



Consiglio Nazionale delle Ricerche

Istituto per lo Studio degli Ecosistemi

Verbania Pallanza

R E P O R T

CNR-ISE, 03.10

STUDI LIMNOLOGICI SUL BACINO DEL LAGO DI CANDIA ATTIVITA' 2009

G. Morabito, M. Ciampittiello, A. Oggioni, M. Austoni, N. Riccardi

P. Volta, P. Sala, I. Cerutti, A. Pranzo, & G. Tartari

2010

Convenzione CNR ISE e Ente di Gestione del Parco Naturale di Interesse
Provinciale del Lago di Candia – 2008-2010



Consiglio Nazionale delle Ricerche
ISTITUTO PER LO STUDIO DEGLI ECOSISTEMI
Verbania Pallanza

Studi limnologici sul bacino del Lago di Candia



Attività: 2009

Responsabile del presente rapporto:
Giuseppe Morabito

Hanno collaborato alle indagini i ricercatori:
Marzia Ciampittiello, Alessandro Oggioni, Martina Austoni, Nicoletta Riccardi, Pietro Volta, Paolo Sala
ed i tecnici:
Igor Cerutti, Alfredo Pranzo e Gabriele Tartari

STUDI LIMNOLOGICI SUL BACINO DEL LAGO DI CANDIA
RELAZIONE DELL'ATTIVITA' SVOLTA NEL 2009

Ringraziamenti

L'indagine sulla fauna ittica del Lago di Candia non avrebbe avuto luogo senza il contributo dei pescatori del Lago di Candia che hanno puntualmente registrato le catture effettuate. A loro un sentito ringraziamento, con la speranza che sia l'inizio di un percorso di collaborazione condiviso.

Si ringrazia il personale del Parco, in primis il guardiaparco Sig. Mario Zucca, per l'assistenza fornita durante le indagini di campo nelle varie fasi della ricerca.

In copertina: Lago di Candia, panoramica della sponda settentrionale (Ph. G. Morabito).

INDICE

1. Meteorologia e livelli del lago	4
1.1 Precipitazioni	5
2.1 Livello del lago	6
3.1 Temperatura	7
2. Parametri chimici	8
2.1. Temperatura	9
2.2. Ossigeno.....	9
2.3. Nutrienti algali	10
3. Biocenosi vegetali	14
3.1. Clorofilla algale e composizione della comunità fitoplanctonica	15
3.2. Valutazione trofica del Lago di Candia attraverso l'indice fitoplanctonico di qualità PTIot ..	17
3.3. Macrofite acquatiche.....	19
3.3.1 Idrofite sommerse	19
3.3.2 Idrofite a foglie galleggianti.....	20
3.3.3 Applicazione indice MacroIMMI	21
4. Biocenosi animali.....	26
4.1 Zooplancton	27
4.1.1 Analisi del popolamento zooplanctonico.....	27
4.1.2 Considerazioni conclusive e prospettive future	32
4.2 Fauna ittica.....	33
4.2.1 Campionamento della fauna ittica.....	33
4.2.2 Risultati	33
4.2.4 Struttura di popolazione delle specie campionate.....	35
4.2.4 Considerazioni conclusive	38
5. Conclusioni	41
5.1. Riepilogo ed indirizzi gestionali	42
Appendice	44

1. Meteorologia e livelli del lago

1.1 Precipitazioni

Le piogge registrate nell'anno 2009 alla stazione posta in prossimità del Lago di Candia, sono pari a 1055 mm, contro gli 878 mm del periodo di riferimento (1986-2008). I mesi che hanno fatto registrare le maggiori precipitazioni (Tabella 1) sono stati, aprile con 299 mm e marzo con 132 mm, seguiti da settembre con 116 mm. Rispetto alle piogge del periodo di riferimento il mese che in percentuale ha fatto registrare le maggiori piogge è stato marzo dove si è registrato un valore di pioggia 3.5 volte superiore a quello del periodo di riferimento. Il mese meno piovoso è stato luglio con soli 9 mm che, rispetto al periodo di riferimento, rappresentano solo il 20% delle piogge che mediamente cadono in quel mese.

Tabella 1 – Valori di pioggia mensili per l'anno 2009, misurati alla stazione meteorologica di Candia, posti a confronto con i valori pluriennali.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
2009	52	65	132	299	74	58	9	79	116	27	82	62
1986-2008	44	46	38	109	110	75	53	87	88	93	83	53

L'andamento annuale delle piogge (Figura 1) è caratterizzato da un massimo molto accentuato ad aprile ed un massimo secondario a settembre, con un terzo picco, minore, a novembre. Si evidenziano altrettanti tre periodi di minori precipitazioni, gennaio, luglio e ottobre. Secondo le caratteristiche climatiche del bacino del Lago di Candia (sub litoraneo occidentale) i due massimi si identificherebbero in primavera e autunno e i due minimi a fine inverno e in estate (grafico 1, periodo 1986-2008). Il 2009, invece, è stato caratterizzato da un andamento piuttosto irregolare costituito da tre cicli massimo-minimo, i primi due maggiormente accentuati rispetto all'ultimo.

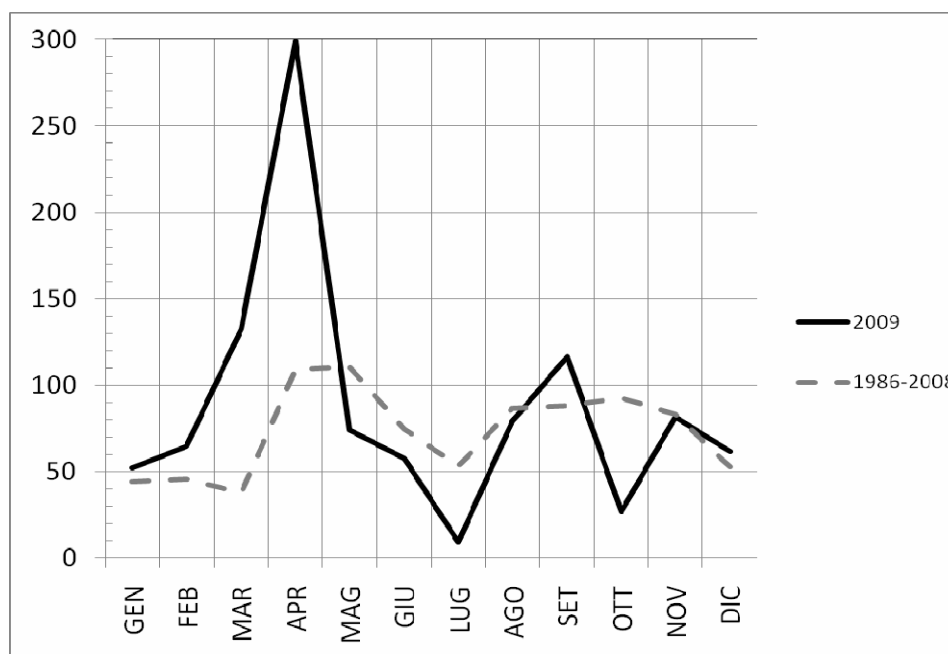


Fig. 1. Andamento mensile delle piogge per l'anno 2009, a confronto con gli andamenti medi mensili pluriannuali (1986-2008).

2.1 Livello del lago

Il livello del Lago di Candia nel 2009 è stato, mediamente alto, ma con un valore medio annuale di poco superiore al valore medio del periodo di riferimento (1987-2008), rispettivamente 46 cm e 42 cm. I mesi in cui si è registrato un livello particolarmente elevato rispetto alla media sono stati maggio e aprile, rispettivamente con 73 cm e 67cm: circa 1.5 volte in più rispetto alla media mensile pluriennale. I mesi durante i quali il livello è rimasto al di sotto della media pluriennale sono stati ottobre, novembre e dicembre (Tabella 2), rispettivamente 7 cm, 10 cm e 9 cm in meno rispetto ai valori medi pluriennali. Si è registrato un innalzamento dei livelli da marzo a maggio, ma dopo aver raggiunto il massimo annuale, si è registrata una continua diminuzione del livello fino ad agosto. Tra agosto e novembre si è mantenuto abbastanza costante, facendo registrare un piccolo innalzamento a dicembre (Figura 2).

Tabella 2 – Livelli medi mensili del lago di Candia, per l'anno 2009, posti a confronto con valori medi pluriennali (1987-2008).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
2009	54	53	52	67	73	45	37	32	32	33	33	36
1987-2008	44	44	44	45	48	47	41	35	34	40	43	45

L'andamento del livello del lago non rispecchia quello delle piogge in modo evidente; la risposta dei livelli del lago risulta spesso spostata nel tempo e meno impulsiva anche a causa del complesso sistema acque sotterranee-lago caratteristico del Lago di Candia. Sicuramente le abbondanti precipitazioni hanno influenzato il livello, soprattutto quelle di aprile, rispetto all'innalzamento di maggio. Le piogge dei mesi successivi, invece non hanno avuto particolari effetti sul livello del lago che ha continuato a diminuire fino a novembre.

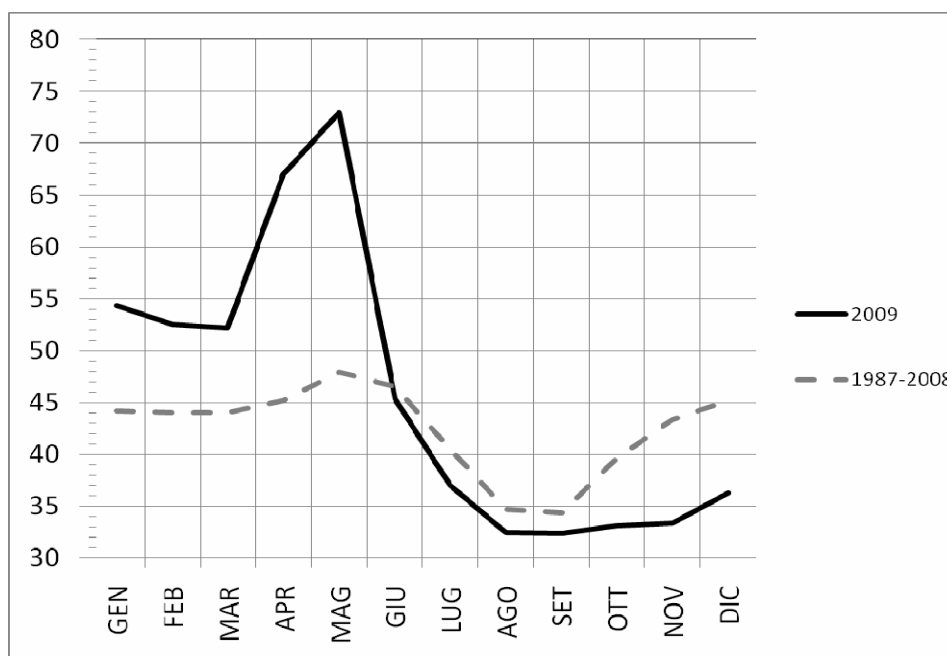


Fig. 2. Andamento mensile del livello del Lago di Candia per l'anno 2009, a confronto con il periodo di riferimento 1987 – 2008.

3.1 Temperatura

La temperatura media annuale del 2009 è stata di 12.1 °C, +1°C rispetto alla temperatura media pluriennale del periodo di riferimento (1987-2008) pari a 11.1 °C.

I mesi più caldi sono stati, agosto e luglio seguiti da giugno (tabella 1). Quello più freddo gennaio, dove mediamente si sono registrati -0.7°C; il giorno più freddo dell'anno è stato il 20 dicembre quando si è registrata un minima assoluta di -13.5°C. Tutti i mesi del 2009 sono stati più caldi rispetto ai valori medi mensili del periodo di riferimento, tranne dicembre e gennaio. Il giorno più caldo è stato il 18 agosto con una massima assoluta di 33.3 °C. Mediamente le maggiori differenze si sono riscontrate nei mesi di agosto, settembre e novembre, con, rispettivamente 1.9, 1.6 e 1.7 °C in più rispetto ai valori medi pluriennali.

Tabella 3 – Valori medi mensili di temperatura, misurati alla stazione meteorologica di Candia, per l'anno 2009, posti a confronto con il periodo di riferimento 1987-2008.

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
2009	-0,7	3,0	8,0	12,3	18,3	20,7	22,4	23,0	18,1	11,5	7,1	0,3
1987-2008	0,4	2,6	7,1	10,9	15,9	19,4	21,6	21,0	16,5	11,5	5,4	1,3

L'andamento annuale delle temperature segue quello tipico del clima temperato sub-continentale, caratterizzato da una temperatura media annua compresa tra i 10°C e i 14.4°C, e da una escursione media annua superiore ai 19°C.

Gli scostamenti maggiori tra le temperature dell'anno 2009 e quelle del periodo di riferimento si identificano nella tarda primavera e in estate (Figura 3).

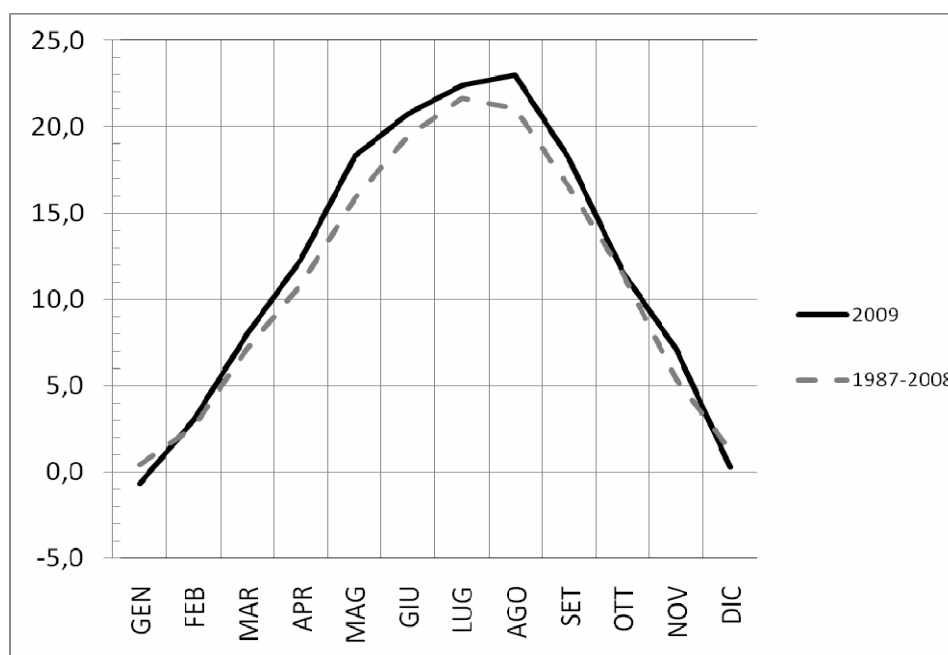


Fig. 3. Andamento medio mensile della temperatura dell'aria, per l'anno 2009, a confronto con il periodo di riferimento 1987-2008.

2. Parametri chimici

I dati relativi l'anno 2009 si riferiscono ai campionamenti effettuati tra Marzo e Novembre. A causa delle avverse condizioni meteorologiche, non è stato possibile effettuare il prelievo di Dicembre.

2.1. Temperatura

La variazione stagionale della temperatura nel Lago di Candia segue un andamento complessivo analogo di anno in anno, caratterizzato da due periodi di circolazione delle acque (primavera ed autunno) ed un lungo periodo di stratificazione, che si osserva durante i mesi estivi (Fig. 4). Nel 2009, a differenza dei due anni precedenti, si è avuta una più intensa fase di riscaldamento estivo, che ha determinato una maggiore estensione spaziale e temporale del periodo ad acque più calde: alla fine di settembre, la temperatura superficiale era ancora prossima ai 26 °C, mentre, per tutta la durata dell'estate, lo strato ad acque più calde ha superato la profondità di 4.0 metri.

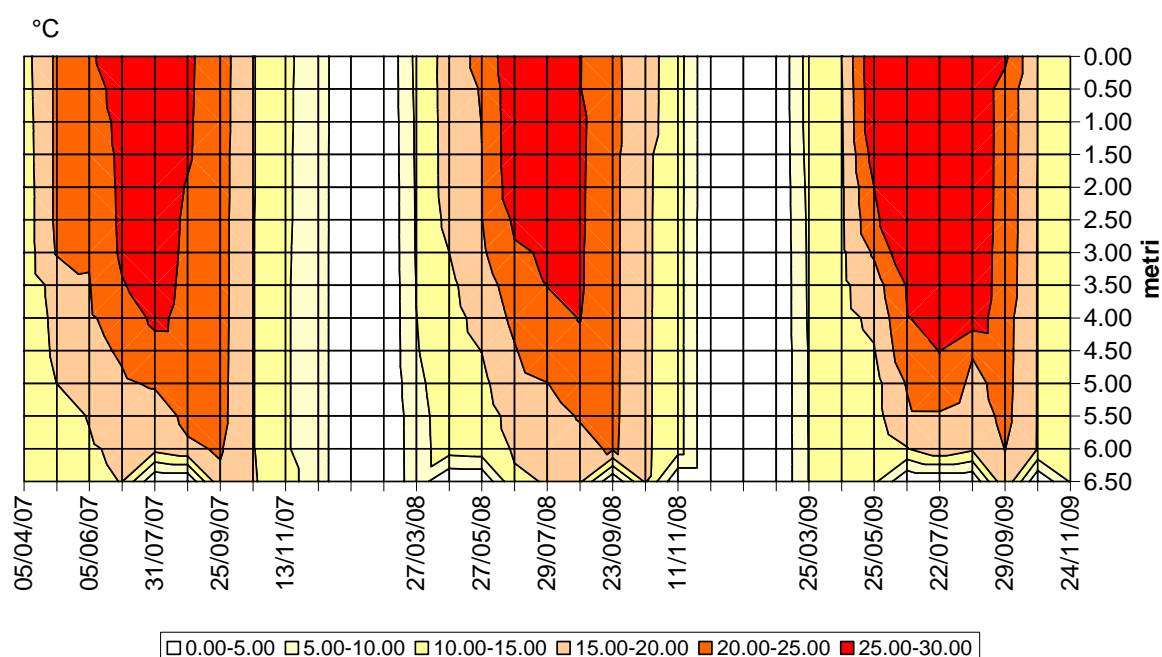


Fig. 4. Variazioni stagionali della temperatura nel periodo 2007-2009.

