo ed una tutela più stringenti in carico alle amministrazioni pubbliche dei territori dove sono localizzati falde, bacini idrici e corpi d'acqua dipendenti.

In Italia questi controlli e provvedimenti di tutela sono in carico principalmente alle regioni, ma spesso gli atti di queste ultime risultano tardivi rispetto al danno riscontrato mentre più adeguate operativamente (perché più veloci nella rilevazione) risultano essere associazioni amministrative di recente istituzione europea e sperimentazione italiana come i biodistretti, i cui territori spesso pongono all'attenzione problematiche idriche che richiedono specifici piani di risoluzione.

Nuove organizzazioni come queste, strettamente legate alla gestione e allo sviluppo ecosostenibile di tutti gli aspetti, naturali, produttivi, agri-culturali, turistici, ecc. dei propri territori, sono tra le strategie sociali più moderne ideate per connettere l'interesse delle popolazioni con la tutela delle risorse idriche delle proprie aree.

Oltre che per una sorveglianza continuativa, questo aspetto è imprescindibile anche per una veloce organizzazione dei piani di risanamento, che possono comprendere attualmente non solo il controllo delle fonti di inquinamento ma anche, abbinata, l'adozione di sistemi di supporto aggiornati come quelli qui illustrati.

BIBLIOGRAFIA

- Ahn J, Yang CT, Boyd PM, Pridal DB, Remus JJ. Numerical modeling of sediment flushing from Lewis and Clark Lake. *International Journal of Sediment Research* 2013;28(2):182-93.
- Aleya L, Hartmann HJ, Devaux J. Evidence for the contribution of ciliates to denitrification in a eutrophic lake. *European Journal of Protistology* 1992;28(3):316-21.
- Allen J, Gross EM, Courcoul C, Bouletreau S, Compin A, Elger A, Ferriol J, Hilt S, Jassey VE J, Laviale M, Polst BH, Schmitt-Jansen M, Stibor H, Vijayaraj V, Leflaive J. Disentangling the direct and indirect effects of agricultural runoff on freshwater ecosystems subject to global warming: a microcosm study. *Water Research* 2021;190:116713.
- Amorim CA, Moura AN. Effects of manipulation of submerged macrophytes, large zooplankton, and nutrients on a cyanobacterial bloom: a mesocosm study in a tropical shallow reservoir. *Environ Pollut* 2020;265(pt B):114997.
- Asch RG. Climate change and decadal shifts in the phenology of larval fishes in the California Current ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2015;112.30:E4065-E4074.
- Aterini L. Il 20% dell'Italia è a rischio desertificazione, ma gli italiani non se ne preoccupano. Livorno: Green Report.it 17/6/2020. Disponibile all'indirizzo: <https://greenreport.it/news/clima/il-20-dellitalia-e-a-rischio-desertificazione-ma-gli-italiani-non-se-ne-preoccupano/>. Ultimo accesso 16/09/2022.
- Bae JH, Joo JH, You JL, Han MS, Kim SH. Fabrication of biodegradable polylactide foam for algal bloom control. *Fibers & Polymers* 2015;16(10):2087-93.
- Bakker ES, Sarneel JM, Gulati RD, Liu Z, van Donk E. Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia* 2013;710(1):23-37.
- Banack SA, Caller T, Henegan P, Haney J, Murby A, Metcalf JS, Powell J, Cox PA, Stommel E. Detection of cyanotoxins, β -N-methylamino-L-alanine and microcystins, from a lake surrounded by cases of amyotrophic lateral sclerosis. *Toxins* 2015;7:322-36.
- Barbieri A, Simona M. Trophic evolution of Lake Lugano related to external load reduction: changes in phosphorus and nitrogen as well as oxygen balance and biological parameters. *Lakes & Reservoirs Research & Management* 2010;6(1):37-47.
- Beklioglu M, Ince O, Tuzun I. Restoration of the eutrophic Lake Eymir, Turkey, by biomanipulation after a major external nutrient control I. *Hydrobiologia* 2003;490(1-3):93-105.
- Benndorf J. Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *International Review of Hydrobiology* 2010;80(4):519-34.
- Bennion H, Hilton J, Hughes M, Clark J, Hornby D, Fozzard I. The use of a GIS-based inventory to provide a national assessment of standing waters at risk from eutrophication in Great Britain *Sci Total Environ* 2005;344(1-3):259-73.
- Beutel M, Horne A. A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality. *Lake & Reservoir Management* 1999;15(4):285-97.
- Birk S. Detecting and quantifying the impact of multiple stress on river ecosystems. In: Sabater S, Ludwig R, Eloisegi A (Ed.). *Multiple Stressors in River Ecosystems*. Elsevier 2019;235-53.
- Blackburn JW, Hafker WR. The impact of biochemistry, bioavailability, and bioactivity on the selection of bioremediation technologies. *Trends in Biotechnology* 1993;11(8):328-33.

