

Laghi artificiali dell'Italia meridionale e delle isole maggiori[§]

Luigi Naselli-Flores^{1*}, Antonella Lugliè²

¹ Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche – Università di Palermo, Via Archirafi, 38 – 90123 Palermo

² Dipartimento di Architettura, Design e Urbanistica – Università di Sassari, Via Piandanna, 4 – 07100 Sassari.

* Referente per la corrispondenza: luigi.naselli@unipa.it

Pervenuto il 25.1.2014; accettato il 19.3.2014

Riassunto

In questo articolo gli autori analizzano i principali fattori ecologici che determinano il funzionamento dei laghi artificiali localizzati nel meridione d'Italia e nelle isole maggiori. In particolare, viene illustrato come il ciclo idrologico annuale di questi ecosistemi sia fortemente influenzato dalle attività umane connesse all'uso dell'acqua invasata. Tali attività spesso interferiscono negativamente con la dinamica dei fattori fisici (stratificazione/circolazione), chimici (concentrazioni di nutrienti e ossigeno) e biologici (successione stagionale del fitoplancton) che governano il funzionamento di questi ecosistemi. Comprendere come il cambiamento climatico in atto influenzi il ciclo idrologico, sia quello naturale sia quello alterato dalle attività umane, è fondamentale per assicurare una gestione oculata e consapevole dei laghi artificiali volta a minimizzare gli eventuali effetti negativi che una ridotta disponibilità idrica e un aumento delle temperature medie annuali possono esercitare sulla qualità delle acque invasate e, più in generale, sui servizi ecosistemici cui provvedono i laghi artificiali.

PAROLE CHIAVE: ecosistemi acquatici / stratificazione-circolazione / nutrienti / cambiamento climatico / pseudo-eutrofizzazione

Man-made lakes of southern Italy and its islands

In this paper the authors analyze the main factors driving the ecological functioning of man-made lakes located in the southern part of Italy and in its main islands. The annual hydrological cycle of these ecosystems is strongly influenced by human activities which often negatively interfere with the dynamics of physical (stratification/circulation patterns), chemical (nutrients and oxygen availability) and biological (seasonal succession of phytoplankton) factors. Understanding how the climate change influences the hydrological cycle, both in natural and human-altered conditions, is of paramount importance to warrant a sound management of man-made lakes, addressed toward minimizing the negative effects exerted by a reduced water availability and the increased annual temperatures on the quality of the stored waters and on the ecosystem services provided by man-made lakes.

KEY WORDS: aquatic ecosystems / stratification-circulation / nutrients / climate change / pseudo-eutrophication

INTRODUZIONE

Nel meridione d'Italia e nelle isole maggiori, i laghi artificiali rappresentano la principale fonte di approvvigionamento idrico per la popolazione umana. Le caratteristiche geomorfologiche e climatiche di queste regioni, infatti, non permettono che le molteplici esigenze idriche relative all'uso irriguo, potabile e industriale possano essere soddisfatte dalle esigue fonti naturali superficiali.

Circa 130 laghi artificiali con volume maggiore di

$0,5 \times 10^6 \text{ m}^3$ sono presenti in quest'area (circa 75 in Sicilia e Sardegna) con una capacità di invaso complessivo di circa $6 \times 10^9 \text{ m}^3$ (Fig. 1). La regione più ricca di grandi dighe è la Sardegna, con una quarantina di laghi artificiali ed una capacità complessiva potenziale d'invaso maggiore di $2 \times 10^9 \text{ m}^3$. Quattro tra questi contengono più del 50% delle risorse idriche dell'isola, e uno, il nuovo Lago Omodeo, è attualmente il lago artificiale italiano con il maggior volume

[§] Insetto speciale *Stato attuale e tendenze evolutive negli ecosistemi di acque interne e di transizione in Italia*, a cura di Pierluigi Viaroli

d'invaso nominale ed uno dei più grandi anche a livello europeo. In Sicilia, poco più di una trentina di laghi artificiali sostengono il fabbisogno idrico dell'isola, costituendo una riserva potenziale d'acqua di circa 10^9 m³.