2.2. Ossigeno

Come la temperatura, anche l'ossigeno disciolto segue un ciclo stagionale ripetibile di anno in anno, con periodi di circolazione caratterizzati da una distribuzione omogenea di questo parametro e periodi di stratificazione con una graduale diminuzione dalla superficie del lago al fondo, dove non è raro misurare situazioni di completa anossia delle acque. Questo ciclo è evidente in tutti e tre gli anni riportati in Fig. 5, sebbene nel 2008 si osservino concentrazioni mediamente più basse su tutta la colonna d'acqua. Poiché l'ossigenazione delle acque lacustri è strettamente legata ai processi di produzione fotosintetica algale, è possibile che la minore ossigenazione osservata nel 2008 sia legata ad un'inferiore attività fotosintetica, come conseguenza di una minore insolazione estiva e di una temperatura delle acque lacustri mediamente inferiore rispetto agli altri due anni.

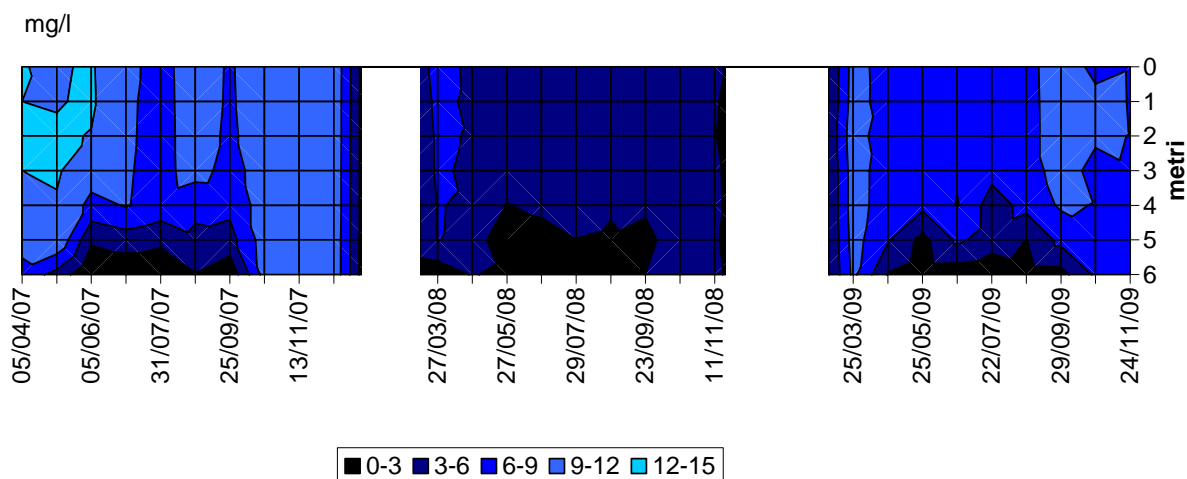


Fig. 5. Variazioni stagionali dell'ossigeno disciolto nel periodo 2007-2009.

2.3. Nutrienti algali

Anche per il 2009 si conferma la diminuzione dell'azoto ammoniacale rispetto al 2007. La concentrazione media annua nello strato da 0 a 6 m di profondità è stata, per l'azoto ammoniacale, di $199 \mu\text{g l}^{-1}$, in linea con i $197 \mu\text{g l}^{-1}$ misurati nel 2008.

La figura 6 riporta l'andamento stagionale delle concentrazioni su colonna dell'azoto ammoniacale, tra il 2007 ed il 2009. L'evoluzione annuale di questo parametro è simile nei tre anni considerati, essendo caratterizzata da una distribuzione omogenea nei periodi di mescolamento autunnale e primaverile e da un accumulo estivo di ammonio negli strati più profondi del lago, dove avviene la mineralizzazione delle sostanze organiche. Tuttavia nel 2007 si osserva una maggiore estensione temporale di questo strato ad elevato contenuto di ammonio, che permane per tutto il periodo estivo. Il maggiore accumulo di ammonio nel 2007 nella zona ipolimnetica determina, al momento della circolazione autunnale, una maggiore concentrazione su colonna rispetto a quanto misurato nel 2008. Nel 2009 si osserva un'ulteriore riduzione delle concentrazioni ipolimniche di azoto ammoniacale, che non superano mai il valore di 1 mg l^{-1} .

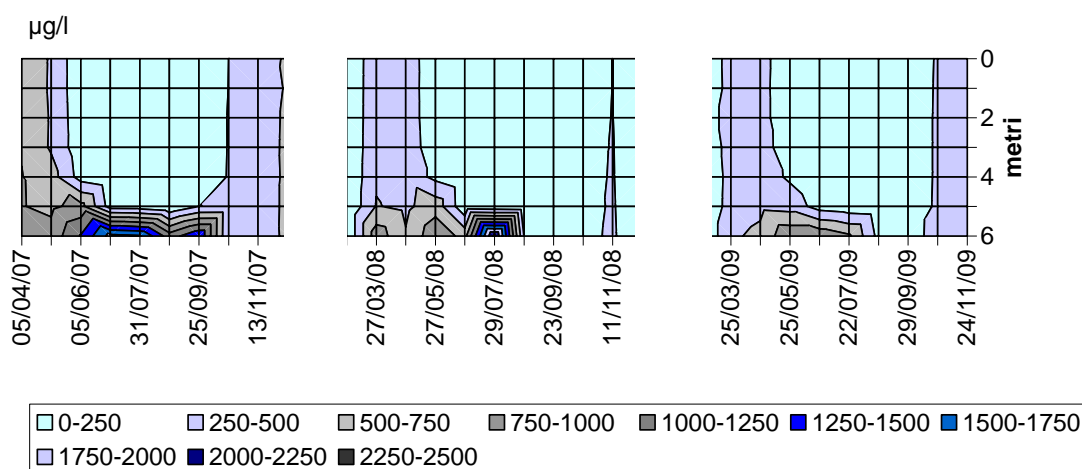


Fig. 6. Variazioni stagionali della concentrazione dell'azoto ammoniacale nel periodo 2007-2009.

Al contrario dell'azoto ammoniacale, l'azoto nitrico ha mostrato un deciso aumento nel 2009, con concentrazione media annua su colonna passata da 33 a 74 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Il ciclo stagionale è simile a quello osservato negli anni precedenti, con i valori massimi di concentrazione riscontrati nel periodo di massima circolazione ed i minimi misurati durante la stagione di crescita della vegetazione acquatica (Fig.7). Poiché gli apporti di nitrati sono strettamente dipendenti dal dilavamento del suolo coltivato e dalle acque sotterranee che alimentano il lago, il forte aumento osservato nella primavera del 2009 è, molto probabilmente, legato alle eccezionali precipitazioni che hanno interessato il bacino di Candia nell'autunno 2008 e che hanno favorito il trasporto al lago di quantità consistenti di nitrati, contrariamente a quanto si era osservato nel 2008, dove le basse concentrazioni primaverili di questo nutriente erano probabilmente imputabili alla scarsità di precipitazioni degli ultimi mesi del 2007.

Al contrario dell'azoto, la concentrazione media annuale del fosforo totale si è mantenuta sostanzialmente invariata negli ultimi tre anni (32 $\mu\text{g l}^{-1}$ nel 2007, 35 $\mu\text{g l}^{-1}$ nel 2008, 29 $\mu\text{g l}^{-1}$ nel 2009) confermando pertanto la tendenza alla diminuzione che si era innescata nel 2004. Tuttavia, è necessario considerare che, per avere una indicazione più affidabile sul potenziale trofico di un ecosistema lacustre, va focalizzata l'attenzione sulla concentrazione misurata al momento della circolazione primaverile. Questo valore, che nel 2008 è stato di 41 $\mu\text{g l}^{-1}$, è risultato leggermente più basso nel 2009 (32 $\mu\text{g l}^{-1}$), comunque sempre tale da far attribuire al Candia uno stato trofico tra la mesotrofia e l'eutrofia.

Per quanto riguarda l'andamento stagionale di questo parametro, nel periodo 2007-2009 (Fig.8), il ciclo è stato pressoché identico, con i mesi della primavera e dell'autunno caratterizzati da valori omogenei sull'intera colonna, mentre in estate le concentrazioni lungo la verticale appaiono fortemente disomogenee, con un aumento in prossimità del fondo ed una forte riduzione negli strati più superficiali. Queste differenze lungo la verticale sono legate ai fenomeni di accumulo della sostanza organica in prossimità dei sedimenti ed al consumo di nutrienti nella zona eufotica, a seguito dell'attività del fitoplancton. La forte stratificazione termica, che si instaura nel lago dopo la circolazione primaverile, contribuisce a mantenere fisicamente separati questi due strati d'acqua,

confinando nell'ipolimnio notevoli quantità di nutrienti che potrebbero, potenzialmente, alimentare la produttività del fitoplancton. Nel 2009, rispetto agli anni precedenti, si osservano concentrazioni sulla colonna più basse alla fine dell'estate: è possibile che questo sia il risultato di un'estate asciutta, con minore apporto di nutrienti dal bacino e del consumo da parte della vegetazione durante la stagione di crescita.

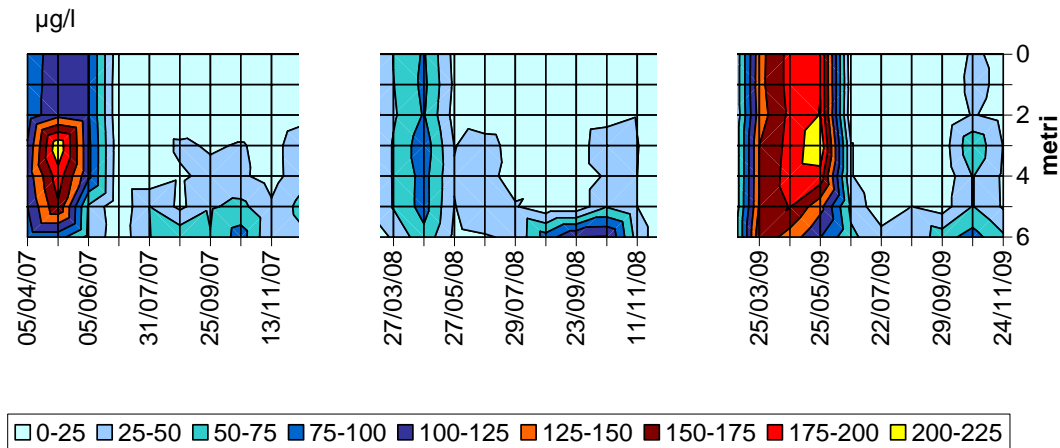


Fig. 7. Variazioni stagionali della concentrazione dell'azoto nitrico nel periodo 2007-2009.

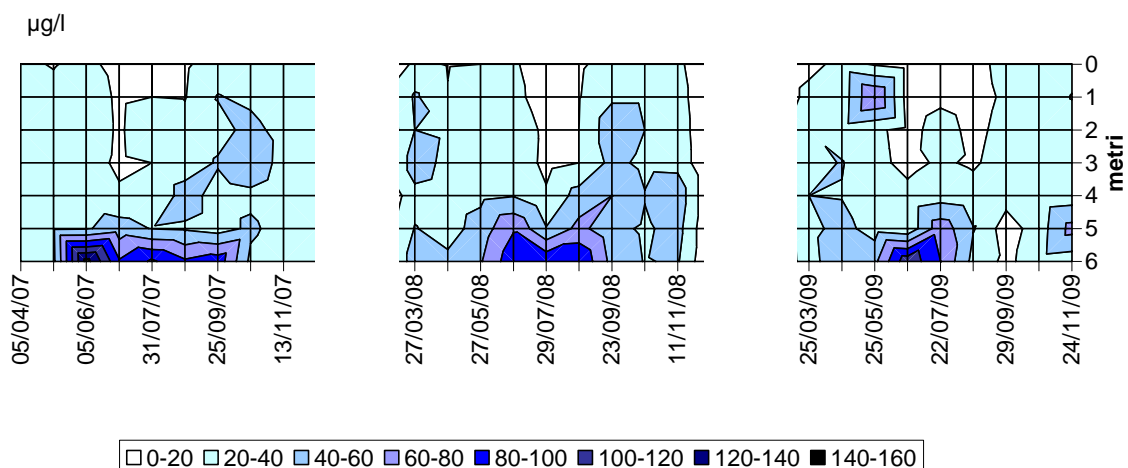


Fig. 8. Variazioni stagionali della concentrazione del fosforo totale nel periodo 2007-2009.

La concentrazione del fosforo reattivo è stata, per tutto l'anno, molto bassa, e quasi sempre al di sotto del limite di rilevabilità analitica di $3 \mu\text{g l}^{-1}$, ricalcando la situazione osservata a partire dal 2004. Questa forma di fosforo è quella più rapidamente utilizzabile dal fitoplancton e per questo motivo è assente soprattutto nella zona epilimnica durante la maggior parte dell'anno. La sua marcata riduzione a partire dal 1991 è dovuta al minor rilascio dei sedimenti in conseguenza delle migliori condizioni di ossigenazione del fondo del lago. Anche la componente non reattiva del fosforo totale contribuisce alla crescita del fitoplancton cedendo fosforo sotto l'azione di particolari enzimi algali.

3. Biocenosi vegetali

3.1. Clorofilla algale e composizione della comunità fitoplanctonica

Nel 2009 la concentrazione media annua della clorofilla totale, espressione della biomassa fitoplanctonica, è stata di $10,7 \mu\text{g l}^{-1}$, mostrando quindi un decremento rispetto al 2008. Il confronto su base stagionale, a partire dal 2007 (Fig. 9), mostra chiaramente come le concentrazioni sulla colonna siano state maggiori nel 2008 in tutte le stagioni, ad esclusione di un picco primaverile registrato nel marzo 2009. Nei mesi estivi ed autunnali questo parametro ha mostrato valori inferiori rispetto all'anno precedente, con una dinamica più simile a quella del 2007, caratterizzata da una lunga fase tardo-primaverile/estiva in cui lo sviluppo fitoplanctonico è stato ridotto nelle acque epilimniche. Come già osservato nel capitolo precedente, la variabilità interannuale nella disponibilità dei nutrienti algali, legata alla variabilità meteorologica, in particolare all'entità delle precipitazioni, che influenzano gli apporti dal bacino, potrebbe avere condizionato le diverse dinamiche annuali dello sviluppo algale.

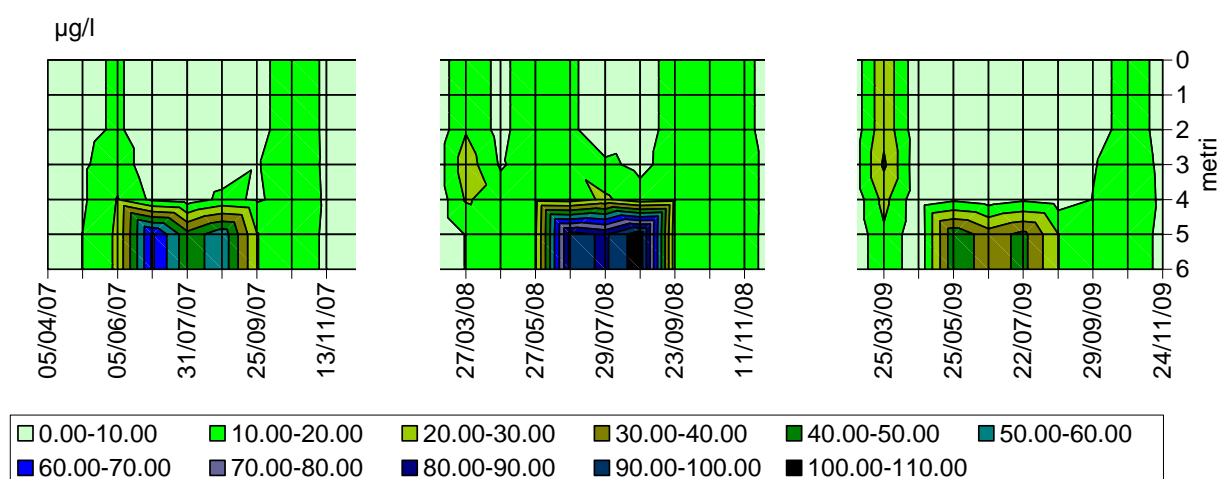


Fig. 9. Variazioni stagionali della concentrazione della clorofilla totale nel periodo 2007-2009.

