

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

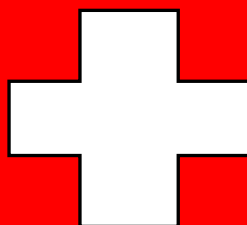
Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012
Campagna 2009

a cura di Roberto Bertoni

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di
Verbania Pallanza



ISSN: 1013-8099

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore
Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012
Campagna 2009

a cura di Roberto Bertoni

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di
Verbania Pallanza

I dati riportati nel presente volume possono essere utilizzati purché se ne citi la fonte come segue:

C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2010. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2009.* Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 135 pp.

INDICE

| | |
|---|----|
| INTRODUZIONE | 1 |
| <i>(R. Bertoni)</i> | |
| Prefazione | 1 |
| Inquadramento geografico | 2 |
| Modalità di campionamento e metodi di analisi | 3 |
| Unità di misura | 4 |
| | |
| 1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO | 5 |
| <i>(M. Ciampittiello)</i> | |
| 1.1. Caratteristiche idrologiche | 5 |
| 1.1.1. <u>Pluviometria del bacino imbrifero</u> | 5 |
| 1.1.2. <u>Deflussi</u> | 8 |
| | |
| 2. PROFONDITÀ DI MESCOLOMENTO E VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLE ACQUE LACUSTRI | 12 |
| <i>(V. Ambrosetti, L. Barbanti e A. Rolla)</i> | |
| 2.1. Profondità di mescolamento | 12 |
| 2.2. Valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri | 17 |
| 2.2.1. <u>Appendice</u> | 25 |
| | |
| 3. INDAGINI SULLO ZOOPLANKTON E SULLA RETE TROFICA PELAGICA ATTRAVERSO ANALISI D'ISOTOPI STABILI DI CARBONIO E AZOTO | 32 |
| 3.1. Analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto e rete trofica pelagica | 32 |
| <i>(M. Manca, A. Fadda e A. Visconti)</i> | |
| 3.2. Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni e nei quattro momenti stagionali | 40 |
| <i>(A. Visconti e M. Manca)</i> | |
| | |
| 4. DINAMICA STAGIONALE E DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE DI FITOPLANKTON, CARBONIO ORGANICO E BATTERIOPLANKTON | 44 |
| 4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici | 44 |
| <i>(G. Morabito, C. Sili, P. Panzani e A. Oggioni)</i> | |
| 4.1.1. <u>Variazioni della biomassa algale</u> | 46 |
| 4.1.2. <u>Variazioni della distribuzione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici</u> | 48 |
| 4.2. Dinamica stagionale e studio della distribuzione orizzontale del carbonio organico | 59 |
| <i>(R. Bertoni, C. Callieri, M. Contesini, G. Corno e D. Manca)</i> | |
| 4.2.1. <u>Dinamica stagionale</u> | 59 |
| 4.2.2. <u>Distribuzione orizzontale</u> | 59 |
| 4.3. Dinamica stagionale dei batteri e studio della loro distribuzione orizzontale | 66 |
| <i>(C. Callieri, R. Bertoni, M. Contesini e G. Corno)</i> | |
| 4.3.1. <u>Dinamica stagionale</u> | 66 |
| 4.3.2. <u>Distribuzione orizzontale</u> | 67 |

| | |
|---|-----|
| 5. IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, BILANCIO DEI NUTRIENTI | 69 |
| <i>(M. Rogora, A. Pranzo e G. Tartari)</i> | |
| 5.1. Chimica lacustre | 69 |
| 5.1.1. <u>Chimismo di base</u> | 69 |
| 5.1.2. <u>Composti dell'azoto, del fosforo e dei silicati</u> | 74 |
| 5.1.3. <u>Ossigeno disciolto</u> | 78 |
| 5.1.4. <u>Variazioni spaziali delle variabili chimiche</u> | 79 |
| 5.2. Apporti chimici dai tributari | 82 |
| 5.2.1. <u>Caratteristiche chimiche e chimico fisiche</u> | 82 |
| 5.2.2. <u>Contributi areali</u> | 86 |
| 5.2.3. <u>Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo</u> | 88 |
| | |
| 6. PROGETTO PILOTA PER UNO STUDIO MULTIDISCIPLINARE ED INTEGRATO SU UN SOTTOBACINO DEL LAGO MAGGIORE | 97 |
| <i>(M. Ciampittiello, M. Rogora, A. Boggero, C. Dresti, I. Guarnieri e S. Zaupa)</i> | |
| 6.1. Inquadramento geografico | 97 |
| 6.2. Caratteristiche geo-morfologiche | 101 |
| 6.3. Caratteristiche vegetazionali | 103 |
| 6.4. Il rilevamento idromorfologico degli habitat fluviali | 105 |
| 6.5. Importanza dei macroinvertebrati come indicatori di qualità ecologica | 107 |
| 6.6. Metodiche | 109 |
| 6.6.1. <u>Analisi idromorfologica</u> | 109 |
| 6.6.2. <u>Analisi chimico-fisica delle acque</u> | 109 |
| 6.6.3. <u>Analisi granulometrica del sedimento alla foce</u> | 110 |
| 6.6.4. <u>Campionamento dei macroinvertebrati e scelta delle stazioni di prelievo</u> | 110 |
| 6.6.5. <u>Determinazione del contenuto in acqua, sostanza organica e carbonati</u> | 112 |
| 6.7. Risultati | 114 |
| 6.7.1. <u>Caratteristiche idromorfologiche</u> | 114 |
| 6.7.2. <u>Caratteristiche chimico-fisiche delle acque</u> | 116 |
| 6.7.3. <u>Caratteristiche tipologiche del sedimento</u> | 119 |
| 6.7.4. <u>Comunità a macroinvertebrati</u> | 120 |
| 6.8. Conclusioni | 126 |
| | |
| 7. CONCLUSIONI | 129 |
| <i>(R. Bertoni)</i> | |
| | |
| ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI | 134 |
| | |
| APPENDICE | 135 |

INTRODUZIONE

Prefazione

Sono qui presentati i risultati ottenuti dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dalla Sede di Verbania Pallanza del CNR-ISE (già Istituto Italiano di Idrobiologia) per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere nel 2009, secondo anno del settimo ciclo quinquennale di ricerche.

L'attività di ricerca sul Lago Maggiore è stata strutturata in modo tale che anche per questo ciclo di ricerche, fosse garantita la continuità della serie storica dei dati limnologici sin qui raccolti, prezioso strumento diagnostico dello stato del lago. Sono proseguite anche le nuove ricerche di questo quinquennio, volte alla valutazione dell'impatto sulla qualità delle acque lacustri determinato da elementi di criticità recentemente evidenziatisi quali:

- 1) alterazioni idrologiche connesse con i cambiamenti climatici in atto;
- 2) modificazioni dell'idrodinamica lacustre legate al riscaldamento globale in atto;
- 3) alterazioni strutturali del popolamento zooplanctonico;
- 4) differenze areali dello stato trofico e potenziale funzione serbatoio di specie indesiderate delle aree a trofia più elevata.

I risultati del 2009 mostrano che prosegue l'evoluzione del lago verso l'oligotrofia.

Voglio concludere la prefazione di quest'anno ricordando la Signora Tonolli, morta 25 anni or sono. Per me personalmente il ricordo nasce dalla stima e dall'affetto che ho sempre nutrito per la Prof. Livia Pirocchi Tonolli. Penso però che tutti quelli che l'hanno conosciuta e che hanno guardato il Lago Maggiore con l'occhio della scienza vorranno ricordare insieme a me la Signora perché quello che sappiamo oggi sul lago è certamente frutto anche del suo interesse per questo ecosistema, che fu anche il suo.

A quelli che non hanno avuto la fortuna di conoscere la Signora Tonolli voglio dire che il suo interesse per il lago non è stato soltanto accademico o strumento di autopromozione. Al contrario, lei ha creduto nell'attività di ricerca limnologica della CIP AIS per il suo valore scientifico e sociale, imprimendole una spinta propulsiva tale che ancor oggi, a 25 anni dalla sua morte, è un'attività ancora viva e fertile.

Grazie Signora Tonolli!



Livia Pirocchi Tonolli, Milano 15 Settembre 1909 - Verbania 15 Dicembre 1985.

Inquadramento geografico

SUDDIVISIONI AMMINISTRATIVE DEL BACINO IMBRIFERO

Province (I): Novara e V.C.O. (Piemonte); Varese e Como (Lombardia)

Cantoni (CH): Grigioni, Ticino e Vallese

COORDINATE GEOGRAFICHE DEL CENTRO DEL LAGO

Latitudine: 45° 57' N

Longitudine: 3° 47' W (da Monte Mario)

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DELLA CONCA LACUSTRE

| | | | |
|-----------------------|-----------------------|---------------------|------------------------|
| Quota media del lago | 194 m s.l.m. | Prof. criptodepres. | 176 m |
| Lunghezza del thalweg | 66 km | Volume | 37,502 km ³ |
| Larghezza massima | 10 km | Profondità media | 176,5 m |
| Area ⁽¹⁾ | 212,5 km ² | Sviluppo del volume | 1,44 |
| Larghezza media | 3,9 km | Perimetro | 170 km |
| Profondità massima | 370 m | Indice di sinuosità | 3,07 |

Tempo teorico di rinnovo delle acque: considerato di ~ 4 anni ma in rivalutazione con le ricerche in corso.

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DEL BACINO IMBRIFERO

| | | | |
|------------------------------------|-----------------------|---|---------|
| Altitudine massima | 4.633 m s.l.m. | Larg. media (dal lago) | 37,6 km |
| Altitudine media | 1.270 m s.l.m. | Indice di compattezza | 1,58 |
| Area (lago incluso) ⁽²⁾ | 6.599 km ² | Rapporto fra aree del bacino imbrifero e del lago | 31,1 |

⁽¹⁾ 169,9 km² in territorio italiano e 42,6 km² in territorio svizzero

⁽²⁾ 3.229,5 km² in territorio italiano e 3.369,5 km² in territorio svizzero

Modalità di campionamento e metodi di analisi

Nel corso della campagna di indagini limnologiche condotta nel 2009 sul Lago Maggiore, le metodologie utilizzate per la raccolta ed il trattamento dei campioni, nonché le metodiche analitiche specifiche seguite per la loro valutazione sia in termini qualitativi che quantitativi, sono state le stesse utilizzate in occasione delle precedenti campagne. L'ubicazione delle stazioni di campionamento è indicata nelle figure 1 e 4.4.

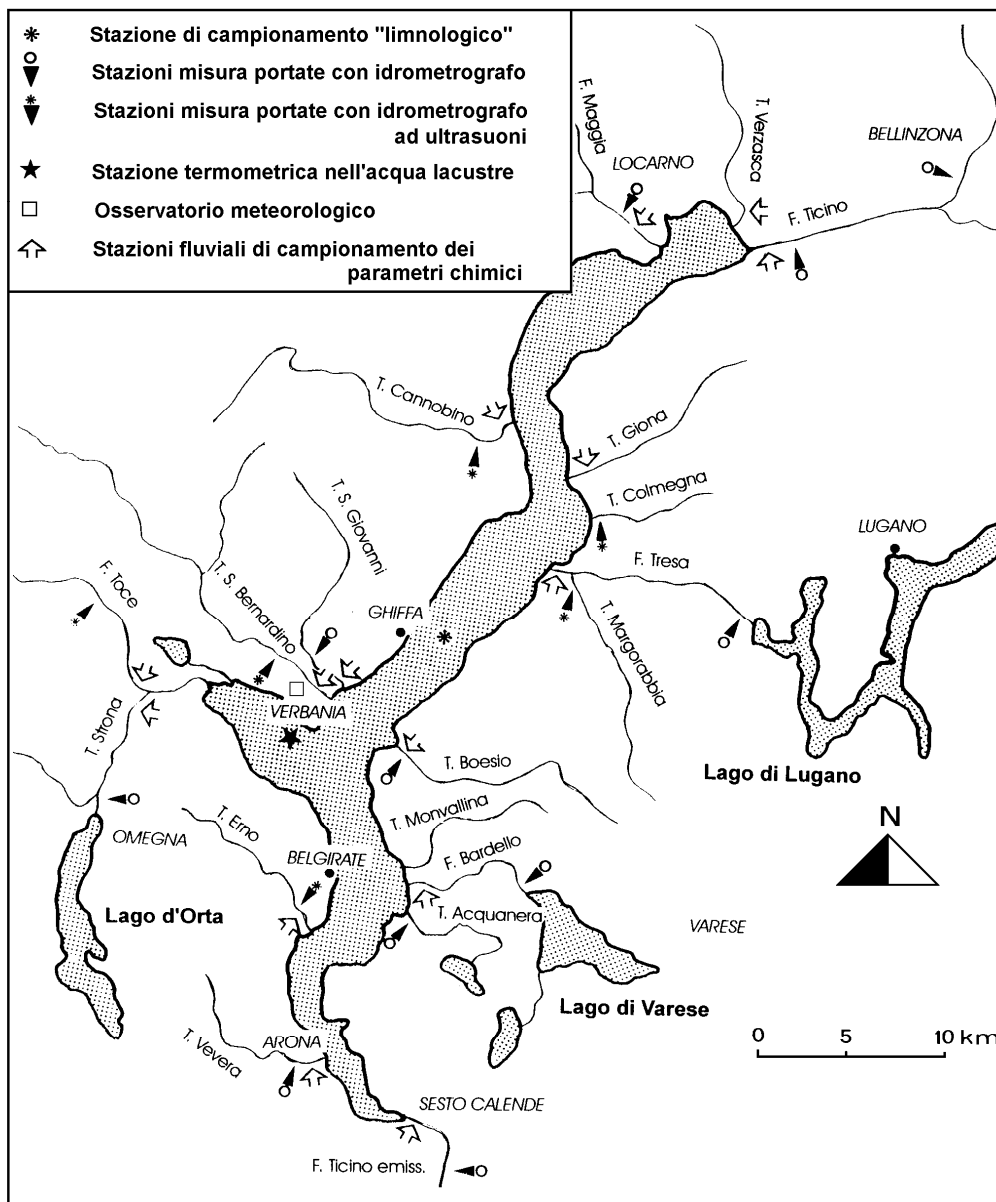


Fig. 1. Lago Maggiore, 2009. Ubicazione delle stazioni di campionamento.