L'utilizzo principale delle risorse idriche invase nel meridione d'Italia e in Sicilia, in linea con le tendenze mondiali, è destinato al comparto agricolo che ne assorbe una quota che varia tra il 70 e il 90%. In queste regioni l'uso potabile è generalmente assolto dalle falde acquifere sotterranee, anche se spesso queste vengono integrate dall'acqua immagazzinata nei laghi artificiali. In Sardegna invece, più del 90% delle acque destinate all'uso potabile deriva dai laghi artificiali (Sechi, 1992) ed i volumi indirizzati a tale utilizzo sono solo di poco inferiori a quelli destinati all'agricoltura (circa 326×10^6 m³ per l'agricoltura e 220×10^6 m³ per gli usi civili nel 2010). Infatti, tutti i laghi sardi hanno usi multipli, comprendendo sempre anche quello potabile (Marchetto *et al.*, 2009).

Negli ultimi anni si è assistito ad una tendenza generalizzata verso una gestione multisettoriale del complesso sistema di serbatoi artificiali, acquedotti, canali, impianti di pompaggio e impianti idroelettrici. Molti laghi sono collegati in sistemi complessi, che consentono l'accumulo delle acque nei periodi di maggiore piovosità e il loro spostamento nello spazio e nel tempo per ovviare all'ineguale distribuzione delle precipitazioni sul territorio e per far fronte ai periodi secchi e siccitosi. Tale organizzazione dei laghi in sistemi ha un grande valore dal punto di vista ingegneristico e gestionale della risorsa ma comporta notevoli implicazioni dal punto di vista ecologico che, se non opportunamente valutate, rischiano di contribuire significativamente al peggioramento della qualità delle risorse idriche invase.

In questo breve articolo verranno rivisti i fattori ecologici che sono alla base del funzionamento dei laghi artificiali e valutate le implicazioni ecologiche e i

risvolti gestionali legati al cambiamento climatico in corso.

INQUADRAMENTO CLIMATICO

In relazione alle caratteristiche climatiche del Mediterraneo, caratterizzato in termini generali da un semestre invernale piovoso e da un semestre estivo secco, i bacini artificiali dell'Italia meridionale, e in misura ancor maggiore quelli delle isole, sono soggetti ad ampie oscillazioni stagionali del loro livello idrico (Fig. 2). La prima diretta conseguenza di tali oscillazioni è l'assenza della componente vegetale litorale e il netto predominio del fitoplancton come produttore primario di questi ecosistemi.

Durante la stagione piovosa invernale i bacini si riempiono e i deflussi sono minimi a causa della bassa richiesta di acqua a fini irrigui; al contrario, durante la stagione secca estiva, i bacini non più alimentati dalle precipitazioni si svuotano, soprattutto per l'accresciuta richiesta idrica del comparto agroproduttivo. L'ampiezza delle oscillazioni di livello dei bacini artificiali è variabile, essendo compresa in termini di volume tra il 10 ed il 90% dell'acqua invasa, e dipende strettamente dalle fluttuazioni climatiche caratteristiche della regione mediterranea (Naselli-Flores, 2003). La figura 3 illustra l'andamento dei volumi invasi nel Lago Arancio, un bacino artificiale situato in prossimità della costa meridionale della Sicilia. Oltre alle fluttuazioni annuali, appare evidente un andamento sinusoidale con una periodicità compresa tra i 10 e i 12 anni che riflette i ciclici periodi di siccità tipici del clima mediterraneo. L'alterazione del trend e la maggiore disponibilità idrica dell'ultimo decennio sono dovute alla connessione mediante un sistema di pompaggio del Lago Arancio con un altro bacino artificiale situato a monte che eroga circa 13×10^6 m³ annui, incrementando la disponibilità idrica del comprensorio. Tale connessione, realizzata nel 2001, ha permesso di mantenere una profondità del lago tale da non alterare la stratificazione termica estiva