La concentrazione media annua della clorofilla è un parametro classicamente utilizzato per dare un giudizio di qualità sullo stato trofico. Anche la Direttiva Comunitaria 2000/60 indica questa quantità come una delle metriche da utilizzare per definire lo stato di un ecosistema lacustre. Sulla base dei limiti tra le classi di qualità definiti dalla Commissione Europea a seguito della prima fase di intercalibrazione tra gli Stati Membri (Decisione n.915 del 23 Ottobre 2008), un valore medio annuo di $10,7$ colloca il Lago di Candia nella classe di qualità sufficiente, con un EQR (Rapporto di Qualità Ecologica) compreso tra $0,25$ e $0,31$. Le marcate fluttuazioni dello stato di qualità espresso attraverso questo indicatore mettono in evidenza la sensibilità di questo ambiente verso quegli eventi climatici che, colpendo il bacino imbrifero, provocano conseguenze indirette sul lago stesso. Poiché i modelli climatici prevedono un aumento degli eventi estremi, come le precipitazioni intense, si rende necessario il controllo dell'apporto di nutrienti algali a scala di bacino, onde prevenire un possibile, rapido peggioramento della qualità delle acque del lago.

Per quanto concerne la composizione specifica della comunità, saranno presentati i dati relativi al 2008, l'ultimo anno per il quale sono state portate a termine le analisi dei campioni di fitoplancton. Nel corso di quest'anno la comunità fitoplanctonica ha mostrato un'elevata biodiversità, essendo state rinvenute circa 160 unità tassonomiche. La successione stagionale vede la dominanza netta delle cloroficee, che raggiungono il 35% di biovolume medio annuo, come evidente in figura 10.

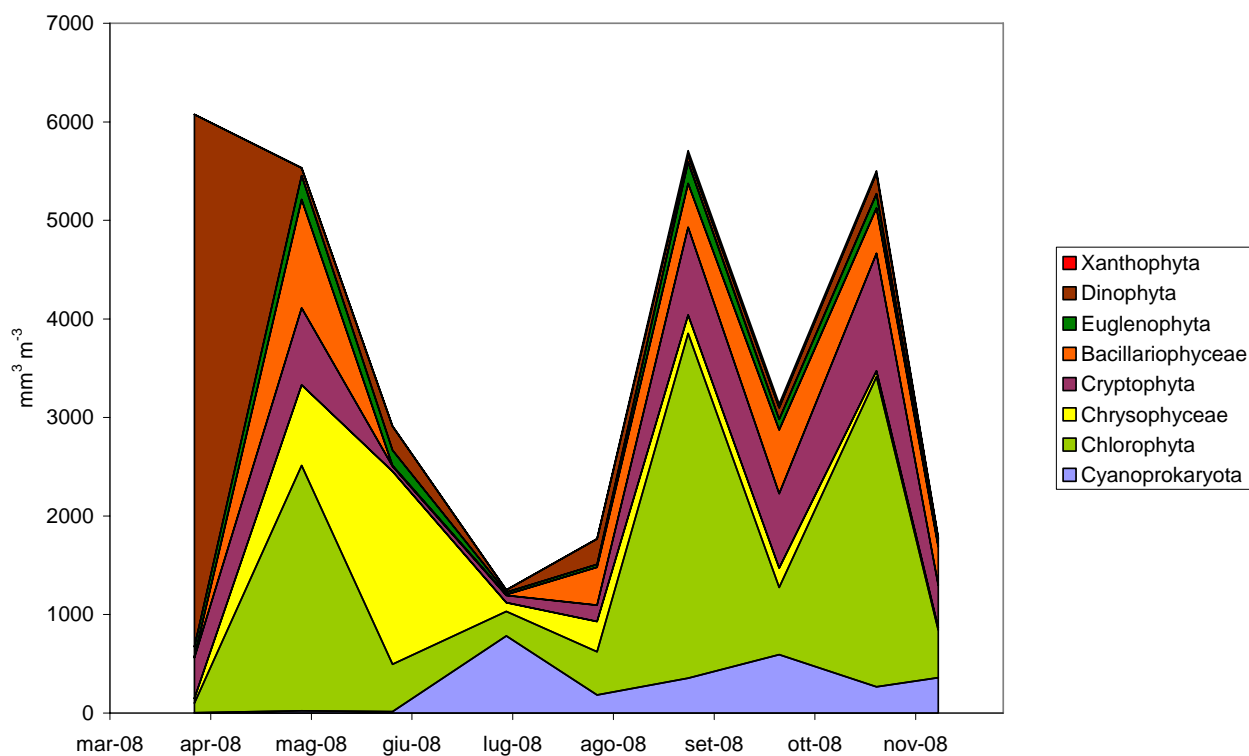


Fig. 10. Evoluzione stagionale del biovolume dei principali gruppi algali nel 2008.

Altri gruppi importanti, con valori intorno al 15% di biovolume medio annuo, sono criptoficee, e dinoflagellati. Su valori di poco superiori al 10% si collocano diatomee e crisoficee, mentre il contributo dei cianobatteri è stato inferiore a questa soglia. Le cloroficee sono presenti durante l'intero anno, sebbene mostrino una riduzione nella tarda primavera-inizio estate, raggiungendo, tra la tarda estate e l'autunno, picchi di biomassa superiori a $2500 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$. La fase primaverile della successione è stata caratterizzata da un primo, significativo, sviluppo di dinoflagellati, seguiti da diatomee, crisoficee e cloroficee. La prima fase estiva ha visto una riduzione di tutte le popolazioni algali, ad eccezione dei cianobatteri, unico gruppo a mostrare un aumento di biomassa. In autunno, oltre alla forte dominanza delle cloroficee, un significativo contributo è stato dato dalle criptoficee. Il valore medio annuo di biomassa per il 2008, equivalente a $3.7 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, collocherebbe il Lago di Candia in una classe di trofia sufficiente, in linea con quanto indicato da altri parametri.

Per quanto riguarda la composizione specifica della comunità, numerose sono state le specie algali che hanno raggiunto una certa importanza nel corso delle stagioni. In termini generali, la dominanza esclusiva di una o poche specie riflette la presenza di condizioni ambientali estreme e, in questo caso, sarebbe indice di scarsa qualità dell'ambiente lacustre. Viceversa, nel Candia, l'alternanza di numerose specie algali è sintomo di un ambiente equilibrato e non pesantemente compromesso dal fenomeno dell'eutrofizzazione. La successione stagionale delle specie più importanti è presentata in Figura 11. La fase primaverile della successione è stata caratterizzata dalla dominanza del dinoflagellato *Peridinium bipes*, seguito dalla diatomee *Fragilaria crotonensis*

e dalla cloroficea *Staurastrum pingue*. All'inizio dell'estate si osserva lo sviluppo di *Uroglena* sp., appartenente alla crisoficee, cui segue un calo generalizzato dei popolamenti fino a quel momento dominanti: in questa fase si osserva lo sviluppo dei cianobatteri, con *Anabaena* sp. Nella tarda estate sono diverse le specie significative: in particolare le cloroficee *Tetraedron minimum* e *Staurastrum dejectum*, cui si aggiungono *Cyclotella comensis* (diatomee), *Woronichinia naegeliana* (cianobatteri), *Cryptomonas* spp. (criptoficee). In autunno, si assiste ad un nuovo cambiamento di specie, con la dominanza delle cloroficee *Sphaerocystis planctonica*, *Staurastrum cuspidatus* e *Pediastrum simplex* insieme alla diatomea *Cyclotella comensis* ed alla criptoficea *Cryptomonas ovata*. La contemporanea dominanza e l'alternanza di numerose specie vanno interpretati come un segnale di buon equilibrio della biocenosi fitoplanctonica ad indicare che il Lago di Candia è lontano dalle situazioni di distrofia delle associazioni algali che si verificano negli ambienti molto compromessi.

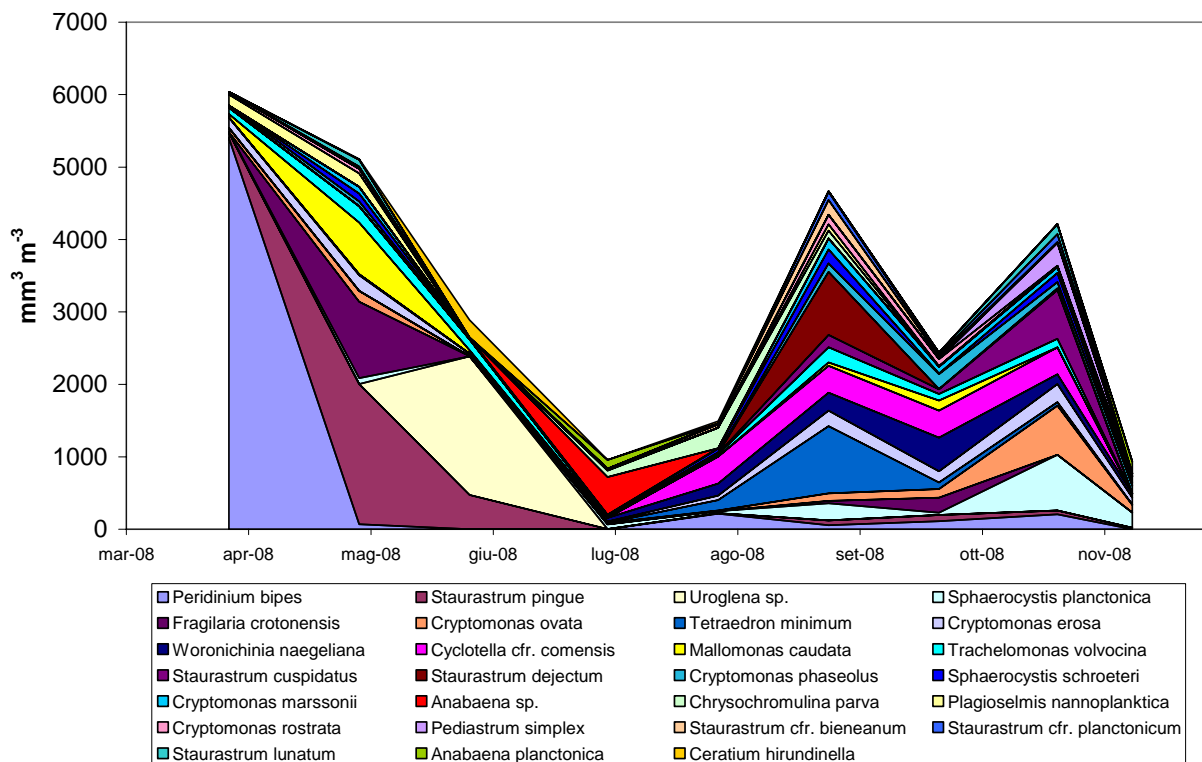


Fig. 11. Evoluzione stagionale del biovolume delle specie algali dominanti nel 2008.

3.2. Valutazione trofica del Lago di Candia attraverso l'indice fitoplanctonico di qualità PTIot

La struttura delle associazioni fitoplanctoniche rispecchia le caratteristiche chimico-fisiche dell'ambiente lacustre, poiché specie differenti hanno esigenze ecologiche diverse. Il cambiamento delle specie nell'arco delle stagioni è guidato, in prevalenza, dai cambiamenti dell'ambiente fisico lacustre, come l'intensità della radiazione luminosa ed i cambiamenti nella struttura termica della colonna d'acqua. Alle variazioni di questi parametri il fitoplancton risponde con un'alternanza di specie che possiedono adattamenti morfologici e fisiologici specifici per rispondere alle alterazioni fisiche. Tuttavia, all'interno dello stesso spettro di adattamenti morfo-funzionali, troviamo specie con esigenze trofiche diverse, la cui presenza o assenza è, in gran parte, condizionata dalle risorse alimentari disponibili. In questo senso, la composizione specifica della comunità algale può essere presa come indicatrice della qualità trofica dell'ambiente: su questi presupposti si fonda la classificazione di qualità secondo la Direttiva Europea sulle Acque 2000/60/CE. Relativamente al

fitoplancton, sono stati sviluppati, in ambito europeo, alcuni indici di qualità basati sulla composizione delle biocenosi algali: la valutazione trofica presentata di seguito per il Lago di Candia si basa sull'indice PTI_{ot} , sviluppato in Italia nel 2006, sottoposto al processo di intercalibrazione a livello comunitario ed approvato dalla Commissione Europea con Decisione n. 915 del 23 Ottobre 2008.

L'indice è stato elaborato a partire da una serie di dati provenienti da laghi dell'Italia settentrionale, tra cui anche il Lago di Candia. La formula generale per il calcolo del PTI_{ot} è la seguente:

$$PTI_{ot} = \frac{\sum a_i v_i TP_{opt}}{\sum a_i v_i}$$

a_i (mm^3/m^3) = biomassa media annuale

v_i = valore trofico

TP_{opt} ($mg\ l^{-1}$ TP) = optimum di fosforo totale della specie

Le variabili v_i e TP_{opt} rappresentano, rispettivamente, la bontà di una specie algale come indicatore di trofia lacustre ed il valore ottimale di fosforo totale per la crescita di ogni specie. Esse si calcolano come segue:

$$TP_{opt} = \sum_{i=1}^n \frac{Y_{ik}}{Y_{+k}} TP_i$$

Dove:

Y_{ik} = abbondanza della specie k nel sito i . L'abbondanza è la media annuale della frazione del biovolume della specie k nel sito i .

Y_{+k} = L'abbondanza totale delle specie nel sito i

TP_i = concentrazione di fosforo totale nel sito i

v_i si ricava a partire dalla tolleranza per il fosforo, definita come di seguito, che rappresenta lo scostamento tra il valore di fosforo nell'ambiente ed il valore ottimale per la crescita della specie.

La tolleranza è stata calcolata come:

$$t_k = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{Y_{ik}}{Y_{+k}} (TP_i - TP_{opt})^2}$$

Sulla base del rapporto tra la tolleranza ed il TP_{opt} (mg/l TP) sono stati individuati i valori indicatori che vanno da 1 a 4. Se il valore di suddetto rapporto è maggiore di 0,8 $v_i=1$; se è compreso tra 0,8 e 0,6 $v_i=2$; se è compreso tra 0,4 e 0,6 $v_i=3$; se è inferiore a 0,4 $v_i=4$. Una lista dei valori di TP_{opt} e dei valori indicatori per oltre 300 specie algali è servita come base per il calcolo dell'indice nel Lago di Candia.

L'applicazione del PTI_{ot} al Candia, limitatamente al 2008, ultimo anno per il quale sono disponibili dati di fitoplancton, ha fornito un valore dell'indice di 3.01. Tale valore colloca il lago al confine tra le classi di qualità sufficiente e buono, con un leggero miglioramento rispetto al 2007, quando un valore di PTI_{ot} di 2.84 portava ad una classe di qualità sufficiente. La differenza tra i

rispettivi valori di EQR (0.80 nel 2007 contro 0.85 nel 2008) fa pensare che si tratti di fluttuazioni interannuali: nella fase attuale di evoluzione del lago, infatti, non sembra vi siano segnali chiari di un cambiamento di qualità ecologica, al di là di oscillazioni legate, come detto sopra, a situazioni meteorologiche particolari.

Il miglioramento del valore dell'indice, inoltre, potrebbe essere dovuto alla notevole abbondanza di *Peridinium bipes*, una specie che ha sia un elevato valore indicatore ($v_i=4$) che un elevato valore trofico: la presenza di questa specie bilancia, in un certo senso, la dominanza di altre specie che hanno un'affidabilità altrettanto elevata come indicatori di qualità ($v_i = 3$ o 4), ma che, al tempo stesso hanno un valore trofico basso, ovvero sono indicatrici di acque eutrofe. In particolare, nel 2008, tre specie con queste caratteristiche hanno raggiunto biovolumi rilevanti, ovvero *Mallomonas caudata*, *Sphaerocystis schroeteri* e *Trachelomonas volvocina*.

In conclusione, il mantenimento di un buono stato di qualità ecologica del Lago di Candia deve necessariamente passare attraverso interventi mirati sul bacino, che limitino gli apporti di nutrienti a seguito del dilavamento causato da forti precipitazioni. Tra questi interventi, possiamo ricordare i seguenti:

- Riconversione dell'attività agricola verso colture meno esigenti in termini di fertilizzazione e di irrigazione.
- Rotazione delle colture al fine di ridurre al minimo i periodi di suolo scoperto esposto a dilavamento e ad erosione.
- Uso razionale di fertilizzanti sia in termini di dosaggio che di tempistica.
- Razionalizzazione dell'irrigazione per ridurre le perdite per dilavamento e per infiltrazione.
- Imboschimento di fasce riparie a ridosso del canneto finalizzato alla riduzione del dilavamento e dell'erosione del suolo, nonché alla intercettazione dei carichi di fosforo veicolati dalla falda superficiale che alimenta il lago.

3.3. Macrofite acquatiche

3.3.1 Idrofite sommerse

Nel 2009 la distribuzione e la produzione della vegetazione delle idrofite sommerse nel Lago di Candia non ha evidenziato sostanziali differenze rispetto a quella rilevata nel 2008. La *Najas marina* (L.) ormai è stabilmente presente nella zona antistante la canottieri, compresa tra il palo n°1 e il palo n°8, per un'area complessiva di 8000 m². La stessa specie è stata rinvenuta anche in altre zone del lago, anche se con areali ridotti, ma a profondità molto superiori a quelle che erano il limite massimo di crescita per le piante nel Lago di Candia. Infatti nel 2009 la ranocchia maggiore è stata anche campionata a 3.6 m di profondità in un punto tra il palo 28 e il 30.

