

ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ

**Le acque del Parco Naturale Regionale
dei Castelli Romani (Roma)**

A cura di
Paolo Formichetti (a), Nunzia Rossi (b) e Laura Mancini (a)

*(a) Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria,
Istituto Superiore di Sanità, Roma*

(b) Parco Regionale dei Castelli Romani

ISSN 1123-3117

Rapporti ISTISAN

07/8

Istituto Superiore di Sanità

Le acque del Parco Naturale Regionale dei Castelli Romani (Roma).

A cura di Paolo Formichetti, Nunzia Rossi e Laura Mancini

2007, iii, 40 p. Rapporti ISTISAN 07/8

Il Parco Naturale Regionale dei Castelli Romani è un'area protetta sita nelle vicinanze della città di Roma, all'interno della quale si trovano due tra i principali laghi vulcanici della regione e un certo numero di fossi e torrenti. Il presente studio si è occupato della caratterizzazione ecologica dei suddetti habitat per i quali sono stati presi in considerazione parametri biologici, chimici, idrologici, ecosistemici. I risultati ottenuti hanno mostrato, per le acque correnti, una situazione abbastanza compromessa probabilmente dovuta alla forte antropizzazione che caratterizza l'area. Per quanto riguarda i laghi le analisi della componente fitoplanctonica hanno messo in evidenza una situazione particolare dovuta al ritrovamento di specie algali considerate indicatrici di inquinamento organico e appartenenti a generi produttori di tossine.

Parole chiave: Acque superficiali, Fossi, Laghi, Aree protette, Parco Naturale Regionale dei Castelli Romani

Istituto Superiore di Sanità

Freshwaters in the Regional Natural Park of Castelli Romani (Rome).

Edited by Paolo Formichetti, Nunzia Rossi and Laura Mancini

2007, iii, 40 p. Rapporti ISTISAN 07/8 (in Italian)

The Regional Natural Park of the Castelli Romani is a protected area near Rome, which includes two of the main volcanic lakes of the region and a number of ditches and streams. This study analyzes the ecological characterization of these habitats for which biological, chemical, hydrologic and ecosystemical parameters have been considered. The results show a compromised situation due, for the running waters, to the strong level of anthropization of the area. In the lakes the analyses of the phytoplanktonic component put in evidence a particular situation due to the recovery of algal species indicative of organic pollution and belonging to genera producing toxins.

Key words: Freshwaters, Streams, Lakes, Protected areas, Regional Park of Castelli Romani

Per informazioni su questo documento rivolgersi a: laura.mancini@iss.it.

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

Citare questo documento come segue:

Formichetti P, Rossi N, Mancini L (Ed.). *Le acque del Parco Naturale Regionale dei Castelli Romani (Roma)*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2007. (Rapporti ISTISAN 07/8).

Presidente dell'Istituto Superiore di Sanità e Direttore responsabile: *Enrico Garaci*
Registro della Stampa - Tribunale di Roma n. 131/88 del 1° marzo 1988

Redazione: *Paola De Castro, Sara Modigliani e Sandra Salinetti*
La responsabilità dei dati scientifici e tecnici è dei singoli autori.

© Istituto Superiore di Sanità 2007

Autori del presente rapporto:

Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

BRUNO Milena
BUCCA Milena
BUSIGNANI Emanuela
CARA Elisabetta
D'ANGELO Anna Maria
FORMICHETTI Paolo
MANCINI Laura
MARCHEGGIANI Stefania
PIERDOMINICI Elio

Parco Naturale Regionale dei Castelli Romani

ROSSI Nunzia

Geosphaera Studio Associato

BOVINA Giancarlo
CALLORI DI VIGNALE Carlo

Laboratorio di Ecologia Sperimentale e Acquicoltura, Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Tor Vergata, Roma

TANCIONI Lorenzo

Enea (Ente per le nuove tecnologie, l'Energia e l'Ambiente)

GIORDANO Paola
LAI Antonia

INDICE

Introduzione	1
Area di studio	2
Acque lotiche	4
Stazioni di campionamento.....	4
Localizzazione delle stazioni.....	4
Descrizione delle stazioni.....	5
Materiali e metodi.....	8
Analisi idrologica.....	9
Analisi fisico-chimiche e chimiche.....	9
Analisi microbiologica.....	10
Analisi biologica.....	11
Analisi ecosistemica.....	13
Risultati e discussione.....	16
Analisi del regime idrologico.....	16
Analisi fisico chimiche e chimiche.....	18
Indagini microbiologiche.....	20
Applicazione dell'IBE.....	22
Applicazione dell'IFF.....	24
Allegato - Liste Faunistiche.....	26
Acque lentiche	29
Stazioni di campionamento.....	29
Materiali e metodi.....	30
Analisi microbiologica.....	30
Analisi biologica.....	30
Risultati e discussione.....	32
Indagini microbiologiche.....	32
Comunità macrobentoniche.....	34
Analisi delle alghe tossiche.....	35
Analisi del fitoplancton.....	35
Analisi dello zooplancton.....	37
Pigmenti fotosintetici.....	37
Bibliografia	39

INTRODUZIONE

Il sempre più stretto rapporto tra l'uomo e le acque superficiali ha portato, negli ultimi decenni, ad un crescente deperimento della qualità di queste ultime sia a causa del progresso tecnologico, che dell'incremento demografico. Tentativi di porre un freno a questa tendenza sono in atto da diverso tempo grazie agli sforzi della comunità scientifica e delle associazioni ambientaliste che cercano di attirare su queste problematiche l'attenzione dell'opinione pubblica, dei mass media e degli organi legislativi.

Alla base di qualsiasi azione di tutela e recupero delle acque si trova, ovviamente, una valutazione qualitativa delle stesse, strumento indispensabile per pianificare qualsiasi intervento e per orientare scelte gestionali.

In quest'ottica è stato avviato questo studio che ha voluto focalizzare l'attenzione sulla caratterizzazione delle acque superficiali presenti nel Parco Naturale Regionale dei Castelli Romani, area limitrofa alla città di Roma che, con l'adiacente Parco Regionale dell'Appia Antica forma un tutt'uno di grande importanza ecologica per la capitale. Lo studio, svolto con l'ausilio di un gruppo interdisciplinare, ha preso in considerazione le caratteristiche idrogeologiche, biologiche, chimico-fisiche, chimiche, microbiologiche, ecosistemiche di diversi fossi situati nel parco nonché del Lago Albano e del Lago di Nemi. La fase sperimentale ha previsto una campagna annuale di analisi delle acque svolta da febbraio a dicembre 2000.

AREA DI STUDIO

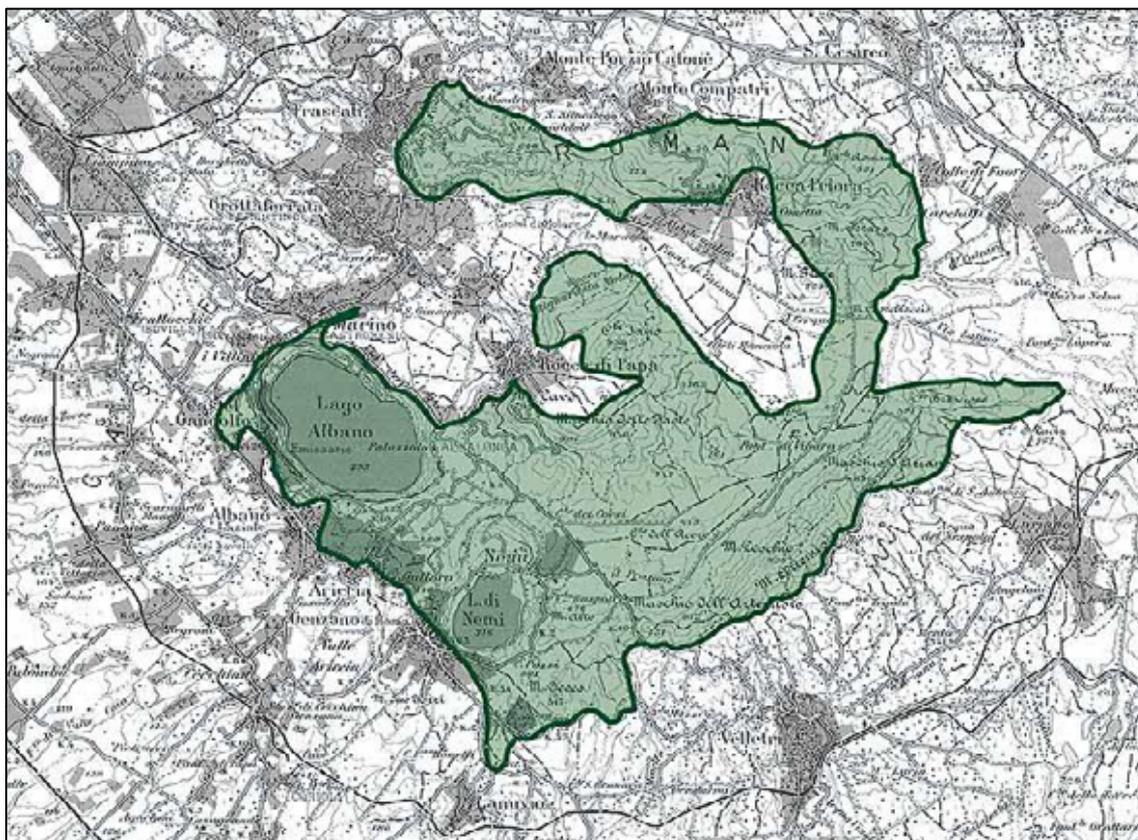


Figura 1. Area del Parco Regionale dei Castelli Romani

Per quanto riguarda le acque lotiche, all'interno dell'area del Parco Regionale dei Castelli Romani sono stati presi in considerazione i seguenti corsi d'acqua: il fosso della Mola, il fosso Patatona e il fosso Acqua Marciana.

Il fosso della Mola ricade all'interno del bacino idrografico del fosso Savo, affluente di destra del fiume Sacco; la superficie totale, di forma molto irregolare, è di 85 km² e si sviluppa su un'altitudine media di 499 m s.l.m. La porzione di asta fluviale indagata, ricadente all'interno del perimetro del Parco, prende origine dalla località Pantano Doganella e scorre lungo il versante orientale del recinto craterico esterno dell'apparato vulcanico dei Colli Albani. Il Pantano ricade all'interno del grande cratere centrale: i terreni affioranti sono costituiti dai detriti di falda incoerenti e dai prodotti del dilavamento dei tufi costituenti l'orlo del cratere (M. Artemisio, Maschio di Ariano). I limi lacustri sottostanti costituiscono il letto impermeabile della falda pensile, di notevole entità, contenuta nei materiali di copertura.

Il contributo allo scorrimento iniziale del fosso è dato dall'acqua in esubero, dai bottini di presa, dallo scarico di un attiguo impianto ittico e dalla falda epidermica che affiora diffusamente, nei periodi stagionali umidi, nell'areale di Pantano Doganella. Il fosso scorre poi parallelamente alla strada provinciale di Carchitti, incidendo i prodotti piroclastici (lapilli, pozzolane e tufo) del recinto craterico esterno. Le bancate tufacee affioranti creano una

morfologia accidentata, soprattutto in riva destra, con pareti subverticali alte diversi metri. Nell'insieme questi materiali hanno una permeabilità da elevata a moderatamente elevata.

I fossi Patatona e Acqua Marciana ricadono all'interno del bacino idrografico del Fiume Almone, asta fluviale principale del Parco Regionale dell'Appia Antica, e scorrono paralleli tra loro andando da sud-est a nord-ovest lungo le pendici settentrionali dell'apparato vulcanico dei Colli Albani. L'estensione complessiva del bacino è di 54 km², con un'altitudine media di 165 m slm. Le formazioni attraversate e incise dai due fossi appartengono al cratere eccentrico di Albano e sono costituite dal "peperino di Albano" – se cementato – e dalla "pozzolana di Marino" se sciolta; limitati sono gli affioramenti, tra Marino e Grottaferrata, della lava leucitica. La permeabilità media è per fratturazione per quanto riguarda i prodotti litoidi e per porosità per quanto riguarda quelli incoerenti. I tre corsi d'acqua sono caratterizzati da una situazione di marcato e diffuso degrado, legato ad una profusione di rifiuti solidi, anche ingombranti, lungo le rive e in alveo. Il deperimento qualitativo è ulteriormente aggravato per i due fossi del versante nord-occidentale per l'insufficienza e lo stato critico del sistema fognante e depurativo, per l'occupazione dell'alveo con case e strutture abusive di varia natura, cementificazioni, tombamenti di alcuni tratti di fosso e derivazioni incontrollate.

Per quanto riguarda le acque lentiche sono stati presi in considerazione il Lago di Albano e il Lago di Nemi.

Il Lago di Albano è il quarto bacino vulcanico del Lazio per estensione. Situato a 293 metri slm è lungo circa 3,5 km e largo 2,3 km per una superficie di circa 6 km². Con i suoi 170 metri guida inoltre l'ideale classifica di profondità dei laghi laziali davanti a quello di Bracciano. Conosciuto anche come Lago di Castelgandolfo, il Lago di Albano risulta originato dall'unione dei 2 crateri vulcanici come testimonia la sua forma ellittica e la strozzatura mediana di 70 metri dal fondo che segna appunto il limite tra i 2 crateri.

Come tutti i laghi vulcanici, infatti, il lago di Albano non dispone di fiumi immissari o emissari che possano garantire un consistente ricambio idrico. Il livello delle acque del lago viene determinato soltanto dalle precipitazioni, dall'uso di acqua e dall'evaporazione (anche se in età antica era stato costruito anche un emissario artificiale).

Il Lago di Nemi si trova a 316 metri slm e occupa il fondo di un cratere vulcanico dei Colli Albani, gruppo montuoso a sud-est di Roma che comprende anche il lago Albano. Ha una superficie di 1,67 km² circa e una profondità massima di 33 metri.

ACQUE LOTICHE

Stazioni di campionamento

Localizzazione delle stazioni

Nell'area del Parco dei Castelli Romani sono stati individuati 10 punti di campionamento (più uno, il D5, utilizzato esclusivamente per le misure di portata), localizzati sui tre fossi principali: Fosso della Mola, Fosso Patatona e Fosso Acqua Marciana.

Le localizzazioni e le denominazioni delle stazioni sono riportate nella Tabella 1.

Tabella 1. Localizzazione e denominazione delle stazioni di campionamento

Corso d'acqua	Nome stazione
Fosso della Mola	D1 - Pantano della Doganella D2 - Molara D3 - Sorgente Molara D4 - Ponticello (tubo) D5 - Chiusura D6 - Sentiero vulcano
Fosso Patatona	P7 - V. Vecchia Velletri (cementificio), Rocca di Papa P8 - Bosco Colonna - Marino P9 - V. dei Laghi (valle depuratore), Marino
Fosso Acqua Marciana	P10 - S. Nilo P11 - V. la Mola, Colle Oliva

Anche se sono stati analizzati tre corpi idrici distinti, la numerazione delle stazioni, così come indicata nelle schede di analisi, è progressiva, secondo il criterio di seguito descritto:

– *Fosso della Mola*

- Sezione D1 “Pantano Doganella”: è ubicata in prossimità della S.S. Tuscolana, nel punto in cui si concentra il drenaggio diffuso che da origine al fosso.
- Le sezioni D2, D3, D4, D5 sono ubicate 500 metri a valle della prima, in un areale molto circoscritto:
- Sezione D2 “Molara”: è un piccolo ramo tributario in riva sinistra del fosso della Mola.
- Sezione D3 “Sorgente Molara”:
- Sezione D4 “Tubo”: si tratta di un condotto in PVC che scarica, in prossimità della sezione 5, le acque provenienti dall’impianto ittico.
- Sezione D5 “Chiusura”: questa sezione è stata utilizzata soltanto per le misure di portata, ed è ubicata sotto il ponte della S.P. di Carchitti.
- Sezione D6 “Sentiero vulcano”: è ubicata ad 800 m di distanza dalla n. 5.