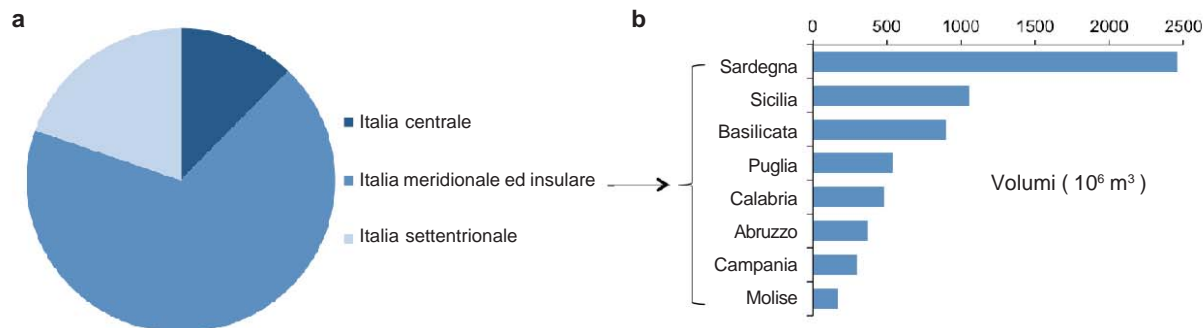


Fig. 1. Volumi idrici riportati dal sistema "Dighe e Infrastrutture idriche ed elettriche" del Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti (dati al dicembre 2012; www.registraitalianodighe.it), sia su scala nazionale (a) sia nelle singole regioni dell'Italia meridionale ed insulare (b).

e, conseguentemente, le dinamiche chimiche e biologiche (maggiori dettagli in Naselli-Flores, 2011).

In relazione alla morfologia dei corpi idrici, tali oscillazioni possono alterare la complessa struttura fisica, chimica e biologica di questi ecosistemi. L'entità degli effetti generati da tali oscillazioni sugli ecosistemi acquatici e sulla qualità delle loro acque dipende in larga misura dal livello di riempimento primaverile ed è maggiore negli anni caratterizzati da penuria idrica e siccità (Naselli-Flores e Barone, 2005; Sechi e Lugliè, 1992). In tali periodi, i problemi connessi alla disponibilità delle risorse idriche per gli usi agricoli e civili si acuiscono generando, in alcuni contesti, "emergenze" che causano danni alla popolazione e alle attività produttive favorendo l'insorgenza e la diffusione di veri e propri fenomeni criminali (Giglioli e Swyngedouw, 2008).

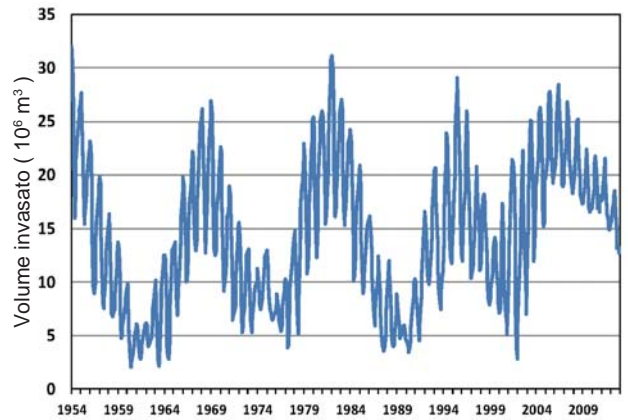


Fig. 3. Oscillazioni stagionali e interannuali dei volumi invasati nel Lago Arancio (Sicilia) nel periodo 1954-2012.



Fig. 2. Esempio di variazione stagionale del livello delle acque nei laghi artificiali mediterranei: fotografie scattate nel Lago Bidighinzu (Sardegna settentrionale) nell'ottobre 2011 (in basso; a sinistra torre di presa, a destra area litorale) e nel giugno 2012 (in alto; a sinistra torre di presa, a destra, stessa area litorale).

ALTERAZIONI DELLA STRUTTURA FISICA DEI CORPI IDRICI

I laghi artificiali dell'Italia meridionale e delle isole da un punto di vista termico sono classificabili come laghi monomittici caldi, caratterizzati da un periodo di stabile stratificazione termica estiva e da un periodo di circolazione invernale. Solo un minor numero di laghi presenta una stratificazione estiva labile (polimissia), dovuta alla bassa profondità della conca lacustre ed al loro inserimento in paesaggi piatti, privi di ostacoli orografici che possano impedire il rimescolamento delle acque operato dal vento.