In zone diverse anche il *Myriophyllum spicatum* (L.) ormai è una specie insediata stabilmente nel Lago di Candia, nelle zone antistanti il Ristorante La Barcaccia (9600 m²) ed il Ristorante Lido (4200 m²), assistendo solo ad un lieve incremento nella sua distribuzione (Fig. 12).

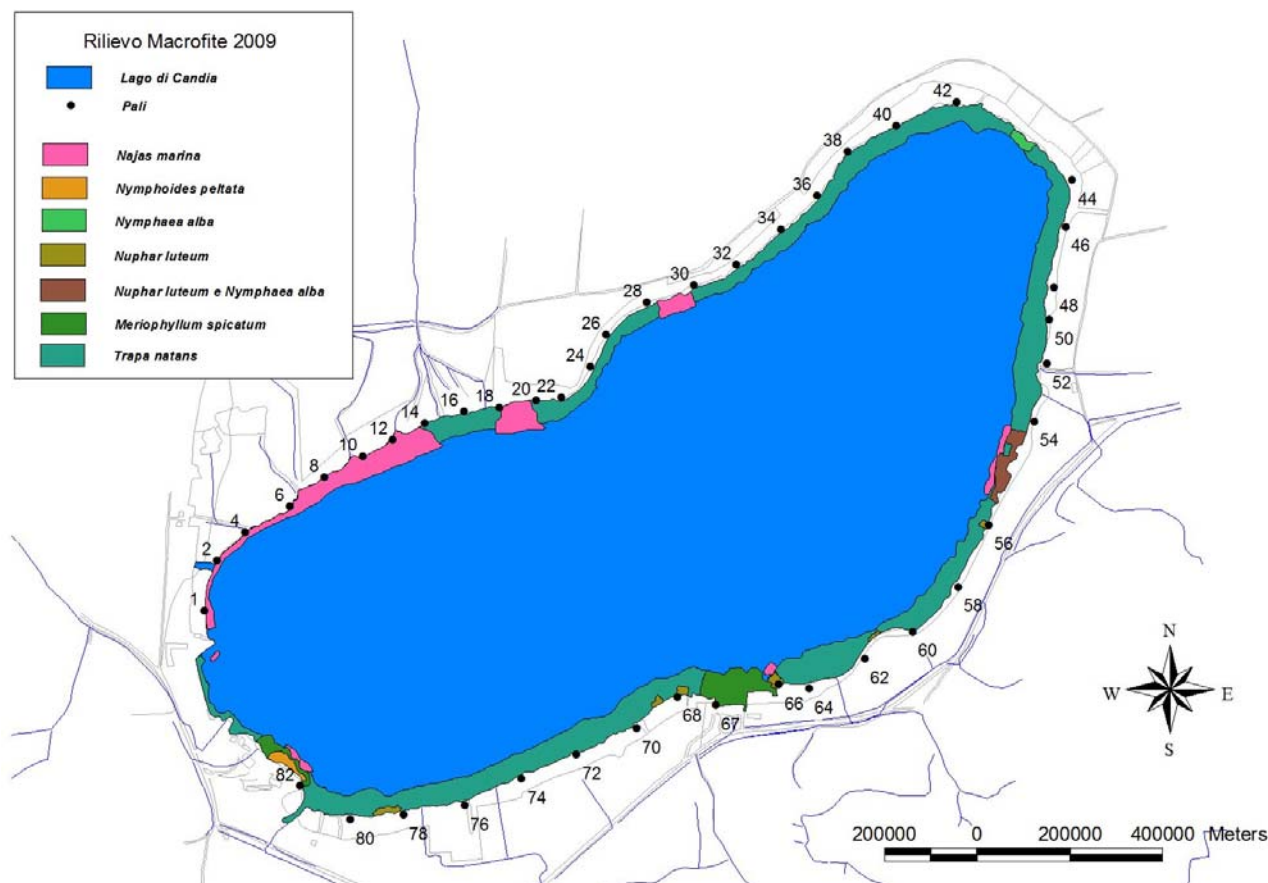


Fig. 12. Distribuzione 2009 delle idrofite e del canneto nel Lago di Candia con l'indicazione della presenza di popolamenti sparsi di *Najas marina* e *Potamogeton alpinus*.

In maniera minore si deve segnalare anche la ricomparsa di una piccola popolazione, in termini sia areali che di abbondanza, di *Ceratophyllum demersum* (L.). Questa specie occupa un'area di circa 10 m² di fronte al palo numero 12 ad una profondità compresa tra i 0,3 e 0,5 m. Al contrario invece non si è confermato per il 2009 il ritrovamento, effettuato nel 2008, di *Potamogeton alpinus* (Balbis).

Se quindi per l'anno 2008 si faceva notare una nuova stagione di aumento di diversità nella flora macrofita, per il 2009 non si può che notare come la vegetazione sommersa in generale non abbia subito alcun miglioramento. A questo deve aggiungersi che gli sforzi fatti negli anni precedenti per mantenere le due specie, *Potamogeton crispus* (L.) e *Ceratophyllum demersum* (L.), all'interno di recinzioni in prossimità del palo 1 e 2 sono da ritenersi vani. Infatti alcuni semi di castagna d'acqua sono stati trasportati all'interno dei recinti dall'aumento eccezionale del livello del lago, avvenuto tra il gennaio e il febbraio del 2009, con conseguenza che nel periodo estivo questi risultavano completamente coperti da rosette di *Trapa natans*.

Per ciò che riguarda le macrofite sommerse è possibile concludere che l'evoluzione della ranocchia maggiore nel Lago di Candia è indicatrice di due situazioni contingenti nell'ambiente di studio: da un lato la mancanza di ombreggiamento, conseguente ad una riduzione continua del trapeto, ha determinato una sostituzione con *Najas*; dall'altro il miglioramento generale della qualità delle acque e in particolare delle condizioni di trasparenza hanno comportato un aumento della massima profondità di colonizzazione proprio da parte di *Najas*.

3.3.2 Idrofite a foglie galleggianti

Così come si era assistito nel 2008 anche nel 2009 non sono state osservate variazioni a carico delle tre specie rizomatose perenni *Nymphaea alba* (L.), *Nuphar luteum* (S. et S.) e *Nymphaoides peltata*

(L.) (Fig. 12). In questi due anni queste tre specie, dopo il lieve calo subito nel 1999 e nel 2000, presentano un piccolo aumento della area occupata complessivamente passando dai 8200 m² del 2008 a 8500 m² del 2009.

Riguardo all'altra idrofita a foglie galleggianti, *Trapa natans* (L.), si può affermare che nel 2009 l'arretramento subito nel quinquennio compreso tra il 2004 e il 2008 si è arrestato. Infatti il rilievo effettuato, tramite l'uso di GPS, indica come il trapeto sia rimasto sostanzialmente invariato rispetto allo scorso anno aumentando di estensione di appena 70 m².

Questo fatto si accompagna però alla mancata asportazione di castagna d'acqua. Infatti se il 2009 si può considerare come anno intermedio dove il trapeto non ha subito l'azione predatoria da parte delle nutrie e la produttività è rimasta inalterata rispetto all'anno precedente, la situazione il prossimo anno sarà decisamente molto diversa e ci si può benissimo attendere un aumento di biomassa e una diminuzione dell'estensione delle specie sommerse a causa dell'ombreggiamento delle rosette di *Trapa*. A questo dovrà aggiungersi anche il mancato taglio di *Nelumbo nucifera* (Gaertn.) che sicuramente incrementerà la sua distribuzione.

3.3.3 Applicazione indice MacroIMMI

Nell'ambito del rilievo effettuato nel 2009 sulle piante acquatiche è stato possibile applicare l'indice multimetrico, indicato come MarcoIMMI (Oggioni, Buzzi & Bolpagni, 2009), proposto per valutare lo stato di qualità delle acque lacustri nell'ambito della Direttiva Europea Quadro sulle Acque (WFD 2000/60/CE). Questo indice si basa sul protocollo di campionamento, anch'esso proposto per rispondere alle esigenze nazionali di adeguamento alle direttive europee, che è stato applicato a partire dal 2007 anche sul Lago di Candia.

Il protocollo di campionamento è quello da noi proposto ed accettato dall'Istituto Superiore di Protezione e Ricerca Ambientale (ISPRA, ex APAT) come protocollo standard di campionamento della flora macrofita nei laghi (Buraschi *et al.*, 2008) con lo scopo di uniformare le informazioni riguardanti le macrofite acquatiche galleggianti e sommerse. Dove per macrofite acquatiche si intendono tutte quelle specie vegetali che sono visibili ad occhio nudo e svolgono completamente o parte del loro ciclo vitale in ambiente acquatico. L'indagine prevede due fasi: una prima fase perlustrativa ed una seconda fase descrittiva.

Fase perlustrativa

Lo scopo in questa fase è quello di individuare le porzioni di litorale lacustre omogenee sotto l'aspetto della composizione della fitocenosi in termini di specie presenti, definite come siti. In acque poco profonde si è fatto uso di un batiscopio, mentre si è adottata una telecamera subacquea con trasmissione dell'immagine via cavo (Fig. 13) dove la visibilità era ridotta o per valutare la presenza di altre specie sotto il trapeto. Quando è stato necessario, il riconoscimento delle specie presenti è stato effettuato campionando la vegetazione con un rastrello a denti opposti e ravvicinati oppure con una draga di Ponar modificata per evitare la raccolta di sedimento (Fig. 14). Il rastrello, montato su manico allungabile, è stato usato anche per individuare l'eventuale presenza a riva di specie sommerse sotto la copertura di piante galleggianti.



Fig. 13. Batiscopio (a) e kit telecamera subacquea (b).



Fig. 14. Rastrello (a) e draga di Ponar modificata (b).

La perlustrazione nel Lago di Candia è stata effettuata percorrendo 100 transetti perpendicolari alla linea di costa, che iniziano da riva e terminano al largo nel punto in cui scompare la vegetazione, ma anche ispezionando la fascia litorale compiendo l'intero tragitto esterno alla area di presenza della macrofite emergenti.

Come risultato di questa ispezione è stato possibile suddividere l'intera linea di costa in 19 siti di ampiezza compresa tra 17 e 830 m.

Fase descrittiva

In questa fase, all'interno di ciascun sito, è stata analizzata nel dettaglio la comunità macrofita valutando l'abbondanza delle specie presenti e la massima profondità di crescita, lungo un solo transetto perpendicolare alla linea di costa e posto al centro del sito.

Su ciascun transetto, partendo dalla riva e procedendo verso il largo, è stato effettuato il rilievo delle specie presenti a profondità comprese tra 0,5 e 1 m, tra 1 e 2 m, tra 2 e 3 m e così via di metro in metro fino alla profondità in cui scompariva la vegetazione. In ogni punto è stata effettuata la valutazione della abbondanza di ciascuna specie procedendo con 4 campionamenti o quattro osservazioni: uno verso prua ed uno verso poppa da entrambi i lati della barca. Per ciascun punto è stata anche misurata la profondità del lago e sono state rilevate le coordinate geografiche (UTM32-WGS84) usando un palmare interfacciato con una unità GPS. L'ispezione del transetto si concludeva quando veniva registrata l'assenza di vegetazione in due punti successivi.

Risultati del campionamento

Il campionamento ha permesso di individuare le specie di macrofite riportate in tabella 4. *Nymphaea alba*, *Nuphar luteum*, *Nymphoides peltata*, *Nelumbo nucifera* e *Trapa natans* sono specie radicate a foglie galleggianti, mentre *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, e *Najas marina* sono macrofite radicate sommerse. Per la loro identificazione è stata utilizzata la Flora di Italia (Pignatti, 1982).

Tabella 4 - Lista delle specie trovate con relativo codice di identificazione.

Specie	Codice
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Cd
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ms
<i>Najas marina</i>	Nm
<i>Nelumbo nucifera</i>	Ne
<i>Nuphar luteum</i>	Nu
<i>Nymphaea alba</i>	Ny
<i>Trapa natans</i>	Tn
<i>Nymphoides peltata</i>	Np

L'abbondanza nel punto sul transetto è stata definita in base al criterio indicato nella tabella 5.

Tabella 5 - Criterio per la determinazione dell'abbondanza.

Abbondanza della specie	Descrizione
0	Assente in tutti e 4 i campioni raccolti
1	Presente in 1 solo campione su 4
2	Presente in 2 campioni su 4
3	Presente in 3 campioni su 4
4	Presente in 4 campioni su 4

E' stata quindi calcolata l'abbondanza media di ciascuna specie sul transetto e poi l'abbondanza media all'interno del sito, infine è stata calcolata l'abbondanza riferita all'intero lago come media ponderata su tutto il tratto di costa occupato dalle macrofite.

$$A_L = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \cdot E_i)}{\sum_{i=1}^n E_i}$$

dove A_L è la abbondanza di una specie n nell'intero lago; A_i è l'abbondanza della stessa specie n nel sito i -esimo e E_i è l'estensione in metri del sito i -esimo.

La tabella 6 raccoglie i valori dell'abbondanza di ogni specie per sito e per intero lago, è inoltre indicata la massima profondità di crescita di ciascuna specie.

Trapa natans (L.) è naturalmente la specie ubiquitaria nel Lago di Candia: seppur con abbondanza diversa compare in tutti i siti. Questa specie risulta essere anche le più abbondante rispettivamente con valori di 2.20, seguita da *Najas marina* con un valore di 2.05. *Ceratophyllum demersum* può essere considerata la più rara fino ad una profondità di 0,5 m. Il Fior di Loto (*Nelumbo nucifera* - Nu) presenta una condizione intermedia è infatti presente in maniera abbondante nel sito numero 14 e in proporzione ha una abbondanza maggiore in tutto il lago (0.02) rispetto alle specie precedenti.

Tabella 6 - Valori di abbondanza media nel sito, abbondanza media ponderata e massima profondità di crescita per ciascuna specie per l'intero lago.

	<i>Tn</i>	<i>Nm</i>	<i>Ms</i>	<i>Ny</i>	<i>Nu</i>	<i>Np</i>	<i>Ne</i>	<i>Cd</i>
Massima profondità di crescita (m)	3.0	3.6	2.5	2.4	2.6	2.6	1.8	0.5
Abbondanza media ponderata	2.20	2.05	0.06	0.02	0.02	0.01	0.004	0.04

Per l'anno 2009 le singole metriche hanno dato risultato:

Metrica		valore (Valore normalizzato)
<i>Massima prof di crescita</i>	z_{c-max}	3.60 (0.16)
<i>freq specie sub</i>	<i>som</i>	68 (0.86)
<i>freq specie eso</i>	<i>exot</i>	92 (0.84)
<i>Diversità</i>	S_{div}	72 (0.10)
<i>Score</i>	s_k	0.31 (0.22)

e che il valore complessivo del per l'intero bacino lacustre è calcolabile mediando i valori delle 5 metriche secondo la seguente formula:

$$MacroIMMI = \frac{som + exot + S_d + s_k + z_{c-max}}{5}$$

Il valore dell'indice MacroIMMI per il Lago di Candia per il 2009 è di 0.44.

Questo valore è indicatore dello stato di qualità solo se confrontato con i limiti di classe stabiliti per legge, la cui tabella 7 è relativa alla tipologia del Lago di Candia.

Tabella 7 - Limiti di classe per l'Indice MacroIMMI e per tutti i singoli indicatori. I valori MacroIMMI poli e MacroIMMI non poli, si riferiscono rispettivamente ai limiti di classe (E=Elevato, B=Buono, M=Moderato S=Scarso, C=Cattivo) per i laghi di tipo polimittico e non polimittici.

		valore rif	E/B	B/M	M/S	S/C
<i>Massima prof di crescita</i>	z_{c-max}	1.00	0.84	0.76	0.67	0.50
<i>freq specie sub</i>	<i>som</i>	1.00	0.99	0.80	0.70	0.55
<i>freq specie eso</i>	<i>exot</i>	1.00	0.97	0.92	0.87	0.76
<i>Diversità</i>	S_{div}	1.00	0.70	0.50	0.40	0.20
<i>Score</i>	s_k	1.00	0.70	0.50	0.40	0.20
<i>MacroIMMI poli</i>		1.00	0.84	0.68	0.59	0.43
<i>MacroIMMI non poli</i>		1.00	0.84	0.70	0.61	0.44

Il Lago di Candia può essere così classificato, sulla base delle sole macrofite acquatiche, come lago a qualità al limite tra la classe scarsa e la classe cattiva. Questa valutazione va considerata, oltre che nel suo complesso anche riguardo alle singole voci, così è possibile affermare che mentre le metriche relative alla frequenza delle specie esotiche (*exot*) e lo score (s_k) siano in linea con il giudizio complessivo. La voce che indica una qualità scarsa è proprio quella relativa alla diversità (S_{div}) e alla frequenza delle specie sommerse (*som*). Questi fatti sono in linea con il giudizio generale dove la diversità è bassissima e la specie dominante è *Trapa natans*, in termini poi di specie sommerse queste sono molto poche rispetto a quelle con foglie galleggianti e presentano una distribuzione e un'abbondanza irrisoria rispetto a quella di *Trapa*.