- Boopathy R. Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology* 2000;74(1):63-67.
- Bormans M, Maršálek B, Jančula D. Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology* 2016;50(3):1-16.
- Bouffard D, Kiefer I, Wüest A, Wunderle S, Odermatt D. Are surface temperature and chlorophyll in a large deep lake related? An analysis based on satellite observations in synergy with hydrodynamic modelling and in-situ data. *Remote Sens Environ* 2018;209:510-23.
- Bruno M, Marchiori E, Mecozzi M, Congestri R, Melchiorre S, Falleni F, Nusca A, Arcangeli L, Cannavacciuolo F, Pezone L. Risanamento trofico negli ecosistemi lacustri confronto fra i laghi di Bracciano e Martignano. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2006. (Rapporti ISTISAN 06/11)
- Bu F, Xu X. Planted floating bed performance in treatment of eutrophic river water. *Environmental Monitoring & Assessment* 2013;185(11):9651-62.
- Bulgarelli B, Djavidnia S. On MODIS retrieval of oil spill spectral properties in the marine environment. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 2012;9:398-402.
- Cabello J, Fernández N, Alcaraz-Segura D, Oyonarte C, Piñeiro G, Altesor A, Delibes M, Paruelo J. The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodiversity and Conservation* 2012;21:3287-305.
- Calders K, Newnham G, Burt A, Murphy S, Raunonen P, Herold M. Nondestructive estimates of above-ground biomass using terrestrial laser scanning. *Methods in Ecology and Evolution* 2015;6:198-208.
- Caller TA, Doolin JW, Haney JF, Murby AJ, West KG, Farrar HE, Ball A, Harris BT, Stommel EW. A cluster of amyotrophic lateral sclerosis in New Hampshire: A possible role for toxic cyanobacteria blooms. *Amyotrophic Lateral Sclerosis* 2009;(2):101-10.
- Cao X, Song C, Li Q, Zhou Y. Dredging effects on P status and phytoplankton density and composition during winter and spring in Lake Taihu, China. *Hydrobiologia* 2007;581(1):287-95.
- Cao X, Song C, Xiao J, Zhou Y. The optimal width and mechanism of riparian buffers for storm water nutrient removal in the Chinese Eutrophic Lake Chaohu Watershed. *Water* 2018;10:1489.
- Carmichael WW, Li RH. Cyanobacteria toxins in the Salton Sea. *Saline Systems* 2006;2(1):5.
- Carvalho L, McDonald C, Hoyos C, Mischke U, Phillips G, Borics G. Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. *J Appl Ecol* 2013a;50(2):315-23.
- Carvalho L, Poikane S, Solheim AL, Phillips G, Borics G, Catalan J. Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia* 2013b;704(1):127-40.
- Carvalho L. Bloomin' Algae! A new app to help reduce public health risks from harmful algal blooms. Gwynedd: UK Centre for ecology & hydrology (CEH); 3 July 2017. Disponibile all'indirizzo: <https://www.ceh.ac.uk/news-and-media/news/bloomin-algae-new-app-help-reduce-public-health-risks-harmful-algal-blooms>.
- Chang WYB, Rossman R. Changes in the abundance of blue-green algae related to nutrient loadings in the nearshore of lake Michigan. *Hydrobiologia* 1988;(157):271-8.
- Charles DF, Tuccillo AP, Belton TJ. Use of diatoms for developing nutrient criteria for rivers and streams: a biological condition gradient approach. *Ecol Indic* 2019;96:258-69.
- Chen CJ, Zhang R, Wang L, Wu WX, Chen YX. Removal of nitrogen from wastewater with perennial ryegrass/artificial aquatic mats biofilm combined system. *Journal of Environmental Science* 2013;25(4):670-6.

- Chong YX, Hu HY, Qian Y. Advance in utilization of macrophytes in water pollution control. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control* 2003;4(2):36-40.
- Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW, Boesch DF, Seitzinger SP, Havens KE, Lancelot C, Likens GE. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science* 2009;323:1014-5.
- Cooke DG, Welch EB, Peterson S, Newroth P. *Restoration and management of lakes and reservoirs*. 2nd edition. Boca Raton, FL: CRC Press; 1993.
- Corbane C, Lang S, Pipkins K, Alleaume S, Deshayes M, Millán VEG, Strasser T, Borre JV, Toon S, Michael F. Remote sensing for mapping natural habitats and their conservation status – new opportunities and challenges. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2015;37:7-16.
- Cordell S, Questad EJ, Asner GP, Kinney KM, Thaxton JM, Uowolo A, Brooks S, Chynoweth MW. Remote sensing for restoration planning: how the big picture can inform stakeholders. *Restor Ecol*, 2017;25: S147-S54. <https://doi.org/10.1111/rec.12448>.
- Coveney MF, Stites DL, Lowe EF, Battoe LE, Conrow R. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering* 2003;19(2):141-59.
- Davey ME, O'Toole GA. Microbial biofilms: from ecology to molecular genetics. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 2000;64(4):847-67.
- Demelo R. Biomanipulation: Hit or Myth? *Limnology & Oceanography* 1992;37(1):192-207.
- Deppe T, Benndorf J. Phosphorus reduction in a shallow hypereutrophic reservoir by in-lake dosage of ferrous iron. *Water Research* 2002;36(18):0-4534.
- Deppe T, Ockenfeld K, Meybohm A, Opitz M, Benndorf J. Reduction of *Microcystis* blooms in a hypertrophic reservoir by a combined ecotechnological strategy. *Hydrobiologia* 1999;408(409):31-38.
- Dodds WK, Smith VH. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters* 2016;6(2):155-64.
- Dodds WK, Welch EB. Establishing nutrient criteria in streams. *J North Am Benthol Soc* 2000;19(1), 186-96.
- Dolman AM, Mischke U, Wiedner C. Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshw Biol* 2016;61(4):444-56.
- Donelson JM, Munday PL, McCormick MI, Nilsson GE. Acclimation to predicted ocean warming through developmental plasticity in a tropical reef fish. *Global Change Biology* 2011;17:1712-19.
- Doney SC, Ruckelshaus M, Duffy JE, Barry JP, Chan F, English CA, Galindo HM, Grebmeier JM, Hollowed AB, Knowlton N, Polovina J, Rabalais NN, Sydeman WJ, Talley LD. Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 2012;4(1):11-37.
- Downing JA, Watson SB, McCauley E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2001;58(10):1905-08.
- Drusch M, Del Bello U, Carlier S, Colin O, Fernandez V, Gascon F, Hoersch B, Isola C, Laberinti P, Martimort P. Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. *Remote Sensing of Environment* 2012;120:25-36.
- Du LN, Li Y, Chen XY, Yang JX. Effect of eutrophication on molluscan community composition in the Lake Dianchi (China, Yunnan). *Limnologica* 2011;41(3):0-219.