– *Fosso Patatona*

- Sezione P7 “via Vecchia Velletri”: è adiacente al cementificio in località Vallone S. Lorenzo.
- Sezione P8 “Bosco Colonna”: si trova all’interno del giardino comunale di Marino a circa 900 m di distanza dalla n. 7.
- Sezione P9 “via dei Laghi”: è ubicata in prossimità della S.S. 217, subito a valle

dell'abitato di Marino a circa 2300 m di distanza dalla n. 8.

– *Fosso dell'Acqua Marciana*

- Sezione P10 "S. Nilo": è ubicata in prossimità della strada che conduce a Grottaferrata, all'interno di un'autocarrozzeria.
- Sezione P11 "via Mola – Colle Oliva": è ubicata 40 metri a monte della S.P. Pedemontana dei Castelli, in località Colle Oliva. La distanza tra le due sezioni è di circa 4300 m.

I campionamenti sono stati eseguiti nei seguenti periodi:

- primo campionamento (inverno): febbraio 2000
- secondo campionamento (primavera): giugno 2000
- terzo campionamento (estate): settembre 2000
- quarto campionamento (autunno): dicembre 2000

Le undici stazioni di campionamento sono state individuate tenendo in considerazione i criteri di seguito esposti.

Per ottimizzare il campionamento e avere una maggiore attendibilità dei risultati, il monitoraggio biologico non deve essere eseguito nel periodo immediatamente successivo ad una asciutta (dopo 20-30 giorni) o ad una forte piena (dopo 7-10 giorni), in quanto devono essere rispettati i tempi di completa ricolonizzazione; tali tempi variano da stagione a stagione, a seconda dell'intensità e della durata della piena o dell'asciutta e in relazione alle dimensioni del corso d'acqua.

La scelta della posizione delle stazioni di campionamento viene effettuata in base a vari tipi di criteri: ci si basa sulla raccolta di materiale informativo riguardante la presenza di scarichi, localizzazione delle attività inquinanti e delle abitazioni, posizione dei manufatti (captazioni, canalizzazioni, ecc.) e quant'altro sia ritenuto utile alla conoscenza delle caratteristiche idrologiche e ambientali. Non ultimi vanno considerati anche criteri di comodità per gli operatori, come la facilità di accesso e la rintracciabilità, verificabili tramite sopralluogo con l'ausilio di carta stradale.

Il campionamento va condotto in una sezione di fiume che si avvicini il più possibile alla tipologia naturale, evitando manufatti, deviazioni artificiali, alvei manomessi; dato l'elevato grado di antropizzazione dei luoghi oggetto di questo studio ciò non è stato sempre possibile, ma la presenza di eventuali manufatti artificiali è stata comunque segnalata nelle apposite schede di campo.

È necessario evitare la sommatoria di diverse biotipologie lungo il corso d'acqua che potrebbe aumentare artificialmente il valore dell'indice: ad esempio se ci si trova in una sezione fluviale a materasso ciottoloso non è corretto campionare nella lanca laterale ad acque ferme, formata occasionalmente da una deviazione rispetto al letto naturale.

Il campionamento per il calcolo dell'indice non dovrebbe essere eseguito immediatamente a valle dell'immissione di uno scarico o di un affluente, ma dovrebbe essere rispettata una distanza che garantisca il completo rimescolamento delle acque con quelle del corpo ricevente. Lo scopo è infatti, quello di valutare la qualità del corpo ricevente e non dello scarico.

Descrizione delle stazioni

D1 - Pantano della Doganella

La stazione D1 situata lungo il Fosso della Mola, è completamente circondata da terreno principalmente incolto e utilizzato a pascolo. Lungo le rive è presente soltanto un sottile strato erboso e manca la tipica vegetazione riparia, mentre la vegetazione in alveo è di difficile identificazione a causa dell'alta torbidità dell'acqua; è comunque tendenzialmente scarsa così

come il rivestimento di feltro perfitico che è rilevabile solo al tatto; in febbraio sono stati osservati il Ranuncoli e la Callitriche.

La ritenzione del detrito organico è scarsa ma, probabilmente a causa di un limitato deflusso, la materia organica in decomposizione forma dei frammenti polposi.

La sezione dell'alveo è naturale con un percorso raddrizzato e un substrato facilmente mobile costituito principalmente da limo e da una bassissima percentuale di ciottoli (10%). Ciò che interrompe la continuità fluviale è la presenza di un ponte, mentre sono assenti manufatti sul fondo dell'alveo. La larghezza dell'alveo bagnato oscilla tra il metro e i 2 m rispetto alla larghezza dell'alveo di piena che raggiunge i 3-4 m. La velocità media della corrente è molto lenta, quasi impercettibile.

In febbraio e dicembre l'altezza media dell'acqua è di 20-30 cm, mentre in giugno e settembre la stazione è stata trovata in secca.

D2 - Molaro, D3-Sorgente Molaro, D4-Ponticello

I tre punti di campionamento anch'essi localizzati sul Fosso della Mola, si susseguono a brevissima distanza per cui presentano delle caratteristiche idrologiche, pedologiche e vegetazionali simili, tali da poter essere accorpate in un'unica descrizione.

Il territorio circostante è costituito soprattutto da boschi e incolti e in destra idrografica a pochi metri dalla riva è presente la S.S. Tuscolana.

Arbusteti di natura non riparia come noccioli, sambuco, edera e formazioni arboree di *Populus alba* costituiscono la vegetazione perifluviale dominante, che non supera però i 5 m di larghezza. In giugno è presente anche un modesto canneto costituito da *Typha latifolia* e varia vegetazione pioniera.

Due sono le interruzioni della fascia fluviale: un ponte a valle della stazione D4 e un grosso tubo in plastica situato in sinistra idrografica in corrispondenza della stazione D3 che immette nel corpo idrico i reflui provenienti da un allevamento ittico.

La sezione dell'alveo è naturale e la larghezza varia da 0,60 m a 1,50 m con un percorso meandrizzato; diverse granulometrie caratterizzano il substrato delle tre stazioni: in D2 domina il limo e la restante frazione è rappresentata da ciottoli e ghiaia; in D3 il limo è sempre preponderante accompagnato da massi e talvolta da sabbia; infine nella stazione D4, con percentuali variabili a seconda delle stagioni, si trovano soprattutto massi e in piccole quantità limo e sabbia.

Vi è una scarsa ritenzione del detrito organico che aumenta in dicembre che determina l'insorgenza di tracce di anaerobiosi sul fondo. Non si riscontra un avanzato stato di decomposizione della materia organica che si trova in strutture grossolane, tranne in settembre in cui forma frammenti polposi.

È sempre presente uno scarso feltro perfitico rilevabile solo al tatto.

La velocità media della corrente è molto lenta, quasi impercettibile e l'altezza media dell'acqua è di 10-20 cm.

D6 - Sentiero vulcano

L'ultima stazione indagata è localizzata nel Fosso della Mola che, superato il punto di accesso in corrispondenza della strada, alquanto degradato a causa di rifiuti di varia natura, presenta un buon livello di naturalità.

Il territorio circostante è costituito da boschi e foreste, con una fascia di vegetazione arbustiva perifluviale superiore ai 30 m di larghezza in sinistra idrografica (*Alnus glutinosa*); in destra idrografica, invece, dopo circa 5 m di arbusteto misto, è presente una parete alta più o meno 4-5 m con marcati segni di erosione, che segue il percorso sinuoso del fosso; la vegetazione in alveo è del tutto assente. La sponda destra è talmente bassa e pianeggiante che in

alcuni tratti, in cui la larghezza raggiunge diversi metri, può essere facilmente esondata in caso di piena; qui l'erosione è evidente solamente nelle curve e nelle strettoie. La sezione trasversale è naturale con un fondo dell'alveo bagnato movibile solo a tratti; ciò è dovuto alla granulometria molto diversificata costituita in alcune zone da massi e in altre da ciottoli, ghiaia e limo.

La ritenzione del detrito organico appare moderata laddove sono presenti i massi, non sono evidenti segni di anaerobiosi, ed è presente un sottile strato di feltro rilevabile solo al tatto. La larghezza dell'alveo bagnato oscilla tra i 60 e i 150 cm.

La velocità dell'acqua da lenta diventa a dicembre media e in alcuni tratti con limitata turbolenza. L'altezza media è molto variabile: da una media di 5 cm nella stagione calda, si arriva a 20 cm in dicembre.

Non sono presenti manufatti artificiali.

P7 - Via Vecchia Velletri

La stazione è localizzata sul Fosso Patatona presso il cementificio di Rocca di Papa (Via Vecchia Velletri). In destra idrografica troviamo il cementificio, mentre in sinistra il territorio circostante è ricoperto di prati, pochi arativi e incolti. Esiste quindi una netta differenza tra le due sponde. La fascia di vegetazione perifluviale è completamente assente sulla sponda destra, mentre è formata da saliceti arbustivi ripari, canneti e ortiche sulla sinistra, con notevoli interruzioni e ampiezza variabile tra 1 e 5 m. La larghezza dell'alveo bagnato raggiunge anche l'80% di quella dell'alveo di piena, l'altezza media dell'acqua si aggira intorno ai 10 cm. Le rive presentano strutture di ritenzione della sostanza organica quali massi e rami con deposito di sedimento e appaiono poco erose in prossimità di curve e anse; il percorso presenta corti raschi e lunghe pozze, con pochi meandri. La sezione trasversale risente di lievi interventi artificiali e la velocità della corrente si mantiene quasi sempre media e laminare.

Il fondo dell'alveo, a tratti movibile, mostra un po' tutte le granulometrie, con una certa prevalenza di ciottoli. Sono abbondanti frammenti vegetali fibrosi e polposi e una discreta quantità di periphyton. Da notare la presenza, sempre in destra idrografica, di materiale di riporto proveniente dal cementificio.

P8 - Bosco Colonna

Questa stazione è posta in località Marino, all'interno del Parco Colonna. Il territorio circostante è ricoperto da foreste e boschi, a Carpino. La fascia di vegetazione perifluviale primaria è ampia fino a 30m, per lo più senza interruzioni, ed è costituita da specie arboree e arbustive non riparie, come carpini, edere, felci, eriche, carici, ranuncoli, trifogli. La larghezza dell'alveo bagnato è inferiore al triplo di quella dell'alveo di piena, l'altezza media dell'acqua è intorno ai 5-10 cm. Le rive sono ricoperte da un sottile strato erboso e sono presenti massi, anche incassati stabilmente in alveo, insieme a grossi tronchi. L'erosione è frequente, con scavo delle rive e delle radici e il percorso è caratterizzato da pochi meandri, con lunghe pozze che separano corti raschi. La velocità della corrente varia notevolmente nei diversi siti di campionamento effettuati, risultando media-elevata e laminare a febbraio, giugno e dicembre e molto lenta a settembre.

Il fondo dell'alveo, facilmente movibile, è costituito per lo più da ciottoli, massi, sabbia e limo e si trovano tracce localizzate di anaerobiosi e detrito anaerobico. Dominano strutture di ritenzione del detrito organico piuttosto grossolane, e il periphyton è scarsamente sviluppato. Da rilevare la presenza di uno scarico in sinistra idrografica.

P9 - Via dei Laghi (valle depuratore)

Questa stazione è situata sulla Via dei Laghi, a valle del depuratore. Il territorio circostante è ricoperto di prati, pascoli, pochi arativi e incolti, con una fascia di vegetazione perifluviale di

tipo ripario, per lo più costituita da canneto (*Arundo Donax*), rovi, corniolo, ortica, viburno, alloro e fitolacca. Questa fascia perifluviale è più continua e ampia sulla sponda destra (intorno ai 10-15 m) piuttosto che sulla sinistra (1-5 m), mentre è assente una fascia di vegetazione perifluviale secondaria.

L'alveo bagnato ricopre circa il 70-80% dell'alveo di piena e la corrente ha velocità media e laminare. L'altezza media dell'acqua è di circa 15 cm, quella massima circa 40 cm. Le rive sono ricoperte di massi e arbusti e sono presenti grossi rami con deposito di sedimento. L'erosione è frequente, con scavo delle rive e delle radici, e il percorso è piuttosto raddrizzato.

Nel fondo dell'alveo, diversificato e stabile, prevalgono limo, massi, roccia e ciottoli, mentre la materia organica si ritrova per lo più sotto forma di frammenti fibrosi, con estese tracce di anaerobiosi e presenza di uno spesso feltro perfitico e di organismi incrostanti.

P10 - S. Nilo

Il punto di campionamento è localizzato sul fosso dell'Acqua Marciana in località S. Nilo. La stazione, specie in sinistra idrografica, appare molto simile ad una discarica. Il territorio circostante è in parte urbanizzato e in parte ricoperto di prati, pochi arativi e incolti. La fascia di vegetazione perifluviale primaria, di ampiezza intorno ai 5 m, si presenta senza interruzioni ed è costituita essenzialmente di pioppi e formazioni arbustive non riparie, ortiche, briofite e acacie.

La larghezza dell'alveo bagnato è il 50-60% di quella dell'alveo di piena, l'altezza media dell'acqua è variabile con le stagioni (raggiunge un massimo di 50 cm in giugno e un minimo di 10 cm in settembre), con velocità di corrente media e laminare. Le rive sono ricoperte di erbe e arbusti e sono del tutto assenti strutture di ritenzione. L'erosione è presente solamente nelle curve e nelle strettoie e il percorso è formato da raschi, pozze e pochi meandri presenti a distanze diverse e con successione irregolare. Il fondo dell'alveo, a tratti mobile, è ricoperto di un sottile feltro perfitico ed è costituito in prevalenza da limo, sabbia e massi; la materia organica si trova decomposta prevalentemente sotto forma di strutture grossolane e si trovano anche tracce di anaerobiosi.

P11 - Via della Mola-Colle Oliva

Questa stazione si trova lungo il Fosso dell'Acqua Marciana, presso Via della Mola, in località Colle Oliva. Il territorio circostante presenta evidenti segni di urbanizzazione, con abitazioni sulla sponda destra del fosso ed estese coltivazioni su quella sinistra. La vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria, di tipo arbustivo ripario, è ampia 1-5 m e presenta frequenti interruzioni. Sono presenti rovi, ortiche, menta, veronica, farfaraccio e selaginella.

La larghezza dell'alveo bagnato raggiunge circa l'80% di quella dell'alveo di morbida, l'altezza media dell'acqua è di 15 cm e quella massima è di 40-50 cm, con velocità di corrente media e con limitata turbolenza. Le rive sono ricoperte di erbe e arbusti e il canneto è rado e poco esteso. L'erosione è poco evidente e il percorso è pressoché raddrizzato. Il fondo dell'alveo, a tratti mobile, è costituito da ghiaia, massi e ciottoli e ricoperto di alghe filamentose e idrofite. La ritenzione del detrito organico è scarsa e non sono evidenti segni di anaerobiosi.

Materiali e metodi

Le analisi svolte sulle acque correnti sono state di tipo idrologico, fisico-chimico e chimico, microbiologico, biologico, ecosistemico.

Analisi idrologica

Le misure di carattere idrologico, quali il rilievo della sezione bagnata, i profili verticali di velocità e il calcolo delle portate, consentono di definire al meglio, se integrati con quelli relativi alla qualità delle acque e alla qualità ambientale, le caratteristiche del flusso idrico, il contesto ambientale e le interazioni dinamiche tra componenti fisiche e biotiche.

La misura del flusso idrico è stata effettuata utilizzando un micro-mulinello idrometrico costituito da un corpo metallico fusiforme su cui è montata un'elica di passo 3 cm; i giri dell'elica vengono registrati su un contatore elettronico con preselezione del tempo. L'idromulinello è montato su un'asta metallica graduata su cui è possibile leggere la profondità totale della lama d'acqua e le profondità parziali, su una stessa verticale, alle quali vengono effettuate le misure di corrente. Per avere valori di deflusso il più possibile attendibili, sono state scelte sezioni di misura con profilo batimetrico regolare, privo di scabrosità e senza ostacoli a monte (corpi rigidi, masse vegetali) che interferissero sui filetti fluidi. Il numero di misure effettuate è funzione della morfologia e della variazione batimetrica di ogni sezione: per pochi centimetri di lama d'acqua è sufficiente un solo rilievo, mentre su profondità decimetriche sono necessarie più misure per registrare il diverso regime di flusso tra la superficie e il fondo. Le piccole dimensioni dell'elica e la sensibilità di registrazione anche per flussi molto lenti, rende il micro-mulinello particolarmente idoneo per le misure di portata su corpi idrici con sezioni di flusso estremamente ridotte come quelle dei corsi d'acqua oggetto dello studio. Attraverso un abaco di taratura i giri dell'elica, registrati sul campo, sono trasformati in velocità di flusso espressa in metri al secondo, mentre l'intera sezione bagnata viene suddivisa in aree parziali di competenza delle singole velocità o della media di più velocità misurate su una stessa verticale: il prodotto tra questi due parametri (velocità di flusso e sezione bagnata) fornisce il valore di portata ricercato.