Unità di misura

| PARAMETRI FISICI | SIMBOLO | UNITÀ DI MISURA |
|-----------------------------------|-------------------|---|
| Temperatura atmosferica | T_a | [°C] |
| Precipitazioni | P | [mm] |
| Evaporazione | E | [mm] |
| Percorso del vento | W | [km] |
| Direzione del vento | - | 1/16 rosa dei venti |
| Portata | Q | [m ³ s ⁻¹] |
| Altezza idrometrica | H | [m s.l.m.] |
| Trasparenza | - | [m] |
| Temperatura dell'acqua del lago | T_w | [°C] |
| Radiazione solare globale | Q_s | [cal cm ⁻²] |
| Radiazione solare riflessa | Q_r | [cal cm ⁻²] |
| Radiazione ad onda lunga | Q_b | [cal cm ⁻²] |
| Calore di evaporazione | Q_e | [cal cm ⁻²] |
| Calore di conduzione | Q_h | [cal cm ⁻²] |
| Calore accumulato dal lago | Q_t | [cal cm ⁻²] |
| Flussi di calore | - | [cal cm ⁻² d ⁻¹] |
| PARAMETRI CHIMICI | | |
| Ossigeno disciolto | O ₂ | [mg O ₂ l ⁻¹] |
| Fosforo totale | TP | [µg P l ⁻¹] |
| Fosforo reattivo | RP | [µg P l ⁻¹] |
| Azoto ammoniacale | N-NH ₄ | [µg N l ⁻¹] |
| Azoto nitrico | N-NO ₃ | [µg N l ⁻¹] |
| Azoto inorganico | N _{in.} | [µg N l ⁻¹] |
| Azoto organico | N _{org.} | [µg N l ⁻¹] |
| Azoto totale | TN | [µg N l ⁻¹] |
| Apporti areali | - | [mg m ⁻³ a ⁻¹] |
| Carichi | - | [t a ⁻¹] [g d ⁻¹] |
| Conducibilità elettrica specifica | - | [µS cm ⁻¹] (a 20°C) |
| Concentrazione idrogenionica | pH | [u] |
| Alcalinità totale | - | [meq l ⁻¹] |
| Silicati reattivi | SiO ₂ | [mg Si l ⁻¹] |
| PARAMETRI BIOLOGICI | | |
| Clorofilla | chl- <i>a</i> | [µg l ⁻¹] |
| Feofitina | - | [mg m ⁻³] |
| Biomassa fitoplancton | - | [mm ³ m ⁻³] |
| Biomassa zooplancton | - | [cm ³ m ⁻³] |
| Densità zooplancton | - | [ind m ⁻³] |
| Concentrazione metalli | - | [mg kg ⁻¹] |
| Particellato totale (Seston) | - | [mg l ⁻¹] |
| Carbonio organico particellato | POC | [µg l ⁻¹] |
| Carbonio organico totale | TOC | [µg l ⁻¹] |
| Popolamento batterico eterotrofo | CMI | [cell 10 ⁶ ml ⁻¹] |

1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO

1.1. Caratteristiche idrologiche

1.1.1. Pluviometria del bacino imbrifero

I dati di precipitazione, per l'anno 2009, sono stati raccolti, come di consueto, nelle stazioni pluviometriche dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (CNR-ISE), del Servizio Meteorologico Svizzero, dell'Ufficio dei Corsi d'Acqua, Dipartimento del Territorio del Canton Ticino, della Società Blennio e Maggia (Ofima), dell'ENEL, dell'Area Previsione e Monitoraggio Ambientale dell'Arpa Piemonte e del Consorzio del Ticino.

I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in tabella 1.1 insieme alle medie dell'anno in studio e ai periodi 1978-08 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2009 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2009. Totali pluviometrici mensili e annuali nel bacino imbrifero (mm).

| Stazione | Bacino | m s.l.m. | GEN | FEB | MAR | APR | MAG | GIU | LUG | AGO | SET | OTT | NOV | DIC | ANNO |
|------------------------|--------------------|-------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| AIROLO | Ticino immissario | 1139 | 54 | 158 | 132 | 206 | 53 | 147 | 131 | 97 | 76 | 52 | 212 | 117 | 1435 |
| PIOTTA | Ticino immissario | 1007 | 45 | 127 | 103 | 220 | 57 | 149 | 165 | 151 | 55 | 45 | 156 | 83 | 1356 |
| FAIDO | Ticino immissario | 760 | 51 | 144 | 122 | 213 | 49 | 171 | 168 | 124 | 55 | 44 | 171 | 98 | 1410 |
| COMPROVASCO | Ticino imm.-Brenno | 575 | 46 | 118 | 95 | 182 | 50 | 178 | 155 | 144 | 47 | 49 | 171 | 117 | 1352 |
| BIASCA | Ticino immissario | 291 | 63 | 162 | 108 | 191 | 56 | 257 | 232 | 175 | 46 | 76 | 197 | 175 | 1738 |
| S. BERNARDINO (Tunnel) | Ticino imm.-Moesa | 1639 | 76 | 120 | 115 | 168 | 72 | 215 | 202 | 98 | 73 | 65 | 161 | 158 | 1523 |
| MESOCOCCO | Ticino imm.-Moesa | 815 | 60 | 102 | 74 | 191 | 70 | 194 | 217 | 116 | 51 | 58 | 162 | 154 | 1449 |
| BRAGGIO | Ticino imm.-Moesa | 1320 | 62 | 109 | 61 | 209 | 104 | 237 | 213 | 175 | 76 | 74 | 167 | 145 | 1632 |
| GRONO | Ticino imm.-Moesa | 350 | 49 | 116 | 77 | 201 | 88 | 153 | 270 | 171 | 64 | 62 | 148 | 115 | 1514 |
| BELLINZONA | Ticino immissario | 225 | 51 | 143 | 112 | 220 | 70 | 216 | 189 | 215 | 83 | 73 | 156 | 126 | 1654 |
| MAGADINO (Aeroporto) | Lago Maggiore | 197 | 48 | 152 | 153 | 278 | 45 | 214 | 251 | 240 | 79 | 91 | 209 | 149 | 1909 |
| VIRA GAMBAROGNO | Lago Maggiore | 210 | 53 | 157 | 168 | 281 | - | - | - | - | 140 | 112 | 236 | 148 | 1295 |
| CIMETTA | Lago Maggiore | 1672 | 35 | 71 | 114 | 204 | 61 | 276 | 245 | 157 | 131 | 116 | 124 | 108 | 1642 |
| LOCARNO MONTI | Lago Maggiore | 366 | 30 | 121 | 141 | 312 | 49 | 305 | 350 | 201 | 121 | 149 | 198 | 130 | 2107 |
| BRISSAGO | Lago Maggiore | 280 | 54 | 166 | 210 | 333 | 60 | 361 | 264 | 185 | 147 | 132 | 270 | 130 | 2312 |
| MALVAGLIA | Ticino imm.-Brenno | 923 | 37 | 83 | 79 | 189 | 63 | 250 | 63 | 5 | 23 | 19 | 90 | 44 | 943 |
| LODRINO | Ticino immissario | 275 | 9 | 133 | 90 | 196 | 59 | 225 | 186 | 154 | 73 | 84 | 154 | 121 | 1483 |
| GNOSCA | Ticino immissario | 247 | 14 | 183 | 159 | 325 | 71 | 101 | 256 | 155 | 108 | 59 | 239 | 47 | 1716 |
| GIUBIASCO | Ticino immissario | 215 | 59 | 179 | 118 | 21 | 30 | 99 | 221 | 60 | 171 | 101 | 219 | 177 | 1457 |
| LUZZONE DIGA | Ticino imm.-Brenno | 1617 | 82 | 161 | 159 | 252 | 98 | 248 | 239 | 118 | 72 | 71 | 156 | 176 | 1833 |
| ACQUACALDA | Ticino imm.-Brenno | 1775 | 63 | 113 | 120 | 179 | 78 | 157 | 212 | 106 | 35 | 89 | 12 | 185 | 1350 |
| PASSO MUAZ | Ticino imm.-Brenno | 1698 | 73 | 124 | 142 | 207 | 94 | 194 | 250 | 81 | 38 | 93 | 11 | 233 | 1539 |
| OLIVONE | Ticino imm.-Brenno | 905 | 52 | 146 | 105 | 199 | 62 | 168 | 189 | 105 | 54 | 52 | 183 | 134 | 1449 |
| VERBANO CENTRALE | Lago Maggiore | 202 | 58 | 199 | 217 | 389 | 66 | 345 | 239 | 235 | 161 | 148 | 269 | 126 | 2452 |
| PIANO DEI CAMOSCI | Toce | 2450 | 29 | 12 | 61 | 106 | 113 | 136 | 90 | 100 | 110 | 42 | 49 | 9 | 859 |
| L. TOGGIA | Toce | 2170 | 39 | 88 | 94 | 138 | 44 | 139 | 179 | 141 | 113 | 62 | 86 | 119 | 1242 |
| L. SABBIONE | Toce | 2462 | 50 | 83 | 68 | 172 | 44 | 136 | 124 | 91 | 93 | 49 | 82 | 90 | 1082 |
| L. MORASCO | Toce | 1820 | 29 | 88 | 67 | 213 | 65 | 142 | 153 | 111 | 102 | 61 | 67 | 91 | 1189 |
| L. VANNINO | Toce | 2175 | 42 | 96 | 100 | 240 | 57 | 136 | 61 | 107 | 112 | 53 | 92 | 127 | 1223 |
| PONTE FORMAZZA | Toce | 1300 | 38 | 112 | 78 | 219 | 43 | 85 | 86 | 116 | 82 | 45 | 68 | 100 | 1072 |
| CRODO (Ist. Agrario) | Toce | 560 | 16 | 114 | 118 | 308 | 75 | 110 | 76 | 105 | 133 | 43 | 150 | 69 | 1316 |
| CREVOLADOSSOLA | Toce | 303 | 28 | 144 | 144 | 262 | 49 | 173 | 52 | 107 | 87 | 37 | 71 | 237 | 1391 |
| DOMODOSSOLA (Nosere) | Toce | 252 | 21 | 166 | 154 | 392 | 57 | 147 | 79 | 85 | 172 | 55 | 174 | 81 | 1583 |
| DOMODOSSOLA | Toce | 240 | 35 | 167 | 149 | 381 | 58 | 127 | 79 | 84 | 156 | 47 | 107 | 162 | 1552 |
| CODELAGO | Toce-Devero | 1885 | 34 | 110 | 89 | 292 | 65 | 140 | 141 | 98 | 143 | 71 | 88 | 140 | 1411 |
| DEVERO (Reg. Piem.) | Toce-Devero | 1640 | 38 | 541 | 117 | 316 | 8 | 70 | 123 | 95 | 139 | 66 | 178 | 78 | 1769 |
| L. D'AGARO | Toce-Devero | 1600 | 48 | 152 | 123 | 345 | 48 | 142 | 121 | 108 | 138 | 72 | 66 | 165 | 1528 |
| SIMPLON DORF | Toce-Diveria | 1495 | 40 | 87 | 86 | 391 | 46 | 78 | 50 | 60 | 106 | 57 | 123 | 92 | 1216 |
| S. DOMENICO | Toce-Diveria | 1300 | 33 | 122 | 116 | 345 | 59 | 122 | 105 | 74 | 118 | 84 | 155 | 80 | 1415 |
| AGRASINA | Toce-Isorno | 1370 | 29 | 157 | 139 | 264 | 45 | 87 | 83 | 90 | 176 | 25 | 137 | 115 | 1347 |
| L. LARECCHIO | Toce-Isorno | 1840 | 36 | 174 | 143 | 367 | 87 | 266 | 180 | 107 | 212 | 66 | 189 | 97 | 1924 |

Tab. 1.1. Continuazione.