- Duan HT, Ma RH, Xu XF, Kong FX, Zhang SX, Kong WJ, Hao JY, Shang LL. Two-decade reconstruction of algal blooms in China's Lake Taihu. *Environmental Science & Technology* 2009;43(10):3522-8.
- Duro DC, Coops NC, Wulder MA, Han T. Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography* 2007;31:235-60.
- Edwards M, Richardson A J. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 2004;430.7002:881-4.
- Eigemann F, Mischke U, Hupfer M, Schaumburg J, Hilt S, Biological indicators track differential responses of pelagic and littoral areas to nutrient load reductions in German lakes. *Ecol Indic* 2016;61:905-10.
- Erickson J, Phillips B. *Large summer harmful algal bloom predicted for western Lake Erie*. Michigan, MI: Michigan News, University of Michigan; 11 July 2019. Disponibile all'indirizzo: <https://news.umich.edu/large-summer-harmful-algal-bloom-predicted-for-western-lake-erie/>; ultima consultazione 07/10/2022.
- Estrada V, Maggio JD, Diaz MS. Water sustainability: a system engineering approach to restoration of eutrophic Lakes. *Computers & Chemical Engineering* 2011;35(8):1598-613.
- ETC/ICM. The European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine waters. Vulnerability to water scarcity and drought in Europe - Background thematic report for EEA water 2012. Copenhagen: European Environmental Agency; 2012.
- Europa. 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. *Gazzetta ufficiale delle Comunità europee* L 327/1 del 22 dicembre 2000.
- Feng Z, Jiyoung L, Song L, Shum CK. Cyanobacteria blooms and non-alcoholic liver disease: evidence from a county level ecological study in the United States, *Environmental Health* 2015;14:41.
- Fichot CG, Matsumoto Holt KB, Gierach MM, Tokos KS. Assessing change in the overturning behavior of the Laurentian Great Lakes using remotely sensed lake surface water temperatures. *Remote Sens. Environ.* 2019;(235):111427.
- Fiore M, Parisio R, Filippini T, Mantione V, Platania A, Odone A, Signorelli C, Pietrini V, Mandrioli J, Teggi S, Costanzini S, Cristaldi A, Zuccarello P, Oliveri Conti G, Nicoletti A, Zappia M, Vinceti M, Ferrante M. Living near waterbodies as a proxy of cyanobacteria exposure and risk of amyotrophic lateral sclerosis: a population based case-control study, *Environmental Research* 2020;186:109530.
- Fisher J, Stratford CJ, Buckton S. Variation in nutrient removal in three wetland blocks in relation to vegetation composition, inflow nutrient concentration and hydraulic loading. *Ecological Engineering* 2009;35(10):1387-94.
- Free G, Tierney D, Little R, Kelly F, Kennedy B, Plant C. Lake ecological assessment metrics in Ireland: relationships with phosphorus and typology parameters and the implications for setting nutrient standards. *Biol Environ* 2016;116B(3):191-204.
- Fumanti B, Bruno M. Chlorophyll *a* and trohic status in the eastern zone of lake Bracciano (Acquarella). *Annali di Botanica* 1985;43:198-207.
- Gbagir A-MG, Colpaert A. Assessing the trend of the trophic state of lake ladoga based on multi-year (1997-2019) CMEMS globcolour-merged CHL-OC5 satellite observations. *Sensors* 2020;20(23):6881. <https://doi.org/10.3390/s20236881>.
- Geurts JJM, Sarneel JM, Willers BJC, Roelofs JGM, Verhoeven JTA, Lamers LPM. Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: a mesocosm experiment. *Environmental Pollution* 2009;157(7):2072-81.