Analisi fisico-chimiche e chimiche

Per ogni stazione sono state effettuate, con appositi strumenti da campo, misurazioni di parametri chimico-fisici quali:

- temperatura dell'acqua (HANNA Instruments HI9224);
- pH (HANNA Instruments HI9224);
- conducibilità elettrica specifica a 20 °C (HANNA Instruments HI8033);
- ossigeno disciolto (HANNA Instruments HI9141).

Per ogni stazione sono stati prelevati inoltre, in bottiglie di vetro idoneo, campioni di acqua sui quali sono stati calcolati la richiesta chimica di ossigeno (*Chemical Oxygen Demand*, COD), l'ammoniaca (N-NH₄), il fosforo (P-PO₄) e i nitrati (N-NO₃). I metodi utilizzati per queste valutazioni sono:

– *Domanda Chimica di Ossigeno (COD)*

Il metodo usato prevede l'ossidazione delle sostanze organiche e inorganiche presenti nel campione d'acqua mediante una soluzione di dicromato di potassio in presenza di acido solforico concentrato e di solfato di argento usato come catalizzatore dell'ossidazione. La concentrazione di Ossigeno necessaria per l'ossidazione delle sostanze presenti nel campione è direttamente proporzionale alla quantità di dicromato di potassio consumata: questo viene misurato per via colorimetrica con uno spettrofotometro HACH DR/2000 dopo aver tenuto i campioni per 2 ore in piastra riscaldante a 150 °C durante l'ossidazione. È stato usato un kit di provette per COD della HACH con reagenti predosati, contenenti anche solfato di mercurio, addizionato per complessare gli ioni cloruro che interferiscono positivamente con la metodica usata.

– *Azoto ammoniacale*

La concentrazione di tale parametro è stata misurata secondo il metodo “Nessler”, modificato da Nesslerization Method (Standard Methods, 1981) e adattato all’uso di uno spettrofotometro HACH modello DR/2000. Il range di misura va da 0 a 2,50 mg N-NH₃/L. I risultati sono stati successivamente espressi in µg N-NH₃/L.

– *Fosforo totale*

Il metodo si basa su una preliminare trasformazione di tutti i composti del fosforo, organici e inorganici, a ortofosfati mediante mineralizzazione acida con persolfato di potassio (IRSA, 1994): quindi la concentrazione di fosforo viene determinata con il metodo “Ascorbic Acid”, modificato da Ascorbic Acid Method (Standard methods, 1981) e adattato all’uso di uno spettrofotometro HACH modello DR/2000 con una curva di calibrazione nel range di misura da 0.0 a 999,0 µg P/L. I risultati così ottenuti sono stati quindi espressi in mgP/L.

– *Azoto nitrico*

La concentrazione di azoto nitrico è stata misurata con il metodo “Cadmium Reduction”, modificato da Cadmium Reduction Method (Standard Methods, 1981) e adattato all’uso di uno spettrofotometro HACH modello DR/2000. Il range di misura va da 0 a 0,40 mg N-NO₃/L. I risultati ottenuti sono stati espressi in µg N-NO₃/L.

Analisi microbiologica

Dal punto di vista microbiologico sono stati ricercati i seguenti microrganismi che, immessi nei corpi idrici principalmente attraverso scarichi che convogliano le acque reflue urbane (depurate e non) sono considerati indicatori di contaminazione fecale e denunciano una potenziale presenza di altri batteri patogeni:

- Coliformi totali;
- Coliformi fecali;
- *Escherichia coli*;
- Streptococchi fecali;
- Clostridi solfito riduttori.

I campioni di acqua per le analisi microbiologiche sono stati prelevati in bottiglie sterili, riposti in frigoriferi portatili a 4 °C e trasportati in laboratorio. Le analisi sono state effettuate entro le 24 ore successive.

La tecnica utilizzata per tutti i parametri è stata quella delle membrane filtranti. Con questa tecnica i microrganismi presenti in un campione d’acqua vengono filtrati attraverso membrane costituite da dischi di esteri di cellulosa con pori aventi diametro di 0,45 µm. Le membrane vengono successivamente poste in capsule Petri contenenti terreno di coltura agarizzato che permette, dopo un adeguato periodo di incubazione a temperatura idonea, lo sviluppo di colonie batteriche sulla superficie della membrana. Poiché non è possibile determinare il numero di cellule batteriche dalle quali si è sviluppata una singola colonia, i risultati vengono espressi come “Unità Formanti Colonia” (UFC). Per ogni campione si sono filtrate diverse aliquote (1 mL, 10⁻¹ mL, 10⁻² mL) e i risultati ottenuti sono stati riportati a 100 mL.

I terreni utilizzati, le temperature e i tempi di incubazione sono caratteristici per i vari microrganismi e sono di seguito elencati:

- M-ENDO AGAR LES, Merck (lot. n. 980577/741)
- incubato a 36 ± 0,5 °C per 24 h per l’individuazione delle colonie di coliformi totali;
- MFC-AGAR, Merck granulare (lot. n. V773778/616), senza acido rosolico

- incubato a $44 \pm 0,2$ °C per 24 h per l'individuazione delle colonie di coliformi fecali;
- NUTRIENT AGAR (NA), Oxoid (lot/Ch.-B.:201475) più MUG BR 071E supplemento liofilizzato (Lot/Ch.-B.: 105114)
- incubato a $44 \pm 0,2$ °C per 4-5 h per l'isolamento delle colonie di *Escherichia coli*;
- m-ENTEROCOCCUS AGAR (MEA), Difco (control 794826)
- incubato a $36 \pm 0,5$ °C per 48 h per l'individuazione delle colonie di streptococchi fecali;
- BILE AESCULIN AGAR (BEA), Oxoid (lot/Ch-B 202197)
- incubato a $36 \pm 0,5$ °C per 48 h per i ripassi di conferma degli streptococchi fecali;
- SPS AGAR, BBL (lotto E6 DCCE)
- incubato a $36 \pm 0,5$ °C per 48 h per l'individuazione delle colonie di clostridi solfito riduttori.

Per quanto riguarda i clostridi solfito riduttori, microrganismi sporigeni e a metabolismo anaerobio, la metodologia delle membrane filtranti prevede alcune operazioni specifiche. I campioni devono essere riscaldati a bagnomaria a 80 ± 2 °C per 10' o a 60 ± 2 °C per 30' per attivare le forme vegetative. Dopo la filtrazione, inoltre, le membrane vanno posizionate tra due strati di terreno di coltura e incubate in assenza di ossigeno per mantenere lo stato di anaerobiosi, essenziale per il metabolismo di questi microrganismi.

Analisi biologica

- Raccolta di macroinvertebrati

Per il campionamento di macroinvertebrati è stata usata una draga a mano di dimensioni standard (25 x 40 cm e 20 maglie per centimetro). I vari fossi sono stati dragati, avendo cura di coprire tutti i microhabitat presenti nell'area in esame, da una sponda all'altra, utilizzando la tecnica del *kick sampling*, consistente nell'appoggiare la draga sul fondo, con l'imboccatura rivolta controcorrente, e nello smuovere il substrato con i piedi in modo da permettere agli organismi rimossi di essere convogliati in rete. Il materiale raccolto in ogni stazione è stato di volta in volta posto in una vaschetta di plastica a fondo bianco ed esaminato in vivo per poter dare un primo giudizio sulla composizione faunistica della stazione. I vari campioni sono stati poi imbustati in sacchetti di polietilene, fissati con alcol al 90%, cartellinati e trasportati in laboratorio per lo smistamento.

Il materiale, una volta portato in laboratorio, è stato sciacquato accuratamente sopra un setaccio per eliminare l'alcol e i sedimenti più sottili. Gli elementi più grossolani come foglie, ramoscelli e ciottoli sono stati eliminati dopo essere stati accuratamente osservati per raccogliere eventuali organismi rimasti attaccati ad essi. Piccole frazioni di materiale venivano poi versate in una bacinella bianca assieme ad un piccolo quantitativo d'acqua avendo cura di distribuire il sedimento omogeneamente sul fondo del contenitore a formare un sottile strato nel quale fosse facile individuare e raccogliere gli organismi. La raccolta è stata effettuata manualmente utilizzando pinzette morbide e gli organismi raccolti, suddivisi nei *taxa* superiori di appartenenza, sono stati posti in provette singole contenenti alcol al 70% e cartellinate.

La determinazione degli organismi è stata effettuata con l'ausilio di guide per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci (CNR, 1976-1984; Tachet *et al.*, 1987; Campaioli *et al.*, 1994; Sansoni, 1988) e registrata su apposite schede nelle quali venivano catalogate tutte le Unità Sistematiche presenti. Dal computo delle Unità Sistematiche presenti, sono stati esclusi i gusci vuoti dei gasteropodi, gli esoscheletri degli artropodi e gli organismi rinvenuti in numero tale da poter considerare la loro

presenza, secondo i parametri definiti da Ghetti (1986), conseguenza di fenomeni di *drift*.

– *Applicazione dell'Indice Biotico Esteso*

L'Indice Biotico Esteso (IBE) (Ghetti, 1995; Ghetti, 1997) è un metodo che fornisce una valutazione sintetica della qualità ambientale di un corso d'acqua basandosi sulla composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici. Esso deriva da un analogo metodo inglese proposto da Woodwiss (1978), l'*Extended Biotic Index*, del quale rappresenta l'adattamento alla realtà ambientale italiana.

Il punteggio assegnato tramite l'IBE può essere tradotto in cinque classi di qualità, ognuna rappresentabile con un colore. Questa informazione, opportunamente trasferita su base cartografica, consente di ottenere una zonazione dell'asta fluviale in funzione dello stato di qualità ambientale di immediata fruibilità e di grande sintesi, utile sia alla programmazione degli interventi risanatori che ad una corretta pianificazione del sistema di monitoraggio che, infine, a una valutazione, nel tempo, dell'efficacia di eventuali interventi risanatori.

In seguito alla determinazione del materiale raccolto viene compilata una lista faunistica generale e si procede all'applicazione dell'IBE.

Questo indice richiede una determinazione sistematica dei macroinvertebrati fino al livello tassonomico, stabilito sperimentalmente, di genere o famiglia che è diverso a seconda dei gruppi e che serve a definire le Unità Sistematiche (US) (Tabella 2) (Ghetti, 1997).

Nelle Tabelle 2 e 3 i gruppi faunistici sono riportati secondo l'ordine di sensibilità all'inquinamento.

Si fa poi riferimento alla Tabella 3 (Ghetti, 1997) costruita considerando verticalmente il numero totale delle US raccolte e orizzontalmente il grado decrescente di sensibilità all'inquinamento dei vari *taxa*. Gli ingressi orizzontale e verticale vengono quindi scelti rispettivamente in corrispondenza del *taxon* più sensibile, raccolto in un determinato sito, e del numero totale delle US presenti, e determinano nel loro punto di congiunzione il valore dell'indice.

Tabella 2. Limiti obbligati per la definizione delle US

Gruppi faunistici	Livelli di determinazione tassonomica per definire le US
Plecotteri	Genere
Tricotteri	Famiglia
Efemerotteri	Genere
Coleotteri	Famiglia
Odonati	Genere
Ditteri	Famiglia
Eterotteri	Famiglia
Crostacei	Famiglia
Gasteropodi	Famiglia
Bivalvi	Famiglia
Tricladi	Genere
Irudinei	Genere
Oligocheti	Famiglia
Megalotteri, Planipenni, Nematomorfi Nemertini*	<i>presenza</i>

* *taxa* rinvenuti poco frequentemente nelle acque correnti italiane

Tabella 3. Tabella per il calcolo del valore dell'IBE

Gruppi faunistici	US raccolte	US totali costituenti la comunità								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-
Plecotteri (<i>Leuctra</i> °)	Più di una	--	--	8	9	10	11	12	13*	14*
	Una	--	--	7	8	9	10	11	12	13*
Efemerotteri (Baetidae Caenidae°°)	Più di una	--	--	7	8	9	10	11	12	--
	Una	--	--	6	7	8	9	10	11	--
Tricotteri	Più di una	--	5	6	7	8	9	10	11	--
	Una	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Gammaridi, Atiidae e Palemonidae	Sopra assenti	--	4	5	6	7	8	9	10	--
Asellidi	Sopra assenti	--	3	4	5	6	7	8	9	--
Oligocheti o Chironomidi	Sopra assenti	1	2	3	4	5	--	--	--	--
Taxa sopra assenti	Sopra assenti	0	1	--	--	--	--	--	--	--

-- giudizio dubbio, per errore di campionamento, per presenza di organismi di *drift* non scartati dal computo, per ambiente non colonizzato adeguatamente, per tipologia non valutabile con l'indice (es. sorgenti, acque di scioglimento di nevali, acque ferme, zone delizie, salmastre).

* questi valori di indice vengono raggiunti raramente nelle acque correnti italiane, per cui occorre prestare attenzione, sia nell'evitare la somma di biotipologie (incremento artificioso della ricchezza in *taxa*) che nel valutare eventuali effetti prodotti dall'inquinamento, trattandosi di ambienti con una naturale elevata ricchezza in *taxa*.

° nelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unico *taxon* di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (o presenti solo Baetidae e Caenidae), *Leuctra* deve essere considerata al livello dei Tricotteri per definire l'entrata orizzontale in Tabella

°° per la definizione dell'ingresso orizzontale in Tabella le famiglie Baetidae e Canidae vengono considerate a livello dei Tricotteri

Dal valore dell'IBE si risale, mediante la Tabella 4 (Ghetti, 1997), alla classe di qualità che va da I (acque non inquinate) a V (acque fortemente inquinate) e che può essere rappresentata cartograficamente mediante diversi colori o tratteggi convenzionali.

Tabella 4. Conversione dei valori dell'IBE in Classi di Qualità (CQ), con relativo giudizio e colore standard per la rappresentazione cartografica

CQ	IBE	Giudizio	Colore
I	10-11-12	Ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile	Azzurro
II	8-9	Ambiente in cui sono evidenti alcuni effetti dell'inquinamento	Verde
III	6-7	Ambiente inquinato o comunque Alterato	Giallo
IV	4-5	Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato	Arancio
V	1-2-3	Ambiente fortemente inquinato o fortemente alterato	Rosso

Analisi ecosistemica

Applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF)

Gli indici biotici, pur considerando la complessità biologica delle comunità delle specie indicatrici, tengono in considerazione, per la valutazione della qualità ambientale, un ristretto numero di variabili. Sono state quindi sviluppate metodologie di valutazione che prendessero in esame il maggior numero possibile di variabili e che fossero in grado di descrivere la situazione ecologica considerando le relazioni tra il sistema reico e l'intero bacino idrografico circostante, con un approccio quindi sempre più ecosistemico. In questa nuova ottica assumono importanza, per una valutazione della qualità ambientale, tutta una serie di fattori (es. uso del territorio

circostante, input energetici alloctoni, strutture delle rive) che non vengono presi in considerazione dagli indici biotici.