Nei laghi monomittici caldi, durante la stratificazione estiva, le masse d'acqua superficiali (epilimnio o zona di mescolamento), più calde e meno dense, "galleggiano" sopra masse d'acqua più fredde e più dense (ipolimnio). Le due masse d'acqua sono separate da uno strato caratterizzato da un brusco abbassamento della temperatura detto metalimnio e il piano immaginario, parallelo alla superficie lacustre, che passa attraverso il punto di massima discontinuità termica prende il nome di termoclino. L'ipolimnio rimane così isolato e, per tutto il perdurare della stratificazione termica, i suoi scambi con l'atmosfera sono interdetti. Al contrario, l'epilimnio perde il contatto con i sedimenti e con tutti i processi di riciclo dei materiali che in essi si attuano. Inoltre, i differenti valori di densità delle acque rallentano o impediscono le perdite per sedimentazione del fitoplancton.

La stratificazione termica nei laghi artificiali mediterranei generalmente comincia a manifestarsi a fine marzo/inizio di aprile e termina a fine ottobre. Le alterazioni del profilo termico estivo sono frequenti in questi laghi e sono strettamente dipendenti dalle profondità di emersione delle acque destinate alle diverse utilizzazioni. Prelievi ipolimnici implicano l'allontanamento di acque ricche di nutrienti, povere di biota e relativamente più fredde, rispetto a quelle normalmente in uscita (deflusso) dai laghi naturali, povere di nutrienti, ricche di biota e più calde. L'abbassamento del livello lacustre indotto dall'utilizzo delle acque invase, se non adeguatamente compensato, può interferire con la zonazione termica del corpo idrico e, in casi estremi, causare la rottura anticipata del termoclino e una circolazione delle acque "fuori stagione". Peraltro, le elevate temperature estive possono instaurare fenomeni di atelomissi (stratificazione giornaliera) con la creazione di un termoclino effimero e poco profondo ma sufficiente, nei bacini più produttivi, a generare fenomeni di anossia ipolimnetica con la conseguente mobilitazione di fosforo dai sedimenti. Questo termoclino si forma generalmente, in assenza di vento, durante le ore più calde del giorno e perdura sino al tardo pomeriggio. Queste poche ore sono sufficienti per

consumare l'ossigeno ipolimnetico ed a instaurare condizioni riducenti che liberano il fosforo intrappolato nei sedimenti (Naselli-Flores, 2003). Questi eventi, frequentemente registrati in Sicilia durante il periodo estivo e in assenza di immissioni d'acqua dal bacino idrografico (Naselli-Flores, 1999), generano delle "pulsazioni" di fosforo e contribuiscono a sostenere ulteriormente la produttività fitoplanctonica.

Epilimnio ed ipolimnio sono inoltre contraddistinti da un diverso regime luminoso. La radiazione solare che subisce una progressiva attenuazione a causa della torbidità, generalmente non è limitante per la crescita del fitoplancton nell'epilimnio, mentre lo diventa nell'ipolimnio, soprattutto in ambienti eutrofici. La porzione di colonna d'acqua in cui la luce è quantitativamente sufficiente da consentire al fitoplancton di fotosintetizzare e produrre biomassa prende il nome di zona eufotica (z_{eu}). Al di sotto della zona eufotica la quantità di luce non è più capace di sostenere la produzione (zona afotica). Esiste una profondità alla quale i processi produttivi sono uguagliati dai consumi (profondità di compensazione); al di sopra di detta profondità la produzione eccede mentre al di sotto i processi eterotrofici hanno il sopravvento su quelli autotrofici. Ecosistemi oligotrofici e mesotrofici sono generalmente caratterizzati da una zona eufotica la cui estensione è pari o maggiore di quella di mescolamento (z_{mix}). In tali ambienti la luce non rappresenta un fattore limitante e i processi fotosintetici possono realizzarsi anche nella massa ipolimnetica, rifornendola di ossigeno. Al contrario, in ecosistemi eutrofici o ipereutrofici l'elevata abbondanza di fitoplancton riduce la penetrazione della luce e, conseguentemente, lo spessore della zona eufotica è ridotto, tale da essere generalmente inferiore a quello della zona di mescolamento. Gli organismi fitoplanctonici che popolano l'epilimnio di ecosistemi eutrofici o ipertrofici possono dunque trovarsi in condizioni di ridotta disponibilità luminosa. La severità di tale condizione viene generalmente espressa attraverso il rapporto tra la profondità della zona mescolata e quella della zona eufotica (z_{mix}/z_{eu}). Un valore del rapporto superiore a 1,5 denota un lago "otticamente profondo". Questa condizione opera una selezione dei popolamenti fitoplanctonici favorendo le specie aventi morfologie cellulari più efficienti nel catturare la luce (Naselli-Flores e Barone, 2011).