- Giordano M, Turrall H, Scheierling SM, Tréguer DO, McCornick PG. *Beyond “more crop per drop”: Evolving thinking on agricultural water productivity*. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI); Washington, DC, USA: The World Bank. 2017. (IWMI Research Report 169).
- Gitelson A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *International Journal of Remote Sensing* 1992;13:3367-73.
- Glibert PM. Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 2020;91:101583.
- Glick BR. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology Advances* 2003;21(5):383-93.
- Gómez JAD, Alonso CA, García AA. Remote sensing as a tool for monitoring water quality parameters for Mediterranean Lakes of European Union water framework directive (WFD) and as a system of surveillance of cyanobacterial harmful algae blooms (SCyanoHABs). *Environ Moni Assess* 2011;181:317-34.
- González Sagrario A, Jeppesen E, Gomà J, Søndergaard M, Jensen JP, Lauridsen T. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow to moderately high phosphorus concentrations? *Freshw Biol* 2005;50(1):27-41.
- Gulati RD, Donk EV. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 2002;478(1-3):73-106.
- Gulati RD. Zooplankton structure in the Loosdrecht lakes in relation to trophic status and recent restoration measures. *Hydrobiologia* 1990;191(1):173-88.
- Guo PY, Liu Y, Wen X, Chen SF. Effects of algicide on the growth of *Microcystis flos-aquae* and adsorption capacity to heavy metals. *International Journal of Environmental Science & Technology* 2015;12(7):2339-48.
- Guo Y, Liu Y, Zeng G, Hu X, Li X, Huang D, Liu Y, Yin Y. A restoration-promoting integrated floating bed and its experimental performance in eutrophication remediation. *Journal of Environmental Sciences* 2014;26(5):1090-8.
- Hanson MJ, Stefan HG. Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont Lakes, Minnesota. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 2010;20(6):889-900.
- Harding, W. Living with eutrophication in South Africa: A review of realities and challenges. *R Soc S Afr* 2015;70:155-71.
- Harley CDG, Randall Hughes A, Hultgren KM, Miner BG, Sorte CJB, Thornber CS, Rodriguez LF, Tomanek L, Williams SL. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* 2006;9:228-41.
- Harvey ET, Kratzer S, Philipson P. Satellite-based water quality monitoring for improved spatial and temporal retrieval of chlorophyll-a in coastal waters. *Remote Sens Environ* 2015;158:417-30.
- Hein L. Cost-efficient eutrophication control in a shallow lake ecosystem subject to two steady states. *Ecological Economics* 2006;59(4):429-39.
- Helène A, Gertrud C, Richard A, Bejron L, Per-Åke N, Sven S. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 1999;395:77-85.
- Hilt S, Nuñez A, Marta M, Bakker ES, Blindow I, Davidson TA. Response of submerged Macrophyte communities to external and internal restoration measures in north temperate Shallow Lakes. *Front. Plant Sci* 2018;9(194).

- HLPW. High Level Panel on Water. Making every drop count: an agenda for water action. New York (USA): HLPW; 2018. p. 17. Disponibile all'indirizzo: file:///C:/Users/Zoe/Downloads/17825HLPW_Outcome.pdf; ultima consultazione: 4/10/2022.
- Hochachka PW, Lutz PL. Mechanism, origin, and evolution of anoxia tolerance in animals. *Comp Biochem Physiol B Biochem Mol Biol* 2001;130(4):435-59.
- Hoegh-Guldberg O, Hooten P, Steneck AJ, Greenfield RS, Gomez P, Harvell E, Sale C, Edwards P, Caldeira A, Knowlton K, Eakin N, Iglesias-Prieto CM, Muthiga R, Bradbury N, Dubi R, Hatziolos A. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 2008;318:1737-42. 10.1126/science.1152509.
- Hosper SH. Stable states, buffers and switches: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. *Water Science & Technology* 1998;37(3):151-64.
- Hu C, Lee Z, Franz B. Chlorophyll a algorithms for oligotrophic oceans: a novel approach based on three-band reflectance difference. *J. Geophys Res Ocean* 2012;117:1-25.
- Huang TL, Xu JL, Cai DJ. Efficiency of active barriers attaching biofilm as sediment capping to eliminate the internal nitrogen in eutrophic lake and canal. *Journal of Environmental Sciences* 2011;23(5):738-73.
- Hullebusch EV, Deluchat V, Chazal PM, Baudu M. Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: part II. Case of copper sulfate. *Environmental Pollution* 2002;120(3):627-34.
- Huo S, Ma C, Xi B, Zhang Y, Wu F, Liu H. Development of methods for establishing nutrient criteria in lakes and reservoirs: a review. *J Environ Sci* 2017;67:54-66.
- Ibelings BW, Portielje R, Lammens EH, Noordhuis R, van den Berg MS, Joosse W. Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems* 2007;10(1):4-16.
- Jeppesen E, Søndergaard M, Jensen JP, Havens KE, Anneville O, Carvalho L, Winder M. Lake responses to reduced nutrient loading-an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater biology* 2005;50(10):1747-71.
- Jin X, Bi L, Lyu T, Chen J, Zhang H, Pan G. Amphoteric starch-based bicomponent modified soil for mitigation of harmful algal blooms with broad salinity tolerance: flocculation, algal regrowth, and ecological safety. *Water Res* 2019;165:115005.
- Jin X, Xu Q, Huang C. Current status and future tendency of lake eutrophication in China. *Science in China* 2005;48(2):948-54.
- Jonsson K, Johansson P, Christensson M, Lee N, Lie E, Welander T. Operational factors affecting enhanced biological phosphorus removal at the waste water treatment plant in Helsingborg, Sweden. *Water Science & Technology* 1996;34(1-2):67-74.
- Karetnikov S, Leppäranta M, Montonen A. A time series of over 100 years of ice seasons on Lake Ladoga. *J. Great Lakes Res* 2017;43:979-88.
- Khan FA, Ansari AA. Eutrophication: an ecological vision. *Botanical Review* 2005;71(4):449-82.
- Khorasani H, Kerachian R, Malakpour-Estalaki S. Developing a comprehensive framework for eutrophication management in off-stream artificial lakes. *J Hydrol* 2018;562:103-24.
- Klinge M, Grimm MP, Hosper SH. Eutrophication and ecological rehabilitation of Dutch lakes presentation of a new conceptual framework. *Water Science & Technology* 1995;31(8):207-18.
- Kokare CR, Chakraborty S, Khopade AN, Mahadik KR. Biofilm: importance and applications. *Indian Journal of Biotechnology* 2009;8(2):159-68.