Un indice valuta in modo oggettivo quali sono i problemi, potendo dare indicazioni gestionali: fondamentale risulta, quindi, gestire regolarmente la castagna d'acqua e sostituirla con alcune specie sommerse come *Potamogeton* e *Ceratophyllum* in diverse zone del lago.

Bibliografia

Buraschi E., F. Buzzi, L. Garibaldi, G. Morabito, A. Oggioni, G. Tartari, N. Salmaso *et al.* 2008. Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre. Metodi biologici per le acque. Parte I. APAT: 16 pp. http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html

Oggioni, A., F. Buzzi & R. Bolpagni. 2009. 4. Indici macrofitici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi: MacroIMMI e MTIspecies. In: Marchetto, A., A. Boggero, M. Ciampittiello, G. Morabito, A. Oggioni & P. Volta (a cura di), Indici per la valutazione della qualità ecologica dei laghi. Report CNR-ISE, 02-09: 50-74.

4. Biocenosi animali

4.1 Zooplancton

4.1.1 Analisi del popolamento zooplanctonico

Rispetto all'intero periodo di studio nel 2008 e nel 2009 si osserva una sostanziale stabilità della densità dello zooplancton totale come evidenziato chiaramente dall'andamento temporale dei valori medi annuali (Fig. 15). Dalla scomposizione della densità totale nelle densità delle tre componenti principali (rotiferi, cladoceri e copepodi) si osserva che: a) la densità dei rotiferi tende a mantenersi su valori contenuti a partire dal 2005; la densità dei cladoceri tende a ridursi progressivamente, dopo l'incremento osservato nel 2006, ma si mantiene su valori medi relativamente elevati rispetto al decennio 1992-2003; la densità dei copepodi sembra mantenersi su valori medi relativamente stabili e, sull'intero periodo di studio, mostra una tendenza all'aumento graduale e progressivo.

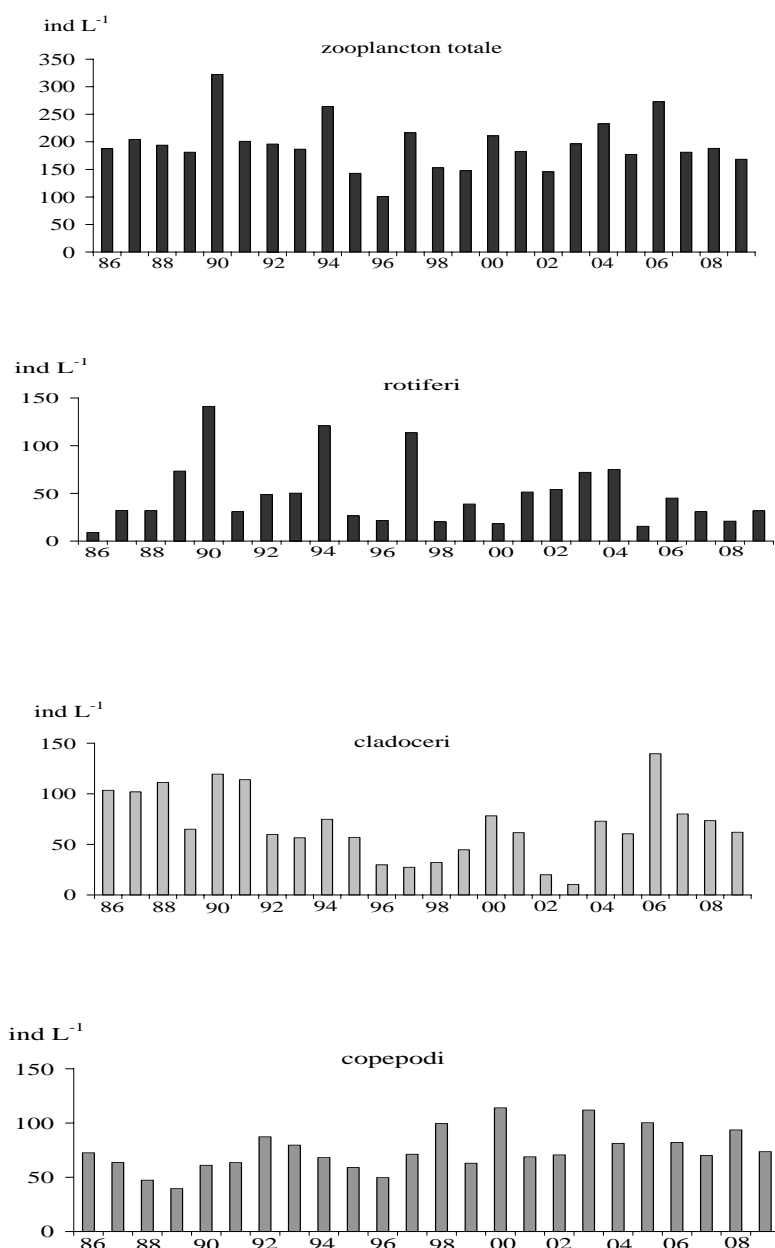


Fig. 15. Variazioni della densità media annua del popolamento zooplanctonico totale, dei Rotiferi, dei Cladoceri e dei Copepodi dal 1986 al 2009

Tra i rotiferi le specie maggiormente rappresentate negli ultimi anni sono i filtratori di piccole dimensioni, in particolare *Keratella quadrata* e *K. cochlearis*, e le specie predatrici (*Asplanchna priodonta* e *A. girodi-brightwelli*). Nel complesso, sia il numero di specie che la densità della maggioranza delle specie di Rotiferi, si sono progressivamente ridotte nell'ultimo decennio. Fanno eccezione le due specie di *Asplanchna* (Fig. 16) che, notevolmente ridotte negli anni '90, mostravano una tendenza all'aumento in due periodi successivi (2001-03 e 2006-07). In controtendenza appaiono gli ultimi due anni (2008-09) con valori di densità nuovamente ridotti a livelli simili a quelli osservati dal 2004 al 2006.

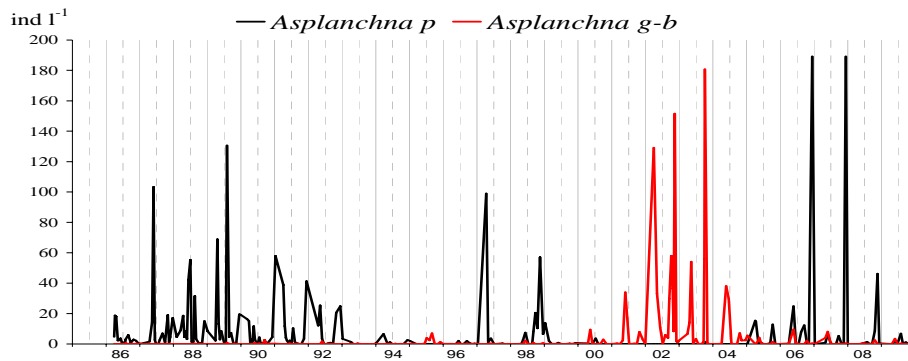


Fig. 16. Variazioni della densità dei Rotiferi predatori del genere *Asplanchna* dal 1986 al 2009.

Per quanto riguarda i Cladoceri, la componente di piccole dimensioni (microfiltratori) mantiene densità abbastanza elevate, anche se mediamente inferiori del 50% rispetto a quelle raggiunte nel 2006, con variazioni interannuali modeste. Il decremento di densità osservato negli ultimi 3 anni è il risultato di una diminuzione di tutte le specie, ad eccezione di quella di dimensioni più piccole, *Chydorus sphaericus*, che nel 2009 mostra un moderato incremento (~20%) rispetto al 2006. Per contro, le specie del genere *Ceriodaphnia*, tutt'ora dominanti tra i cladoceri di piccole dimensioni, mostrano nel 2007-2009 una netta tendenza alla diminuzione rispetto al picco raggiunto nel 2006 con perdite comprese tra il 30% (2008) e il 60% (2009).

Al contrario dei microfiltratori, i macrofiltratori (*Daphnia* ed *Eudiaptomus*) hanno mantenuto densità sostanzialmente stabili rispetto alle medie degli ultimi 15 anni, se pur con valori di picco inferiori a quelli osservati nel periodo tardo autunnale del 2001 e del 2004 (Fig. 17).

La densità del complesso di specie e ibridi di *Daphnia hyalina-galeata-cucullata*, che dal 2002 mostrava una tendenza alla progressiva diminuzione, sembra invertire questa tendenza nel 2009, grazie soprattutto allo sviluppo di una popolazione abbondante nel periodo tardo-primaverile. La concomitante diminuzione della densità del più diretto competitore (*Eudiaptomus gracilis*) suggerisce un'inversione, relativamente a quel periodo stagionale, dei rapporti competitivi tra i due filtratori di maggiori dimensioni.

Va segnalata, per quanto riguarda la componente a cladoceri, la ricomparsa nel 2007 e nel 2008 della specie aliena *Daphnia parvula* (Fig.18). Questa specie, comparsa nel lago alla fine del 2002, era progressivamente diminuita di densità nei due anni successivi e non era stata rinvenuta nel 2005 e nel 2006. La ricomparsa di una popolazione di *D. parvula*, benché di modesta densità, è indicativa della presenza nei sedimenti del lago di un deposito attivo di uova durature che possono svilupparsi quando si presentino condizioni ambientali favorevoli alla specie. La presenza di un deposito attivo di uova durature rappresenta per la specie una garanzia di poter sfruttare opportunità ambientali favorevoli per la ricolonizzazione dell'ambiente.

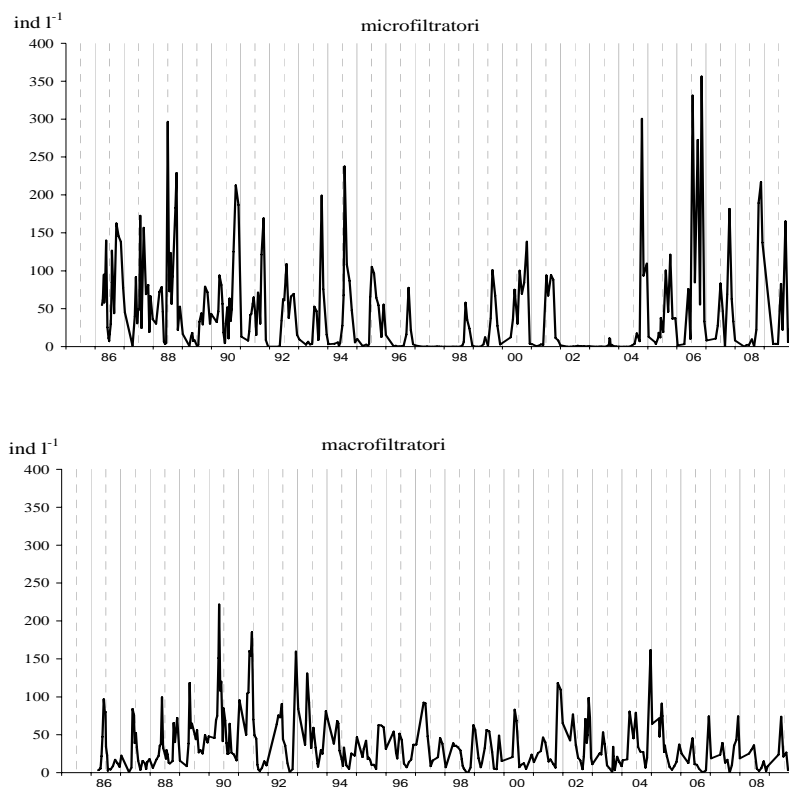


Fig. 17. Variazioni della densità dei Cladoceri microfiltratori e dei macrofiltratori (*Daphnia* ed *Eudiaptomus*) dal 1986 al 2009.

La densità totale della componente a copepodi è quella che mostra le minori variazioni, come conferma l'andamento delle medie degli ultimi due anni rispetto alle medie dell'ultimo decennio. Facendo riferimento all'intero periodo di studio (1986-2009) sembra invece evidente una lenta ma progressiva tendenza all'aumento della componente dei copepodi che tende sempre più frequentemente ad assumere un ruolo dominante nel popolamento zooplanctonico (Fig.19).

In particolare, l'aumento della componente a copepodi è trainato dall'incremento delle specie di ciclopidi di piccole dimensioni (rappresentati prevalentemente da *Thermocyclops crassus*) che, come già precedentemente segnalato, tendono a monopolizzare l'ambiente durante la stagione estiva. La dominanza di *Thermocyclops crassus* risulterebbe particolarmente favorita negli anni caratterizzati da un'elevata abbondanza di predatori invertebrati (Fig. 20). Infatti, la maggiore pressione di predazione verosimilmente esercitata dai predatori invertebrati sui cladoceri di piccole dimensioni, favorirebbe indirettamente la componente zooplanctonica estiva di pari dimensioni ma con migliori capacità di fuga dal predatore.

Negli anni con minore abbondanza di predatori invertebrati di dimensioni relativamente elevate, come il cladocero *Leptodora kindtii* e la larva del dittero *Chaoborus flavicans*, si osserva, invece, un incremento dell'altro cicloptide di piccole dimensioni (*Mesocyclops leuckarti*). Questa specie, che preda sia su rotiferi che su cladoceri di piccole dimensioni, sembra comunque esercitare un controllo meno efficace sui cladoceri micro filtratori, probabilmente per effetto della sua minore dimensione.

Questa ipotesi sembra essere confermata dai dati relativi all'abbondanza delle prede negli anni con prevalenza dei predatori più grandi (*Leptodora kindtii* e *Chaoborus flavicans*) rispetto agli anni con prevalenza dei predatori più piccoli (*Mesocyclops leuckarti*, Fig. 21). Dai dati degli ultimi due anni, risulta confermato il ruolo chiave dei predatori invertebrati nell'evoluzione del popolamento zooplanctonico verso una dominanza delle specie di piccole dimensioni.

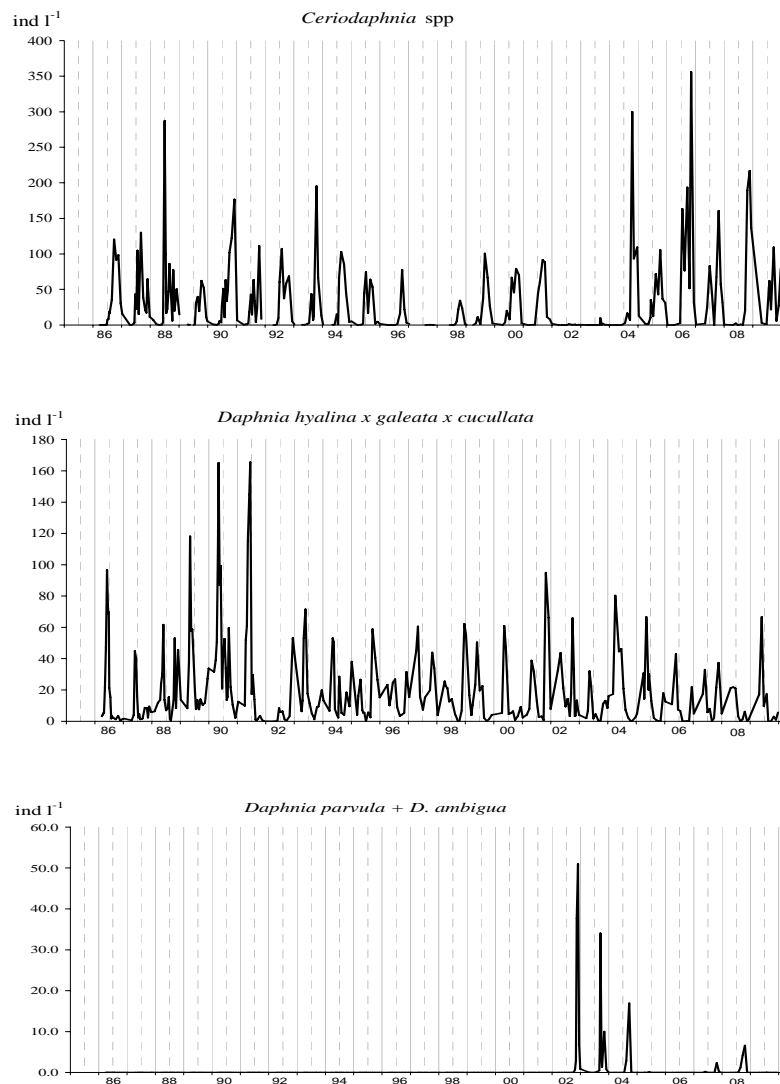


Fig. 18. Variazioni della densità di *Ceriodaphnia* spp, del complesso di specie e ibridi di *Daphnia hyalina-galeata-cucullata* e di *Daphnia parvula*, *D. ambigua* dal 1986 al 2009.