La precoce destratificazione estiva che può avvenire nei laghi artificiali mediterranei quando il loro livello d'invaso si abbassa eccessivamente e per gli aspetti strutturali prima indicati, implica la scomparsa del termoclino, l'incremento della profondità della zona di mescolamento e l'aumento del rapporto z_{mix}/z_{eu} . Tale effetto è paragonabile a quello causato dalla riduzione della zona eufotica per l'incremento del-

l'abbondanza del fitoplancton. In sintesi, la rottura del termocline simula gli effetti di un rapido processo di eutrofizzazione.

ALTERAZIONI DELLA STRUTTURA CHIMICA DEI CORPI IDRICI

L'ingresso dei nutrienti dal bacino imbrifero nei laghi artificiali mediterranei avviene generalmente durante la stagione piovosa autunno-invernale. Le basse temperature rallentano i processi produttivi e, in assenza di utilizzazione, i nutrienti tendono ad accumularsi nei sedimenti lacustri incrementando anno dopo anno il potenziale carico interno del corpo idrico. L'innalzamento della temperatura dell'acqua che prende avvio nel periodo primaverile, promuove la crescita fitoplanctonica e il consumo dei nutrienti disciolti. L'instaurarsi della stratificazione termica può costituire un fattore limitante per la crescita fitoplanctonica non solo per l'aspetto "fisico" del sistema, ma anche relativamente alla dinamica dei nutrienti.

Come illustrato schematicamente in tabella I, epilimnio ed ipolimnio sono contraddistinti da un diverso regime chimico, strettamente legato allo stato trofico (e quindi alla produttività primaria) del corpo idrico. Peraltro, maggiore è lo stato trofico di un corpo idrico, maggiore sarà la richiesta di ossigeno necessario alla mineralizzazione della sostanza organica prodotta. Tale processo avviene sia nella colonna d'acqua sia, in misura preponderante, nei sedimenti superficiali. L'elevato carico organico che giunge sul fondo dei laghi eutrofici ed ipertrofici causa un consumo, anche totale, dell'ossigeno sia all'interfaccia acqua/sedimento sia nella massa d'acqua sovrastante, che spesso coincide con l'intero ipolimnio. Si instaura di conseguenza una condizione di anossia, un accumulo di composti ridotti e un aumento di processi riduttivi che causano un abbassamento dei valori di pH e un abbassamento dei potenziali ossidoriduttivi, favorendo la mobilizzazione del fosforo dai sedimenti. Le acque ipolimnetiche dei laghi eutrofici ed ipertrofici sono dunque caratterizzate da elevate concentrazioni di nutrienti inorganici, basse o assenti concentrazioni di ossigeno, bassi valori di pH e potenziali di ossidoriduzione negativi. In questi ambienti, durante il periodo di stratificazione termica ed in

assenza di apporti dal bacino imbrifero, i nutrienti presenti nell'epilimnio tendono ad esaurirsi a causa del consumo operato dal fitoplancton. Ciò comporta una progressiva riduzione della biomassa fitoplanctonica. Nell'ipolimnio, al contrario, parte del carico interno di nutrienti intrappolato nei sedimenti ritorna alla colonna d'acqua. La mancanza di comunicazione tra epi- e ipolimnio generalmente impedisce al fitoplancton l'accesso a tale riserva. Tuttavia, la rottura del termocline e l'instaurarsi di fenomeni di atelomissi possono consentire la mobilitazione di questa ingente riserva di nutrienti inorganici e sostenere la crescita fitoplanctonica in un periodo caratterizzato da elevate temperature e intensità luminose, favorenti l'incremento del fitoplancton. In ogni caso, anche in assenza di destratificazione precoce e di atelomissi, il rilascio di fosforo dai sedimenti nei laghi eutrofici può rappresentare un carico aggiuntivo importante, rispetto a quello proveniente dal bacino imbrifero, spesso difficilmente quantificabile, e tale da ritardare le risposte di recupero dei laghi quando vengano attuati interventi di riduzione dei carichi in ingresso.