- Kolokoussis P, Karathanassi V. Oil spill detection and mapping using Sentinel 2 imagery. *Journal of Marine Science and Engineering* 2018;6.
- Kronvang B, Jeppesen E, Conley DJ, Søndergaard M, Larsen SE, Ovesen NB. Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *J Hydrol* 2005;304(1-4):274-88.
- Kuha JK, Palomäki AH, Keskinen JT, Karjalainen JS. Negligible effect of hypolimnetic oxygenation on the trophic state of Lake Jyväsjärvi, Finland. *Limnologia* 2016;58:1-6.
- Landner L, Wahlgren U. Eutrophication of lakes and reservoirs in warm climates. *Environmental Health Series* n. 15. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 1988.
- Laneve G, Bruno M, Mukherjee A, Messineo V, Giuseppetti R, De Pace R, Magurano F, D'Ugo E. Remote sensing detection of algal blooms in a lake impacted by petroleum hydrocarbons. *Remote Sensing* 2022;14(1):121. <https://doi.org/10.3390/rs14010121>.
- Lau SSS, Lane SN. Biological and chemical factors influencing shallow lake eutrophication: a long-term study. *Science of the Total Environment* 2002;288(3):167-81.
- Lauridsen TL, Jensen JP, Jeppesen E, Søndergaard M. Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation. *Hydrobiologia* 2003;506-09:641-49.
- Le C, Zha Y, Li Y, Sun D, Lu H, Yin B. Eutrophication of lake waters in China: cost, causes, and control. *Environmental Management* 2010;45(4):662-8.
- Li L, Li Y, Biswas DK, Nian Y, Jiang G. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology* 2008;99(6):1656-63.
- Li XN, Song HL, Li W. An integrated ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water. *Ecological Engineering* 2010;36(4):382-90.
- Liu H, Li Q, Shi T, Hu S, Wu G, Zhou Q. Application of Sentinel 2 MSI images to retrieve suspended particulate matter concentrations in Poyang Lake. *Remote Sensing* 2017;9.
- Lo Schiavo A, Best R, Burns R, Gray S, Harwell M, Hines E, McLean A, Clair T, Traxler S, Vearil J. Lessons learned from the first decade of adaptive management in comprehensive everglades restoration. *Ecol Soc* 2013;18:70.
- Lo SL, Huang LJ. Effects of NTA on the fate of heavy metals in sediments. *Water Science & Technology* 1993;28(8-9):191-4.
- Lorraine C, Backer S, McNeel V, Barber T, Kirkpatrick B, Williams C, Mitch I, Zhou Y, Johnson TB, Nierenberg K, Aubel M, LePrell R, Chapman A, Foss A, Corum S, Hill VR, Kieszak SM, Cheng Y. Recreational exposure to microcystins during algal blooms in two California lakes. *Toxicon* 2010;55:909-21.
- Luciani R, Laneve G. Oil spill detection using optical sensors: a multi-temporal approach. *Satellite Oceanography and Meteorology* 2018. DOI:10.18063/SOM.V0I0.816.
- Lyu JQ, Luo PP, Mo SH, Zhou MM, Shen B, Nover D. A quantitative assessment of hydrological responses to climate change and human activities at spatiotemporal within a typical catchment on the Loess Plateau, China. *Quaternary International* 2019;527:1-11.
- Mackay E, Maberley S, Pan G, Reitzel K, Bruere A, Corker N, Douglas G, Egemose S, Hamilton D, Hattonellis T. Geo-engineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? *Inland Waters* 2014;4(4):349-56.
- Marcelli M, Piermattei V, Madonia A, Mainardi U. Design and application of new low-cost instruments for marine environmental research. *Sensors* 2014;14:23348-364.

- Martinez A, Hornbuckle KC. Record of PCB congeners, sorbents and potential toxicity in core samples in Indiana Harbor and Ship Canal. *Chemosphere* 2011;85(3):542-547.
- Maurer M, Abramovich D, Siegrist H, Gujer W. Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment. *Water Research* 1999;33(2):484-93.
- Mitsch WJ. Restoration of our lakes and rivers with wetlands - an important application of ecological engineering. *Water Science & Technology* 1995;31(8):167-77.
- Moss B. The Water Framework Directive: total environment or political compromise? *Sci Total Environ* 2008;400(1-3):32-41.
- Ni Y, Wang M, Lai J, Wan J. A review of the ecological toxicology of herbicide to algae. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis* (Natural Sciences Edition) 2014;36(3):536-41.
- Ni Z, Wang S. Economic development influences on sediment-bound nitrogen and phosphorus accumulation of lakes in China. *Environmental Science & Pollution Research* 2015;22(23):18561-73.
- Nie ZD, Nian YG, Jin XC, Song YW, Li LF, Xie AJ. Pilot-scale comparison research of different constructed wetland types to treat eutrophic water. *Environmental Science* 2007;28(8):1675-80.
- Nygrén NA, Tapio P, Horppila J. Will the oxygenphosphorus paradigm persist? Expert views of the future of management and restoration of eutrophic lakes. *Environmental Management* 2017;60(5):947-60.
- O'Dell K, VanArman J, Welch B, Hill S. Changes in water chemistry in a macrophyte-dominated lake before and after herbicide treatment. *Lake & Reservoir Management* 1995;11(4):311-6.
- O'Toole G, Kolter KR. Biofilm formation as microbial development. *Annual Review of Microbiology* 2000;54(1):49-79.
- Odermatt D, Stelzer K, Koponen S, Philipson P, Brockmann C, Saile P, Koetz B. Water Quality Remote Sensing in support of the UN sustainable development goals. In: Ouwehand L (Ed.). *Proceedings of ESA Living Planet Symposium*; Prague, Czech Republic: ESA/ESRIN; 2016. p. 5.
- OECD. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development; 1982.
- Oliveira M, Machado AV. The role of phosphorus on eutrophication: a historical review and future perspectives. *Environmental Technology Reviews* 2013;2(1):117-27.
- Paerl H, Gardner W, McCarthy M, Peierls B, Wihelm S. Algal blooms: Noteworthy nitrogen. *Science* 2014;(346):175.
- Paerl H, Valdes L, Joyner AR, Piehler M, Lebo M. Solving problems resulting from solutions: evolution of a dual nutrient management strategy for Estuary, North Carolina. *Environmental Science and Technology* 2004;38(11):3068-73.
- Paerl HW, Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 2009;1(1):27-37.
- Paerl HW, Scott JT, McCarthy MJ, Newell SE, Gardner WS, Havens KE. It takes two to tango: when and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems. *Environ Sci Technol* 2016;50(20):10805-13.
- Pahlevan N, Sarkar S, Franz B, Balasubramanian SV, He J. Sentinel-2 MultiSpectral Instrument (MSI) data processing for aquatic science applications: Demonstrations and validations. *Remote Sensing of Environment* 2017;201:47-56.
- Pan G, Miao X, Bi L, Zhang H, Wang L, Wang Z, Chen J, Ali J, Pan M. Modified Local Soils (MLS) technology for harmful algal bloom control, sediment remediation, and ecological restoration. *Water* 2019;11:1123.