| Stazione | Bacino | m s.l.m. | GEN | FEB | MAR | APR | MAG | GIU | LUG | AGO | SET | OTT | NOV | DIC | ANNO |
|---------------------------|-------------------|-------------|------------|-----------|------------|------------|------------|-----------|------------|------------|-----------|------------|-----------|-----------|-------------|
| PONTEETTO | Toce-Isomo | 348 | 27 | 106 | 116 | 314 | 51 | 114 | 39 | 64 | 124 | 33 | 130 | 98 | 1214 |
| DRUOGNO | Toce-Melezzo occ. | 831 | 12 | 148 | 148 | 349 | 80 | 253 | 167 | 92 | 167 | 57 | 160 | 97 | 1731 |
| Lago PAIONE Superiore | Toce-Bogna | 2269 | 39 | 12 | 64 | 178 | 95 | 187 | 101 | 102 | 168 | 52 | 23 | 37 | 1058 |
| PIZZANCO | Toce-Bogna | 1142 | 25 | 130 | 130 | 392 | 77 | 185 | 83 | 141 | 136 | 60 | 149 | 90 | 1598 |
| L. ALPE CAVALLI | Toce-Ovesca | 1510 | 36 | 92 | 114 | 347 | 47 | 160 | 74 | 98 | 112 | 46 | 55 | 130 | 1311 |
| ALPE CHEGGIO | Toce-Ovesca | 1460 | 52 | 36 | 96 | 406 | 64 | 163 | 79 | 92 | 122 | 57 | 34 | 71 | 1270 |
| L. CAMPOSECCO | Toce-Ovesca | 2281 | 38 | 79 | 117 | 363 | 40 | 99 | 66 | 124 | 104 | 35 | 63 | 127 | 1255 |
| L. CAMPLICIOLI | Toce-Ovesca | 1320 | 33 | 117 | 135 | 467 | 37 | 123 | 104 | 90 | 130 | 45 | 72 | 183 | 1536 |
| MACUGNAGA -(P.sso Moro) | Toce-Anza | 2820 | 30 | 21 | 47 | 164 | 18 | 82 | 56 | 83 | 104 | 26 | 37 | 37 | 703 |
| MACUGNAGA (Fornarelli) | Toce-Anza | 1185 | 18 | 40 | 79 | 441 | 51 | 115 | 82 | 80 | 147 | 39 | 34 | 88 | 1214 |
| SAMBUGHETTO | Toce-Strona | 800 | 55 | 198 | 215 | 564 | 77 | 257 | 234 | 135 | 241 | 47 | 214 | 125 | 2363 |
| OMEGNA | Toce-Strona | 298 | 49 | 198 | 221 | 481 | 66 | 172 | 274 | 116 | 190 | 127 | 218 | 132 | 2245 |
| MONTE MESMA | Toce-L. d'Orta | 575 | 18 | 167 | 206 | 384 | 31 | 6 | 24 | 34 | 5 | 1 | 1 | 28 | 905 |
| MOTTARONE (Baita CAI) | Toce-L. d'Orta | 1302 | 41 | 51 | 189 | 539 | 86 | 192 | 220 | 119 | 277 | 113 | 209 | 113 | 2149 |
| ROBIEI | Maggia | 1898 | 70 | 281 | 267 | 476 | 133 | 257 | 220 | 171 | 243 | 145 | 149 | 207 | 2617 |
| CEVIO | Maggia | 418 | 41 | 166 | 153 | 275 | 43 | 217 | 166 | 110 | 108 | 91 | 171 | 110 | 1651 |
| BOSCO GURIN | Maggia | 1505 | 53 | 193 | 212 | 350 | 85 | 216 | 123 | 206 | 203 | 65 | 197 | 103 | 2006 |
| MOSOGNO | Maggia | 760 | 48 | 239 | 177 | 376 | 71 | 314 | 244 | 197 | 145 | 88 | 227 | 136 | 2262 |
| CORTINO CAVAGNOLI | Maggia | 2226 | 119 | 192 | 369 | 424 | 107 | 170 | 162 | 135 | 169 | 106 | 87 | 182 | 2222 |
| CAVERGNO CENTRALE | Maggia | 540 | 50 | 185 | 185 | 378 | 67 | 212 | 194 | 161 | 129 | 81 | 169 | 139 | 1949 |
| PIANO DI PECCIA | Maggia | 1020 | 41 | 119 | 116 | 243 | 69 | 187 | 7 | 20 | 14 | 21 | 66 | 41 | 941 |
| SAMBUCO DIGA | Maggia | 1471 | 98 | 173 | 149 | 284 | 80 | 188 | 195 | 169 | 94 | 66 | 185 | 139 | 1820 |
| FUSIO | Maggia | 1300 | 13 | 121 | 115 | 8 | 32 | 275 | 198 | 122 | 84 | 43 | 183 | 151 | 1345 |
| MAGGIA | Maggia | 327 | 11 | 222 | 193 | 406 | 96 | 406 | 292 | 169 | 188 | 87 | 218 | 24 | 2312 |
| PALAGNEDRA | Maggia | 498 | 42 | 123 | 192 | 354 | 86 | 251 | 210 | 247 | 155 | 79 | 197 | 103 | 2039 |
| CAMEDO | Maggia | 550 | 46 | 249 | 210 | 418 | 89 | 417 | 295 | 211 | 161 | 94 | 185 | 128 | 2503 |
| SONOGNO | Verzasca | 925 | 67 | 172 | 170 | 310 | 85 | 290 | 279 | 155 | 86 | 59 | 196 | 165 | 2034 |
| FRASCO | Verzasca | 890 | 53 | 174 | 121 | 262 | 69 | 275 | 276 | 144 | 83 | 50 | 172 | 111 | 1788 |
| AROSIO | Tresa | 860 | 52 | 122 | 114 | 61 | 62 | 152 | 218 | 128 | 82 | 36 | 160 | 136 | 1323 |
| ISONE | Tresa | 810 | 61 | 166 | 152 | 299 | 75 | 158 | 292 | 192 | 107 | 66 | 190 | 156 | 1915 |
| LUGANO | Tresa | 273 | 49 | 155 | 110 | 257 | 67 | 108 | 397 | 76 | 121 | 61 | 151 | 128 | 1680 |
| CRANA TORRICELLA | Tresa | 1002 | 95 | 211 | 179 | 315 | 83 | 178 | 365 | 171 | 163 | 77 | 252 | 159 | 2248 |
| PONTE TRESA | Tresa | 274 | 66 | 284 | 172 | 246 | 61 | 106 | 347 | 70 | 106 | 63 | 192 | 95 | 1808 |
| STABIO | Tresa | 353 | 59 | 190 | 125 | 287 | 21 | 67 | 180 | 46 | 169 | 98 | 225 | 150 | 1617 |
| MENDRISIO | Tresa | 290 | 63 | 204 | 118 | 17 | 28 | 69 | 185 | 32 | 213 | 84 | 223 | 43 | 1280 |
| GERMIGNAGA | Tresa | 203 | 50 | 173 | 164 | 298 | 61 | 98 | 231 | 106 | 177 | 95 | 193 | 141 | 1787 |
| CURSOLO O. (M.te Pratini) | Cannobino | 940 | 28 | 185 | 188 | 435 | 88 | 324 | 276 | 117 | 184 | 115 | 242 | 135 | 2316 |
| LUNECCO | Cannobino | 415 | 57 | 183 | 205 | 388 | 94 | 316 | 371 | 95 | 194 | 95 | 238 | 131 | 2367 |
| CANNOBIO | Cannobino | 220 | 38 | 162 | 190 | 316 | 54 | 270 | 240 | 161 | 162 | 88 | 214 | 152 | 2046 |
| MOTTAC | S. Bernardino | 1695 | 48 | 32 | 96 | 435 | 97 | 354 | 284 | 120 | 275 | 74 | 44 | 40 | 1896 |
| CICOGNA | S. Bernardino | 770 | 72 | 221 | 273 | 491 | 87 | 237 | 298 | 135 | 256 | 72 | 263 | 166 | 2570 |
| MIAZZINA | S. Bernardino | 721 | 4 | 25 | 17 | 149 | 56 | 236 | 256 | 96 | 195 | 73 | 254 | 125 | 1487 |
| PIANCAVALLO | S. Giovanni | 1240 | 65 | 106 | 197 | 373 | 74 | 291 | 284 | 176 | 191 | 80 | 210 | 153 | 2200 |
| MERGOZZO | L. di Mergozzo | 195 | 51 | 211 | 243 | 536 | 76 | 167 | 185 | 88 | 254 | 76 | 234 | 141 | 2263 |
| CANDOGLIA | Toce | 201 | 36 | 145 | 175 | 246 | 68 | 207 | 176 | 106 | 191 | 57 | 165 | 100 | 1672 |
| PALLANZA | Lago Maggiore | 211 | 62 | 131 | 204 | 453 | 76 | 222 | 297 | 143 | 199 | 113 | 259 | 165 | 2325 |
| CAMPO DEI FIORI | Bardello | 1226 | 33 | 147 | 138 | 328 | 74 | 161 | 115 | 52 | 211 | 58 | 183 | 127 | 1627 |
| GAVIRATE | Bardello | 284 | <u>172</u> | <u>43</u> | <u>168</u> | <u>109</u> | <u>373</u> | <u>65</u> | <u>197</u> | <u>291</u> | <u>39</u> | <u>238</u> | <u>70</u> | <u>98</u> | <u>1862</u> |
| VARESE (Ist. Geofisico) | Bardello | 410 | 62 | 216 | 146 | 363 | 34 | 207 | 291 | 39 | 238 | 70 | 213 | 153 | 2032 |
| SOMERARO | Lago Maggiore | 470 | 54 | 213 | 249 | 425 | 88 | 246 | 255 | 86 | 258 | 122 | 246 | 151 | 2393 |
| MOTTARONE VETTA | Erno | 1491 | 41 | 51 | 189 | 539 | 86 | 192 | 220 | 119 | 277 | 113 | 209 | 113 | 1677 |
| MIORINA | Ticino emissario | 195 | 38 | 151 | 129 | 391 | 18 | 103 | 136 | 32 | 160 | 56 | 166 | 134 | 1514 |
| | 2009 | | 48 | 145 | 144 | 299 | 69 | 190 | 188 | 122 | 134 | 73 | 157 | 121 | 1670 |
| | 1978-08 | | 75 | 58 | 96 | 167 | 208 | 159 | 134 | 158 | 187 | 197 | 136 | 77 | 1659 |
| | 1921 - 1977 | | 63 | 75 | 103 | 163 | 199 | 168 | 142 | 172 | 180 | 183 | 178 | 83 | 1709 |

- dato mancante dato ricostruito *dato parziale*

Nel 2009 si sono registrati, mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore 1691 mm. Tale valore risulta molto prossimo ai valori calcolati per i periodi di riferimento 1978-2007 e 1921-1977, rispettivamente 1644 mm e 1709 mm.

La stazione che ha fatto registrare le maggiori precipitazioni annuali è stata Robieci con 2617 mm, ma diverse sono state le stazioni caratterizzate da piogge superiori ai 2000 mm, distribuite su quasi tutto il bacino del Lago Maggiore, ad eccezione delle valli dell'Ossola e della zona a sud del lago. Il massimo mensile si è registrato ad Aprile a

Sambughetto (564 mm), seguito da quello di Febbraio, 541 mm registrati all'Alpe Devero.

Le stazioni con le minori precipitazioni annuali sono state quella di Macugnaga Passo Moro con 703 mm, e quella di Monte Mesma con 905 mm. Tali valori così bassi potrebbero essere dovuti anche ad un funzionamento non completamente corretto dello strumento. Si effettueranno alcune verifiche in tal senso. Mediamente la valle del Ticino Immissario e quelle dell'Ossola sono state le meno piovose del bacino, rispettivamente con 1491 mm e 1400 mm.

Analizzando la figura 1.1 si nota chiaramente che si sono avute precipitazioni di molto superiori rispetto alla media nel mese di Aprile, circa il doppio ed a Febbraio, anche se in misura minore; precipitazioni leggermente superiori alla media si sono registrate anche a Marzo, Giugno, Luglio e Dicembre. I mesi meno piovosi sono stati Maggio e Ottobre rispettivamente con 69 mm e 73 mm, contro i 200 mm e 190 mm dei periodi di riferimento.

La distribuzione spaziale (Fig. 1.2) delle piogge presenta diversi nuclei con differenti valori di precipitazione, elevati valori nelle zone della alta Valle Maggia, della Valgrande e nella zona nord del lago in prossimità della foce del Ticino Immissario.

Per quanto riguarda la distribuzione stagionale (Tab. 1.2) si sono registrate piogge superiori alla media in inverno (40% circa), leggermente superiori in primavera e in estate (10% circa), mentre decisamente inferiori in autunno (30%).