Anche nei casi in cui la riduzione del volume invasato non sia tale da causare la rottura del termocline si assiste comunque ad un accumulo dei nutrienti nei periodi di stratificazione, che vengono poi ridistribuiti sull'intera massa d'acqua durante la circolazione. L'abbassamento del livello trascina in basso il termocline e causa un ingresso di acque ipolimnetiche, ricche di nutrienti, nell'epilimnio, alimentando così la crescita fitoplanctonica.

ALTERAZIONI DELLA STRUTTURA BIOLOGICA DEI CORPI IDRICI

Le variazioni nella struttura dell'ambiente fisico e chimico determinano una selezione dei popolamenti fitoplanctonici di un lago. I ridotti tempi di generazione (da poche ore ad un paio di giorni) di questi organismi fanno sì che la risposta a tali mutate condizioni sia estremamente rapida. In particolare, le disponibilità di luce e di nutrienti governano la struttura del fitoplancton e la morfologia delle specie dominanti (Reynolds, 1997; Naselli-Flores e Barone, 2011). In ambienti eutrofici ed ipertrofici, dove la disponibilità di nutrienti

Tab. I. Principali caratteristiche delle acque epi- e ipolimnetiche in laghi agli estremi del gradiente trofico.

Zona del lago	Nutrienti	Ossigeno	pH	eH
Epilimnio eutrofico	-	+	alcalino	+
Ipolimnio eutrofico	+	-	neutro o acido	-
Epilimnio oligotrofico	-	+	basico o neutro	+
Ipolimnio oligotrofico	-	+	basico o neutro	+

solo in casi eccezionali costituisce un fattore limitante la crescita fitoplanctonica, la quantità di luce è il fattore principale che può limitare lo sviluppo del fitoplancton. In particolare il rapporto Z_{mix}/Z_{eu} indica la frequenza con la quale le cellule fitoplanctoniche sono esposte ad adeguati livelli di illuminazione mentre sono passivamente trasportate nella zona di mescolamento. Gli organismi planctonici sono infatti soggetti ai moti delle masse d'acqua e il grado di coinvolgimento delle singole cellule a tali moti (denominato *entrainment* in inglese) dipende dalla loro morfologia. Organismi aventi una forma sferica e piccole dimensioni possono essere considerati "solidali" con i moti circolatori delle masse d'acqua. Al contrario, organismi allungati e con morfologie aghiformi tendono a svincolarsi da tali moti. Se la profondità della zona di mescolamento è pari a due o tre volte la profondità della zona eufotica, gli organismi maggiormente coinvolti passeranno il doppio o i due terzi del tempo in condizioni di illuminazione insufficiente per poter sostenere i processi fotosintetici che ne garantiscono la vita. Queste condizioni ambientali operano una selezione verso organismi con morfologie aghiformi e/o filamentose che, sfuggendo maggiormente ai moti di circolazione delle masse d'acqua, avranno maggiori possibilità di restare nella zona della colonna d'acqua meglio illuminata. Tali organismi sono peraltro più efficienti nell'utilizzo di radiazioni luminose deboli.

La rottura anticipata del termoclino che può registrarsi in seguito ad un'eccessiva emunzione d'acqua, causa un improvviso sprofondamento della zona di mescolamento ed un brusco innalzamento del rapporto Z_{mix}/Z_{eu} . Quando questo rapporto supera il valore di 3, il bilancio tra fotosintesi e respirazione delle alghe fitoplanctoniche diventa negativo, non consentendo il loro ulteriore sviluppo. Queste condizioni ambientali, frequentemente riscontrate nei bacini artificiali siciliani, operano come meccanismi di selezione nei confronti di quelle alghe fitoplanctoniche che, a causa di valori di densità delle cellule inferiori a quelli dell'acqua, sono in grado di galleggiare sfuggendo all'*entrainment* nella circolazione delle masse d'acqua: i cianobatteri planctonici gasvacuolati. Tali organismi possono causare fioriture anche in ambienti caratterizzati da concentrazioni di nutrienti non elevate, ma dove le condizioni di luce risultino proibitive per le altre specie fitoplanctoniche.