- Phillips G, Pietiläinen OP, Carvalho L, Solimini A, Solheim AL, Cardoso AC. Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquat Ecol* 2008;42(2):213-26.
- Phillips G, Pitt JA. A comparison of European freshwater nutrient boundaries used for the Water Framework Directive. *Report to ECOSTAT* 2016. London: University of Stirling (UK); 2016.
- Phillips G, Willby N, Moss B. Submerged macrophyte decline in shallow lakes: what have we learnt in the last forty years? *Aquat Bot* 2016;135:37-45.
- Piermattei V, Madonia A, Bonamano S, Martellucci R, Bruzzone G, Ferretti R, Odetti A, Azzaro, M, Cost-effective technologies to study the arctic ocean environment. *Sensors* 2018;18:2257.
- Poikane S, Birk S, Böhmer J, Carvalho L, de Hoyos C, Gassner H. Ahitchhiker's guide to European lake ecological assessment and intercalibration. *Ecol Indic* 2015;52:533-44.
- Poikane S, Zampoukas N, Borja A, Davies SP, van de Bund W, Birk S. Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: lessons learned and way forward. *Environ Sci Pol* 2014;44:237-46.
- Pörtner HO, Farrell AP. Ecology. Physiology and climate change. *Science* 2008;31;322(5902):690-2.
- Pozdnyakov DV, Johannessen OM, Korosov AA, Pettersson LH, Grassl H, Miles MW. Satellite evidence of ecosystem changes in the White Sea: A semi-enclosed arctic marginal shelf sea. *Geophys Res Lett* 2007;34:1-4.
- Qin BQ, Gao G, Zhu GW, Zhang YL, Song YZ, Tang XM, Hai X, Deng JM. Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin* 2013;58(9)961-70.
- Rabalais NN, Turner RE, Scavia D. Beyond science into policy: Gulf of Mexico hypoxia and the Mississippi River. *Bioscience*;2002;(52)2:129.
- Rydin E. Inactivated phosphorus by added aluminum in Baltic Sea sediment. *Estuarine Coastal & Shelf Science* 2014;151:181-5.
- Schaeffer BA, Schaeffer KG, Keith D, Lunetta RS, Conmy R, Gould RW. Barriers to adopting satellite remote sensing for water quality management. *International Journal of Remote Sensing* 2013;34:7534-44.
- Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 2001;413(6856):591-6.
- Scheffer M, van Nes EH. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 2007;584(1):455-66.
- Schindler DW, Carpenter SR, Chapra SC, Hecky R, Orihel DM. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ Sci Technol* 2016;50(17):8923-29.
- Schindler DW, Hecky RE, Findlay DL, Stainton MP, Parker BR, Paterson MJ, Beaty KG, Lyng M, Kasian SEM. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2008;105(32):11254-58.
- Schindler DW. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology & Oceanography* 2006;51:356-63.
- Schindler DW. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lake. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 2012;279(1746):4322-33.
- Sener S, Sener E, Davraz A. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). *Sci Total Environ* 2017;584-585:131-44.