Tab. 1.2. Piogge stagionali del 2009 e per i periodi di riferimento.

| Periodo | Inverno | Primavera | Estate | Autunno |
|---------|---------|-----------|--------|---------|
| 2009 | 368 | 512 | 500 | 365 |
| 1978-08 | 207 | 471 | 451 | 521 |
| 1921-77 | 221 | 465 | 482 | 541 |

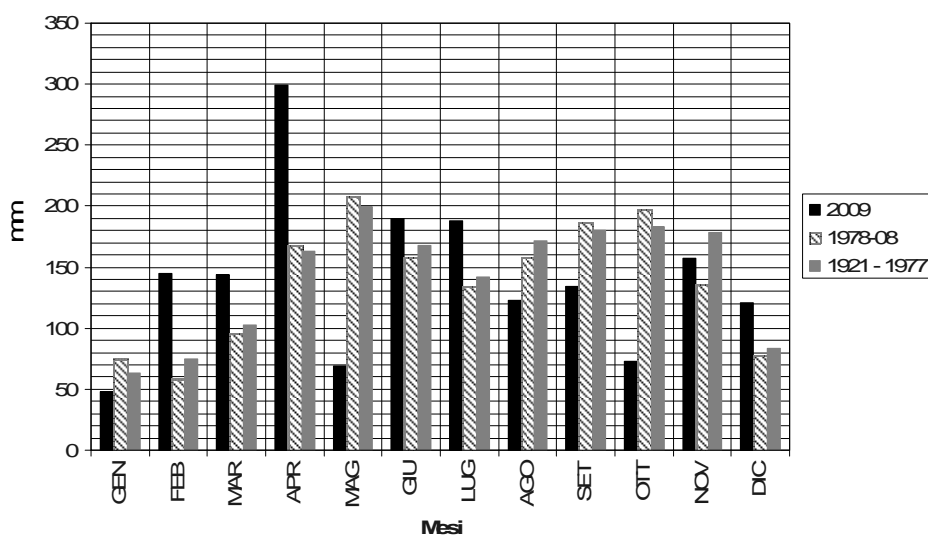


Fig. 1.1. Andamento mensile delle piogge per l'anno 2009 e periodi di riferimento (1978-2008 e 1921-1977) a confronto.

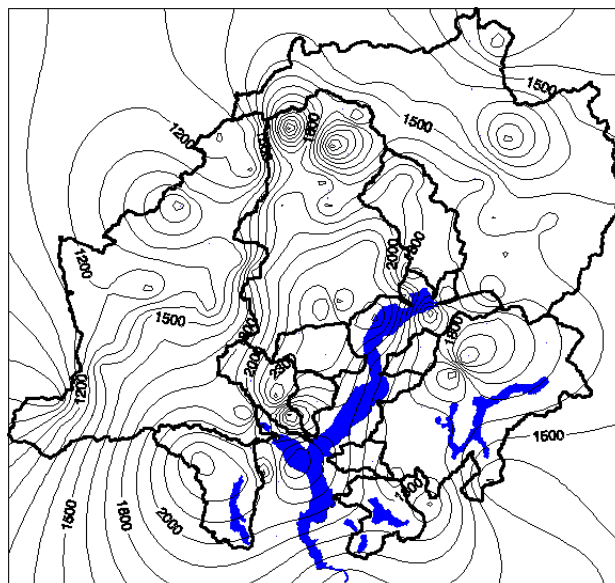


Fig. 1.2. Isoiete del bacino Lago Maggiore per l'anno 2009.

1.1.2. Deflussi

Nella tabella 1.3, unitamente alle regioni amministrative di appartenenza, sono riportate le principali caratteristiche morfometriche dei bacini dei corsi d'acqua, presi in considerazione, sia per quanto attiene ai principali immissari che all'emissario del Lago Maggiore.

I dati riguardanti i deflussi dei principali immissari e dell'emissario del Lago Maggiore, misurati nel 2009, attraverso le reti di rilevamento dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Berna e dei Consorzi del Bardello e del Ticino, sono riportati in tabella 1.4.

Tab. 1.3. Lago Maggiore 2009. Bacini idrografici dei principali immissari e dell'immissario: regioni di appartenenza, aree (km²) e caratteristiche altimetriche (m).

| Corso d'acqua | Regione Amministrativa | Area sez. misura | Quota sez. misura | Area totale | Altitudine massima | Altitudine mediana |
|-------------------|------------------------|------------------|-------------------|-------------|--------------------|--------------------|
| Ticino immissario | Canton Ticino | 1515,0 | 220 | 1616,21 | 3402 | 1720 |
| Maggia | Ticino-Piemonte | 926,0 | 202 | 926,10 | 2864 | 1550 |
| Cannobino | Piemonte | 107,0 | 215 | 110,42 | 2193 | 1057 |
| S. Giovanni | Piemonte | 55,0 | 226 | 60,71 | 2156 | 914 |
| S. Bernardino | Piemonte | 125,0 | 225 | 130,84 | 2301 | 1228 |
| Toce | Piemonte | 1532,0 | 198 | 1774,11 | 4633 | 1570 |
| Niguglia | Piemonte | 115,7 | 289 | 115,72 | 1643 | 595 |
| Erno | Piemonte | 25,0 | 220 | 25,64 | 1491 | 657 |
| Vevera | Piemonte | 21,0 | 196 | 21,43 | 912 | 449 |
| Bardello | Lombardia | 111,7 | 238 | 134,27 | 1227 | 284 |
| Boesio | Lombardia | 45,0 | 197 | 45,37 | 1235 | 501 |
| Margorabbia | Lombardia | 94,5 | 197 | 94,59 | 1226 | 490 |
| Tresa | Ticino-Lomb. | 615,0 | 271 | 754,20 | 2245 | 650 |
| Ticino emissario | Lomb.-Piemonte | 6599,0 | 191 | 6599,00 | 4633 | 1283 |

L'andamento dei deflussi nel 2009 è stato molto più variabile rispetto a quello degli afflussi, sia per quanto riguarda, le distribuzioni mensili, sia per quanto riguarda i singoli

corsi d'acqua. Non è stato ancora possibile sostituire l'idrometro sul Torrente San Giovanni, né quello sul Torrente Erno, di conseguenza nel 2009, non ci sono dati di portata relativi a questi due corsi d'acqua.

Il Ticino Immissario, il Cannobino, il San Bernardino, la Tresa e il Ticino Emissario hanno fatto registrare valori di portata superiori rispetto a quelli dei periodi di riferimento (Tab. 1.4).

In particolare le portate medie annuali del Ticino Immissario, del San Bernardino, del Toce, del Niguglia, del Tresa e del Ticino Emissario sono state superiori al periodo di riferimento di circa il 10%.

La Vevera, il Bardello, il Boesio e la Margorabbia invece, hanno mediamente avuto portate annuali inferiori alla media di riferimento. Da segnalare la rottura dello strumento posizionato sul Cannobino.

I valori massimi si sono registrati tra Aprile e Maggio per tutti i corsi d'acqua. I valori minimi hanno avuto una distribuzione molto variabile nell'anno, ma in particolare si sono posizionati nella seconda metà del 2009, tra Ottobre e Novembre per quasi tutti i corsi d'acqua ad eccezione del Bardello, a Settembre, del Boesio a Giugno e della Margorabbia ad Agosto.

Mediamente l'andamento annuale dei deflussi è caratterizzato da un picco elevato, unico, tra Aprile e Maggio e da un andamento in diminuzione nei restanti mesi dell'anno, con un innalzamento relativo nel mese di Dicembre.

Nella figura 1.3a,b,c sono riportati gli andamenti mensili del Ticino, Immissario ed Emissario e del Toce.

Tab. 1.4. Portate medie mensili e annue del 2009 e dei periodi pluriennali di confronto.

| Corso d'acqua | Periodo | GEN | FEB | MAR | APR | MAG | GIU | LUG | AGO | SET | OTT | NOV | DIC | ANNO | |
|---------------|---------|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|
| TICINO IMM. | 2009 | * | 38,44 | 37,08 | 44,81 | 88,39 | 142,48 | 159,47 | 106,45 | 74,21 | 41,57 | 31,37 | 33,41 | 32,18 | 69,29 |
| | 1978-08 | | 32,68 | 31,18 | 35,91 | 51,90 | 106,94 | 116,43 | 91,82 | 63,65 | 70,09 | 77,71 | 58,53 | 36,73 | 64,65 |
| | 1921-74 | | 28,00 | 27,30 | 31,00 | 52,30 | 108,00 | 140,00 | 107,00 | 82,90 | 80,00 | 70,90 | 61,10 | 35,80 | 68,70 |
| CANNOBINO | 2009 | * | 3,38 | 5,33 | 14,73 | 29,28 | 24,53 | 17,00 | 14,49 | 14,14 | - | - | - | - | 15,50 |
| | 1978-08 | | 2,63 | 2,56 | 4,35 | 8,02 | 9,85 | 6,43 | 4,62 | 4,37 | 7,52 | 8,97 | 6,25 | 4,00 | 5,81 |
| S. GIOVANNI | 2009 | * | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | 1978-06 | | 1,15 | 0,97 | 1,71 | 3,44 | 3,83 | 2,67 | 1,84 | 1,21 | 2,75 | 3,91 | 2,69 | 1,35 | 2,29 |
| S. BERNARDINO | 2009 | * | 1,28 | 3,72 | 7,50 | 26,60 | 12,68 | 13,69 | 6,82 | 1,94 | 3,43 | 1,25 | 1,03 | 10,68 | 7,55 |
| | 1978-08 | | 2,12 | 2,11 | 4,78 | 11,33 | 14,79 | 8,24 | 4,68 | 3,84 | 9,17 | 11,70 | 7,37 | 3,10 | 6,94 |
| | 1955-69 | | 2,10 | 2,92 | 4,74 | 9,76 | 10,60 | 10,50 | 4,92 | 5,85 | 8,93 | 9,17 | 9,42 | 3,76 | 6,88 |
| TOCE | 2009 | * | 25,40 | 25,60 | 35,90 | 132,20 | 200,50 | 222,80 | 100,30 | 42,60 | 47,90 | 22,20 | 14,80 | 17,50 | 74,03 |
| | 1978-08 | | 26,91 | 26,34 | 33,65 | 57,98 | 112,34 | 114,52 | 81,43 | 60,14 | 67,88 | 83,09 | 61,47 | 33,62 | 63,37 |
| | 1936-64 | | 30,90 | 30,00 | 34,90 | 59,70 | 105,10 | 127,10 | 93,40 | 74,30 | 73,50 | 72,10 | 64,90 | 37,80 | 67,10 |
| NIGUGLIA | 2009 | * | 4,24 | 4,57 | 4,11 | 8,37 | 9,82 | 4,16 | 3,30 | 2,53 | 2,44 | 2,71 | 2,19 | 4,96 | 4,53 |
| | 1979-08 | | <u>2,66</u> | <u>2,16</u> | <u>2,95</u> | <u>5,44</u> | <u>7,33</u> | <u>6,01</u> | <u>3,65</u> | <u>2,41</u> | <u>3,26</u> | <u>6,96</u> | <u>5,53</u> | <u>3,64</u> | <u>4,34</u> |
| | 1941-60 | | 3,57 | 3,71 | 3,53 | 4,98 | 6,93 | 6,45 | 4,51 | 3,67 | 4,38 | 5,57 | 7,68 | 4,70 | 4,97 |
| ERNO | 2009 | * | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | 1978-07 | | 0,70 | 0,60 | 0,94 | 1,43 | 1,55 | 1,11 | 0,68 | 0,54 | 0,90 | 1,60 | 1,06 | 0,69 | 0,98 |
| VEVERA | 2009 | * | 0,61 | 1,27 | 0,78 | 1,89 | 0,82 | 0,31 | 0,12 | 0,01 | 0,03 | 0,001 | 0,05 | 0,08 | 0,49 |
| | 1978-08 | | 0,56 | 0,46 | 0,56 | 0,76 | 0,89 | 0,68 | 0,40 | 0,29 | 0,38 | 0,84 | 0,64 | 0,52 | 0,58 |

Tab. 2.4. Continuazione.