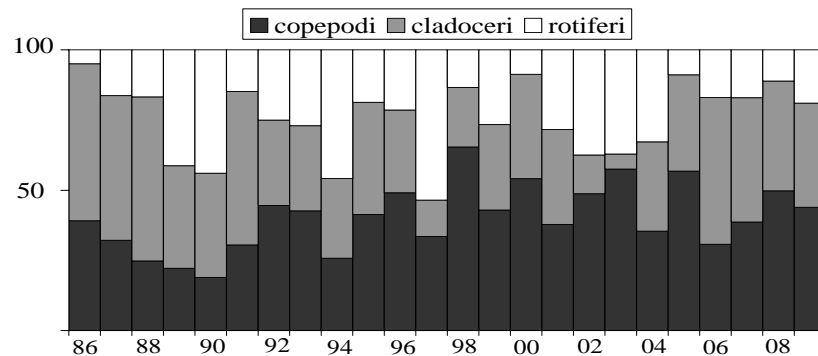


Fig. 19. Variazioni del contributo percentuale (medie annue) dei rotiferi, cladoceri e copepodi al popolamento zooplanctonico dal 1986 al 2009.

Questa conclusione è solo apparentemente in contrasto con la teoria classica che attribuisce al predatore vertebrato (pesce planctofago) il ruolo causale nella dominanza delle specie di piccole dimensioni sulle specie di dimensioni maggiori. Questa apparente discordanza deriva dal fatto che la predazione non è che uno dei fattori che regolano gli equilibri tra le specie. Nel caso specifico del Lago di Candia, la disponibilità di una lunga serie di dati continuativi che forniscono la base per interpretare i cambiamenti avvenuti, appare evidente l'importanza del fattore competizione nel determinare le abbondanze relative dei macrofiltratori e dei microfiltratori. Infatti, dall'esame del rapporto tra le due componenti dimensionali lungo l'intero periodo di studio è evidente come la dominanza dei macrofiltratori si sia realizzata solo per un periodo di tempo relativamente breve, limitatamente ai 5 anni immediatamente successivi la riduzione dei predatori vertebrati. Negli anni successivi si osserva una progressiva stabilizzazione della dominanza dei microfiltratori, che non risulta essere contrastata significativamente dall'incremento contestuale dei predatori invertebrati, che predano la frazione planctonica di piccole dimensioni (Fig.22). Infatti, se i cladoceri microfiltratori sono efficacemente controllati dai predatori invertebrati di grandi dimensioni (*Leptodora kindtii* e *Chaoborus flavicans*) non sembrano esserlo i ciclopidi di piccole dimensioni, *Thermocyclops crassus* e *Mesocyclops leuckarti*. Negli anni con elevata densità di *Leptodora kindtii* e *Chaoborus flavicans*, i ciclopidi di piccole dimensioni sostituiscono i cladoceri microfiltratori e, verosimilmente, contrastano lo sviluppo dei cladoceri macrofiltratori sia per competizione che per predazione sugli stadi giovanili.

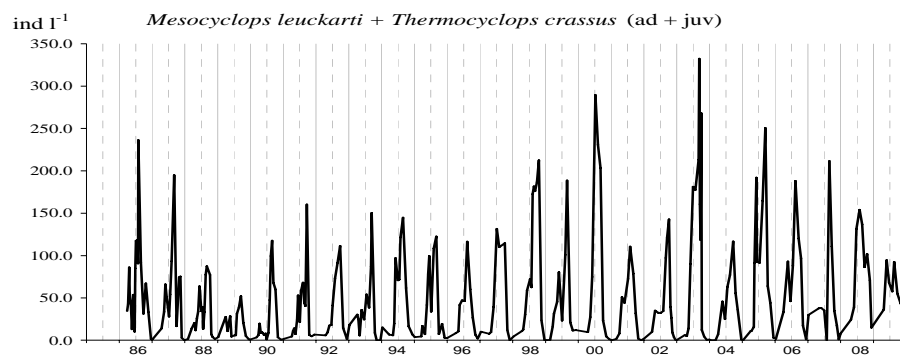


Fig. 20. Variazioni della densità di *Mesocyclops* e *Thermocyclops* dal 1986 al 2009.

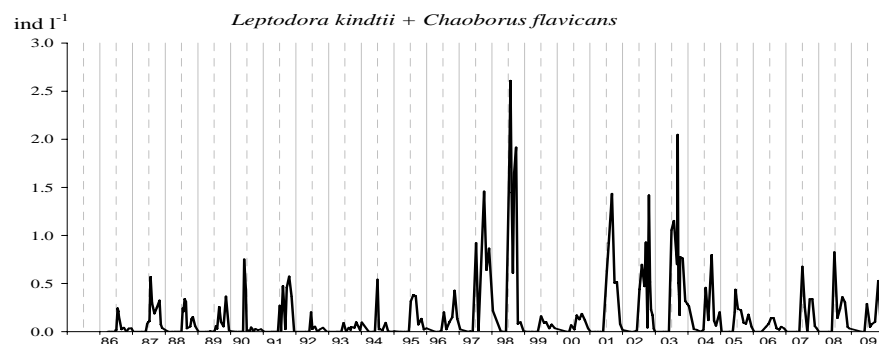


Fig. 21. Variazioni della densità dei principali predatori invertebrati rinvenuti nella colonna d'acqua dal 1986 al 2009.

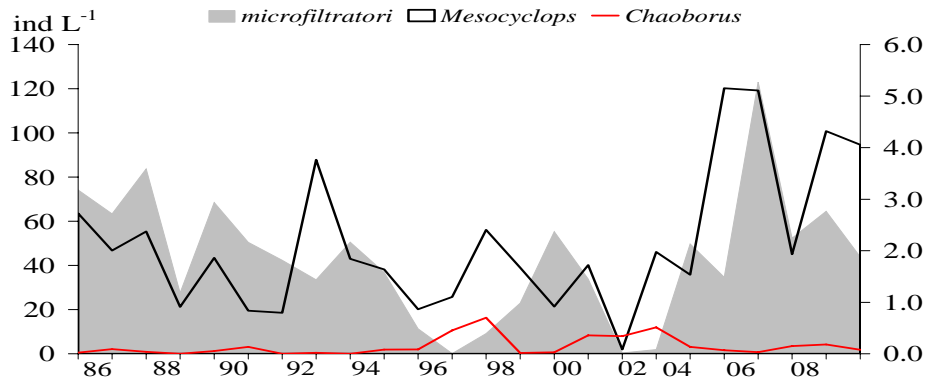


Fig. 22. Variazioni dei valori medi annuali della densità di cladoceri microfiltratori, dei predatori invertebrati di grandi dimensioni (*Leptodora kindtii* e *Chaoborus flavicans*) e dei predatori invertebrati di piccole dimensioni (*Mesocyclops leuckarti*) dal 1986 al 2009.

4.1.2 Considerazioni conclusive e prospettive future

Da un punto di vista pratico è importante ricordare che il mantenimento di un popolamento zooplanctonico abbondante e, soprattutto, composto da specie in grado di esercitare un efficiente controllo del fitoplancton, è la garanzia per il mantenimento dei risultati conseguiti con gli interventi di biomanipolazione, come la diminuzione delle concentrazioni dei nutrienti, la riduzione delle fioriture algali e la riduzione del deficit estivo di ossigeno nelle acque profonde. Partendo da questa premessa, i risultati degli ultimi due anni di studio possono essere interpretati come indicativi di una situazione non ottimale e, probabilmente, in fase di ulteriore peggioramento. Infatti risulta confermata la tendenza verso la dominanza delle specie di piccole dimensioni per la maggior parte dei mesi dell'anno, mentre i macrofiltratori sembrano essere sfavoriti anche in assenza di una forte pressione di predazione da parte del pesce. Solo negli anni caratterizzati da elevate densità di predatori invertebrati attivi nel periodo estivo (larve di *Chaoborus flavicans*, *Leptodora kindtii*) le specie zooplanctoniche di dimensioni maggiori riescono a sviluppare popolazioni più abbondanti, anche se limitatamente ai periodi primaverile e autunnale. Infatti, la predazione esercitata dagli invertebrati riducendo i cladoceri microfiltratori favorisce indirettamente altre specie non predate o meno intensamente predate, come il piccolo ciclopide *Thermocyclops crassus* o i cladoceri di maggiori dimensioni (*Daphnia*).

L'incremento nelle aree litorali delle macrofite sommerse potrebbe favorire l'incremento o almeno il mantenimento di popolazioni di macrofiltratori sufficientemente abbondanti e stabili nel tempo fornendo aree di rifugio dai predatori. Infatti, benché gli adulti delle specie più grandi non siano intensamente predate dagli invertebrati, le minori dimensioni degli stadi giovanili li rendono soggetti anche a questi predatori.

A questo punto, è lecito chiedersi quali azioni intraprendere per migliorare, o almeno evitare il peggioramento, della componente zooplanctonica per evitare le ovvie ripercussioni sugli altri livelli della catena trofica e, di conseguenza, sulle condizioni fisico-chimiche dell'ambiente. Come già avevo sottolineato nel precedente rapporto, la comprensione dei meccanismi che regolano i rapporti tra le specie zooplanctoniche (competizione, predazione) è indispensabile per valutazioni previsionali circa la stabilità del popolamento e, quindi, degli equilibri trofici del lago. La disponibilità di una serie dettagliata e completa di dati per oltre un ventennio ha consentito di identificare i principali fattori di controllo che hanno determinato l'evoluzione del popolamento del lago. Introdurre verifiche delle evidenze di campo mediante l'avvio di una fase complementare di sperimentazione in condizioni controllate e semi-naturali appare come la strada migliore per ottenere informazioni che contribuiscano ad una sempre più mirata gestione "biologica" dell'ambiente. Vorrei sottolineare, ancora una volta, l'importanza di intraprendere questi

approfondimenti tramite esperimenti mirati a valutare gli equilibri tra le specie e i fattori che possono favorire le specie di maggiori dimensioni che possono garantire un più efficace controllo del fitoplancton. Date le attuali condizioni del popolamento zooplanctonico del lago, questa azione, indispensabile per le scelte di gestione, andrebbe avviata in tempi brevi per ottenere al più presto le indispensabili basi per scelte operative corrette ed efficaci.

4.2 Fauna ittica

4.2.1 Campionamento della fauna ittica

Il campionamento è stato effettuato nel Luglio 2009. La metodologia di campionamento impiegata è conforme alle indicazioni presenti nel decreto legislativo 56/2009 sul monitoraggio dei corpi idrici superficiali e permette di ottenere un quadro preciso della struttura e composizione della comunità ittica del lago. Per il campionamento sono state utilizzate reti multimaglia ed elettropesca.

Reti Multimaglia

Le reti multimaglia permettono di catturare individui di taglie diverse e di conseguenza appartenenti a classi d'età differenti. In questo modo si riesce ad ottenere un quadro dettagliato della struttura di taglia e dunque dello stato di qualità della struttura di popolazione.

Le reti (aventi tempo di posa pari a dodici ore circa) sono state posate alla sera e salpate alla mattina.

Il lago è stato campionato in zone diverse ed a profondità differenti.

Elettropesca

Il campionamento ha permesso di integrare i dati ottenuti mediante il campionamento con reti multimaglia. Il metodo adottato è quello del “*Point Abundance Sampling Electrofishing*” (PASE), il quale consente il reperimento di un maggior numero di informazioni puntuali rispetto al classico campionamento su transetto. I punti di campionamento sono stati 31, tali campionamenti sono stati effettuati nelle ore diurne.

Il metodo PASE prevede l'immersione dell'elettrostorditore in un solo punto ogni 50-100 metri lineari lungo la zona litorale. Il pesce catturato viene poi accuratamente misurato e successivamente reimpresso a lago.

4.2.2 Risultati

Le specie catturate sono in totale sette (Tab. 8). Rispetto alle potenziali specie autoctone risultano presenti nel campione solo il pesce persico (*Perca fluviatilis*), la scardola (*Scardinius erythrophthalmus*) e la carpa (*Cyprinus carpio*) (parautoctona); sono invece assenti il luccio (*Esox lucius*), la tinca (*Tinca tinca*) e il ghiozzo padano (*Padogobius martensii*) rilevati invece in passato, l'alborella (*Alburnus alburnus alborella*) e la lasca (*Chondrostoma genei*) già da tempo assenti nelle acque del lago.

Quattro sono invece le specie alloctone catturate, una di recente comparsa (carassio) e tre (persico sole, persico trota e pesce gatto) presenti già da molto tempo nel lago.

La scardola risulta essere la specie più abbondante in termini di biomassa (56%) e seconda relativamente al numero totale di individui (34% del totale) (Fig. 23 e 24). Il pesce gatto costituisce una porzione abbondante della biomassa totale (21%) mentre numericamente rappresenta il 15% del pescato (Fig. 23 e 24).

Tabella 8 - Specie catturate nel campionamento del Luglio 2009. (a) autoctona; (i) introdotta-alloctona.

Nome comune	Nome scientifico
Carpa	<i>Cyprinus carpio</i> (a)
Pesce persico	<i>Perca fluviatilis</i> (a)
Scardola	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (a)
Carassio	<i>Carassius carassius</i> (i)
Pesce gatto	<i>Ictalurus melas</i> (i)
Persico sole	<i>Lepomis gibbosus</i> (i)
Persico trota	<i>Micropterus salmoides</i> (i)

Il pesce persico è la specie maggiormente rappresentata in termini di abbondanza numerica (35%) mentre dal punto di vista della biomassa costituisce il 6% del totale al pari del persico trota (Fig. 23 e 24). Si tratta dunque di individui di taglia ridotta i quali confermerebbero una tendenza (tipica di molti laghi poco profondi dell'Italia settentrionale) alla riduzione della taglia media quale effetto dei cambiamenti climatici in atto.

Carpa (4%), carassio (4%) e persico sole (3%) presentano i valori di biomassa più bassi, mentre numericamente il persico sole (8%) presenta un valore più consistente rispetto ai due ciprinidi (carpa 1%, carassio 1%) (Fig. 23 e 24).

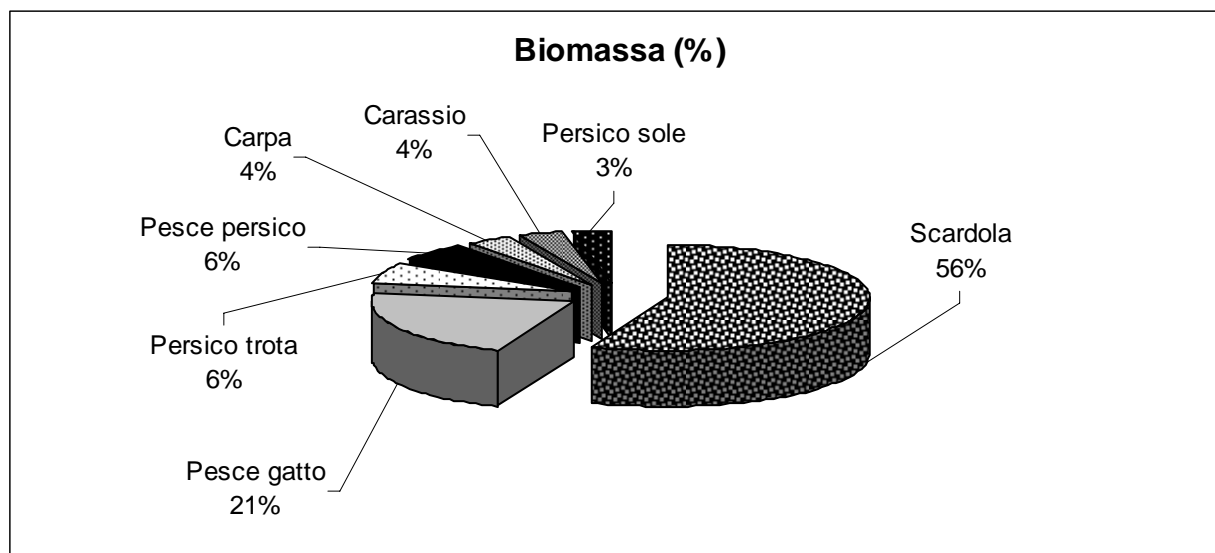


Fig. 23. Composizione in biomassa relativa della comunità ittica come risulta dal prelievo con reti multimaglia.

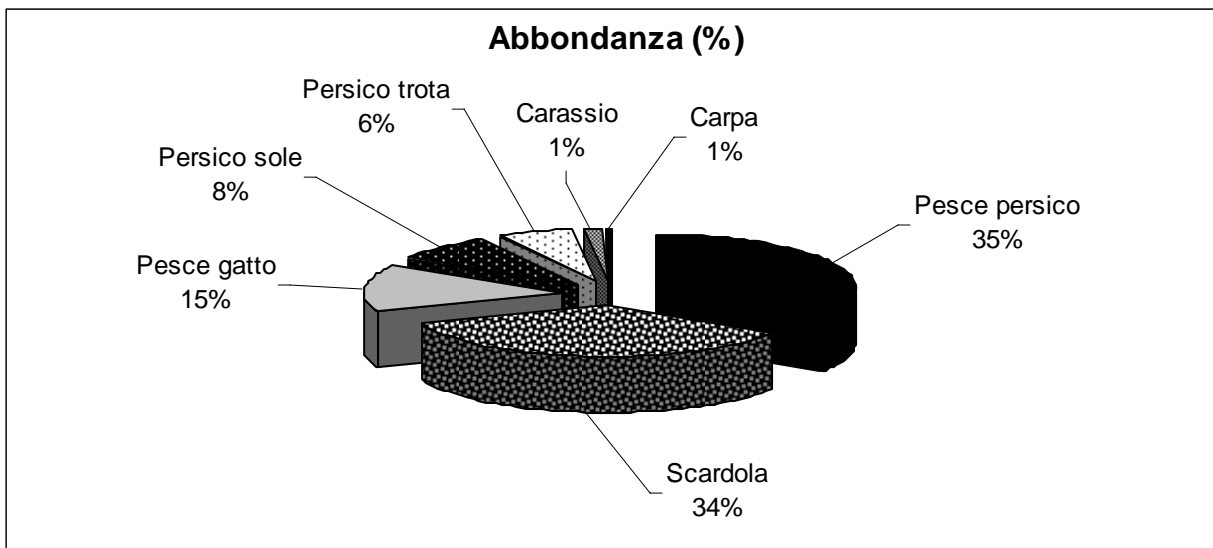


Fig. 24. Composizione in abbondanza percentuale della comunità ittica, come risulta dal prelievo con reti multimaglia.