Alcuni indici, che prendono in considerazione quanto sopra detto, sono stati messi a punto dall'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente; tra questi, l'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) (ANPA, 2000) sembra essere maggiormente adattabile alla situazione dei corsi d'acqua italiani. La scheda dell'IFF è stata elaborata per una maggiore aderenza con la realtà dei corsi d'acqua italiani ed è composta da 14 domande, riportate nella Tabella 5 (ANPA, 2000) che trattano argomenti relativi allo stato naturale del corso d'acqua e legati tra loro in modo tale da rendere bilanciata la scheda. Le domande 1-4 riguardano le condizioni vegetali delle rive e del territorio, in cui si valutano le diverse tipologie strutturali degli elementi che condizionano l'ambiente fluviale. Le due successive trattano la struttura fisica e morfologica delle rive poiché direttamente correlate alle caratteristiche di tipo idraulico. Le domande 7-11 si riferiscono alla struttura dell'alveo bagnata, attraverso l'individuazione delle tipologie collegate con la capacità autodepurativa di un corso d'acqua. Le domande 12-14 si riferiscono alle caratteristiche biologiche come la struttura delle popolazioni di piante acquatiche e macrobenthos e la conformazione del detrito, in quanto considerato input energetico che può condizionare la struttura dei viventi, agendo sulla catena trofica dell'ecosistema. La compilazione della scheda termina con il calcolo della somma dei pesi corrispondenti alle risposte individuate con un punteggio, o "score", che va da 14 (valore minimo) a 300 (valore massimo). Il punteggio finale è stato tradotto in cinque classi di funzionalità (da I a V), con possibili situazioni intermedie che garantiscono un passaggio graduale da una classe alla successiva (Tabella 6) (ANPA, 2000). Ad ogni classe è stato poi associato un colore ai fini della redazione di mappe di funzionalità.

Nonostante la metodologia preveda una singola applicazione dell'indice durante l'anno, si è preferito procedere stagionalmente a causa dell'elevata antropizzazione dell'area in esame e della conseguente estrema variabilità delle caratteristiche ecologiche considerate.

Tabella 5. Scheda per l'applicazione dell'IFF

Condizioni	Riva sx	Riva dx
1) Stato del territorio circostante		
a) Foreste e boschi	25	25
b) Prati, pascoli, boschi, pochi arativi e incolti	20	20
c) Colture stagionali in prevalenza e/o arativi misti e/o colture permanenti; urbanizzazione rada	5	5
d) Aree urbanizzate	1	1
2) Vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria		
a) Formazioni arboree riparie	30	30
b) Formazioni arbustive riparie (saliceti arbustivi) e/o canneto	25	25
c) Formazioni arboree non riparie	10	10
2bis) Vegetazione presente nella fascia perifluviale secondaria		
a) Formazioni arboree riparie	20	20
b) Formazioni arbustive riparie (saliceti arbustivi) e/o canneto	15	15
c) Formazioni arboree non riparie	5	5
d) Vegetazione arbustiva non riparia o erbacea o assente	1	1
3) Ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale arborea e arbustiva		
a) Fascia di vegetazione perifluviale > 30 m	20	20
b) Fascia di vegetazione perifluviale 5-30 m	15	15
c) Fascia di vegetazione perifluviale 1-5 m	5	5
d) Fascia di vegetazione perifluviale assente	1	1

segue

continua

Condizioni	Riva sx	Riva dx
4) Continuità della fascia di vegetazione perfluviale arborea e arbustiva		
a) Senza interruzioni	20	20
b) Con interruzioni	10	10
c) Interruzioni frequenti o solo erbacea continua e consolidata	5	5
d) Suolo nudo o vegetazione erbacea rada	1	1
5) Condizioni idriche dell'alveo		
a) Larghezza dell'alveo di morbida inferiore al triplo dell'alveo bagnato		20
b) Alveo di morbida maggiore del triplo dell'alveo bagnato		15
c) Alveo di morbida maggiore del triplo dell'alveo bagnato con fluttuazioni di portata frequenti		5
6) Conformazione delle rive		
a) Con vegetazione arborea e/o massi	25	25
b) Con erbe e arbusti	15	15
c) Con sottile strato erboso	5	5
d) Rive nude	1	1
7) Strutture di ritenzione degli apporti trofici		
a) Alveo con grossi massi e/o tronchi stabilmente incassati o presenza di fasce di canneto o idrofite.		25
b) Massi e/o rami presenti con deposito di sedimento (o canneto o idrofite rade e poco estese)		15
c) Strutture di ritenzione libere e mobili con le piene		5
d) Alveo di sedimenti sabbiosi privo di alghe, o sagomature artificiali lisce a corrente uniforme		1
8) Erosione		
a) Poco evidente e non rilevante	20	20
b) Solamente nelle curve e/o nelle strettoie	15	15
c) Frequente con scavo delle rive e delle radici	5	5
d) Molto evidente con rive scavate e franate o presenza di interventi artificiali	1	1
9) Sezione trasversale		
a) Naturale		15
b) Naturale con lievi interventi artificiali		10
c) Artificiale con qualche elemento naturale		5
d) Artificiale		1
10) Fondo dell'alveo		
a) Diversificato e stabile		25
b) A tratti mobile		15
c) Facilmente mobile		5
11) Raschi, pozze o meandri		
a) Ben distinti e ricorrenti		25
b) Presenti a distanze diverse e con successione irregolare		20
c) Lunghe pozze che separano corti raschi o viceversa, pochi meandri		5
d) Meandri raschi e pozze assenti, percorso raddrizzato		1
12) Componente vegetale in alveo bagnato in acque a flusso turbolento		
a) Periphyton rilevabile solo al tatto e scarsa copertura di macrofite		15
b) Periphyton scarsamente sviluppato e copertura macrofita limitata		10
c) Periphyton discreto o scarsamente sviluppato con elevata copertura di macrofite		5
d) Periphyton spesso, o discreto con elevata copertura di macrofite		1

segue

continua

Condizioni	Riva sx	Riva dx
12 bis) Componente vegetale in alveo bagnato in acque a flusso laminare		
a) Periphyton poco sviluppato e scarsa copertura di macrofite tolleranti	15	
b) Periphyton discreto con scarsa copertura di macrofite tolleranti, o scarsamente sviluppato con limitata copertura di macrofite tolleranti	10	
c) Periphyton discreto o poco sviluppato con significativa copertura di macrofite tolleranti	5	
d) Periphyton spesso e/o elevata copertura di macrofite tolleranti	1	
13) Detrito		
a) Frammenti vegetali riconoscibili e fibrosi	15	
b) Frammenti vegetali fibrosi e polposi	10	
c) Frammenti polposi	5	
d) Detrito anaerobico	1	
14) Comunità macrobentonica		
a) Ben strutturata e diversificata, adeguata alla tipologia fluviale	20	
b) Sufficientemente diversificata ma con struttura alterata rispetto a quanto atteso	10	
c) Poco equilibrata e diversificata con prevalenza di <i>taxa</i> tolleranti all'inquinamento	5	
d) Assenza di una comunità strutturata; presenza di pochi <i>taxa</i> tutti piuttosto tolleranti all'inquinamento	1	

Tabella 6. Conversione dei valori di IFF in classi di funzionalità, con relativo giudizio e colore standard per la rappresentazione cartografica

Valore di IFF	Classe di funzionalità	Giudizio di funzionalità	Colore
261-300	I	ottimo	blu
251-260	I-II	ottimo-buono	blu-verde
201-250	II	buono	verde
181-200	II-III	buono-mediocre	verde-giallo
121-180	III	mediocre	giallo
101-120	III-IV	mediocre-scadente	giallo-arancio
61-100	IV	scadente	arancio
51-60	IV-V	scadente-pessimo	arancio-rosso
14-50	V	pessimo	rosso

Risultati e discussione

Analisi del regime idrologico

Sono state effettuate 4 misurazioni, coincidenti con i diversi periodi stagionali, i cui risultati sono riassunti nella Tabella 7.

La densità spaziale delle misure sperimentali di portata e il carattere isocrono delle stesse (le misure e i campionamenti sono stati effettuati su un arco di tempo di alcune ore) permettono di valutare i meccanismi di formazione del flusso oltre ad individuare azioni di prelievo e/o rilascio nei corsi d'acqua.

Tabella 7. Valori di portata in L/s rilevati nel corso della campagna di studio

Stazione di campionamento	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
D1	6,27	-	-	8,8
D2	5,56	0,94	-	-
D3	0,73	-	-	-
D4	1,02	0,62	-	-
D5	7,61	4,08	1,14	11,8
D6	5,48	0,93	2,11	5
P7	12,06	8,3	12,3	10,1
P8	8,85	1,55	0,74	7,1
P9	34,96	22,1	19,07	14,1
P10	15,45	9,6	0,6	10,09
P11	101,55	103	108,54	77,6

In un sistema naturale, la portata totale di un corso d'acqua è costituita dall'apporto zenitale – equivalente alle precipitazioni meteoriche che interessano il bacino – che innesca il ruscellamento a cui si sommano i contributi delle acque sotterranee. Questo schema può essere applicato in parte per il fosso della Mola, mentre a quelli del versante settentrionale si deve aggiungere un'ulteriore aliquota dovuta alle acque di scarico. Tale contributo, non trascurabile in termini quantitativi, risulta fortemente critico dal punto di vista qualitativo in quanto è quello che veicola direttamente e con continuità i maggiori carichi inquinanti.

– *Fosso della Mola*

Per l'analisi del regime vengono prese in considerazione le sezioni 1, 5 e 6. La 1 coincide con l'oscillazione della falda epidermica che segue l'andamento stagionale: emerge a piano campagna nei due periodi umidi (febbraio e dicembre), mentre in quelli asciutti rimane al di sotto della quota di sfioro. La sezione 5 misura il contributo proveniente dalle 4 sezioni di monte che, lo ricordiamo, sono ubicate in un areale circoscritto. È interessante vedere come nelle due stagioni asciutte, dove il contributo a monte è praticamente nullo, si registri comunque un drenaggio in alveo pari a 4 L/s (giugno) e 1 L/s (settembre).

Alla sezione 6 si registra invece un decremento sensibile della portata; questa inversione del regime – da linea d'acqua drenante a linea d'acqua perdente – è legata sostanzialmente ad una variazione dei litotipi affioranti. L'esiguo flusso si “perde” progressivamente nei terreni vulcanici sciolti, molto permeabili, che affiorano lungo l'incisione valliva a circa 30 metri più in basso rispetto alle sezioni di monte. Questa dinamica idrogeologica è confermata dal fatto che tra la prima e la seconda campagna, la sezione n. 6 è stata spostata di circa 200 metri verso monte in quanto nel passaggio stagionale – dall'inverno alla primavera – la stazione di misura scelta in febbraio risultava asciutta.

– *Fosso Patatona*

Il regime del fosso mostra un andamento fortemente influenzato dalla presenza antropica. Partendo dalla sezione 7, di monte, si nota come le portate non risentano delle oscillazioni stagionali, registrando valori tra 8 e 10 L/s. Il deflusso costante indica quindi un contributo di acqua dovuto a scarichi civili, come dimostrano le analisi qualitative.

Alla sezione 8, ubicata 900 m a valle, le portate diminuiscono drasticamente, soprattutto nella seconda e terza campagna, per poi ricrescere nella successiva sezione 9.

– Fosso dell'Acqua Marciana

Nella sezione 10 di monte le portate seguono il corso stagionale, passando da 15 L/s in inverno a meno di 1 litro in estate; al contrario il forte incremento, ma soprattutto l'omogeneità temporale, del deflusso (pari a circa 100 L/s) alla sezione 11 di chiusura indicano un apporto liquido non solo naturale ma legato a scarichi civili.

Analisi fisico chimiche e chimiche

Nelle Tabelle 8-11 sono riportati, per le varie stazioni, i valori dei parametri fisico-chimici e chimici registrati nei 4 campionamenti.

Tabella 8. Parametri fisico-chimici e chimici registrati nel campionamento invernale

Parametri	Stazioni									
	D1	D2	D3	D4	D6	P7	P8	P9	P10	P11
pH	7,1	7,3	6,5	7,2	7,9	7,1	7,2	7,2	7,9	7,9
Conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$ 20 °C) **	82,5	105,4	107,1	120,7	173	707	711	786	721	681
Durezza (mg/L CaCO_3)	36,4	41,8	47,3	58,2	77,1	250	240	278	261	226
Azoto totale (N mg/L) **	0,438	3,04	1,26	0,68	2,2	12,9	14,7	8,84	11,8	10,5
Azoto ammoniacale (N mg/L) *	0,116	1,4	0,184	0,033	0,022	1,58	1,37	4,05	6,1	0,022
Azoto nitrico (N mg/L) *	0,20	0,23	0,28	0,57	1,83	8,87	7,09	0,45	2,75	9,39
BOD5 (O_2 mg/L) **	ND	51,4	ND	ND	ND	21,8	18,4	24,3	9	16
COD (O_2 mg/L) **	ND	128,6	ND	ND	ND	52,1	49,5	51,2	20	36
Ortofosfato (P $\mu\text{g}/\text{L}$) *	1,1	1,1	8,5	12,7	5,54	709,7	828,3	810,5	745,3	1709,8
Fosforo Totale (P mg/L) **	0,003	0,011	0,021	0,016	0,013	2,912	3,78	1,983	0,811	1,82
Cloruri (Cl^- mg/L) *	11,3	12	20,9	11,6	12,8	44,5	55,1	52,6	27,3	50,8
Solfati (SO_4^{2-} mg/L) *	3,85	4,98	7,92	5,82	5,04	34,7	37,6	42,6	16,8	36,3
Calcio mg/L	9,1	10,6	11,8	16,2	21,1	72,6	69,1	80,9	71,4	63,6
Magnesio mg/L	3,2	3,7	4,2	4,2	5,9	16,4	16,6	18,3	20,2	16,8
Sodio mg/L	6,6	7,1	8,7	8,3	10,8	77,7	76,1	83,9	53,5	77,6
Potassio mg/L	0,62	1,1	7,9	1,9	4,6	51,8	52,6	64,5	45,7	35,7
Carbonio Organico mg/L	1,4	10,8	1,4	1,1	1,0	5,4	5,8	5,4	2,5	4,1
Fluoruri mg/L	ND	ND	ND	ND	0,09	0,12	0,13	0,33	0,358	0,42
Nitriti mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	1,62	1,38	1,27	1,57	0,41
Ferro mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,03	0,03	0,03	ND	ND
Rame mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,01	0,01	0,01	ND	ND
Piombo mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,015	0,012	0,015	ND	ND
Nichel mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,018	0,018	0,02	ND	ND
Cadmio mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,004	0,004	0,004	ND	ND
Cromo Tot. mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,008	0,007	0,008	ND	ND
Zinco mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,05	0,04	0,05	ND	ND
Manganese mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,03	0,03	0,03	ND	ND

* Determinazione sulla fase disciolta; ** Determinazione sul campione tal quale; ND = non determinato

Sul campione Patatona 7-8 è evidente la presenza di fanghi provenienti da impianti di trattamento.