| Corso d'acqua | Periodo | GEN | FEB | MAR | APR | MAG | GIU | LUG | AGO | SET | OTT | NOV | DIC | ANNO | |
|----------------------|---------|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| BARDELLO | 2009 | * | 2,28 | 4,57 | 1,58 | 3,41 | 5,35 | 2,34 | 2,25 | 1,34 | 1,50 | 1,81 | 1,65 | 2,25 | 2,65 |
| | 1978-08 | | 2,66 | 2,43 | 2,78 | 3,11 | 4,11 | 3,86 | 2,60 | 1,32 | 2,25 | 2,97 | 2,86 | 2,50 | 2,79 |
| | 1939-56 | | 2,55 | 2,84 | 2,73 | 3,22 | 3,90 | 3,32 | 2,91 | 1,87 | 2,25 | 2,60 | 3,43 | 2,81 | 2,87 |
| BOESIO | 2009 | * | 1,01 | 1,53 | 1,04 | 1,89 | 1,07 | 0,65 | 0,69 | 0,73 | 1,03 | 0,74 | 0,84 | 1,04 | 1,02 |
| | 1978-08 | | 1,40 | 1,09 | 1,51 | 2,23 | 2,65 | 2,00 | 1,36 | 0,86 | 1,37 | 2,27 | 1,92 | 1,22 | 1,63 |
| MARGORABBIA | 2009 | * | 2,05 | 3,75 | 2,28 | 5,05 | 2,05 | 0,86 | 0,94 | 0,60 | 0,79 | 1,01 | 1,63 | 2,90 | 2,36 |
| | 1978-08 | | 2,52 | 2,22 | 3,19 | 4,45 | 5,18 | 3,94 | 2,26 | 1,47 | 2,34 | 4,91 | 4,42 | 2,45 | 3,32 |
| TRESA | 2009 | * | 18,27 | 35,40 | 25,52 | 46,41 | 38,93 | 18,00 | 24,32 | 20,39 | 13,57 | 9,27 | 9,99 | 27,04 | 23,85 |
| | 1978-08 | | 13,93 | 11,84 | 16,73 | 29,27 | 39,04 | 31,92 | 21,98 | 15,39 | 20,91 | 29,84 | 25,73 | 16,53 | 22,78 |
| | 1923-74 | | 16,10 | 14,90 | 17,70 | 27,80 | 36,60 | 34,60 | 25,30 | 19,10 | 20,70 | 24,10 | 33,80 | 23,30 | 24,50 |
| TICINO EMISS. | 2009 | * | 186,77 | 272,89 | 281,77 | 502,20 | 722,58 | 617,30 | 423,52 | 291,97 | 217,27 | 168,26 | 139,33 | 150,61 | 331,27 |
| | 1978-08 | | 146,91 | 141,14 | 176,49 | 284,70 | 449,01 | 429,77 | 340,50 | 248,68 | 268,59 | 387,12 | 257,02 | 181,05 | 277,57 |
| | 1921-77 | | 145,00 | 147,00 | 159,00 | 263,00 | 435,00 | 495,00 | 384,00 | 295,00 | 316,00 | 318,00 | 327,00 | 193,00 | 290,00 |

- dato mancante

(*) dato in attesa di validazione

dato parziale

dati ricostruiti

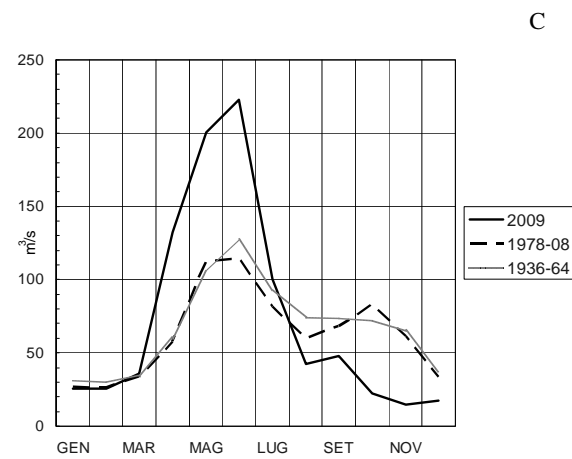
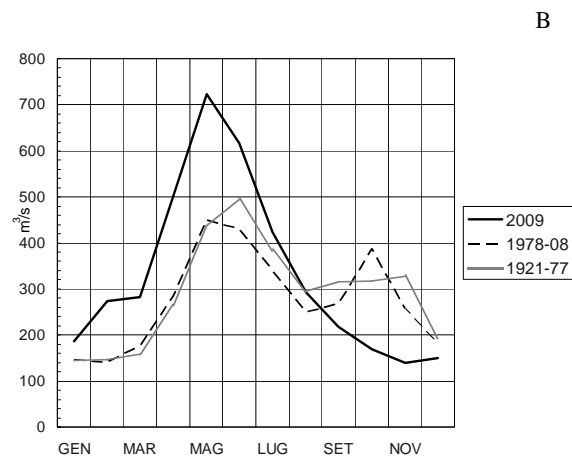
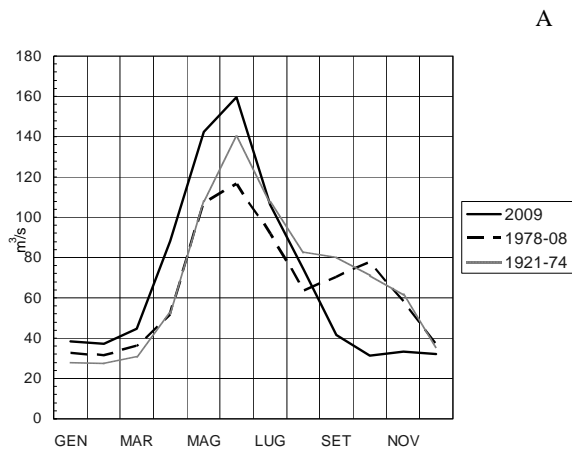


Fig. 1.3 Regime delle portate del Ticino Immssario (A), Ticino Emissario (B) e del Toce (C)..

2. PROFONDITÀ DI MESCOLAMENTO E VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLE ACQUE LACUSTRI

2.1. Profondità di mescolamento

L'olo-oligomissi, è una delle caratteristiche idrodinamiche più importanti dei laghi profondi delle regioni temperate, in particolare di quelli sud-alpini. Da essa dipendono i complessi fenomeni che interessano anche i comparti chimico e biologico dell'ecosistema lacustre quali l'ossigenazione degli strati profondi, il riciclo dei nutrienti, la migrazione verticale del plancton con possibili effetti anche sulla successiva produzione. Il Lago Maggiore è stato oggetto di ricerche proprio su questo argomento fin dagli anni '50. Da allora il controllo sull'effettiva profondità dello strato mescolato è stato continuo, condotto attraverso una lunga serie di sopralluoghi nel suo punto più profondo con lo scopo di analizzare la distribuzione verticale, lungo l'intera colonna d'acqua, di alcuni parametri fisici e chimici (temperatura e concentrazioni di ossigeno disciolto, nitrati e silicati). Si è visto che in passato l'omogenizzazione delle sue acque è risultata completa, cioè fino alla massima profondità, solo in occasione di inverni particolarmente freddi e ventosi (Ambrosetti & Barbanti, 1999), eventi, questi, che ormai sono diventati più l'eccezione che la regola. Le stesse indagini hanno confermato quanto già sottolineato nei vari rapporti annuali circa l'incidenza sulla profondità del mescolamento di alcuni parametri meteo-limnologici, in particolare vento, radiazione solare e differenza fra le temperature dell'aria e dell'acqua lacustre in superficie.

È ormai ampiamente confermato come negli ultimi decenni si sia manifestata la tendenza ad un riscaldamento della temperatura atmosferica che, per quanto risulta anche dalle registrazioni della stazione meteorologica di Pallanza, ha riguardato soprattutto i suoi valori massimi invernali mentre i corrispondenti minimi hanno visto una seppure moderata diminuzione (Ambrosetti *et al.*, 2006). In aumento è risultato anche il numero di giorni con minimi termici al di sopra dello zero, sovente caratterizzati anche da valori maggiori rispetto alla media stagionale.

Altresì, sull'areale del Lago Maggiore va registrata una diminuzione della quantità di vento filato con una repentina caduta a partire dagli anni settanta che si è protratta a tutto il 2009 (Fig. 2.1). Pertanto le condizioni meteorologiche invernali a partire dal 1970 non sono state così spinte da provocare una piena circolazione nelle acque del lago (Ambrosetti *et al.*, 2010) in quanto a queste variazioni è corrisposta una diminuzione dell'energia necessaria ad indurre moti convettivi dalla superficie al fondo del lago.

Negli ultimi decenni evidentemente il lago ha risentito dell'evoluzione climatica globale tendente al riscaldamento come si può dedurre dalla figura 2.2 dove è rappresentato l'andamento mensile dell'energia totale contenuta nelle acque del Lago Maggiore: dal 1963 ad oggi ha subito un graduale aumento sia nei valori massimi estivi che in quelli minimi invernali. Rilevante è soprattutto quanto si è verificato negli ultimi 50 anni nella fase di de-stratificazione termica autunno-invernale quando i contenuti calorici per unità di volume dello strato mescolato e dell'ipolimnio al termine dell'inverno limnologico hanno subito un notevole incremento (Fig. 2.3).

Un fatto altrettanto importante da rilevare è che la quantità di calore contenuta nell'ipolimnio profondo del lago, sede della così detta "memoria climatica" (Ambrosetti & Barbanti, 1999), dopo una diminuzione dal 2005 al 2007 simile a quella del 1981, ha ripreso ad aumentare determinando un proseguimento del riscaldamento degli strati più

depressi del lago ostacolando ulteriormente, per il gioco delle densità, il mescolamento convettivo del lago (Fig. 2.4).

Per quanto riguarda quest'ultimo meccanismo i moti convettivi nell'inverno 2008-2009 non hanno raggiunto i 100 di profondità. La causa va ricercata nella situazione meteorologica invernale particolarmente "calda" e poco ventosa che si è instaurata sull'areale lacustre. Infatti la temperatura media dei tre mesi invernali è risultata di 4,85 °C, del 33% superiore a quella del periodo 1963-2007; ancora più elevata la temperatura media delle minime (+ 42%). L'incremento termico ha provocato una precoce fusione delle nevi che si sono depositate a quote basse a Dicembre, all'inizio di Gennaio e nei primi tre giorni di Febbraio: queste acque inserendosi in profondità hanno determinato l'ossigenazione dell'ipolimnio secondo un meccanismo che si vedrà in seguito.

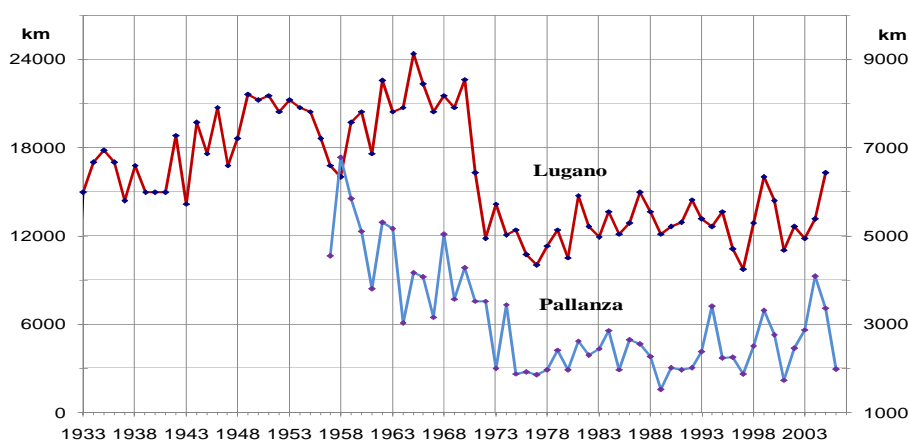


Fig. 2.1. Percorso del vento rilevato nella stagione invernale nelle stazioni di Pallanza (scala di destra) e Lugano (scala di sinistra).

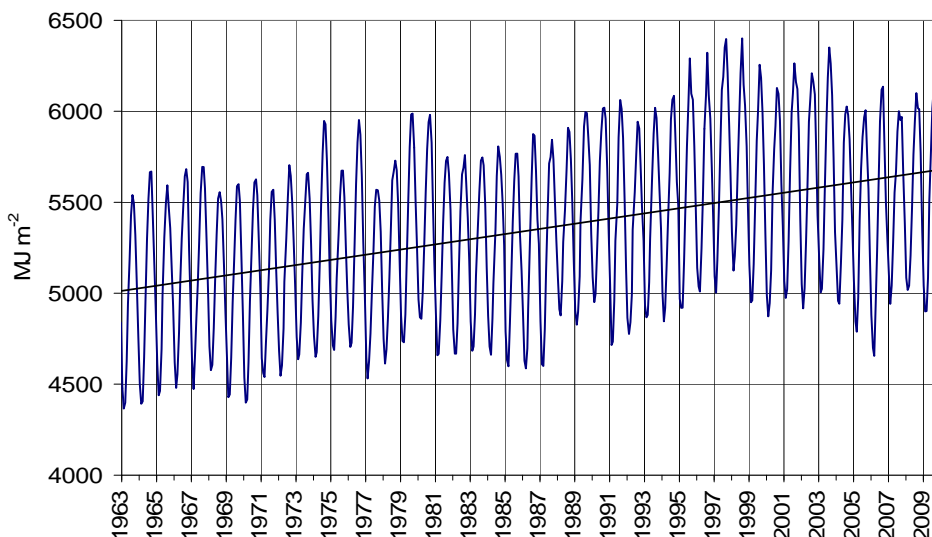


Fig. 2.2. Contenuto di calore nella colonna d'acqua del Lago Maggiore nel periodo 1963-2009.