I dati relativi al campionamento con reti sono confermati dal campionamento tramite elettropesca. La scardola è la specie dominante (82%), segue il persico sole (13%), mentre le rimanenti specie non presentano abbondanze significative (Fig. 25).

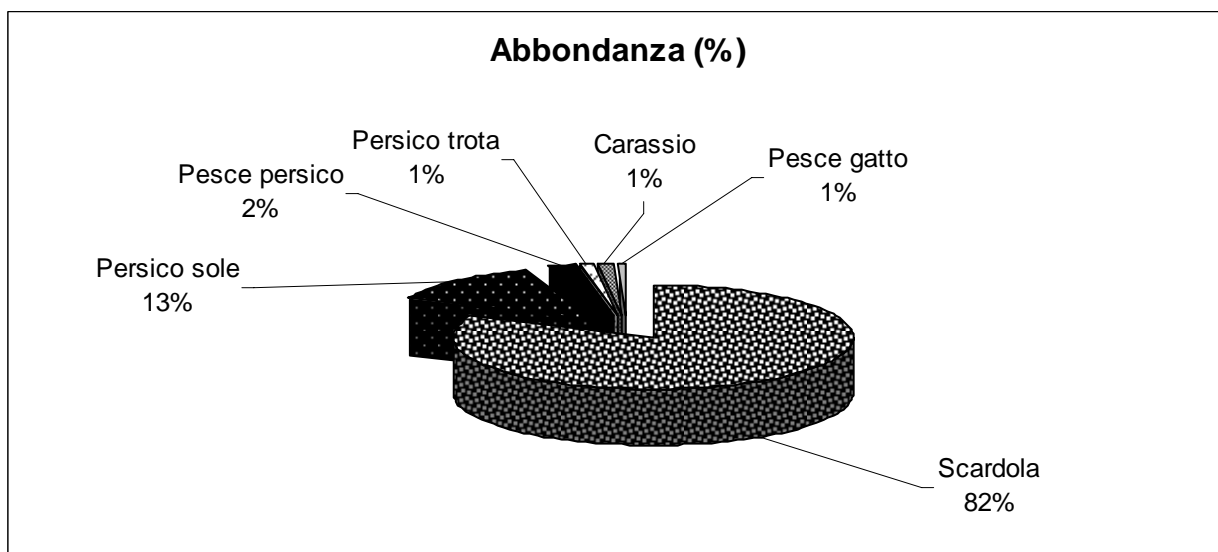


Fig. 25. Composizione in abbondanza percentuale della comunità ittica, come risulta dal prelievo con elettropesca.

4.2.4 Struttura di popolazione delle specie campionate

Si riporta di seguito un breve commento relativo alla struttura di popolazione delle specie più significative: scardola, pesce persico, persico trota, pesce gatto, persico sole e carassio.

Scardola

La popolazione di scardola risulta caratterizzata da un consistente numero di individui appartenenti alla classe di taglia 2-3 cm (giovani dell'anno); tali individui costituiscono il 55% del campione.

Si assiste poi ad una quasi totale assenza di individui appartenenti alle classi d'età compresa tra 1 e 2 anni segnale di una mortalità accentuata, probabilmente determinata dalla predazione da parte di

persico trota e pesce gatto. Sono presenti individui adulti (2-4 anni) in percentuali accettabili. Tale porzione di popolazione costituisce lo stock riproduttivo (Fig. 26).

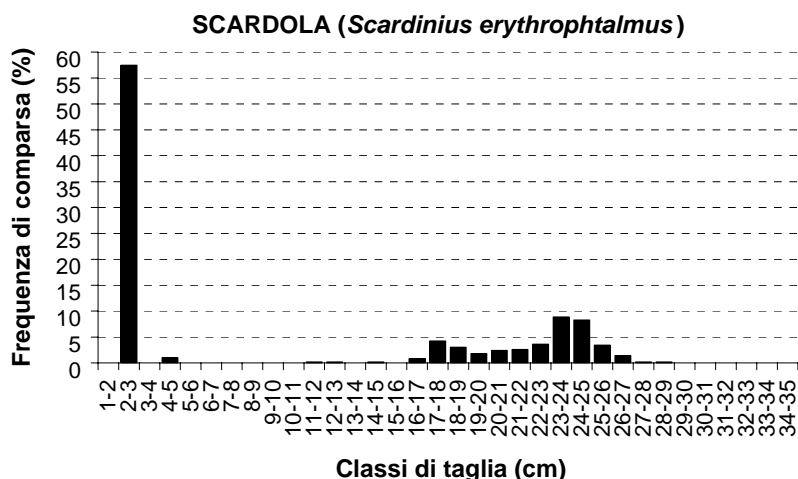


Fig. 26. Struttura in classi di taglia della popolazione di scardola.

Pesce persico

La popolazione di pesce persico mostra una tendenza al nanismo, con molti individui di taglia ridotta e pochi individui che raggiungono dimensioni superiori a 20 cm (Fig. 27). Tale fenomeno è probabilmente indotto dai cambiamenti climatici ed anche dalla pressione di pesca eccessiva che tende a ridurre, attraverso prelievo selettivo, gli individui di dimensioni maggiori.

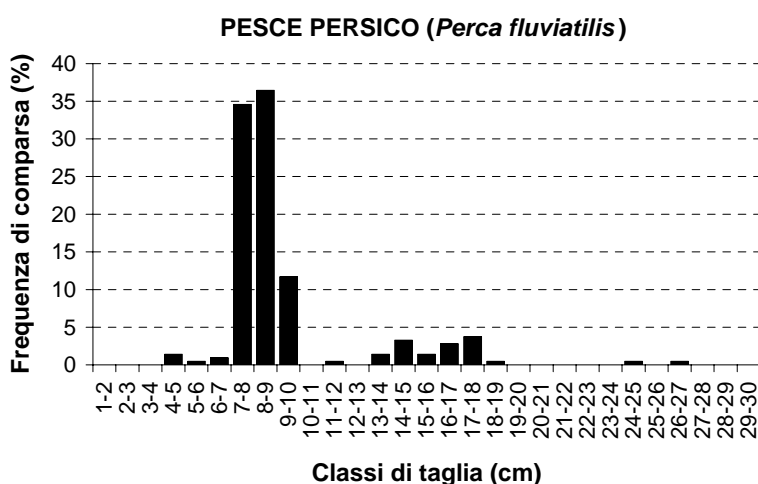


Fig. 27. Struttura in classi di taglia della popolazione di pesce persico.

Persico trota

La popolazione di persico trota risulta strutturata in modo abbastanza corretto ed è caratterizzata da individui di almeno 3 classi di età. Si deve far notare tuttavia che sono assenti individui di taglia elevata, fatto che potrebbe indicare una eccessiva pressione di pesca nei confronti di questa specie (Fig. 28).

Pesce gatto

Il pesce gatto evidenzia una popolazione non correttamente strutturata: mancano completamente gli individui compresi tra 0 e 15 cm (giovani dell'anno) mentre risultano ben rappresentate le classi di taglia intermedie di taglia maggiore (Fig. 29).

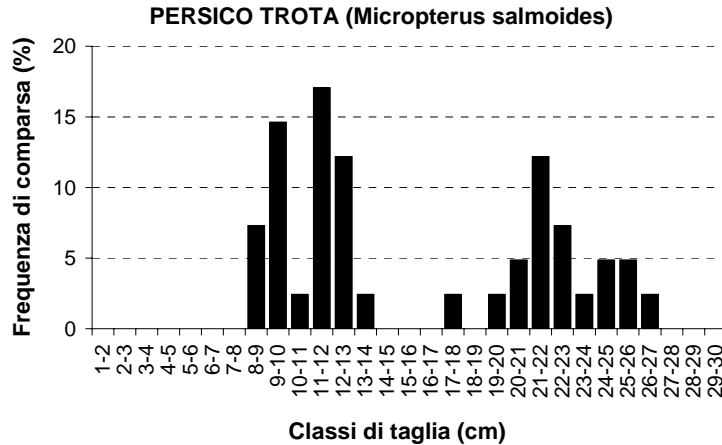


Fig. 28. Struttura in classi di taglia della popolazione di persico trota.

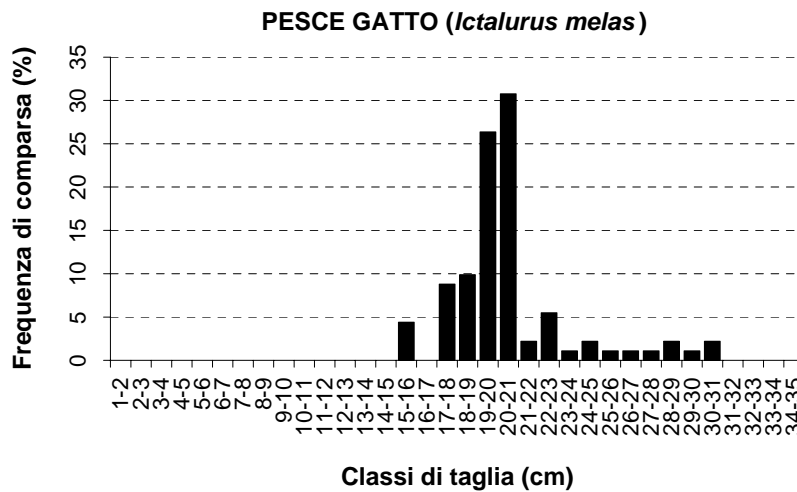


Fig. 29. Struttura in classi di taglia della popolazione di pesce gatto.

Persico sole

Il persico sole presenta una popolazione in generale ben strutturata con un numero elevato di giovani dell'anno e una buona percentuale di individui adulti (stock riproduttivo). Tuttavia come per la scardola si deve far notare una certa assenza di individui appartenenti alla classe d'età 1, (lunghezza media 8 cm circa), probabilmente dovuta alla predazione da parte di persico trota e pesce gatto (Fig. 30).

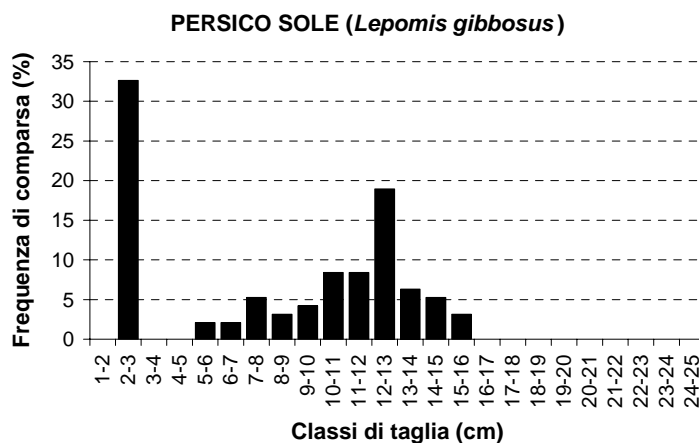


Fig. 30. Struttura in classi di taglia della popolazione di persico sole.

Carassio

La popolazione di carassio è caratterizzata da individui di almeno due classi di età, indicando di fatto la presenza di riproduzione naturale (Fig. 31).

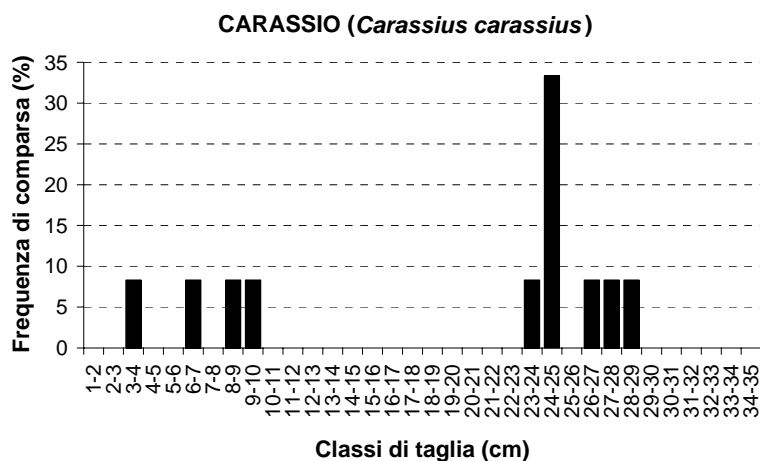


Fig. 31. Struttura in classi di taglia della popolazione di carassio.

4.2.4 Considerazioni conclusive

Il Lago di Candia è un lago particolarmente delicato dal punto di vista della biocenosi ittica. Innanzitutto, essendo piccolo e poco profondo risente in misura consistente delle modificazioni climatiche in atto che si manifestano attraverso un riscaldamento delle acque, determinando sia l'affermazione di specie tolleranti che la riduzione di taglia di specie meno tolleranti a temperature elevate. Questo appare abbastanza evidente se si considera l'affermazione del carassio e del pesce gatto o la riduzione di taglia media del pesce persico (tanti individui ma decisamente di taglia piccola).

Sul lago, inoltre, insiste una pressione di pesca che, per le caratteristiche dell'ambiente, risulta ancora troppo elevata. Ciò si riflette sulla struttura di popolazione delle specie ittiche di maggior pregio (pesce persico, persico trota ed eventualmente tinca e luccio), caratterizzata da individui di taglia progressivamente sempre più ridotta (fino alla quasi totale estinzione). Rispetto ai campionamenti effettuati nel 2007 infatti non sono stati pescati individui di queste specie di taglia consistente.

Ne consegue che anche la struttura di comunità è sensibile a tali modificazioni (sempre più caratterizzata da specie di basso valore ecologico ed alieutico, tolleranti e dunque molto adattabili). In questo senso le specie maggiormente adattabili e poco ambite dal punto di vista alieutico risultano e risulteranno sempre più abbondanti. È questo il caso del pesce gatto che è presente in quantità consistenti o del carassio che, presente con più classi di età, dimostra di essersi adattato a questo ambiente lacustre.

L'assenza della tinca e del luccio tra i pesci catturati nel campionamento del 2009 non sono segnali confortanti e confermano la criticità di questo ambiente per le due specie, come già evidenziato in passato.

L'unica presenza del luccio è stata verificata in un canale laterale alla palude durante un campionamento puntiforme effettuato nel Gennaio 2009. Si trattava di individui giovani (1 anno), la cui sopravvivenza probabilmente è dovuta alla ridotta pressione di pesca in questo ambiente e al fatto che probabilmente la taglia ridotta non li ha resi particolarmente ambiti alla cattura.

Senza la rimozione delle cause di depauperamento dello stock è impensabile pensare di ricostituire popolazioni equilibrate di queste due specie autoctone nelle acque del Lago di Candia, anche in presenza di operazioni di ripopolamento, le quali peraltro possono avere solo una efficacia temporanea. Ne consegue che non potrà essere raggiunto e mantenuto il buono stato ecologico, secondo le indicazioni della Direttiva sulle Acque 2000/60/CE.

Le forti pressioni ambientali ed antropiche non possono che condurre inesorabilmente alla riduzione dello stock difficilmente recuperabile se non se ne bloccano le cause.

Se per le cause naturali (cambiamento climatico) è difficile trovare soluzioni accettabili, è invece assolutamente necessario un intervento sulle cause di origine antropica, modulando la pressione di pesca in relazione alle caratteristiche attuali del popolamento.

Misure di protezione per le specie di pregio (lucio e tinca) sono non solo necessarie ma risultano essere fondamentali per il mantenimento degli stock. La creazione di aree a protezione integrale per la fauna ittica e la stretta regolamentazione del prelievo di pesca appaiono soluzioni praticabili e necessarie.

Qualsiasi tentativo di reintroduzione o sostegno alle popolazioni di luccio e tinca mediante ripopolamento risulterà vano se non si ridurrà al minimo il prelievo di pesca. Ciò non toglie che sia opportuno intervenire anche sugli stock anche attraverso ripopolamento temporaneo.

A tal proposito si ricorda che la creazione di una piccola struttura ittiogenica, ossia di una struttura adatta alla produzione di avannotti di specie quali il luccio, realizzata presso il centro accoglienza dell'Ente Parco, è stato un passo importante per la gestione dell'ittiofauna del lago, tenendo presente l'obiettivo del recupero del buono stato ecologico.

Il funzionamento della struttura ittiogenica, come da accordi, è stato portato avanti dal personale dell'Ente Parco e da volontari pescatori, nonché dal personale del servizio faunistico della provincia di Torino con il supporto scientifico del CNR-ISE. Gli sforzi per portare a termine il primo anno di attività sono stati notevoli ed hanno messo in evidenza anche alcuni aspetti critici che meritano di essere posti in luce al fine di una migliore conduzione delle attività in futuro.