- Shan M, Wang Y, Xue S. Study on bioremediation of eutrophic lake. *Journal of Environmental Sciences* 2009;21(09):S16-SS8.
- Shapiro J, Lamarra V, Lynch M. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik DL, Fox JL (Ed.). *Water quality management through biological ways*. Gainesville: University Press of Florida; 1975. p. 85-96.
- Shi K, Zhang YL, Song KS, Liu ML, Zhou YQ. A semi-analytical approach for remote sensing of trophic state in inland waters: bio-optical mechanism and application. *Remote Sens Environ* 2019b; 232;111349.
- Shi K, Zhang YL, Zhang YB, Li N. Phenology of phytoplankton blooms in a trophic lake observed from long-term MODIS data. *Environmental Science & Technology* 2019a;53(5):2324-31.
- Shutes RBE. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environment International* 2001;26(5):441-7.
- Sim TS, Goh A, Becker EW. Comparison of centrifugation, dissolved air flotation and drum filtration techniques for harvesting sewage-grown algae. *Biomass* 1988;16(1):51-62.
- Singleton VL, Little JC. Designing hypolimnetic aeration and oxygenation systems - a review. *Environmental Science & Technology* 2006;40(24):7512-20.
- Smith VH, Joye SB, Howarth RW. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology & Oceanography* 2006;51(1):351-5.
- Smith VH, Schindler DW. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution* 2009;24(4):201-7.
- Smolders AJP, Lucassen ECHET, Bobbink R, Roelofs JGM, Lamers LPM. How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry* 2010;98(1/3):1-7.
- Søndergaard M, Jeppesen E, Lauridsen TL, Portielje R. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 2010;44(6):1095-105.
- Søndergaard M, Jeppesen E, Lauridsen TL, Skov C, Van Nes EH, Roijackers R. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 2007;44(6):1095-105.
- Søndergaard M, Lauridsen TL, Johansson LS, Jeppesen E. Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte. *Hydrobiologia* 2017;795:35-48
- Song HL, Li X, Li W, Lu X. Role of biologic components in a novel floating-bed combining *Ipomoea aquatica*, *Corbicula fluminea* and biofilm carrier media. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 2014;8(2):215-25.
- Stewart FM, Mulholland T, Cunningham AB, Kania BG. & Osterlund MT. Floating islands as an alternative to constructed wetlands for treatment of excess nutrients from agricultural and municipal wastes - results of laboratory-scale tests. *Land Contamination & Reclamation* 2008;16(16):25-33.
- Sun D, Hu C, Qiu Z, Shi K. Estimating phycocyanin pigment concentration in productive inland waters using Landsat measurements: A case study in Lake Dianchi. *Opt Express* 2015;23:3055-74.
- Sun L, Yang L, Hui J. Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna. *Ecological Engineering* 2009;35(1):135-40.
- Tang H, Ping X, Min L, Xie L, Jian W. Studies on the effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) on the phytoplankton in a shallow hypereutrophic lake through an enclosure experiment. *International Review of Hydrobiology* 2015;87(1):107-19.

- Tarabini S. In guerra per l'acqua, dall'antichità fino al conflitto in Ucraina. *Ecomoniacircolare.com* del 5/4/2022. Disponibile all'indirizzo: <https://ecomoniacircolare.com/storia-guerra-acqua/>; ultima consultazione 4/10/2022.
- Teubner K, Feyerabend R, Henning M, Nicklisch A, Woitke P, Kohl JG. Alternative blooming of *Aphanizomenon flos-aquae* or *Planktothrix agardii* induced by the timing of the critical nitrogen:phosphorus ratio in Hypertrophic riverine lakes. *Arch Hydrobiol Spec Issues Advanc Limnol*; 1999(54):325-44.
- Toming K, Kutser T, Laas A, Sepp M, Paavel B, Nõges T. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. *Remote Sensing* 2016;8.
- Turner W, Spector S, Gardiner N, Fladeland M, Sterling E, Steininger M. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 2003;18:306-14.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). *Considerations for developing alternative health risk assessment approaches for addressing multiple chemicals, exposures, and effects*. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment; 2006.
- Vădineanu A, Cristofor S, Ignat G. Phytoplankton and submerged macrophytes in the aquatic ecosystems of the Danube Delta during the last decade. *Hydrobiologia* 1992;243-244(1):141-46.
- van Donk E, Grimm MP, Gulati RD, Klem Breteler JPG. Whole-lake food-web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia* 1990;200(201):275-89.
- van Liere LGRD. Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in the Netherlands: epilogue. *Hydrobiologia* 1992;233(1-3):283-7.
- Viaroli P, Bartoli M, Azzoni R, Giordani G, Mucchino C, Naldi M, Nizzoli D, Tajé L. Nutrient and iron limitation to *Ulva* blooms in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Hydrobiologia* 2005;550(1):57-71.
- Vierling KT, Vierling LA, Gould WA, Martinuzzi S, Clawges RM. Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2008;6:90-8.
- Visser PM, Verspagen JMH, Sandrini G, Stal LJ, Matthijs HCP, Davis TW, Paerl HW, Huisman J. How rising CO₂ and global warming may stimulate harmful cyanobacterial blooms. *Harmful Algae* 2016;54:145-59.
- Vollenweider RA, Kerekes J. Loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Prog. Water Technol* 1980;12:5-38.
- Vollenweider RA. Coastal marine eutrophication: principles and control. *Marine Coastal Eutrophication vr. Hydrobiologia* 1992;795(1):35-48. pp. 1-20.
- Wada Y. Modeling groundwater depletion at regional and global scales: Present state and future prospects. *Surveys in Geophysics* 2016;(37):419-51.
- Wang H, Mei L, Zhang K, Wang Y, Gu Y. Study on ecological floating bed technology for the landscape water treatment. In: *International Conference on Computer Distributed Control & Intelligent Environmental Monitoring*, Changsha 2011;1730-2.
- Wang J, Zhang L, Lu S, Jin X, Gan S. Contaminant removal from low-concentration polluted river water by the bid-rack wetlands. *Journal of Environmental Sciences* 2012a;24(6):1006-13.
- Wang JF, Chen JA, Pei-Min PU, Jian LI, Yang YQ, Yang HQ. Chemical components of aquatic plants applied in ecological restoration of eutrophic water in Lake Hongfeng, Guizhou Province of Southwest China. *Chinese Journal of Ecology* 2012b;31(9):2312-18.