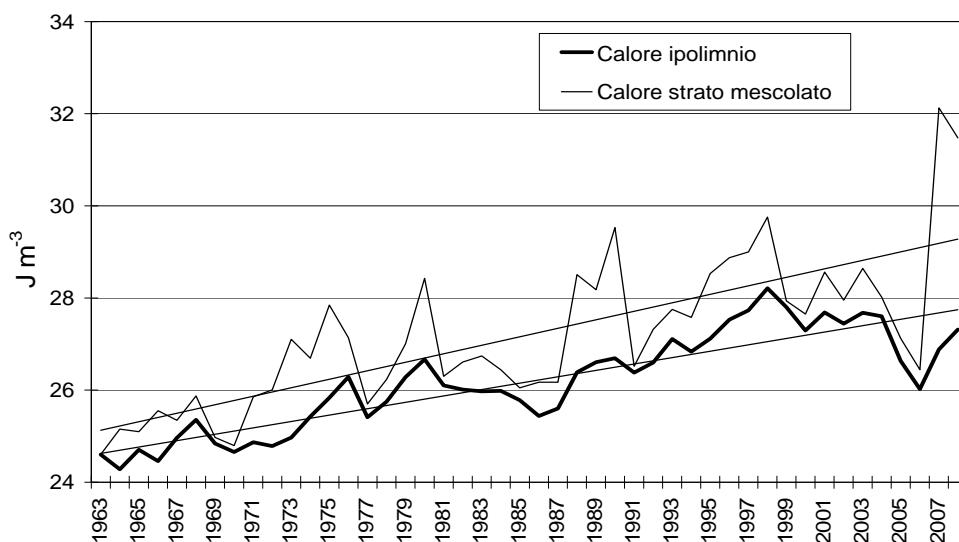


Fig. 2.3. Contenuto di calore per unità di volume nello stato ipolimnico e in quello mescolato al termine degli inverni limnologici.

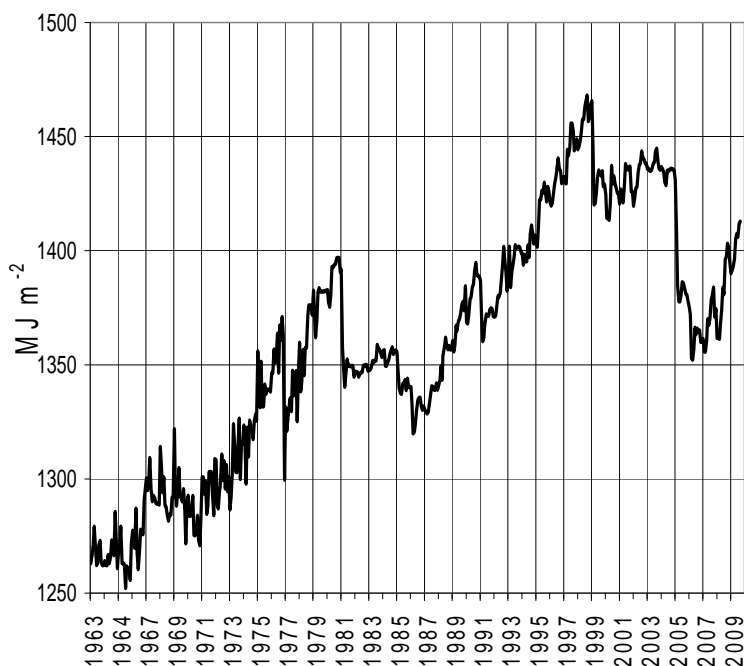


Fig. 2.4. Andamento della memoria climatica nel Lago Maggiore.

Il percorso totale del vento nel periodo invernale invece è risultato al di sotto della media (10.239 contro 10.681 km); in particolare a Febbraio, nel momento più importante per l'approfondimento dello strato mescolato, è risultato di soli 2.815 km contro una media di 3.238 km.

Sulla base di queste condizioni meteorologiche la circolazione delle acque del Lago Maggiore per moti convettivi nel 2009 non poteva che essere parziale. Tuttavia accanto a questo meccanismo se ne è presentato fortunatamente un altro, con caratteristiche

dinamiche diverse, ma sempre sostenuto da eventi esterni e favorito dalle caratteristiche morfologiche del bacino stesso e dell'areale imbrifero.

Questo tipo di dinamica lacustre, descritto in Ambrosetti *et al.* (2010), non rappresenta una novità: è stato riscontrato nel Lago Maggiore oltre che nel 1984 anche nel 1985 e probabilmente nel 1978 e nel 2006 e si è chiaramente verificato nell'inverno 2009. In figura 2.5 è rappresentata la concentrazione di O₂ dalla superficie al fondo del lago misurata a Ghiffa. In essa è visibile nella seconda decade di Gennaio sotto i 300 metri uno strato, completamente isolato da quelli soprastanti, nel quale la concentrazione di ossigeno incrementa da 6,9 mg l⁻¹ a 7,2 mg l⁻¹ per poi ridiscendere, in Febbraio a 6,8 mg l⁻¹. Un'ulteriore conferma alla discesa di acqua fredda di origine litorale nell'ipolimnio è avvalorato anche dalla diminuzione della temperatura che a questi livelli passa da 6,39 a 6,32 °C.

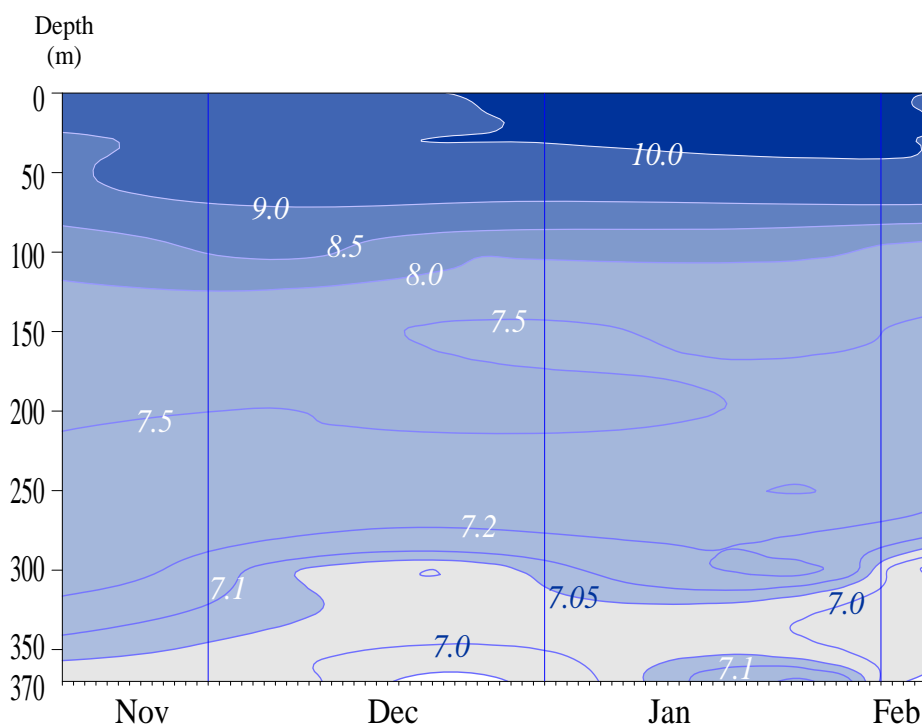


Fig. 2.5. Distribuzione verticale della concentrazione di O₂ (mg l⁻¹) nell'inverno 2009.

Senza dubbio quanto avvenuto non può che essere interpretato come una conseguenza dello scioglimento di neve precipitata, in particolare quella del 6 Gennaio, che in seguito all'innalzamento termico dell'atmosfera, si è inserita lungo i fianchi del lago fino in profondità. È grazie a questo intervento che nell'inverno 2008-2009 l'ecosistema lacustre ha tratto dei benefici, usufruendo, in particolare, della ossigenazione degli strati profondi.

La conferma dell'assenza di mescolamento totale è data anche dalla distribuzione verticale della temperatura dell'acqua lacustre, il suo andamento lungo la verticale misurato a Ghiffa mostra in Gennaio un gradiente termico di 0,35 °C tra 50 e 100 metri di profondità che all'inizio di Febbraio scende a 0,18 °C mentre nei primi giorni di Marzo risale a 0,2 °C: modesti salti termici ma sufficienti ad impedire il proseguimento del mescolamento oltre i 100 metri di profondità.

Una ulteriore conferma è data dai valori della stabilità entro la colonna del lago, parametro che rappresenta la quantità di energia necessaria per omogeneizzare la colonna d'acqua. I profili verticali figura 2.6 mostrano una resistenza ai moti convettivi a Gennaio attorno a -50 m per effetto della persistenza di gradienti termici lungo la colonna; in Febbraio quest'ultimo effetto è invece evidenziato dall'incremento della stabilità in tutti gli strati sotto i -100 m. La curva di Marzo, e ancor più quella di Aprile, mostrano infine come il mescolamento convettivo si sia ormai interrotto e sia già iniziata la fase di riscaldamento del lago.

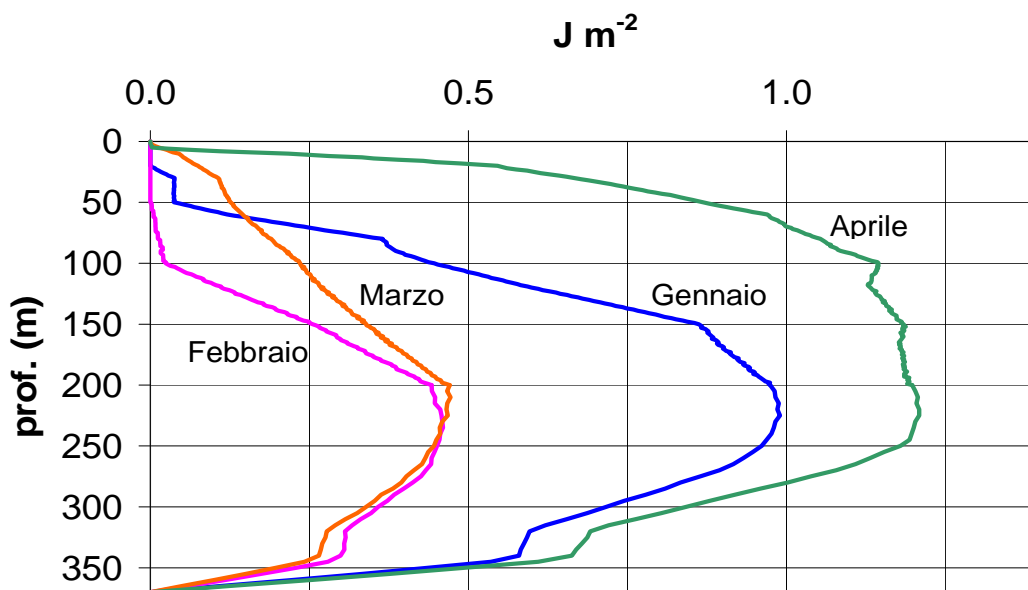


Fig. 2.6. Sequenza temporale della distribuzione verticale della stabilità del Lago Maggiore da Gennaio ad Aprile del 2009.

Se l'intervento dei moti convettivi, con azioni di mescolamento più o meno intense, è una costante sempre attiva durante la fase fredda del ciclo stagionale, altri tipi di meccanismi risultano invece occasionali e, agendo singolarmente o con accoppiamenti diversi, provvedono all'ossigenazione della parte più profonda della colonna d'acqua. Uno di questi è quello che si è verificato nell'inverno 2008-2009 ed è possibile riconoscere in lago la presenza di un successivo processo di erosione dal basso della massa liquida non ancora interessata da mescolamento superficiale: è un processo dinamico che agisce in direzione opposta rispetto a quello innescato dai meccanismi che operano esclusivamente sulla superficie lacustre e che pertanto può essere definito come una "deep erosion".

Un'ultima importante considerazione riguarda poi il fatto che i meccanismi di ossigenazione delle acque ipolimniche di cui si è detto determinano condizioni ecologiche diverse rispetto a quelle conseguenti al mescolamento convettivo totale, non fosse altro che per la loro diversa durata.

2.2. Valutazione del tempo di residenza delle acque lacustri

Si è proseguito nell'utilizzo e nella messa a punto del modello TRIM_LM, costruito nel 2008 e dettagliatamente descritto in Castellano *et al.* (2008) e nel rapporto per la CIP AIS Campagna 2008. Lo scopo principale è quello di valutare lo spettro del tempo di residenza delle acque alle diverse profondità e di studiare il meccanismo che governa il ciclo stagionale della stratificazione e della destratificazione termica per giungere al tempo reale di ricambio delle acque del Lago Maggiore.

Nel 2009 si è ulteriormente proceduto in una serie di simulazioni per studiare la sensibilità e il comportamento dell'idrodinamica del lago alle sollecitazioni dei parametri idro-meteorologici al fine di raffinare la risposta e la validità del modello in modo che si adeguasse con maggior precisione alle conoscenze attuali di limnologia fisica. Va sottolineato che si è ottenuto, rispetto all'anno precedente, un notevole miglioramento dei risultati e questo sostanzialmente grazie a due fattori:

- a) aumento del potere risolutivo del reticolo di integrazione, infatti si è passati da 400.000 a 877.500 celle;
- b) una più realistica calibratura del modello di turbolenza.

L'ulteriore attenzione a questi due aspetti ha determinato un più stretto accordo tra misure e simulazioni, una più fine valutazione dei coefficienti di scambio attraverso la superficie libera e delle associate temperature di riferimento. Infatti le simulazioni numeriche ottenute, in condizioni semplificate rispetto alla complessità naturale, forniscono un quadro verosimile della sensibilità idrodinamica del lago alla variazione di tutti i più importanti parametri, da quelli meteorologici alle portate e temperature degli immissari, portate equivalenti di piogge e ruscellamento.