Il maggiore ostacolo al buon esito delle operazioni di ripopolamento è stato quello di recuperare riproduttori di luccio dal bacino, attività molto dispendiosa in termini di personale e tempo e che ha portato a risultati decisamente scarsi. La sempre più difficile reperibilità di materiale autoctono imporrebbe una riflessione attenta sul significato della misura legislativa che obbliga al recupero di materiale proveniente solamente dal bacino in cui è inserito l'ambiente che si deve ripopolare. Questa misura legislativa nell'ottica della conservazione, del patrimonio e della variabilità genetica della specie *Esox lucius* appare deleteria ed eccessivamente vincolante, rischiando di ottenere risultati opposti rispetto ai suoi obiettivi.

Un secondo punto critico su cui è opportuno riflettere è relativo all'assistenza tecnica e operativa necessaria per il funzionamento ottimale della struttura ittiogenica. Tale compito è stato condiviso dal personale dell'Ente Parco col supporto tecnico del personale del servizio faunistico della Provincia di Torino e di personale volontario. Un grosso sforzo è stato compiuto ed i risultati, se pur limitati quantitativamente (circa 200 larve di luccio immesse nel lago e in paluetta), sono stati importanti. Questa pratica deve essere continuata almeno per i prossimi due-tre anni, possibilmente utilizzando riproduttori prelevati in ambienti esterni al Lago di Candia e la sua palude, per non intaccare lo stock dei riproduttori che potrebbero essere ancora presenti la cui riproduzione naturale sarà senza alcun dubbio più efficace di qualsiasi pratica artificiale.

Una considerazione generale va fatta: se da una parte l'introduzione di novellame di luccio è una misura di per sé non dannosa e, anzi, in questo momento utile, proprio per il rapporto sforzo/risultato/rischio risulterà svantaggiosa non appena saranno presenti un certo numero di riproduttori nel lago o nei canali. La riproduzione naturale infatti è molto più efficiente di quella artificiale e l'incremento dello stock sarà raggiunto molto più facilmente limitando i prelievi di luccio dal lago rispetto alla introduzione di nuovo novellame, soggetto ad elevata mortalità.

Occorrerà dunque in futuro agire maggiormente sulla gestione della pesca limitando drasticamente il numero di capi prelevati o addirittura vietare completamente la pesca delle specie ritenute a rischio.

5. Conclusioni

5.1. Riepilogo ed indirizzi gestionali

Nel presente paragrafo sono richiamate le conclusioni principali esposte in precedenza e sono evidenziati quelli che dovrebbero gli interventi gestionali da attuare per far fronte alle possibili criticità individuate.

Per quanto riguarda il fitoplancton, il confronto interannuale mostra una sensibile fluttuazione della concentrazione di clorofilla totale, parametro indicatore della biomassa algale.

Le marcate fluttuazioni dello stato di qualità espresso attraverso questo indicatore mettono in evidenza la sensibilità del Lago di Candia verso quegli eventi climatici che, colpendo il bacino imbrifero, provocano conseguenze indirette sul lago stesso. Soprattutto in occasione di eventi estremi, come le precipitazioni intense, l'apporto di nutrienti algali, per dilavamento o attraverso la falda, potrebbe causare un rapido peggioramento della qualità delle acque del lago.

Di conseguenza, il mantenimento di un buono stato di qualità ecologica del Lago di Candia deve necessariamente passare attraverso interventi mirati sul bacino. Tra questi interventi, possiamo ricordare i seguenti:

- Riconversione dell'attività agricola verso colture meno esigenti in termini di fertilizzazione e di irrigazione.
- Rotazione delle colture al fine di ridurre al minimo i periodi di suolo scoperto esposto a dilavamento e ad erosione.
- Uso razionale di fertilizzanti sia in termini di dosaggio che di tempistica.
- Razionalizzazione dell'irrigazione per ridurre le perdite per dilavamento e per infiltrazione.
- Imboschimento di fasce riparie a ridosso del canneto finalizzato alla riduzione del dilavamento e dell'erosione del suolo, nonché alla intercettazione dei carichi di fosforo veicolati dalla falda superficiale che alimenta il lago.

Per ciò che riguarda le macrofite sommerse è possibile concludere che l'evoluzione della ranocchia maggiore nel Lago di Candia è indicatrice di due situazioni concomitanti: da un lato la mancanza di ombreggiamento, conseguente ad una riduzione continua del trapeto, ha favorito la diffusione di *Najas*; dall'altro il miglioramento generale della qualità delle acque e in particolare delle condizioni di trasparenza, hanno comportato un aumento della massima profondità di colonizzazione proprio da parte di *Najas*.

Questa tendenza, tuttavia, potrebbe essere invertita dalla mancata asportazione di castagna d'acqua. Infatti, se il 2009 si può considerare come anno intermedio dove il trapeto non ha subito l'azione predatoria da parte delle nutrie e la produttività è rimasta inalterata rispetto all'anno precedente, la situazione dei prossimi anni sarà probabilmente molto diversa e ci si può attendere un aumento di biomassa e una diminuzione dell'estensione delle specie sommerse a causa dell'ombreggiamento delle rosette di *Trapa*. A questo dovrà aggiungersi anche il mancato taglio di *Nelumbo nucifera* (Gaertn.) che sicuramente incrementerà la sua distribuzione.

L'applicazione dell'indice MacroIMMI fornisce dei risultati da cui emerge chiaramente l'esigenza di gestire regolarmente la castagna d'acqua e favorirne la sostituzione con alcune specie sommerse, come *Potamogeton* e *Ceratophyllum*, in diverse zone del lago, onde migliorare la qualità dell'ambiente.

Le indagini sullo zooplancton indicano, relativamente agli ultimi due anni di studio, come la situazione della biocenosi non sia ottimale e possa, anzi, essere in fase di ulteriore peggioramento. Infatti, risulta confermata la tendenza verso la dominanza delle specie di piccole dimensioni per la maggior parte dei mesi dell'anno, mentre i macrofiltratori sembrano essere sfavoriti anche in assenza di una forte pressione di predazione da parte del pesce. La riduzione dei macrofiltratori

rende meno efficace il controllo dello zooplancton sul fitoplancton e potrebbe portare, insieme alle cause evidenziate sopra, allo sviluppo di fioriture algali. Sarebbe opportuno programmare esperimenti mirati a valutare gli equilibri tra le specie e i fattori che possono favorire le specie di maggiori dimensioni che possono garantire un più efficace controllo del fitoplancton. Date le attuali condizioni del popolamento zooplanctonico del lago, questa azione, indispensabile per le scelte di gestione, andrebbe avviata in tempi brevi per ottenere al più presto le basi indispensabili per scelte operative corrette ed efficaci.

Relativamente alla fauna ittica, i dati raccolti nel 2009 hanno confermato l'esistenza di pressioni ambientali ed antropiche, cui questa biocenosi è sottoposta. Tali pressioni non possono che condurre inesorabilmente alla riduzione dello stock delle specie autoctone e di maggior pregio, difficilmente recuperabili se non se ne bloccano le cause di declino.

Se per le cause naturali (cambiamento climatico) è difficile trovare soluzioni accettabili, è invece assolutamente necessario un intervento sulle cause di origine antropica, modulando la pressione di pesca in relazione alle caratteristiche attuali del popolamento.

Misure di protezione per le specie di pregio (lucio e tinca) sono non solo necessarie ma risultano fondamentali per il mantenimento degli stock. La creazione di aree a protezione integrale per la fauna ittica e la stretta regolamentazione del prelievo di pesca appaiono soluzioni praticabili e necessarie.

Qualsiasi tentativo di reintroduzione o sostegno alle popolazioni di luccio e tinca mediante ripopolamento risulterà vano se non si ridurrà al minimo il prelievo di pesca. Ciò non toglie che sia opportuno intervenire anche sugli stock anche attraverso ripopolamento temporaneo, come si sta attualmente facendo per il luccio. Peraltro, nel caso specifico, il maggiore ostacolo al buon esito delle operazioni di ripopolamento è stato quello di recuperare riproduttori di luccio dal bacino, attività molto dispendiosa in termini di personale e tempo e che ha portato a risultati decisamente scarsi. La sempre più difficile reperibilità di materiale autoctono imporrebbe una riflessione attenta sul significato della misura legislativa che obbliga al recupero di materiale proveniente solamente dal bacino in cui è inserito l'ambiente che si deve ripopolare. Questa misura legislativa nell'ottica della conservazione, del patrimonio e della variabilità genetica della specie *Esox lucius* appare deleteria ed eccessivamente vincolante, rischiando di ottenere risultati opposti rispetto ai suoi obiettivi.

Le principali indicazioni gestionali per l'ittiofauna si possono riassumere come segue:

- Una corretta gestione della pesca in un ambiente di elevato pregio naturalistico presuppone una registrazione dei dati del pescato. E' necessario istituire la registrazione obbligatoria dei dati di pescato con opportune schede di cattura.
- E' fondamentale l'istituzione di zone di protezione integrale (divieto assoluto di pesca con qualsiasi strumento) in prossimità dell'area tra la ex-Canottieri e il Canale Traversaro.
- È necessario continuare, almeno nei prossimi due anni, con l'immissione di luccio a sostegno dell'esiguo stock presente. Le immissioni di avannotti andranno effettuate prevalentemente in paluetta e nei canali.
- E' necessario che venga rispettato il divieto di re-immissione in acqua di carassio, pesce gatto e persico sole una volta pescati.
- E' opportuno introdurre dei sistemi di regolazione idraulica per incrementare la connettività tra il lago e la palude.

Appendice

2009. Lago di Candia. Temperatura °C

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29/10/09	24/11/09	
Superf.	12.20	15.00	29.34	29.91	29.76	27.40	25.85	14.93	10.10	
0.5	12.10	14.60	29.33	29.84	29.39	27.80	23.45	14.90	10.50	G
1	12.00	14.40	29.20	29.82	29.21	27.90	23.50	14.90	10.50	H
1.5	11.70	14.30	27.11	29.83	29.10	27.90	23.45	14.90	10.50	I
2	11.20	14.20	25.03	29.67	29.00	27.90	23.41	14.79	10.80	A
2.5	10.90	14.20	24.09	29.39	27.78	27.90	23.33	14.79	10.90	C
3	10.80	14.10	20.63	29.04	27.35	27.90	23.13	14.77	10.90	C
3.5	10.70	14.00	17.69	25.27	27.19	27.90	23.00	14.77	10.90	I
4	10.60	13.90	15.75	24.89	25.85	27.80	21.92	14.77	10.90	O
4.5	10.30	13.60	14.79	23.65	25.05	20.40	21.85	14.77	10.70	
5	10.30	11.60	13.29	20.33	24.49	18.70	21.64	14.76	10.60	
5.5	10.30	11.00	13.30	19.21	19.24	17.00	21.33	14.75	10.50	
6	10.10	10.50	11.73	14.73	19.00	16.00	20.07	14.74	10.50	
6.5	10.10	10.20	11.13				19.59		10.40	

2009. Lago di Candia. Ossigeno mg l⁻¹

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29.10/2009	24/11/09
Superf.	10.28	7.53	7.36	8.48	8.97	7.58	11.55	7.84	8.83
m 1	10.41	7.46	7.63	8.58	8.71	7.50	11.43	10.16	8.86
m 2	11.02	6.38	7.41	8.63	8.49	7.46	11.38	9.46	8.94
m 3	10.56	7.21	7.41	8.74	6.92	7.49	10.39	8.08	8.80
m 4	10.55	7.15	6.78	9.09	4.60	6.93	9.40	8.88	8.80
m 5	10.17	6.27	2.01	6.59	4.51	2.93	6.90	8.15	8.60
m 6	9.73	2.76	1.24	1.17	0.63	1.84	1.91	6.52	8.63

2009. Lago di CANDIA. Alcalinità meq l⁻¹

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29/10/09	24/11/09
Superf.	1.055	0.982	0.972	0.993	1.005	0.984	1.030	1.088	1.097
m 1	1.047	0.981	0.961	0.987	1.011	0.981	1.012	1.079	1.094
m 2	1.072	0.976	0.967	0.993	1.006	1.023	1.022	1.081	1.094
m 3	1.053	0.972	0.965	0.999	1.000	1.018	1.011	1.087	1.091
m 4	1.061	0.985	0.980	0.992	1.012	1.024	1.014	1.091	1.093
m 5	1.061	0.998	1.035	0.999	0.941	0.996	1.016	1.092	1.096
m 6	1.051	1.035	1.174	1.233	1.196	1.023	1.084	1.093	1.086

2009. Lago di CANDIA. Conducibilità μS cm⁻¹ (20 °C)

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29/10/09	24/11/09
Superf.	121.0	116.5	114.5	118.2	119.1	118.2	117.2	124.8	124.6
m 1	121.5	116.2	115.8	117.8	119.2	118.9	117.5	125.2	125.4
m 2	121.5	116.7	115.6	117.9	119.6	119.0	117.3	125.5	124.6
m 3	121.7	116.3	115.0	117.7	119.0	118.7	117.7	125.5	125.6
m 4	122.0	116.6	117.0	117.5	118.0	118.8	117.7	125.6	124.6
m 5	122.5	117.7	119.8	117.6	112.7	117.2	117.7	125.4	125.2
m 6	123.1	120.7	130.6	135.2	131.9	118.1	124.3	125.3	125.2

2009. Lago di Candia. pH

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29/10/09	24/11/09
Superf.	7.86	7.75	8.50	8.21	8.06	7.61	8.27	7.36	7.39
m 1	7.92	7.73	8.46	8.14	8.06	7.62	8.28	7.34	7.37
m 2	7.84	7.76	8.48	8.15	8.03	7.63	8.24	7.34	7.38
m 3	7.85	7.73	8.34	8.11	7.88	7.64	7.95	7.36	7.39
m 4	7.89	7.69	7.67	7.98	7.54	7.59	7.71	7.35	7.38
m 5	7.78	7.56	7.22	7.44	7.05	7.17	7.53	7.34	7.38
m 6	7.68	7.30	6.99	6.86	6.82	6.93	7.21	7.41	7.40

2009. Lago di CANDIA. N-NH₄ µg l⁻¹

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29.10/2009	24/11/09
Superf.	356	372	15	26	25	24	5	286	388
m 1	350	368	11	21	14	16	4	294	393
m 2	417	369	16	27	21	42	7	299	391
m 3	363	374	88	32	23	37	5	301	393
m 4	338	381	209	37	21	39	5	301	392
m 5	350	435	402	142	86	56	6	308	389
m 6	451	569	941	944	787	171	178	310	391

2009. Lago di CANDIA N-NO₃ µg l⁻¹

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29.10/2009	24/11/09
Superf.	141	183	199	6	1	18	4	29	18
m 1	142	183	199	9	0	17	3	33	18
m 2	138	180	201	5	0	17	3	27	15
m 3	150	183	220	27	1	19	11	70	24
m 4	151	186	190	27	1	17	6	51	21
m 5	153	176	133	44	7	25	13	51	22
m 6	168	139	101	55	35	29	64	86	54

2009. Lago di Candia. P-PO₄ µg l⁻¹

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29.10/2009	24/11/09
Superf.	0	2	0	1	1	0	0	2	1
m 1	2	2	0	0	1	0	0	2	1
m 2	0	2	0	0	0	0	0	1	1
m 3	1	2	0	0	0	0	0	1	1
m 4	0	2	0	0	0	0	0	1	1
m 5	1	3	0	0	0	0	0	1	2
m 6	1	5	0	1	0	0	0	1	0

2009. Lago di CANDIA P totale $\mu\text{g l}^{-1}$

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29.10/2009	24/11/09
Superf.	13	27	18	12	19	16	24	21	32
m 1	28	28	81	12	17	13	23	22	41
m 2	39	30	23	15	26	16	25	23	27
m 3	34	41	24	16	22	18	27	23	27
m 4	40	39	25	24	31	26	28	26	29
m 5	34	47	31	25	72	41	10	30	67
m 6	32	56	55	114	80	34	15	32	28

2009. Lago di CANDIA. Silicati mg l^{-1}

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29.10/2009	24/11/09
Superf.	0.44	0.43	0.15	0.22	0.28	0.30	0.22	0.24	0.11
1	0.44	0.42	0.15	0.22	0.28	0.28	0.24	0.24	0.11
2	0.44	0.43	0.14	0.22	0.28	0.28	0.24	0.24	0.11
3	0.45	0.42	0.08	0.22	0.29	0.29	0.22	0.24	0.11
4	0.44	0.43	0.10	0.22	0.31	0.29	0.22	0.24	0.11
5	0.44	0.45	0.19	0.24	0.40	0.38	0.22	0.25	0.11
6	0.46	0.52	0.65	0.77	0.79	0.61	0.35	0.25	0.12

2009. Lago di Candia. Trasparenza disco di Secchi (m)

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29.10/2009	24/11/09
Prof.	1.40	3.50	1.70	1.80	1.00	3.20	2.20	2.20	2.80

2009. Lago di CANDIA. Clorofilla Totale $\mu\text{g l}^{-1}$

Data giorni	25/03/09	29/04/09	25/05/09	01/07/09	22/07/09	26/08/09	29/09/09	29.10/2009	24/11/09
0-2 m	27.24	2.45	5.07	2.14	3.22	3.09	6.87	12.71	8.34
3 m	31.63	2.04	6.68						