Tabella 9. Parametri fisico-chimici e chimici registrati nel campionamento primaverile

Parametri	Stazioni								
	D2	D3	D4	D6	P7	P8	P9	P10	P11
pH	7,1	7,3	7,5	7,5	7,8	8,1	7,9	7,4	8,1
Conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$ 20 °C) **	192	160	244	220	720	695	837	777	690
Durezza (mg/L CaCO_3)	70	76	114	101	259	320	286	262	230
Azoto totale (N mg/L) **	1,03	0,49	3,03	3,84	10,86	3,85	12,96	12,44	5,60
Azoto ammoniacale (N mg/L) *	0,086	0,019	0,397	0,062	1,478	0,163	1,789	0,933	0,101
Azoto nitrico (N mg/L) *	0,48	0,38	1,58	1,86	5,87	3,18	2,53	1,96	4,72
Azoto nitroso (N mg/L)	0,046	0,049	0,058	0,037	0,052	0,073	0,502	0,201	0,046
BOD ₅ (O ₂ mg/L) **	ND	ND	ND	ND	28,6	10,2	36,5	25,5	20,7
COD (O ₂ mg/L) **	ND	ND	ND	ND	64,3	24,7	94,8	58,4	52,6
Ortofosfato (P $\mu\text{g}/\text{L}$) *	12,9	9,6	42,8	17,3	106,7	1442	1190	1267	2462
Fosforo Totale (P mg/L) **	0,241	0,083	0,179	0,067	1,707	0,174	4,179	1,523	2,815
Cloruri (Cl ⁻ mg/L) *	9,7	9,8	11,1	7,7	45,1	23,5	52,6	39,1	46,8
Solfati (SO ₄ ⁻² mg/L) *	8,15	7	6,6	3,5	25,5	22,3	38,3	15,1	27,1
Carbonio organico mg/L *	1,2	1,04	0,76	0,16	6,6	1,36	6,7	6,2	5,2

* Determinazione sulla fase disciolta; ** Determinazione sul campione tal quale; ND = non determinato

Sul campione Patatona 9 è evidente la presenza di fanghi provenienti da impianti di trattamento

Tabella 10. Parametri fisico-chimici e chimici registrati nel campionamento estivo

Parametri	Stazioni							
	D3	D4	D6	P7	P8	P9	P10	P11
pH	7,2	7,3	7,6	7,7	8,2	8,1	7,3	7,9
Conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$ 20 °C) **	198	163	252	750	702	865	798	715
Durezza (mg/L CaCO_3)	73	79	120	264	325	288	266	235
Azoto totale (N mg/L) **	0,41	0,51	2,2	271,0	5,1	99,7	2,0	4,4
Azoto ammoniacale (N mg/L) *	0,05	0,21	0,32	148,0	0,23	91,3	0,55	0,42
Azoto nitrico (N mg/L) *	0,28	0,28	1,90	0,90	3,20	0,21	0,99	2,90
Azoto nitroso (N mg/L)	ND	ND	0,006	0,075	ND	0,290	0,006	0,105
BOD ₅ (O ₂ mg/L) **	ND	ND	ND	35,8	11,2	41,6	10,5	24,5
COD (O ₂ mg/L) **	ND	ND	ND	78,5	22,9	85,9	19,8	56,7
Ortofosfato (P $\mu\text{g}/\text{L}$) *	2,7	2,7	4,9	2514	117	1413	214	1491
Fosforo Totale (P mg/L) **	0,07	0,02	0,01	3,1	1,0	2,1	0,3	1,6
Cloruri (Cl ⁻ mg/L) *	17,7	17,8	13,7	51,7	22,7	55,6	16	61,2
Solfati (SO ₄ ⁻² mg/L) *	6,7	6,6	3,3	23	22,7	41,4	19,1	30,8
Carbonio organico mg/L *	1,3	1,3	0,6	7,7	1,6	9,7	2,2	6,2

* Determinazione sulla fase disciolta; ** Determinazione sul campione tal quale; ND = non determinato

Sul campione Patatona 7-8 è evidente la presenza di fanghi provenienti da impianti di trattamento

Tabella 11. Parametri fisico-chimici e chimici registrati nel campionamento autunnale

Parametri	Stazioni									
	D1	D2	D3	D4	D6	P7	P8	P9	P10	P11
Portata (m ³ /sec)										
pH	7,1	7,2	7,2	7,2	7,4	7,8	8,6	8,1	7,4	8,1
Conducibilità (µS/cm 20 °C) **	110	120	112	124	192	732	828	805	802	745
Durezza (mg/L CaCO ₃)	41,1	42,3	41,6	44	79,5	274	324	365	270	241
Azoto totale (N mg/L) **	0,48	0,68	0,69	1,29	1,7	51,5	64,2	36,5	6,2	4,9
Azoto ammoniacale (N mg/L) *	0,23	0,08	0,06	0,09	0,03	42,6	21,40	19,1	3,50	2,10
Azoto nitrico (N mg/L) *	0,21	0,6	0,61	0,91	1,50	0,67	4,00	0,20	2,22	2,60
Azoto nitroso (N mg/L)	ND	ND	ND	0,020	0,030	0,900	2,400	0,050	0,350	0,060
BOD ₅ (O ₂ mg/L) **	ND	ND	ND	ND	ND	26,7	700	44,2	22,7	35,6
COD (O ₂ mg/L) **	ND	ND	ND	ND	ND	44,8	1200	95,8	51,7	61,2
Ortofossato (P µg/L) *	3,2	2,1	2,6	2,5	2,8	2850	2853	1260	318	385
Fosforo Totale (P mg/L) **	0,08	0,03	0,03	0,02	0,02	3,1	25,9	3,2	0,4	0,5
Cloruri (Cl ⁻ mg/L) *	9,7	10,9	11,1	13,2	10,1	51,7	30,6	55,1	19,3	49,7
Solfati (SO ₄ ⁻² mg/L) *	4,1	5,4	5,7	6	4,5	24,6	47,7	33,4	10,1	27,8
Carbonio organico mg/L *	3,2	1,8	1,8	1,7	1,5	11,5	283	22,7	5,5	6,9

* Determinazione sulla fase disciolta; ** Determinazione sul campione tal quale; ND = non determinato

Sul campione Patatona 8 è evidente l'abbondante presenza di fanghi provenienti da impianti di trattamento

Sulla base dei dati chimici rilevati è possibile tentare una classificazione del livello di inquinamento con riferimento al DL.vo 152/1999 (Italia, 1999). È ovvio che tale tentativo di classificazione deve intendersi puramente orientativo, dal momento che la proposta di classificazione contemplata nel DL.vo 152/1999 si riferisce a fiumi che hanno un bacino idrografico di 200 o 400 km² a seconda che siano del primo o secondo ordine. L'applicazione a fossati minori rappresenta quindi una forzatura; i criteri proposti andrebbero in questo caso rielaborati, tenendo conto delle diverse caratteristiche di tali corpi idrici a carattere torrentizio e soprattutto del più elevato grado di variabilità che necessariamente li contraddistinguono.

Con queste premesse e tenendo presente che la misura del carbonio organico ha suffragato le informazioni su BOD e COD, nei casi in cui queste grandezze erano al di sotto del limite di rilevabilità analitica, ed ha consentito di ipotizzare un valore di ossigeno disciolto, il quadro che emerge evidenzia una forte spaccatura tra la qualità dei fossati Doganella 1-6, quelli dei fossati Patatona 6-9 e Marciana 10-11.

Nel primo gruppo di fossati si hanno condizioni di qualità elevate, proprie dei livelli 1° e 2° della Tabella 7 del DL.vo 152/1999, mentre nel secondo e terzo gruppo si è di fronte a una compromissione seria e a volte assai grave. Questi ultimi due gruppi mostrano infatti livelli di inquinamento del 4° e 5° tipo della suddetta Tabella 7; in alcuni casi si è avuta chiara l'impressione di una forte presenza di effluenti di impianti di trattamento. Infatti spesso nei campioni provenienti dai fossati 7, 8 e 9 è risultata evidente la presenza di batteri filamentosi tipici di fanghi di trattamento.

Indagini microbiologiche

Nelle Tabelle 12-15 sono riportati, per le varie stazioni, i valori dei parametri microbiologici registrati nei 4 campionamenti.

Tabella 12. Parametri microbiologici registrati (campionamento invernale) in Unità Formanti Colonia (UFC)

Stazione	Coliformi UFC/100 mL		<i>E. coli</i> UFC/100 mL	Streptococchi fecali UFC/100 mL	Clostridi solfito riduttori UFC/100 mL
	<i>totali</i>	<i>fecali</i>			
D1	2	0	0	0,1	2
D2	2,3	0,01	0,01	0,47	5
D3	4,5	0,01	0,01	0,05	6
D4	2	0,0	0,01	0,1	10
D6	1,35	0	0	0,04	4
P7	290	200	150	150	90
P8	590	185	160	>200	200
P9	>300	140	140	>300	1100
P10	190	60	60	37	600
P11	180	40	40	30	700

Tutti i valori sono intesi moltiplicati per 10³**Tabella 13. Parametri microbiologici registrati (campionamento primaverile) in Unità Formanti Colonia (UFC)**

Stazione	Coliformi UFC/100 mL		<i>E. coli</i> UFC/100 mL	Streptococchi fecali UFC/100 mL	Clostridi solfito riduttori UFC/100 mL
	<i>totali</i>	<i>fecali</i>			
D1	-	-	-	-	-
D2	5	0,001	0	4,1	2
D3	4,1	0	0	3,5	5
D4	1,5	0,001	0,001	0,9	1
D6	1,5	0	0	0,1	1
P7	500	0,03	0,001	10	10
P8	70	0,001	0,001	0,11	3
P9	1600	0,4	0,4	300	110
P10	200	0,02	0,001	16	5
P11	70	0,028	0,028	6	9

Tutti i valori sono intesi moltiplicati per 10³**Tabella 14. Parametri microbiologici registrati (campionamento estivo) in Unità Formanti Colonia (UFC)**

Stazione	Coliformi UFC/100 mL		<i>E. coli</i> UFC/100 mL	Streptococchi fecali UFC/100 mL	Clostridi solfito riduttori UFC/100 mL
	<i>totali</i>	<i>fecali</i>			
D1	-	-	-	-	-
D2	-	-	-	-	-
D3	0,3	0,3	0,3	0,4	13
D4	0,4	0,2	0,2	0,7	5
D6	1,2	0,2	0,2	0,7	0
P7	600	550	350	90	9
P8	5	4	4	1	1
P9	5000	2000	2000	1500	50
P10	20	2,2	1,8	2	1
P11	20	9	9	20	12

Tutti i valori sono intesi moltiplicati per 10³

Tabella 15. Parametri microbiologici registrati (campionamento autunnale) in Unità Formanti Colonia (UFC)

Stazione	Coliformi UFC/100 mL		<i>E. coli</i> UFC/100 mL	Streptococchi fecali UFC/100 mL	Clostridi solfito riduttori UFC/100 mL
	<i>totali</i>	<i>fecali</i>			
D1	6,3	1,5	0,5	0,8	0
D2	1,2	0,13	0,12	0,3	1
D3	0,3	0,1	0,1	0,03	0
D4	0,6	0,11	0,08	0,04	3
D6	0,19	0,02	0,01	0,03	8
P7	400	170	110	50	2
P8	1,5	0,2	0,2	0	7
P9	30	21	13	6	13
P10	490	410	260	100	4
P11	1540	1540	1000	300	7

Tutti i valori sono intesi moltiplicati per 10³

Per quanto riguarda il sistema della Doganella si può evidenziare come il carico microbico nelle varie stazioni sia piuttosto limitato con valori massimi nell'ordine delle centinaia per *Escherichia coli* e decisamente più elevati per gli Streptococchi fecali, considerati generalmente indicatori di un inquinamento fecale di prevalente origine animale. Valori elevati si riscontrano inoltre anche per quanto riguarda i sedimenti sui quali sono stati rilevati i Clostridi solfito-riduttori, generalmente associati ad un inquinamento cronologicamente precedente al campionamento effettuato.

Le stazioni situate nel sistema idrico del Fosso Patatona presentano valori microbici nettamente più elevati rispetto al sistema della Doganella probabilmente a causa dell'influenza antropica rappresentata da una serie di centri abitati limitrofi all'area in oggetto.

Nelle tre stazioni di campionamento individuate lungo l'asta fluviale si osserva, specie negli ultimi due campionamenti, un particolare trend che vede una sensibile diminuzione del carico microbico passando dalla stazione P7 alla P8 e un successivo forte aumento passando dalla P8 alla P9.

Per quanto riguarda quest'ultima, posta poco a valle del depuratore di Marino, va segnalato come gli elevati valori microbiologici riscontrati siano probabilmente indice di un non perfetto funzionamento del suddetto depuratore che evidentemente non riesce ad effettuare un abbattimento adeguato della carica batterica, facendo sì che le unità formanti colonia (UFC) raggiungano nel periodo estivo valori dell'ordine del milione.

Le due stazioni facenti parte del sistema idrico dell'Acqua Marciana presentano valori piuttosto altalenanti nei quattro campionamenti anche se il fenomeno non sembra strettamente legato a variazioni di portata.

Applicazione dell'IBE

Nella Tabella 16 sono riportati i valori ottenuti, nelle 4 stagioni, per l'indice IBE e per le relative classi di qualità. In allegato sono riportate le liste faunistiche relative ai 4 campionamenti.

Tabella 16. Valori dell'IBE e rispettive Classi di Qualità

Stazione di campionamento		Stagione			
		<i>inverno</i>	<i>primavera</i>	<i>estate</i>	<i>autunno</i>
D1	US	11	-	-	7
	IBE	8-7	-	-	3
	CQ	II-III	-	-	V
D2	US	13	11	-	13
	IBE	7	6-5	-	7
	CQ	III	III-IV	-	III
D3	US	10	14	9	12
	IBE	6-7	6	5	6
	CQ	III	III	IV	III
D4	US	18	13	13	14
	IBE	9	6	6	7
	CQ	II	III	III	III
D6	US	9	11	3	6
	IBE	7	4-3	2	5-4
	CQ	III	IV-V	V	IV
P7	US	6	2	5	1
	IBE	3-2	2-1	2-3	1
	CQ	V	V	V	V
P8	US	5	4	4	3
	IBE	2-3	2	2	2
	CQ	V	V	V	V
P9	US	2	5	2	4
	IBE	2-1	2-3	2-1	2
	CQ	V	V	V	V
P10	US	4	3	7	2
	IBE	2	2	5	2-1
	CQ	V	V	IV	V
P11	US	6	6	11	4
	IBE	3-2	4-3	6-5	4
	CQ	V	IV-V	III-IV	IV

Il sistema della Doganella, che include le stazioni D1-D6, comprende zone vulnerabili di particolare pregio naturalistico come le zone del pantano della Doganella, dove il complesso sistema di captazione della falda non consente una continuità dell'acqua superficiale; infatti, per due stagioni la stazione D1 è risultata secca, mentre la D2 è stata trovata priva di acqua solo nel campionamento di settembre, proprio in coincidenza con i maggiori emungimenti di acqua.

Per quanto concerne la qualità biologica delle acque si osserva come la stazione D1 risulti influenzata negativamente dalla mancanza di acqua durante il periodo estivo, che porta ad una drastica semplificazione strutturale della comunità macrobentonica; infatti, mentre nel campionamento relativo a febbraio si registra un valore di IBE pari a 8-7 e relativa Classe di Qualità pari a II/III, con presenza di 11 Unità Sistematiche valide, la carenza di acqua nel periodo estivo impedisce la presenza delle condizioni minime indispensabili per l'applicazione del metodo; il ritorno di una discreta quantità di acqua nel periodo autunnale rende di nuovo applicabile il metodo, anche se la comunità risulta pesantemente influenzata dalla carenza di acqua durante il periodo precedente: si ottiene quindi un valore di IBE pari a 3, con conseguente Classe di Qualità uguale a V e giudizio ambientale Pessimo.

La stazione D2 mostra un quadro molto simile alla precedente, pur essendo tuttavia la qualità ambientale lievemente migliore: si ottiene infatti un valore di IBE pari a 7 in febbraio, che scende a 6-5 a giugno, mentre a settembre non è stata possibile l'applicazione del metodo a

causa della carenza di acqua. Nel campionamento relativo a dicembre, le 13 Unità Sistematiche riscontrate permettono di attribuire a questo sito un valore di IBE pari a 7, con relativa Classe di Qualità pari a III.

Nella stazione D3 la comunità macrobentonica denota alcuni effetti di stress: infatti, il numero totale delle Unità Sistematiche riscontrate varia dalle 10 del campionamento di febbraio alle 14 di giugno, per scendere a 9 a settembre, per poi riprendere lievemente a dicembre con un numero totale di 12. Queste condizioni fanno sì che l'Indice Biotico Esteso assuma sempre valori intorno a 6, con relativa Classe di Qualità uguale a III, tranne a settembre dove il valore ottenuto è 5, e conseguente IV Classe di Qualità.

Un quadro ambientale molto simile è quello ottenuto per la stazione D4, anche se nel campionamento di febbraio sono state riscontrate 18 Unità Sistematiche valide, con valore di IBE uguale a 9 e relativa II Classe di Qualità. In giugno la situazione peggiora sensibilmente, e si assiste ad un calo delle Unità Sistematiche valide, che diventano 13 con valore di IBE pari a 6 e relativa III Classe di Qualità. Questa condizione resta sostanzialmente immutata per il resto del periodo di studio, dove restano evidenti alcuni effetti di stress antropici.