La crescita dei cianobatteri interessa ormai 2/3 dei laghi sardi e siciliani nei quali le tipiche fioriture primaverili ed estive causate da *Microcystis* spp. e *Dolichospermum* spp. sono seguite da bloom autunnali e invernali di specie del gruppo *Planktothrix agardhii-rubescens* (in particolare di *P. rubescens*) che producono tossine (Messineo *et al.*, 2009). L'abbondanza dei

cianobatteri e delle cianotossine (microcistine) è correlata con lo stato trofico e con le operazioni gestionali cui sono sottoposti i laghi artificiali. Pertanto, le relazioni tra fattori climatici e pressioni locali rendono questi laghi particolarmente vulnerabili. Recentemente sono state inoltre segnalate anche fioriture del genere tropicale *Cylindrospermopsis* che potrebbero trarre vantaggio dal riscaldamento globale, creando ulteriori gravi problemi di tossicità.

EFFETTI DEL CAMBIAMENTO CLIMATICO E MISURE DI MITIGAZIONE E ADATTAMENTO

I modelli di previsione climatica recentemente sviluppati per il bacino del Mediterraneo ipotizzano in tempi brevi un aumento delle temperature nei mesi estivi ed una diminuzione delle precipitazioni compresa tra il 30% ed il 40% rispetto al periodo 1961-1990 (Giorgi e Lionello, 2008; Spyropoulou *et al.*, 2013). La regione meridionale del Mediterraneo è inoltre considerata una zona ad alto rischio per quanto concerne l'incremento dei processi di desertificazione connessi alla diminuzione dell'umidità del suolo e all'aumento dei tassi di evapotraspirazione (Gao e Giorgi, 2008). In tale contesto è prevedibile un incremento delle carenze idriche, ulteriormente aggravato da una intensificazione dell'uso del suolo a scopo agricolo. Tali fattori, se non adeguatamente arginati, incideranno significativamente sulla qualità delle acque invase nei bacini artificiali dell'Italia meridionale e insulare (Erol e Randhir, 2012).

Peraltro, è prevedibile che l'aumento delle temperature dell'aria tenderà ad incrementare i tassi di evapotraspirazione e a influenzare negativamente il bilancio idrico dei laghi artificiali. In particolare, un basso livello di riempimento dei corpi idrici e/o ampie oscillazioni del loro livello del pelo libero possono causare un aumento del rapporto Z_{mix}/Z_{eu} . Come precedentemente sottolineato, valori di questo rapporto superiori a 3 causano una brusca alterazione nella struttura degli assemblaggi fitoplanctonici producendo un incremento i) delle fioriture a cianobatteri tossici (Reynolds, 2006; Naselli-Flores *et al.*, 2007), ii) dei rischi connessi per la salute umana e iii) dei costi necessari per l'utilizzo di acque contaminate. Peraltro, esistono numerose evidenze che le tossine prodotte dai cianobatteri possono limitare la crescita e lo sviluppo delle piante, rendendo le acque contaminate non idonee anche all'uso irriguo (Purkayastha *et al.*, 2010).

Un incremento delle temperature dell'acqua di pochi decimi di grado è peraltro responsabile dei cosiddetti fenomeni di pseudo-eutrofizzazione: un aumento della produttività primaria, dovuta all'effetto della temperatura sui processi metabolici dei produttori primari, in assenza di un'aumentata disponibilità di nutrienti.

Per mitigare gli effetti del cambiamento climatico sulla qualità delle acque invasate è imprescindibile una ridefinizione dei valori dei carichi di nutrienti ammissibili per i corpi idrici ricettori unitamente ad una pianificazione territoriale che minimizzi gli impatti antropici (scarichi urbani, zootecnici e industriali; sovra-fertilizzazione dei suoli agricoli; sovra-sfruttamento delle risorse idriche per uso irriguo) sugli ecosistemi acquatici. Inoltre, risulta imprescindibile un'oculata gestione dei livelli idrici dei laghi artificiali che preveda la definizione di specifici limiti minimi di svuotamento, volti a garantire il mantenimento della stratificazione termica estiva nei singoli laghi (Naselli-Flores e Barone, 2005), e comunque dello stato funzionale vitale dei sistemi fluviali a valle. La pianificazione territoriale potrebbe essere improntata secondo le linee guida dell'ILBM (Integrated Lake Basin Management) sviluppate dall'International Lake Environment Committee Foundation (Nakamura e