La messa a punto del modello ha permesso esperimenti numerici per la determinazione dei tempi di residenza osservando il trasporto convettivo-diffusivo di un tracciante conservativo (cioè non reagente). Da rilevare che la realizzazione di questa indagine non ha difficoltà concettuali, ma solo "tecniche" in quanto occorre eseguire simulazioni complete annuali per ogni ipotesi di "macchia" di tracciante inizialmente localizzata in diversi punti e a diverse profondità, e ogni scenario richiede un notevole tempo di esecuzione.

Il modello discreto del lago usato nel presente studio è riportato in figura 2.7 e mostra come il corpo d'acqua sia stato idealmente suddiviso in celle di calcolo con dimensioni orizzontali di 250x250 m, mentre lungo la profondità sia stato diviso in 50 strati, più raffittiti nei livelli superiori: tutto questo comporta un totale di 877.500 celle. Dalla figura si può anche notare che la "direzione longitudinale", indicata con il simbolo Y, va intesa in senso positivo nel verso da S a N con il punto zero situato all'incile del lago; la "direzione trasversale", indicata con il simbolo X, ha il suo senso positivo da W ad E, con lo zero alla foce del Toce; la "direzione verticale", indicata col simbolo Z, ha la quota "0" nel punto più profondo del lago e quindi il senso positivo verso l'alto. Queste indicazioni sono importanti in quanto permettono di osservare il posizionamento ed il percorso dei markers rappresentati nelle figure successive.

Tralasciando i risultati circa le distribuzioni 3D di velocità e temperatura, sostanzialmente quasi uguali a quelli già descritti in dettaglio nel rapporto della Campagna 2008 (il che conferma la sostanziale correttezza della nuova calibrazione effettuata), il presente rapporto si focalizza sugli spostamenti di 72 markers langragiani, privi di massa, inseriti in diverse posizioni nel Lago Maggiore al tempo zero di una

simulazione multi annuale. L'applicazione del metodo dei markers privi di massa (non reattivi) trasportati da campi di moto 3D calcolati con sistemi CFD (Computational Fluid Dynamics) può essere considerato un "approccio recente" (Dinelli & Tozzia, 1977; Castellano *et al.*, 2008).

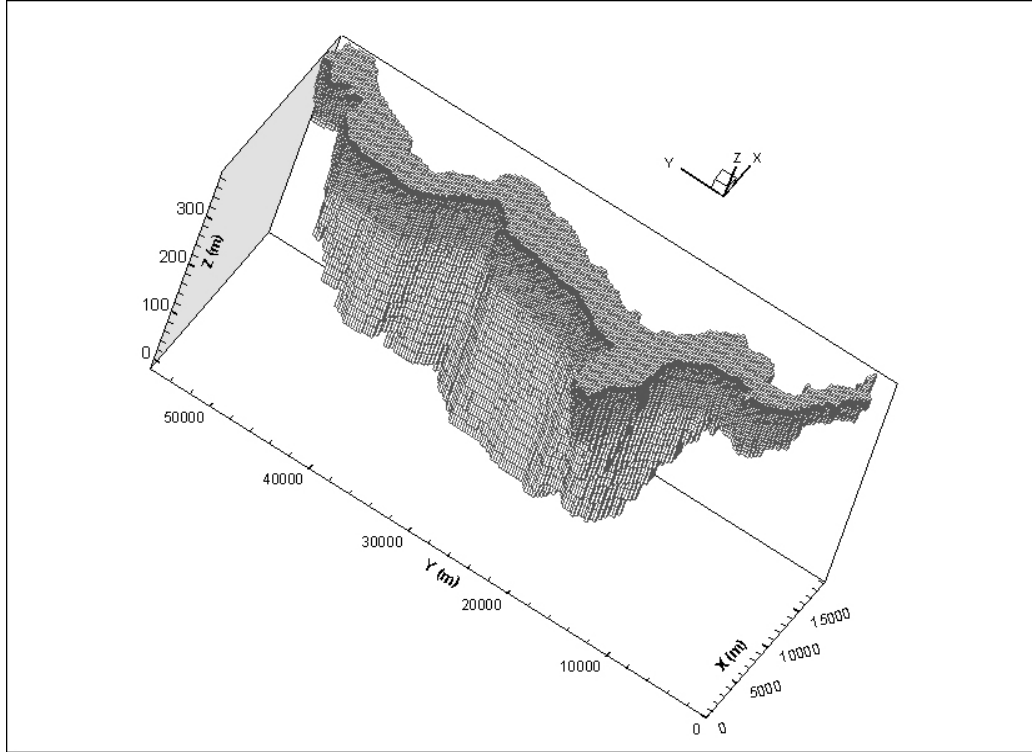


Fig. 2.7. Rete di maglie sull'intera geometria del Lago Maggiore usata nel presente studio.

I markers sono stati opportunamente posizionati all'istante convenzionale $t=0,0$ del 1 Gennaio 2002 e seguiti sul periodo temporale di 2 anni. Detti markers sono intesi privi di massa e volume e quindi viaggiano esclusivamente con la velocità locale (calcolata) del lago. Le equazioni del moto sono puramente "cinematiche" (lagrangiane) ed hanno la forma:

$$(1.1) \quad x_p^{t+\delta t} = x_p^t + u(x_p^t, y_p^t, z_p^t) \delta t$$

$$(1.2) \quad y_p^{t+\delta t} = y_p^t + v(x_p^t, y_p^t, z_p^t) \delta t$$

$$(1.3) \quad z_p^{t+\delta t} = z_p^t + w(x_p^t, y_p^t, z_p^t) \delta t$$

dove (x, y, z) sono le coordinate (rispettivamente trasversale, i.e. da Ovest verso Est; longitudinale, i.e. da Sud verso Nord; e verticale) del generico marker p ; δt è l'incremento temporale; l'apice t è per le variabili valutate al tempo "precedente"; l'apice $t+\delta t$ è per le variabili al tempo "corrente"; (u, v, w) sono le componenti cartesiane della velocità dell'acqua del lago fornite puntualmente e istante per istante dalla simulazione (per ogni incremento δt del tempo): nel contesto delle (1.1)-(1.3) vanno intese quelle calcolate per la cella computazionale in cui giace il marker p all'istante "precedente" t .

L'incremento temporale con cui vengono eseguite le simulazioni è di 120 secondi.

Come si può vedere nelle tabelle 2.1 e 2.2, sono stati considerati due tipi di markers: "markers ambientali" che hanno avuto posizioni iniziali dentro il lago, e "markers dei tributari" che hanno avuto posizioni iniziali alla foce dei vari tributari. Si noti che i primi 31 markers ambientali furono posti, a diverse profondità, nella zona più settentrionale del lago, in prossimità dell'area di sbocco in lago del fiume Ticino, mentre i restanti furono posizionati a profondità crescenti andando in direzione Sud.

Solo 5 dei 31 markers ambientali (M5, M8, M10, M19, M31) con posizione iniziale vicino alla foce del Ticino immissario hanno raggiunto la zona di uscita del Ticino emissario e possono essere considerati fuoriusciti dal lago. I valori che ne derivano del tempo di residenza si collocano tra circa 350 giorni (per le particelle che partirono pochi metri sotto la superficie libera) e circa 500 giorni (per le particelle con posizione di partenza più profonda). Tra quelli che hanno raggiunto l'uscita, il marker M5 (Fig. 2.8 A), partito in corrispondenza di Locarno alla profondità di 9,0 m (Tab. 2.1) ha percorso un tragitto sinuoso spostandosi dapprima verso la parte occidentale del lago per poi proseguire verso l'emissario. La sua profondità nei primi 320 giorni è rimasta confinata entro i primi 20 m ed è risalita successivamente in superficie per poi fuoriuscire dal bacino dopo circa 500 giorni.

Tab. 2.1. Posizionamento dei markers ambientali.

| Markers | X (m) | Y (m) | Z (m) | Markers | X (m) | Y (m) | Z (m) |
|---------|-------|-------|-------|---------|-------|-------|--------|
| M_1 | 16875 | 55375 | -1,0 | M_26 | "" | "" | -80,0 |
| M_2 | "" | "" | -3,0 | M_27 | "" | "" | -84,0 |
| M_3 | "" | "" | -5,0 | M_28 | "" | "" | -88,0 |
| M_4 | "" | "" | -4,0 | M_29 | "" | 54625 | -92,0 |
| M_5 | "" | "" | -9,0 | M_30 | "" | "" | -96,0 |
| M_6 | "" | "" | -11,0 | M_31 | "" | "" | -100,5 |
| M_7 | "" | "" | -13,5 | M_32 | 12375 | 50500 | -106,0 |
| M_8 | "" | "" | -16,5 | M_33 | "" | "" | -112,0 |
| M_9 | "" | "" | -19,5 | M_34 | "" | "" | -120,0 |
| M_10 | "" | "" | -22,5 | M_35 | "" | "" | -128,0 |
| M_11 | 16625 | 55375 | -25,5 | M_36 | "" | "" | -138,0 |
| M_12 | "" | "" | -25,5 | M_37 | "" | 50000 | -150,0 |
| M_13 | 16875 | 55375 | -28,5 | M_38 | "" | "" | -162,0 |
| M_14 | "" | "" | -34,5 | M_39 | "" | "" | -174,0 |
| M_15 | "" | "" | -37,5 | M_40 | 12875 | 49125 | -189,0 |
| M_16 | "" | "" | -40,5 | M_41 | "" | "" | -207,0 |
| M_17 | "" | "" | -44,0 | M_42 | 12625 | 47275 | -225,0 |
| M_18 | "" | "" | -48,0 | M_43 | "" | "" | -243,0 |
| M_19 | "" | 55125 | -52,0 | M_44 | 11375 | 46875 | -261,0 |
| M_20 | "" | "" | -56,0 | M_45 | "" | "" | -279,0 |
| M_21 | "" | "" | -60,0 | M_46 | 10875 | 44125 | -298,5 |
| M_22 | "" | 54875 | -64,0 | M_47 | 12875 | 39125 | -319,5 |
| M_23 | "" | "" | -68,0 | M_48 | "" | "" | -340,5 |
| M_24 | "" | "" | -72,0 | M_49 | 14875 | 36375 | -361,5 |
| M_25 | "" | "" | -76,0 | M_50 | "" | 35625 | -370,0 |

Tab. 2.2. Posizionamento dei markers ambientali.

| Markers | Fiume | X (m) | Y (m) | Z (m) | Markers | Fiume | X (m) | Y (m) | Z (m) |
|---------|---------------|-------|--------|-------|---------|-----------|--------|---------|-------|
| M_51 | Ticino | 18875 | 53375. | -1,0 | M_62 | Cannobino | 9375. | 42875.0 | -7,0 |
| M_52 | “” | 18875 | 53375. | -7,0 | M_63 | Maggia | 14875. | 51375.0 | -1,0 |
| M_53 | Vevera | 11875 | 4875. | -1,0 | M_64 | “” | 14875. | 51375.0 | -7,0 |
| M_54 | “” | 11875 | 4875. | -7,0 | M_65 | Verzasca | 18625. | 55125.0 | -1,0 |
| M_55 | Erno | 10625 | 9625. | -1,0 | M_66 | “” | 18625. | 55125.0 | -7,0 |
| M_56 | “” | 10625 | 9625. | -7,0 | M_67 | Tresa | 15125. | 32375.0 | -1,0 |
| M_57 | Toce | 875 | 20875. | -1,0 | M_68 | “” | 15125. | 32375.0 | -7,0 |
| M_58 | “” | 875 | 20875. | -7,0 | M_69 | Boesio | 10875. | 21125.0 | -1,0 |
| M_59 | S. Bernardino | 7125 | 22125. | -1,0 | M_70 | “” | 10875. | 21125.0 | -7,0 |
| M_60 | “” | 7125 | 22125. | -7,0 | M_71 | Bardello | 12875. | 14875.0 | -1,0 |
| M_61 | Cannobino | 9375 | 42875. | -1,0 | M_72 | “” | 12875. | 14875.0 | -7,0 |

N.B.: I movimenti orizzontali e verticali di tutti i markers indicati nelle due tabelle sono riportati in appendice.

In questa serie di markers l’eccezione è rappresentata da M31 (Fig. 2.8B) che, posto inizialmente a -100 m, è riuscito a risalire in superficie dopo un anno quando si trovava all’altezza della zona più profonda del lago (Ghiffa) fuoriuscendone successivamente. Questa sua ascesa verso l’alto può essere collegata al fatto che all’inizio del biennio di simulazione (inverno 2001-2002) il mescolamento convettivo verticale aveva raggiunto solo 100 m di profondità per cui il marker è rimasto nella sua posizione iniziale per tutto il ciclo annuale. Nell’inverno successivo l’omogeneizzazione invernale ha superato 120 m di profondità arrivando ad inglobare il marker ed a trascinarlo verso la superficie.

Da rilevare anche che i markers superficiali che escono dal lago hanno tutti la tendenza a spostarsi verso la sua costa occidentale: ciò sembra essere dovuto più che ad un effetto della forza di Coriolis (trascurabile considerata la modesta larghezza del lago) alla particolare morfologia della valle lacustre che condiziona i venti settentrionali, localmente i più forti, a fluire in direzione SSW.