Per quanto riguarda la stazione D6, mentre a febbraio si registra una III Classe di Qualità, con valore di IBE pari a 7, nei campionamenti successivi la situazione peggiora decisamente; già a partire da giugno, infatti, si osserva una decisa semplificazione strutturale a carico della comunità macrobentonica la quale fa sì che l'IBE raggiunga il valore di 4-3 con relativa IV-V Classe di Qualità. A settembre si ha un ulteriore peggioramento, con un numero totale di Unità Sistematiche valide pari a 3, valore di IBE uguale a 2 e conseguente V Classe di Qualità. Situazione lievemente migliore, ma comunque sempre indicativa di un ambiente fortemente stressato, è quella ottenuta a dicembre, dove il numero totale delle Unità Sistematiche è 6, con valore di IBE pari a 4-5 e Classe di Qualità uguale a IV.

Per quanto concerne il secondo sistema preso in esame, il fosso Patatona, esso comprende le tre stazioni successive (P7-P9).

La scarsa naturalità della stazione P7 è dovuta principalmente alla presenza del cementificio che ne ha determinato l'alterazione del substrato, in particolare della sponda destra, provocando una riduzione dei microhabitat disponibili; questo ha portato ad una notevole semplificazione della comunità macrobentonica, che non risulta sufficientemente diversificata sia nella composizione in *taxa* che nella loro abbondanza relativa. Analizzando nel dettaglio i dati relativi ad ogni stazione, si osserva come in tutto il periodo di studio il numero totale delle Unità sistematiche ottenute in ogni sito non superi mai il valore di 6; questo determina valori di IBE mai al di sopra di 3 e conseguenti Classi di qualità sempre uguali a V, con relativi giudizi ambientali pessimi.

L'ultimo sistema considerato nell'ambito di tale monitoraggio, è rappresentato dal fosso Acqua Marciana con le rispettive stazioni P10 e P11.

L'analisi della comunità macrobentonica della stazione P10 evidenzia notevoli segnali di degrado: infatti, il numero totale delle Unità Sistematiche è compreso tra il minimo di 2 registrato a giugno e le 7 di settembre: di conseguenza, il valore dell'IBE è sempre compreso tra 2 e 5 e le relative Classi di Qualità oscillano tra la IV e la V, con giudizi ambientali pessimi. Nella stazione P11 si assiste ad una situazione identica, lievemente migliore solo nel campionamento di settembre, dove le 11 Unità Sistematiche riscontrate fanno raggiungere un valore di IBE pari a 6-5 e permettono di attribuire una Classe di Qualità uguale a III/IV.

Applicazione dell'IFF

Nel presente studio è stato applicato l'Indice di Funzionalità Fluviale nelle stesse stazioni in cui sono stati effettuati i rilievi della comunità macrobentonica. I risultati dell'applicazione di

tale indice sono riportati in Tabella 17. Va specificato che l'applicazione dell'indice, di norma prevista con cadenza annuale, è stata invece eseguita stagionalmente poiché la notevole antropizzazione dell'area di studio causava una estrema variabilità degli habitat anche in lassi di tempo piuttosto ridotti.

Tabella 17. Classi di Qualità ottenute mediante l'IFF nelle varie stazioni

Stazione	Stagione							
	inverno		primavera		estate		autunno	
	sx	dx	sx	dx	sx	dx	sx	dx
D1	III	III	-	-	-	-	III	III
D2	III	III	II	II	-	-	II	II
D3	III	III	II	II	III	III	III	III
D4	III	III	II	II	III	III	II-III	II-III
D6	II	II	II	II	II	II	II	I-II
P7	III	IV	III-IV	IV	III	IV	II-III	III
P8	III	III	III	III	II-III	II	II-III	II-III
P9	II	II	III	III	III	II-III	II-III	II-III
P10	III	III	III	III	III	III	II	II
P11	III	III	III	II-III	II	II	II	II

All'interno del sistema della Doganella i valori ottenuti dall'IFF, pur confermando una sostanziale instabilità dell'ecosistema, evidenziano ancora la presenza di alcune aree tendenti ad un discreto stato di conservazione. Tranne nella stazione D1, dove per la carenza di acqua oltre all'IBE non è stato applicato neanche l'Indice di Funzionalità Fluviale, in tutte le altre stazioni di questo sistema l'indice permette di attribuire un giudizio di funzionalità buono, derivato dai punteggi ottenuti per entrambe le sponde che sono sempre compresi tra 210 e 220 punti. In questo sistema, l'allontanamento dalla condizione di funzionalità ottimale sembra essere determinata dalle oscillazioni del livello delle acque, che determinano frequenti condizioni di stress soprattutto a carico della comunità macrobentonica, compromettendo quindi la funzionalità fluviale.

Il sistema costituito dalle tre stazioni P7, P8 e P9 vede parzialmente compromessa la propria funzionalità fluviale. Tra queste tre stazioni, quella che risente maggiormente degli effetti di stress è senza dubbio la P7, per la quale l'IFF assume punteggi di 107 per la sponda sinistra e 75 per quella destra, con rispettivi Livelli di Funzionalità III-IV per la prima e IV per la seconda. Nelle stazioni P8 e P9 la situazione ottenuta è lievemente migliore, pur essendo tuttavia ancora evidenti effetti di sofferenza, testimoniati dal livello di Funzionalità III ottenuto per ognuna in entrambe le sponde.

Un quadro del tutto simile è quello che si ottiene nel terzo sistema di stazioni, quello rappresentato dalle P10 e P11. In questo caso, infatti, il livello di funzionalità ottenuto è il III per entrambe le sponde della stazione P10 e per la sponda sinistra della P11 e il II-III per la sponda destra di quest'ultima. Questi dati si discostano parzialmente da quelli ottenuti attraverso l'IBE, che evidenziano una situazione peggiore per entrambe le stazioni, evidenziando come la compromessa funzionalità fluviale di questo tratto sia probabilmente imputabile ad uno stress diretto indotto ai danni della comunità macrobentonica, piuttosto che a carico della fascia di vegetazione perifluviale adiacente il corso d'acqua.

ALLEGATO - LISTE FAUNISTICHE

Tabella A1. Campionamento invernale

	Famiglia	Genere	D1	D2	D3	D4	D6	P7	P8	P9	P10	P11
PLECOTTERI	Leuctridae	<i>Leuctra</i>		+	+							
	Nemouridae	<i>Nemoura</i>	+			+	+	+				
TRICOTTERI	Hydropsychidae					+						
	Limnephilidae		+			+						
	Polycentropodidae			+	+	+						
	Rhyacophilidae			+		+						
COLEOTTERI	Dryopidae		+									
	Dytiscidae			+	+	+	+					
	Elmidae						+					
	Haliplidae		+									
	Helophoridae *		+									
	Hygrobiidae			+								
	Hydraenidae		+									
DITTERI	Ceratopogonidae					+						
	Chironomidae		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Dixidae				+							
	Dolicopodidae *			+								
	Limoniidae		+	+	+	+	+					
	Muscidae							+				
	Psychodidae *							+	+	+		+
	Simuliidae		+	+	+	+	+	+	+			+
	Stratiomyidae *				+							
	Tipulidae		+									
CROSTACEI	Asellidae			+		+	+					
	Gammaridae											+
	Copepoda *						+					
GASTEROPODI	Ancylidae			+		+						
	Bythiniidae					+						
	Planorbidae		+								+	
	Lymnaeidae											+
BIVALVI	Pisidiidae		+	+								
IRUDINEI	Erpobdellidae	<i>Dina</i>						+	+		+	+
	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>				+						+
OLIGOCHETI	Lumbricidae		+	+	+	+	+					
	Lumbriculidae					+						
	Naididae				+	+		+	+		+	
	Tubificidae			+	+	+	+	+	+	+		

* *taxon* da escludere al fine del calcolo dell'IBE

Tabella A2. Campionamento primaverile

	Famiglia	Genere	D2	D3	D4	D6	P7	P8	P9	P10	P11
TRICOTTERI	Polycentropodidae		+		+						
	Rhyacophilidae			+							
COLEOTTERI	Dryopidae		+	+							
	Dytiscidae		+	+	+	+					
	Elmidae			+	+	+					
	Haliplidae			+							
	Helophoridae *		+			+					
	Hygrobiidae			+							
ODONATI	Aeshna					+					
	Calopteryx										+
DITTERI	Athericidae					+					
	Ceratopogonidae				+						
	Chironomidae		+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Ephidridae		+		+				+		
	Limoniidae			+	+	+					
	Psychodidae *				+				+	+	
	Simuliidae										+
	Stratiomyidae *				+						
	Tipulidae		+		+	+					
	Empididae							+			
ETEROTTERI	Mesoveliidae		+	+		+					
CROSTACEI	Asellidae		+	+	+						+
GASTEROPODI	Ancylidae			+	+	+					
	Lymnaeidae			+							
	Physidae										+
	Planorbidae									+	
BIVALVI	Pisidiidae		+		+						
TRICLADI	Dugesia				+						
IRUDINEI	Erpobdellidae	<i>Dina</i>	+			+	+	+			+
	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>		+	+						
OLIGOCHETI	Lumbricidae		+						+		
	Lumbriculidae		+								
	Naididae										+
	Tubificidae		+	+	+	+		+	+		+

* *taxon* da escludere al fine del calcolo dell'IBE

Tabella A3. Campionamento estivo

	Famiglia	Genere	D3	D4	D6	P7	P8	P9	P10	P11
TRICOTTERI	Polycentropodidae		+	+						
EFEMEROTTERI	Baetidae	<i>Baetis</i>							+	+
DITTERI	Ceratopogonidae			+						
	Chironomidae		+	+	+	+	+	+	+	+
	Culicidae *						+			
	Limoniidae		+	+						
	Psychodidae *						+	+	+	+
	Simuliidae					+	+		+	+
	Tipulidae		+	+			+			+
CROSTACEI	Asellidae									+
GASTEROPODI	Ancylidae			+						+
	Lymnaeidae			+						
	Physidae								+	+
	Planorbidae			+						
BIVALVI	Pisidiidae		+	+						
IRUDINEI	Erpobdellidae	<i>Dina</i>	+	+					+	+
	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>	+	+						+
OLIGOCHETI	Lumbricidae		+	+	+	+			+	
	Naididae					+				+
	Tubificidae		+	+	+	+	+	+	+	+

* taxon da escludere al fine del calcolo dell'IBE

Tabella A4. Campionamento autunnale

	Famiglia	Genere	D1	D2	D3	D4	D6	P7	P8	P9	P10	P11
TRICOTTERI	Lepidostomatidae			+								
	Limnephilidae			+		+	+					
	Polycentropodidae				+	+						
EFEMEROTTERI	Baetidae	<i>Baetis</i>				+						+
COLEOTTERI	Dytiscidae			+		+						
	Halipidae		+									
	Hydrophilidae		+							+		
DITTERI	Ceratopogonidae			+	+	+						
	Chironomidae		+	+	+	+	+			+	+	+
	Dolicopodidae *					+						
	Limoniidae			+	+	+	+					
	Psychodidae *				+		+	+		+	+	+
	Sciomyzidae					+						
	Simuliidae						+		+			+
	Tipulidae		+	+			+					
CROSTACEI	Asellidae			+	+	+	+					+
GASTEROPODI	Planorbidae			+	+	+						
BIVALVI	Pisidiidae			+	+	+						
IRUDINEI	Erpobdellidae	<i>Dina</i>				+	+					+
	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>				+						
OLIGOCHETI	Lumbricidae		+	+	+	+			+	+		
	Lumbriculidae				+	+						
	Naididae		+	+	+							
	Tubificidae		+	+	+	+	+	+	+	+	+	

* taxon da escludere al fine del calcolo dell'IBE

ACQUE LENTICHE

Stazioni di campionamento

I campionamenti di acqua (più campioni a varie profondità in una stessa stazione) e benthos sono stati eseguiti con cadenza semestrale, una volta nel periodo di massimo rimescolamento e una in quello di massima stratificazione (febbraio e settembre). Ogni punto di prelievo, contrassegnato da una lettera dell'alfabeto, è stata georeferenziato. Nella Tabella 18 viene riportato l'elenco dei punti di prelievo scelti per il Lago Albano e per il Lago di Nemi.

Tabella 18. Punti di prelievo per il Lago Albano e per il Lago di Nemi

Stazioni	Campione	Profondità (m)	Coordinate
Lago di Albano			
<i>Campionamento di febbraio</i>			
A	benthos	172	41° 44' 44" N 12° 40' 16" E
	acqua	1	41° 44' 44" N 12° 40' 16" E
		60	
		152	
B	benthos	115	41° 44' 52" N 12° 39' 59" E
	acqua	1	41° 44' 58" N 12° 39' 53" E
		60	
		118	
C	benthos	60	41° 45' 18" N 12° 39' 45" E
		62	41° 45' 16" N 12° 39' 58" E
	acqua	1	41° 45' 16" N 12° 39' 58" E
		30	
		60	
<i>Campionamento di settembre</i>			
A	benthos	1	41° 44' 44" N 12° 40' 16" E
		24	
		60	
C	benthos	1	41° 45' 16" N 12° 39' 58" E
		25	
		50	
D	benthos	40-50	41° 45' 18" N 12° 39' 34" E
E	benthos	9	41° 45' 09" N 12° 39' 15" E
F	benthos	5	41° 45' 11" N 12° 39' 12" E
Lago di Nemi			
<i>Campionamento di febbraio</i>			
A	benthos	30	41° 42' 46" N 12° 42' 08" E
	acqua	1	41° 42' 46" N 12° 42' 08" E
		10	
		27	
B	benthos	16	41° 43' 03" N 12° 42' 22" E
C	benthos	18	41° 42' 28" N 12° 41' 49" E
<i>Campionamento di settembre</i>			
A	benthos	30	41° 42' 46" N 12° 42' 08" E
	acqua	1	41° 42' 46" N 12° 42' 08" E
		15	
		24	
C	benthos	18	41° 42' 28" N 12° 41' 49" E
D	benthos	8	41° 43' 01" N 12° 42' 31" E
E	benthos	4	41° 42' 28" N 12° 41' 49" E

Materiali e metodi

Le analisi eseguite sulle acque dei laghi sono state di tipo microbiologico, biologico ed ecotossicologico.

Analisi microbiologica

I campioni d'acqua sono stati prelevati alle varie profondità prima indicate, utilizzando una bottiglia di Niskin, un cilindro di materiale plastico le cui estremità sono aperte nella fase iniziale del campionamento e vengono chiuse alla profondità prestabilita tramite l'invio di un messaggero. Il messaggero attiva un meccanismo che permette la chiusura di entrambe le estremità della bottiglia.

Le indagini microbiologiche sui campioni sono state condotte utilizzando le stesse metodologie riportate nella parte riguardante le acque lotiche.

Analisi biologica

Comunità macrobentoniche

Il campionamento di macrobenthos è stato eseguito mediante l'uso di una benna. Le procedure di smistamento e identificazione sono le stesse riportate nella parte riguardante le acque lotiche.

Alghе tossiche

Per quanto concerne il Lago Albano, il campionamento relativo alle alghе tossiche è stato effettuato nel febbraio 2000.

Il campione di acqua prelevata al centro del lago, in corrispondenza di una macchia rossa di estese dimensioni, è stato sottoposto ad analisi tassonomica, biotossicologica e strumentale, ai fini di identificare la presenza di popolamenti algali tossici e di eventuali tossine prodotte.

Ciascun campione è stato sottoposto ad agitazione manuale per 50 volte per permettere il rimescolamento del particolato organico. Sono stati impiegati dei cilindri di sedimentazione della capacità di 25 mL per l'identificazione e la quantificazione delle specie di Cianofite tossiche al microscopio ottico invertito previa fissazione del materiale stesso in Lugol 1%. Il campione così sedimentato per 48 ore veniva sottoposto ad analisi tassonomica e conta degli individui secondo Chorus & Bartram (1999).