- Wang XL, Yong-Long LU, Gui-Zhen HE, Han JY, Wang TY. Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environmental variables using multivariate statistic analysis in a eutrophic shallow lake: a 5- year study. *Journal of Environmental Sciences* 2007;19(8):920-7.
- Wang XY, Feng J, Ming-Zhong HU. Factor analysis and dynamics of pre-and post-dredging of Nanhu Lake in Changchun. *Environmental Monitoring in China* 2004;20(2):10-13.
- Wang Y, Mitchell BR, Nugranad-Marzilli J, Bonyng G, Zhou Y, Shriver G. Remote sensing of land-cover change and landscape context of the National Parks: a case study of the Northeast Temperate Network. *Remote Sensing of Environment* 2009;113:1453-61.
- Wang YT, Ye JY, Zheng RQ. Discussion on prevention and repair of eutrophication fisheries in lakes and reservoirs. *Journal of Dalian Ocean University* 2017;4(32):451-6.
- Weston DP, Jarman WM, Cabana G, Bacon CE, Jacobson L. A. An evaluation of the success of dredging as remediation at a DDT-contaminated site in San Francisco Bay, California, USA. *Environmental Toxicology & Chemistry* 2010;21(10):2216-24.
- Wu MS, Xu XY, Xu X, Zeng YT, Zhang JN, Li XY, Xu J, Duan R. Algicidal and bactericidal effect of potassium monopersulfate compound on eutrophic water. *Applied Mechanics & Materials*. 2014;707:259-62.
- Wu YH, Fang T, Qiu CQ, Liu JT. Method of algaebacterium biofilm to improve the water quality in eutrophic waters. *Huanjing Kexue* 2005;26(1):84-89.
- Xia R, Zhang Y, Critto A, Wu J, Fan J, Zheng Z, Zhang Y. The potential impacts of climate change factors on freshwater eutrophication: Implications for research and countermeasures of water management in China. *Sustainability* 2016;8(3):229.
- Xing X, Morel A, Claustre H, Antoine D, D'Ortenzio F, Poteau A, Mignot A. Combined processing and mutual interpretation of radiometry and fluorimetry from autonomous profiling Bio-Argo floats: Chlorophyll a retrieval. *J. Geophys Res Ocean* 2011;116:1-14.
- Xu FL, Tao S, Dawson RW, Li BG. A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecol. Model.* 2001;144(2-3):231-44.
- Yan X, Xu X, Wang M, Wang G, Wu S, Li Z, Sun H, Shi A, Yang Y. Climate warming and cyanobacteria blooms: looks at their relationships from a new perspective. *Water Research* 2017;125:449-57.
- Yang GS, Ma RH, Zhang L, Jiang JH, Yao SC, Zhang M, Zeng HA. The current situation of lakes in China and the major problems and protection strategies. *Journal of Lake Sciences* 2010;22(6):799-810.
- Yang L, Peng S, Sun J, Zhao X, Li X. A case study of an enhanced eutrophication model with stoichiometric zooplankton growth sub-model calibrated by Bayesian method. *Environmental Science & Pollution Research International*. 2016;23(9):8398-409.
- Yang XE, Xiang WU, Hao HL, Zhen-Li HE. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B* 2008;9(3):197-209.
- Yao FF, Wang JD, Wang C, Crétaux JF. Constructing long-term high-frequency time series of global lake and reservoir areas using Landsat imagery. *Remote Sens Environ* 2019;232:111210.
- Yuan LL, Pollard AI, Pather S, Oliver JL, D'AngLada L. Managing microcystin: identifying national-scale thresholds for total nitrogen and chlorophyll *a*. *Freshw. Biol.* 2014;59(9):1970-81.
- Yuan LL, Pollard AI. Deriving nutrient targets to prevent excessive cyanobacterial densities in US lakes and reservoirs. *Freshw. Biol.* 2015;60(9):1901-16.

- Zhai L, Cheng S, Sang H, Xie W, Gan L, Wang T. Remote sensing evaluation of ecological restoration engineering effect: a case study of the Yongding River watershed, China. *Ecol. Engineer* 2022; 182:106724.
- Zhang GQ, Chen WF, Li G, Yang W, Yi S, Luo W. Lake water and glacier mass gains in the northwestern Tibetan Plateau observed from multi-sensor remote sensing data: implication of an enhanced hydrological cycle. *Remote Sens Environ* 2020;(237):111554.
- Zhang Y. Control and remediation methods of eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Science & Technology* 2020;81:6. Disponibile all'indirizzo: <http://iwaponline.com/wst/article-pdf/81/6/1099/768737/wst081061099.pdf>, ultima consultazione 5 aprile 2022.
- Zhang, Z, Yang Z, Huang K. Improved designs of ecological floating-bed. In: *Proceedings of the 3rd International Conference on environmental technology and knowledge transfer*. Hefei, China: Sino-German Cooperation Environmental Technology Transformation Center of Hefei University; 2010. p. 828-32.
- Zhao J, Temimi M, Ghedira H, Hu C. Exploring the potential of optical remote sensing for oil spill detection in shallow coastal waters-a case study in the Arabian Gulf. *Opt Express* 2014;22:13755-72.
- Zhong JC, You BS, Fan CX, Bao LI, Lu Z, Ding SM. Influence of sediment dredging on chemical forms and release of phosphorus. *Pedosphere* 2008;18(1):34-44.
- Zhu SC, Liu Y, Li S, GuanYY, Xu JQ, Jiang HL, Liu W Q. Effects of plant floating beds on water purification and bloom control. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni* 2016;55(6):140-7.

*Serie Rapporti ISTISAN
numero di ottobre 2022*

*Stampato in proprio
Servizio Comunicazione Scientifica – Istituto Superiore di Sanità*

Roma, ottobre 2022