Rast, 2011). Questo approccio, che tiene conto dei cambiamenti climatici in corso, si è dimostrato uno strumento efficace in numerosi paesi del mondo. L'atteso aggravamento della condizione trofica dei laghi mediterranei, la contemporanea riduzione delle disponibilità idriche e la consapevolezza delle difficoltà nell'ottenere in tempi adeguati le necessarie e profonde trasformazioni nell'uso del territorio e delle risorse naturali (comunque obiettivo primario e non rinunciabile), potrà essere accompagnata da oculate azioni di mitigazione degli effetti dell'eutrofizzazione, tali da rendere disponibili acque altrimenti difficilmente utilizzabili. In tal senso, sarà importante avviare attività sperimentali con l'uso di sistemi sintomatici (quale ad esempio una più oculata gestione dei livelli di riempimento/svuotamento volta al mantenimento della stratificazione termica estiva) che, almeno nel breve termine, consentano di far fronte alle situazioni più urgenti.

BIBLIOGRAFIA

- Erol A., Randhir T., 2012. Climatic change impacts on the ecohydrology of Mediterranean watersheds. *Climatic Change*, **114**: 319-341.
- Gao X., Giorgi F., 2008. Increased aridity in the Mediterranean region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulations with a regional climate model. *Global and Planetary Changes*, **62**: 195-209.
- Giglioli I., Swyngedouw E., 2008. Let's Drink to the Great Thirst! Water and the Politics of Fractured Techno-natures in Sicily. *International Journal of Urban and Regional Research*, **32**: 392-414.
- Giorgi F., Lionello P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Changes*, **63**: 90-104.
- Marchetto A., Padedda B.M., Mariani M.A., Lugliè A., Sechi N., 2009. A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep Mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology*, **68**(1): 106-121.
- Messineo V., Bogianni S., Melchiorre S., Sechi N., Lugliè A., Casiddu P., Mariani M. A., Padedda B. M., Di Corcia A., Mazza R., Carloni E., Bruno M., 2009. Cyanotoxins occurrence in Italian freshwaters. *Limnologica*, **39**: 95-106.
- Nakamura M., Rast W., 2011. *Development of ILBM Platform Process. Evolving guidelines through participatory improvement*. RCSE-SU, ILEC, 76 pp.
- Naselli-Flores L., 1999. Limnological aspects of Sicilian reservoirs: a comparative ecosystemic approach. In: Tundisi J.G., Straškraba M. (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Backhuys Publishers, Leiden: 283-311.
- Naselli-Flores L., 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia*, **506/509**: 13-21.
- Naselli-Flores L., 2011. Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to Improve Management. In: Ansari A.A., Sarvajeet Singh G., Lanza G.R., Rast W. (eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Springer, Dordrecht: 131-142.
- Naselli-Flores L., Barone R., 2005. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia*, **548**: 85-99.
- Naselli-Flores L., Barone R., 2011. Fight on plankton! Or, phytoplankton shape and size as adaptive tools to get ahead in the struggle for life. *Cryptogamie, Algologie*, **32**: 157-204.
- Naselli-Flores L., Barone R., Chorus I., Kurmayer R., 2007. Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semi-arid Mediterranean climate: the magnification of a problem. *Environmental Toxicology*, **22**: 399-404.
- Purkayastha J., Kumar Gogoi H., Singh L., 2010. Plant-Cyanobacteria interactions: phytotoxicity of cyanotoxins.

- Journal of Phytology*, **2**: 7-15.
- Reynolds C.S., 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: a Model for Ecosystem Theory*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, 371 pp.
- Reynolds C.S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 535 pp.
- Sechi N., 1992. Le problematiche legate al fitoplancton nelle acque lacustri destinate ad uso potabile. *Giornale Botanico Italiano*, **126**: 237-251.
- Sechi N., Lugliè A., 1992. Limnological studies on man-made lakes in Sardinia (Italy). *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, **50**: 365-381.
- Spyropoulou A., Spatharis S., Papantoniou G., Tsirtsis G., 2013. Potential response to climate change of a semi-arid costal ecosystem in Eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, **705**: 87-99.

La pubblicazione di questo articolo (qui in anteprima, con numerazione delle pagine provvisoria) è prevista nel n. 2/2014 di *Biologia Ambientale*, la rivista del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA). La rivista non è distribuita in abbonamento, ma è inviata ai soli soci. Per iscriverti o per informazioni contatta il segretario del CISBA, Roberto Spaggiari (334 9262826; info@cisba.eu) o visita il sito www.cisba.eu