Inoltre, per alcuni campioni si è provveduto all'estrazione del materiale fresco mediante sonicazione e centrifugazione per raccogliere il surnatante da sottoporre ad esame mediante biosaggio MICROTOX. Il principio di questo biosaggio consiste nella sensibilità alle sostanze tossiche mostrata dal batterio marino di profondità *Vibrio fischeri*, che a contatto con quattro diluizioni scalari della sostanza sospetta, in caso di tossicità perde parte della bioluminescenza che lo caratterizza. Questa perdita, proporzionale alla quantità di tossina con cui il batterio viene a contatto, può essere misurata con un luminometro che la converte in un valore di scala. I quattro valori scalari così ottenuti, più un bianco di riferimento, vengono elaborati in una curva di regressione, di cui vengono calcolati i limiti di confidenza. Il tempo di contatto del batterio con la sostanza tossica può essere di cinque o quindici minuti, e i valori misurati in questi due tempi diversi permettono di ottenere curve riferibili rispettivamente all'effetto "acuto" e all'effetto "cronico" della tossina. Dalla curva di regressione si può estrapolare il valore di

EC50 a 5 o 15 minuti, pari alla quantità di tossina necessaria per diminuire la luminosità batterica del 50% (Gucci *et al.*, 1991).

I medesimi estratti venivano anche sottoposti all'analisi in HPLC per una più precisa quali- e quantitativa identificazione delle eventuali tossine presenti nei campioni. Lo strumento impiegato era caratterizzato da una fase inversa con photo-diode array detection a 240 nm. La colonna dell'HPLC era una Regis ISRP GFF S5-80, oppure C18 RP Lichrochart; la fase mobile utilizzata era composta con il 12% di acetonitrile/0.1 M tampone potassio di idrogeno fosfato (pH 6.8), flusso 1 mL/min., wv 238 nm, 0,005 AUFS (Carmichael *et al.*, 1985; Falconer, 1993; Volterra *et al.*, 1992).

Plancton

Durante l'anno 1999-2000, nell'ambito di esperimenti svolti presso l'ENEA aventi lo scopo di mettere a confronto diverse tecniche sia biologiche che spettroscopiche di assorbimento e di fluorescenza per la caratterizzazione dei principali parametri di qualità delle acque, sono stati prelevati mensilmente campioni di acqua presso una sola stazione del Lago Albano. In particolare, le tecniche analitiche messe a confronto sono state quelle della misura della concentrazione dei pigmenti fotosintetici, mediante lettura allo spettrofotometro di estratti acetonicici e lettura dei campioni *in vivo* con lo spettrofluorimetro, rispetto all'analisi delle popolazioni fitoplanctoniche.

Il presente lavoro riporta i risultati dell'analisi delle variazioni mensili dei popolamenti zooplanctonici e fitoplanctonici e dei pigmenti fotosintetici per via spettrofotometrica.

Per la messa a punto delle tecniche analitiche sopra elencate, sono stati prelevati 25 l di campioni d'acqua, a partire da giugno del 1999 fino ad aprile del 2000 con regolarità mensile. I prelievi di campioni d'acqua sono stati effettuati sotto la superficie del lago ad 1 m di profondità presso una stazione identificata con le seguenti coordinate GPS: 41° 45,60' N – 12° 40,00'.

Per l'analisi della componente fitoplanctonica è stato utilizzato il metodo di Zingone *et al.* (1990): per le analisi quantitative e qualitative i campioni d'acqua, prelevati ad 1 m di profondità, sono stati subcampionati in aliquote da 250 mL e fissati con formalina al 4% tamponata con tetraborato di sodio. Per l'analisi quantitativa è stato usato il metodo di Utermöhl (1958): un volume noto di campione d'acqua viene messo a sedimentare in cilindri, posti su apposite camere di sedimentazione, per un tempo che varia in base al volume. La sedimentazione del campione fissato avveniva al massimo dopo una settimana dal prelievo, in quanto i campioni col tempo possono perdere le loro caratteristiche, anche se rimangono più o meno stabili per 1 mese. La stima quantitativa del fitoplancton è stata ottenuta mediante il conteggio al microscopio invertito Zeiss Axiovert 135 con obiettivo 100X. Nella fase di conteggio si è operato un ulteriore subcampionamento: la scelta della frazione di fondo da analizzare risultava complicata a causa della disomogeneità della distribuzione delle cellule sul fondo della camera. Si è scelto di contare le cellule presenti in 100 campi. I risultati dell'analisi quantitativa sono stati espressi come individui/litro. Nel caso di alghe coloniali o filamentose l'aggregato cellulare è riconosciuto come unità.

Per l'analisi qualitativa l'elenco floristico è stato completato esaminando l'intera camera di sedimentazione procedendo anche ad una stima quantitativa delle singole specie.

Per l'analisi quali-quantitativa del micro-zooplancton è stato utilizzato il metodo di Fonda Umani *et al.* (1990): l'analisi qualitativa segue sempre il metodo di Utermöhl (1958). Il conteggio è stato effettuato su tutta l'area della camera di sedimentazione a 200 ingrandimenti.

Per la determinazione dei pigmenti fotosintetici sono state seguite le metodiche di Lazzara *et al.* (1990) e SCOR/UNESCO (1966). Per ogni campione 1 litro di d'acqua è stato filtrato su filtro di acetato di cellulosa con porosità 0,45 µm. Il filtro è stato posto quindi in una provetta da centrifuga contenente 10 mL di acetone al 90% tamponato con carbonato di sodio anidro, a

4 °C e al buio per 24 h. Trascorso tale periodo il campione è stato centrifugato per 20' a 3000 rpm ad una temperatura di 4 °C. Il supernatante è stato quindi posto in una cuvetta da 1 cm di cammino ottico e analizzato allo spettrofotometro a diverse lunghezze d'onda: 480 nm (carotenoidi), 750 e 663 nm (clorofilla a) 645 e 630 nm (clorofille b e c), contro un bianco di acetone al 90%.

Risultati e discussione

Indagini microbiologiche

I risultati delle analisi microbiologiche sono riportati nelle Tabelle 19-22.

Tabella 19. Risultati delle analisi microbiologiche per il Lago Albano (febbraio 2000) (UFC/100 mL)

Stazioni	Coliformi totali	Coliformi fecali	<i>E. coli</i>	Streptococchi fecali	Clostridi
A: -1 m	0	0	0	0	
A: -60 m	46	2	2	0	
A: -152 m	20	8	7	30	(-172 m) 2.000.000
B: -1 m	6	0	0	0	
B: -60 m	60	5	5	0	
B: -118 m	2	2	2	0	(-115 m) 400.000
C: -1 m	2	0	0	0	
C: -30 m	10	2	2	0	
C: -60 m	5	5	5	0	100.000

Tabella 20. Risultati delle analisi microbiologiche per il Lago di Nemi (febbraio 2000)

Stazioni	Coliformi totali	Coliformi fecali	<i>E. coli</i>	Streptococchi fecali	Clostridi
A: superficie -1 m	7	0	0	0	
A: -10 m	14	10	10	6	
A: -27 m	50	35	35	25	(-30m) 200.000
B: -16 m *					1.000.000
C: -18 m *					1.200.000

* sono stati campionati solo il benthos e il sedimento per i clostridi

Tabella 21. Risultati delle analisi microbiologiche per il Lago Albano (settembre 2000)

Stazioni	Coliformi totali	Coliformi fecali	<i>E. coli</i>	Streptococchi fecali	Clostridi
A: -1 m	500	320	320	2	
A: -24 m	500	300	300	0	
A: -60 m	100	13	13	2	
C: -1 m	300	260	260	1	
C: -25 m	400	18	14	0	
C: -50 m	200	1	0	1	
D, E, F *					

* sono stati campionati solo il benthos e il sedimento per i clostridi

Tabella 22. Risultati delle analisi microbiologiche per il Lago di Nemi (settembre 2000)

Stazioni	Coliformi totali	Coliformi fecali	<i>E. coli</i>	Streptococchi fecali	Clostridi
A: -1 m	150	4	3		
A: -15 m	200	13	10		
A: -24 m	240	34	34		
C, D, E *					

* sono stati campionati solo il benthos e il sedimento per i clostridi

Poiché sul recente DL.vo 152/1999 sulla tutela delle acque non sono contemplati tra i macrodescrittori per i laghi i parametri microbiologici, si considerano i limiti previsti dalla legge sulla balneazione 470/1982; questa prevede la ricerca dei seguenti indicatori di contaminazione fecale: coliformi totali, fecali, streptococchi e le spore dei clostridi solfito-riduttori che, resistenti a condizioni sfavorevoli, danno indicazioni su condizioni di contaminazione pregressa.

In particolare *Clostridium perfringens*, presente nel materiale fecale dell'uomo, in concentrazioni variabili tra 102 e 107 UFC/g, è considerato utile indicatore di contaminazione in quanto specie di sicura origine fecale. Nei reflui le concentrazioni di tale microrganismo possono raggiungere valori di 105 UFC su 100 mL. Il loro numero nelle feci umane, rispetto ai coliformi e agli streptococchi, è inferiore in rapporto rispettivamente di 1/100 e 1/10.

Per entrambi i laghi, i valori microbiologici rispettivi al campionamento invernale (febbraio), sono tutti al di sotto dei limiti prescritti dalla legge sulla balneazione.

Specificatamente per il Lago Albano, abbiamo che in inverno la massima concentrazione della carica batterica è localizzata ad una profondità intermedia e, poiché in inverno in genere non si ha stratificazione, ma rimescolamento delle acque, si ipotizza che questo fenomeno sia una conseguenza della presenza di potenziali scarichi proprio in corrispondenza di queste profondità intermedie.

In estate, a settembre, si assiste invece ad un incremento massiccio della carica batterica a seguito dell'afflusso turistico concentrato sul bacino del lago. Vengono, infatti, di gran lunga superati i valori limite riferiti ai coliformi fecali e agli streptococchi e si denota un decrescita dalla loro concentrazione con l'aumentare della profondità.

A spiegare questo fenomeno potrebbe essere la stratificazione netta in base alla temperatura che si manifesta nel periodo estivo: l'epilimnio superficiale è molto più caldo dell'ipolimnio che è più freddo. Per questo motivo, poiché tali batteri sono mesofili, per cui la loro crescita è condizionata da temperature calde, la contaminazione avviene negli strati più superficiali.

Per quanto riguarda il lago di Nemi, sia in inverno che in estate i limiti non vengono superati e la concentrazione aumenta sempre con la profondità.

In questo caso la maggiore profondità di campionamento è di circa 25 m, all'altezza della quale non si esclude la presenza di scarichi civili, che spiegherebbero la correlazione tra il maggiore inquinamento e la profondità nonostante il rimescolamento delle acque tipico del periodo invernale.

In settembre tale correlazione può essere una conseguenza di una stratificazione meno marcata, della ridotta profondità complessiva del lago rispetto a quello di Albano o dell'influenza negativa di una probabile falda freatica.

In conclusione, sia Nemi che Albano presento un evidente impatto relativo alla presenza turistica e la imponente presenza delle spore di clostridi, denuncia una contaminazione pregressa da non sottovalutare come memoria storica.

Comunità macrobentoniche

Le lista faunistiche relative ai macroinvertebrati raccolti nei due laghi sono riportate nelle Tabelle 23 e 24.

Tabella 23. Risultati del campionamento di macroinvertebrati nel Lago Albano

Stazioni	Campionamenti	
	23 febbraio 2000 (quantità)	18 settembre 2000 (quantità)
A	-	Non campionata
B	-	Non campionata
C	Ditteri Chironomidae 1	Non campionata
D	Non campionata	Bivalvi Pisidiidae 1
E	Non campionata	Gasteropodi Bithyniidae 1
F	Non campionata	Ditteri Chironomidae 1
		Gasteropodi A 15
		Ditteri Chironomidae 1

Tabella 24. Risultati del campionamento di macroinvertebrati nel Lago di Nemi

Stazioni	Campionamenti	
	23 febbraio 2000 (quantità)	18 settembre 2000 (quantità)
A	-	Oligocheti Naididae 1
B	Ditteri Chironomidae 10	Ditteri Psychodidae (teste) 3
C	Ditteri Chironomidae 4	Ditteri Chironomidae 31
	Psychodidae (teste) 50	Psychodidae (teste) 40
D	Non campionata	Oligocheti Tubificidi 35
		Bivalvi Pisidiidae 11
		Ditteri Chironomidae 7
E	Non campionata	Psychodidae (teste) 11
		Gasteropodi Pisidiidae 2
		Valvata 1
		Ditteri Chironomidae 100

Anche se l'IBE non è applicabile all'ecosistema lacustre, è stata comunque effettuata un'analisi della composizione della comunità del macrobenthos.

Per il lago di Albano, il sedimento è stato prelevato a profondità superiori ai 60 m, profondità in cui come dimostrano i dati chimici, vi è una situazione di anossia che non permette un insediamento significativo di organismi. Infatti, oltre alle esigue quantità ritrovate, gli organismi presenti (Ditteri, Oligocheti, pochi Gasteropodi) corrispondono alle specie più resistenti all'inquinamento, soprattutto quello di natura organica, indicando quindi uno stato di degrado.

Per quanto concerne il lago di Nemi, nel periodo invernale in cui vi è un completo rimescolamento delle acque e quindi una più omogenea distribuzione dell'ossigeno disciolto, ci si aspetterebbe una popolazione bentonica più differenziata; invece aumenta solamente la quantità degli organismi ritrovati rispetto ad Albano, ma sono sempre presenti solo Ditteri che confermano la scarsa qualità delle acque. In questo caso è stato prelevato il sedimento a -16 m.

In settembre, il campionamento del sedimento è stato effettuato intorno ai 20 m, profondità alla quale in questa stagione si suppone si sia formata una stratificazione al di sotto della quale l'ossigeno diminuisce notevolmente. Nonostante ciò compaiono gruppi faunistici diversi e in quantità più significative, forse per una maggiore trofia delle acque.

Analisi delle alghe tossiche

L'esame tassonomico ha evidenziato la presenza di una fioritura praticamente monospecifica (99%) di *Oscillatoria (Planktothrix) rubescens* di notevole densità, che raggiungeva il livello di $5,2 \times 10^6$ cellule/L dando luogo alla formazione di uno spesso strato di schiuma in superficie.

L'esame biotossicologico, eseguito su batterio *Vibrio fisheri* con il sistema MICROTOX è risultato positivo, dando un Coefficiente di Estinzione del 50% a 5 minuti raggiunto con 13,6 mg di alghe in peso fresco/mL. L'esame chimico strumentale dell'estratto algale ha identificato la presenza di microcistina-RR, prodotto tossico frequente in questa specie (Bruno *et al.*, 1997), quantificando la produzione in 0,07 picogrammi/cellula. La valenza tossica di questo ceppo algale si attesta pertanto su livelli medi rispetto alla produzione riscontrata in Italia (Bruno *et al.*, 1992).

I popolamenti della cianoficea *Oscillatoria (Planktothrix) rubescens* diventano dominanti in presenza di un elevato rapporto azoto totale/fosforo totale, oltre che adeguati temperatura e pH (Bruno *et al.*, 1997).

I dati preliminari forniti dai laboratori CNR-IRSA, con un approssimativo rapporto intorno a 20, giustificano pienamente l'instaurarsi della fioritura.

Il successivo prelievo di acqua eseguito in settembre ed esaminato come il precedente, ha mostrato una composizione fitoplanctonica mista tipicamente estiva, con rari filamenti (200 cell/L) di *O. rubescens*. Questo dato conferma la necessità di condizioni ambientali anche fisiche (in questo caso una temperatura adeguatamente bassa) per l'instaurarsi delle fioriture di questa specie. Infatti, un prelievo ulteriore a centro lago eseguito a metà ottobre (T 15 °C), esaminato tassonomicamente, ha mostrato un netto aumento dei filamenti (1500 cell/L).

Analisi del fitoplancton

L'osservazione al microscopio ha evidenziato, durante l'intero anno, la presenza di 112 *taxa* algali; in Tabella 25 è riportata la loro distribuzione nelle relative famiglie.

Tabella 25. Composizione qualitativa del fitoplancton presente durante tutto l'anno nel Lago Albano

Divisioni	Famiglie	Specie (n.)	Specie (%)
<i>Cyanophyta</i>	Cianoficee	20	18
<i>Chrysophyta</i>	Diatomee	44	39
	Crisoficee	1	1
<i>Dynophyta</i>	Dinoficee	1	1
<i>Chlorophyta</i>	Cloroficee	43	38
<i>Euglenophyta</i>	Euglenoficee	3	3
Totale		112	100

Come si può notare, nel lago predominano le Diatomee, rappresentate da 44 *taxa* e costituenti il 39% delle specie. La Figura 2 riporta il grafico della distribuzione mensile delle Diatomee suddivise in Centriche (a simmetria raggiata) e Pennate (a simmetria bilaterale): si può notare che in tutti i mesi dell'anno le Diatomee Centriche predominano sulle Pennate, tranne che nei mesi di giugno e di gennaio. Come è noto, le Diatomee Pennate sono rappresentate da specie bentoniche, mentre le Centriche da specie planctoniche. La presenza per tutto l'anno di specie planctoniche è spiegabile tenendo conto della notevole profondità del lago (profondità massima 170 m).

Tra le Diatomee, le più abbondanti nel corso dell'anno sono risultate le specie *Cyclotella ocellata*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Cocconeis placentula* ed *Epithemia sorex* e i generi *Navicula*, *Nitzschia* e *Fragilaria*.

Oltre alle Diatomee, ben rappresentate sono le Cloroficee, con 43 *taxa* (38% delle specie): le specie maggiormente rappresentate sono state *Ankistrodesmus falcatus*, *Oocystis solitaria*, *Staurastrum paradoxum*, e i generi *Chlorella*, *Closterium*, *Gloeocystis*, *Scenedesmus*.

I Dinoflagellati sono rappresentati dal solo genere *Peridinium* e le Crisoficee dal genere *Dinobryon*, mentre le Euglenoficee da 2 specie di *Euglena* e da *Phacus* sp.

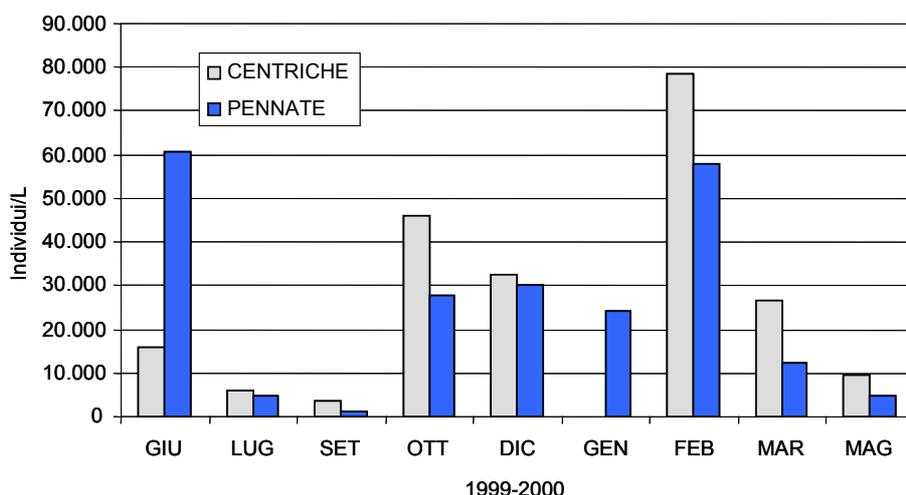


Figura 2. Distribuzione mensile delle Diatomee Centriche e Pennate nel lago di Castel Gandolfo

Un discorso a parte meritano le Cianoficee: esse sono rappresentate da 20 *taxa* (18% delle specie totali): tra queste, 14 specie sono appartenenti ai generi *Oscillatoria* spp. e *Anabaena* spp. Le specie più abbondanti sono *Oscillatoria agardhii*, *O. limnetica*, *Anabaena flos-aquae*, *A. cylindrica*. In Figura 3 è mostrato l'andamento mensile delle famiglie di fitoplancton durante tutto l'anno.

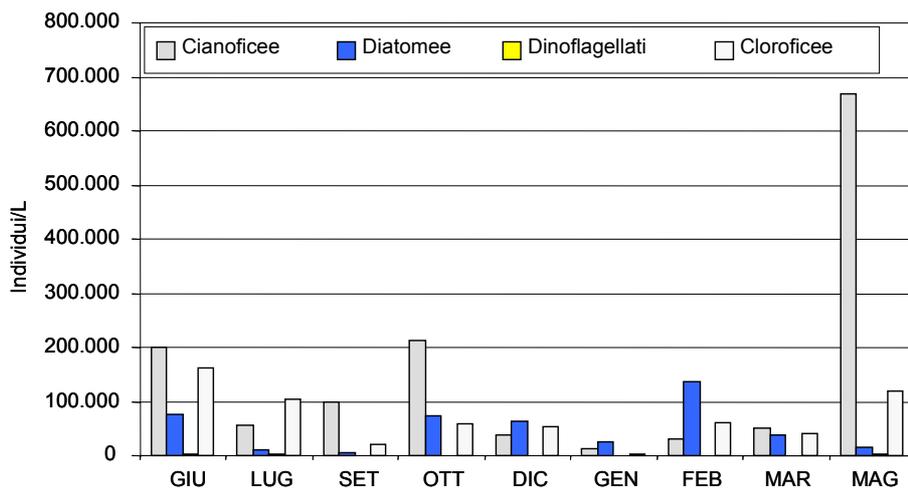


Figura 3. Distribuzione mensile delle diverse famiglie fitoplanctoniche del lago di Castel Gandolfo

Si osserva che per quasi tutti i mesi, tranne quelli che seguono la fioritura e soprattutto in corrispondenza di quella primaverile e autunnale (maggio e ottobre) le specie dominanti appartengono alle Cianoficce. In particolare, nel mese di maggio, la specie *Oscillatoria limnetica* risulta predominante, costituendo il 74,3% dell'abbondanza del fitoplancton totale e l'89,5 % delle Cianoficce.

Analisi dello zooplancton

L'analisi al microscopio ha evidenziato che il popolamento zooplanctonico è costituito, durante tutto l'anno, quasi totalmente da Ciliati.

L'andamento mensile (Figura 4) dello zooplancton segue quello del fitoplancton, con delle eccezioni per i mesi di gennaio, marzo e maggio: soprattutto a maggio, la pressione di pascolo da parte dello zooplancton sul fitoplancton deve essere minore, probabilmente perché il fitoplancton è costituito prevalentemente da Cianoficce.

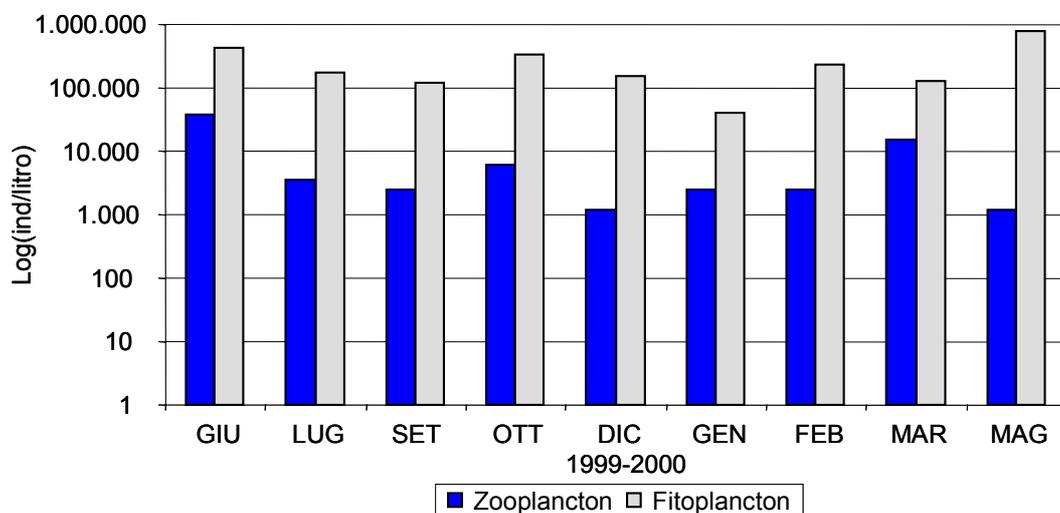


Figura 4. Andamento mensile di zooplancton e fitoplancton del lago di Castel Gandolfo

Pigmenti fotosintetici

L'analisi dei pigmenti fotosintetici con il metodo spettrofotometrico permette di acquisire informazioni sulla biomassa fitoplanctonica con la concentrazione della clorofilla *a*, in quanto tale pigmento è presente in tutte le famiglie fitoplanctoniche.

I valori della clorofilla *b* sono correlabili con Cloroficce ed Euglenoficce, mentre la clorofilla *c* con Diatomee e Dinoflagellati ($r = 0,73$). In Tabella 26 sono riportati i valori mensili dei principali pigmenti fotosintetici.

L'analisi della componente fitoplanctonica nell'anno 1999-2000 ha evidenziato la presenza, nel Lago Albano, di 112 *taxa* algali: di questi, ben rappresentati risultano meno della metà. Le Diatomee, presenti con 44 specie, risultano poco abbondanti come biomassa: la stessa cosa si può dire per le Cloroficce (43 specie). Le Cianoficce, pur essendo rappresentate solo da 20 specie, predominano in molti mesi dell'anno e, rispetto a Diatomee e Cloroficce, sono le più rappresentative in termini di abbondanza.

Tabella 26. Andamento mensile dei pigmenti fotosintetici misurati su estratti acetonicici con spettrofotometro

Pigmenti	giu	lug	set	ott	nov	dic	gen	feb	mar	apr	mag
Clorofilla <i>a</i>	0,43	1,70	1,10	9,71	5,03	2,45	0,66	0,38	0,95	2,9	1,06
Feopigmenti	0,02	1,21	1,65	1,34	0,11	0,03	0,17	0,41	0,25	-	-
Clorofilla <i>b</i>	0,13	0,45	0,15	1,78	0,55	0,11	0,11	0,54	-	-	0,03
Clorofilla <i>c</i>	0,19	-	-	-	-	-	0,46	1,35	-	0,03	-
Carotenoidi	0,35	1,48	1,12	3,76	2,72	1,08	0,4	1,08	0,98	2,92	0,84

Inoltre, su 20 specie, 14 sono appartenenti ai generi *Oscillatoria* spp. e *Anabaena* spp. La presenza di questi 2 generi è considerata da alcuni autori indice di inquinamento organico da scarichi fognari. Inoltre a questi generi appartengono specie potenzialmente tossiche (Kaas, Henriksen, 2000; Sivonen, Jones, 1999).

Lo zooplancton è rappresentato quasi esclusivamente da Ciliati, e anche per esso non si ha una grande diversità di specie.

In conclusione, l'analisi della componente planctonica e in particolare fitoplanctonica del lago in esame, ha messo in evidenza la presenza di una situazione di "criticità", dovuta al ritrovamento di specie algali considerate indicatrici di inquinamento organico e appartenenti a generi produttori di tossine. La correlazione tra i dati di clorofilla misurati con lo spettrofotometro e lo studio del popolamento fitoplanctonico, può fornire ulteriori informazioni sulla qualità dell'ecosistema acquatico in esame.

BIBLIOGRAFIA

- ANPA. *IFF Indice di Funzionalità Fluviale*. Roma: ANPA; 2000.
- APHA, AWWA, WPCF *Standard methods for the examination of Water and Waste-water*, Washington DC: American Public Health Association; 1995.
- Bruno M, Buzzelli E, Marchiori E. Il recupero trofico in laghi soggetti a fioriture di *Oscillatoria rubescens*. *Biologia Oggi* 1997;1:3-8.
- Bruno M, Congesti R, Buzzelli E. *Indicazioni per il controllo delle specie algali tossiche delle acque marine e lacustri italiane*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2007. (Rapporti ISTISAN 97/21).
- Bruno M, Gucci PMB, Pierdominici E, Sestili P, Ioppolo A, Sechi N, Volterra L. Microcystin-like toxins in different freshwater species of *Oscillatoria*. *Toxicon* 1992;30(10):1307-11.
- Campaioli S, Ghetti PF, Minelli A, Ruffo S. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento; 1994.
- Carmichael WW, Jones CL, Theiss WC. Algal toxins and water based diseases. *Critical Reviews in Env Control* 1985;15(3):275-314.
- Chorus I, Bartram J. Determination of cyanobacteria in the laboratory. In: Chorus I. & Bartram J. (Eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. Spon, London: E. & FN; 1999.
- CNR, 1977-1985. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. Collana del progetto finalizzato "promozione della qualità dell'ambiente". Disponibile all'indirizzo: <http://www.cnr.it/sitocnr/Iservizi/Pubblicazioni/Catalogopubblicazioni/Biologiabiophysicaebiochimica/Biologiabiophysicaebiochimica.html>; ultima consultazione 17/04/2007.
- Falconer IR. *Algal toxins in seafood and drinking water*. London (UK): Academic London Publisher; 1993.
- Fonda Umani S, Milani L. Microzooplankton. *Nova Thalassia*, 1990;11:251-63.
- Ghetti PF. *Indice Biotico Esteso (IBE)*. Notiziario dei Metodi Analitici, IRSA (CNR), ISSN: 0333392-1425; 1995. p. 1-24.
- Ghetti PF. *Manuale di applicazione: Indice Biotico Esteso (i.b.e.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento: Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente; 1997.
- Gucci PMB, Bruno M, Viglione D, Carlini E, Volterra L. Possibilità di impiego del "MICROTOX" con particolare riferimento agli studi ambientali. *Inquinamento* 1991;9:82-4.
- IRSA CNR, *Metodi analitici per le acque*. Quaderno n. 100. 1994.
- Italia. Decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. *Gazzetta Ufficiale - Supplemento ordinario* n. 124, 29 maggio 1999.
- Kaas H, Henriksen P. Saxitoxins (PSP toxins) in Danish Lakes. *Water Research* 2000;34:2089-97.
- Lazzara L, et al. Pigmenti clorofilliani. *Nova Thalassia*, 1990;11:207-23.
- Mancini L, Formichetti P, Veschetti E, et al. Definizione di un protocollo di monitoraggio per la valutazione della qualità ecologica delle acque superficiali di un'area protetta dell'Italia centrale (Parco Regionale dell'Appia Antica - Roma). In: Gruppo Scientifico Italiano Studi e Ricerche (Ed.). *Gestione del territorio. Gestione del rischio idrogeologico e bonifica dei siti contaminati*. Milano: GSISR; 1999. p. 82-90.
- Petersen Jr RC. The RCE: A Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 1992;27:295-306.

- Sansoni G. *Macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento. Servizio protezione ambiente; 1988.
- SCOR/UNESCO. Determination of photosynthetic pigments in seawater. In: *Monographs on oceanographic methodology* Paris: UNESCO; 1966.
- Siligardi M, Maiolini B. L'inventario delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua alpini. *Biologia Ambientale* 1993;2:18-24.
- Sivonen K, Jones G. Cyanobacterial toxins. In: *Toxic Cyanobacteria in Water*. London: E & FN Spon. (Eds.). 1999. p.41-111.
- Tachet H, Bournaud M, Richoux P. *Introduction à l'étude des macroinvertebres des eaux douces*. Lyon: Université Claud Bernard, Association Francaise de Limnologie, Ministère de l'Environnement; 1987.
- Utermöhl H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methode. *Mitt Intern Verein Limnol* 1958;9:1-38.
- Volterra L, Bruno L, Gucci PMB, Pierdominici E. Fast method for detecting toxic Cyanophyte blooms. *Environmental Toxicology and Water Quality: an International Journal* 1992;7:215-22.
- Woodiwiss FS. Biological water assessment methods. UK: Severn Trent River Authorities; 1978.
- Zerunian S. Una proposta di classificazione della zonazione longitudinale dei corsi d'acqua dell'Italia centro-meridionale. *Boll Zool* 1982;49(suppl.):200-16.
- Zingone A, Honsell G, Marino D, Montresor M, Socal G. Fitoplancton. *Nova Thalassia*. 1990;11:183-98.

*La riproduzione parziale o totale dei Rapporti e Congressi ISTISAN
deve essere preventivamente autorizzata.
Le richieste possono essere inviate a: pubblicazioni@iss.it.*

*Stampato da Litografia Chicca di Fausto Chicca
Via di Villa Braschi 143, 00019 Tivoli (Roma)*

Roma, marzo 2007 (n. 1) 10° Suppl.