Le 26 restanti particelle di questo insieme, partite con coordinate orizzontali quasi uguali e posizione verticale tra -1 e -128,5 m, hanno seguito percorsi differenti: M17, M22, M24, M30 hanno viaggiato su e giù in una più o meno vasta zona del lago prima di ritornare quasi alla stessa posizione iniziale; M25 è stata persa, uscita dal dominio del calcolo (questo può essere considerato un indesiderato incidente numerico); tutti gli altri hanno coperto circa la metà dell’intera distanza nominale Nord-Sud, in parte risalendo verso la superficie libera, in parte discendendo verso il fondo, in parte galleggiando liberamente alla profondità iniziale.

Tra i 19 markers ambientali con una posizione iniziale superiore a 130 m sotto la superficie libera, solo quello targato M34 (Fig. 2.8C) ha raggiunto la zona di uscita del Ticino emissario; posto inizialmente in corrispondenza del delta della Maggia ne ha probabilmente risentito l’influenza. Il suo tempo di residenza è stato di circa 400 giorni. Tra gli altri, la tendenza dei markers M40, M41, M42, M 44, M46, M47, M48 (Fig. 2.8D) è stata quella di ritornare alla loro posizione iniziale dopo più o meno estesi movimenti su e giù attraverso il corpo d’acqua; gli spostamenti di M36 e M37 sono stati molto corti; M43, M45, M50 sono stati persi dal dominio del calcolo (incidenti numerici); la tendenza di M36, M37 e M39 è stata di muoversi in direzione Nord; i restanti hanno coperto circa un terzo della loro distanza iniziale nominale dal Sud, ma con più o meno la stessa posizione verticale iniziale.

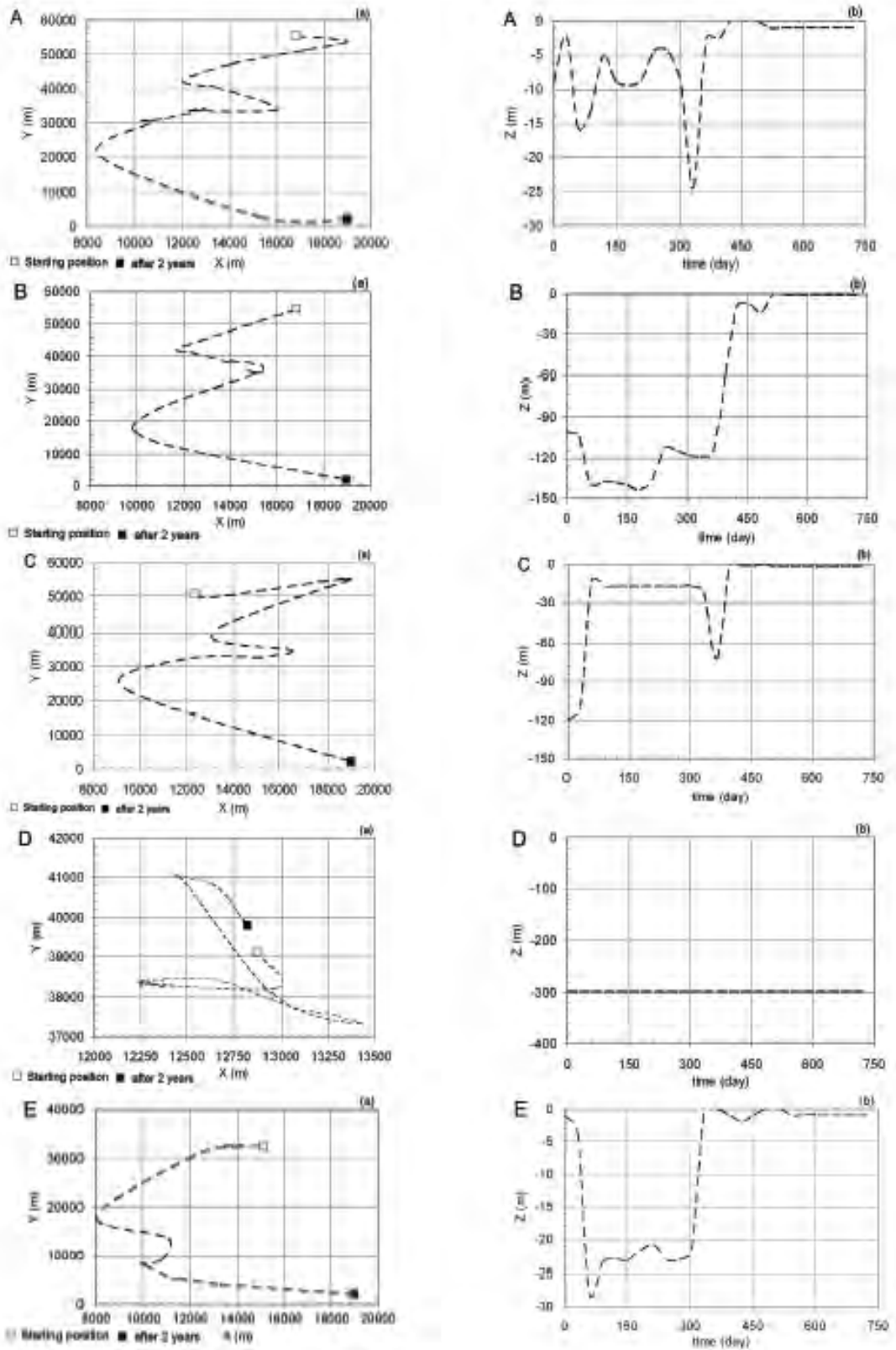


Fig. 2.8. Movimenti orizzontali (a) e verticali (b) dei marker M5 (A), M31 (B), M34 (C), M48 (D) e M67 (E).

La stazionarietà di questo gruppo di markers risiede nel fatto di essere posti nell'ipolimnio del lago, zona isolata e stabile dove i movimenti dell'acqua in genere non superano il centimetro al secondo, fatti salvi alcuni eventi, per lo più invernali, connessi con il mescolamento convettivo o con altri meccanismi di ossigenazione degli strati più profondi.

È stato per altro dimostrato che questi ultimi non hanno la capacità di trasferire masse d'acqua dal fondo alla superficie e, oltre tutto, nei due anni di simulazione nessun inserimento di acqua ha interessato gli strati ipolimnici (Ambrosetti *et al.*, 2010).

Solo 6 dei 22 markers dei tributari possono aver lasciato il lago uscendo con le acque del Ticino emissario; M53-M54 (tributario Vevera), M56 (secondo marker dell'Erno), M67-M68 (Tresa, Fig. 2.8E), M72 (secondo marker del Bardello). Il valore del tempo di residenza è di circa 2 anni per Vevera ed Erno, e di circa 350 e 400 giorni per Tresa e Bardello rispettivamente. I markers del Toce, M57, M58 e M58 hanno coperto quasi l'80% della loro distanza nominale dall'uscita. I rimanenti hanno avuto comportamenti diversi: lo sviluppo tendenziale delle traiettorie dei markers M59-M60 (S. Bernardino) e M63-M64 (Maggia) è stato verso la direzione SW, al contrario M55 (Erno, primo marker), M65-M66 (Verzasca), M69 (Boesio, primo marker), M71 (Bardello, primo marker) hanno viaggiato verso la direzione NE; M61 e M62 (Cannobino) hanno ambedue camminato verso W ma in direzioni opposte Nord-Sud. Da ultimo, il primo marker del tributario Ticino, M51, ha coperto più della sua distanza nominale N-S dall'uscita, mentre il secondo marker, M57, ha evidenziato solo uno spostamento verso W.

Le notevoli diversità di comportamento fra i markers dei tributari, e anche fra le singole coppie, possono essere interpretate solo alla luce delle diverse caratteristiche termiche delle acque affluenti e di quelle presenti in lago.

Una prima osservazione riguarda il fatto che tutti i markers fuoriusciti hanno avuto come posizione iniziale la foce di quei tributari che drenano bacini con altitudini modeste, il che significa acque con temperature tali da inserirsi ai livelli lacustri più superficiali. Viceversa gli affluenti che scendono da bacini idrografici con altitudini medie più elevate, nella fattispecie Ticino immissario, Maggia e Toce, oltre ad essere in genere più freddi, possono essere carichi di limo glaciale che ne aumenta la densità e quindi il loro inserimento in lago avviene a livelli più profondi. Tuttavia questi markers non superano nel loro successivo percorso in lago la profondità di 100 m, probabilmente per effetto del loro miscelamento con le acque ospitanti; si ha conferma del fatto che non c'è stato mescolamento verticale e quindi che i markers non hanno raggiunto il fondo lacustre dal fatto che nei due anni di simulazione non è stato verificato nell'ipolimnio alcun incremento di ossigeno, ma anzi una sua diminuzione (Ambrosetti *et al.*, 2010).

Quanto al diverso comportamento riscontrato fra le singole coppie alla medesima foce, la loro immissione a due diverse profondità (1 e 7 m) può, di volta in volta, aver significato l'inserimento in filoni d'acqua con caratteristiche dinamiche completamente differenti, determinate non solo delle già ricordate diverse profondità di inserimento delle acque immissarie ma anche da condizioni morfologiche locali.

Conclusioni e lavoro in corso

L'essenziale dei risultati di questo studio possono essere sintetizzati in queste affermazioni:

- a) molta dell'acqua che arriva dai fiumi tributari e/o da profondità da 0,0 a circa 50-70 m sotto la superficie libera ha valori probabili di tempo di residenza tra 250 giorni e 2 anni o superiore;
- b) l'acqua che scorre sotto 150-180 m mostra alcuni movimenti orizzontali ma ha poche probabilità di innalzarsi verticalmente;
- c) nessuna ipotesi generale può essere fatta circa il destino dell'acqua che fluisce nella zona intermedia.

Queste prime conclusioni circa il tempo di residenza delle acque del Lago Maggiore trovano piena conferma nei meccanismi di mescolamento e di ossigenazione delle acque profonde descritti da Ambrosetti *et al.* (2010): nel periodo invernale le acque dello strato più superficiale (in genere 100-120 m in conformità all'attività convettiva di questi ultimi 40 anni) sono in grado di circolare liberamente. Quelle dei livelli più profondi rimangono invece isolate, indipendentemente dai loro modesti movimenti interni e si possono considerare "ferme". Il destino delle masse d'acqua intermedie è invece legato al fatto che risentono della profondità raggiunta di anno in anno dal mescolamento verticale invernale e il loro tempo di ricambio è pertanto soggetto all'essere, o meno, coinvolti dal sistema circolatorio.

Una conferma di quanto qui esposto può essere rilevata anche attraverso l'analisi delle distribuzioni verticali della stabilità termica dalla quale è possibile rilevare la netta separazione tra strati superiori mescolati, ipolimio-superficiale e ipolimnio-profondo (Ambrosetti *et al.*, 2010). Tuttavia il lavoro descritto sopra può essere considerato solo la parte introduttiva di uno studio più vasto sulla probabilità di usare gli strumenti euleriani-lagrangiani del CFD (Computational Fluid Dynamics) per valutare il tempo di residenza reale di un grande lago sud-alpino come il Maggiore.

Il lavoro ha sottolineato sia le potenzialità che le difficoltà di questo approccio. Indipendentemente dal suo livello di sofisticazione, dal punto di vista teorico un modello matematico 3D offre sempre un numero enorme di probabilità di investigazioni. Questo può essere facilmente dedotto dalla struttura delle equazioni discusse in Castellano *et al.* (2010), che rappresentano un modello di livello medio, e ulteriori commenti non sono necessari.

Le difficoltà si trovano nella reale possibilità di sfruttamento delle potenzialità precedenti, ad un livello abbastanza alto di precisione. Dal punto di vista pratico questo significa la necessità di usare un numero di markers grande abbastanza da permettere risposte statisticamente significative, su una discretizzazione abbastanza fine del corpo d'acqua. Questo può essere facilmente dedotto dalle differenze sensibili osservate dalle traiettorie delle particelle con posizioni iniziali relativamente vicine e, in particolare, tra le due particelle associate ai medesimi tributari.

In considerazione di queste note, la ricerca ora in sviluppo è diretta: a) un'estensione delle simulazioni precedenti oltre i 4 anni; b) una nuova serie di confronti con discussioni più approfondite; c) utilizzo di un maggior numero di markers (200). Il nuovo modello discreto e la posizione iniziale delle particelle lagrangiane saranno aggiustate sulla base dei risultati descritti in precedenza.

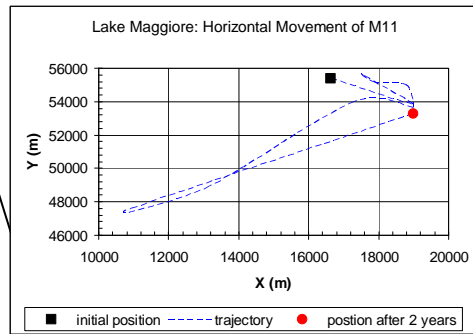
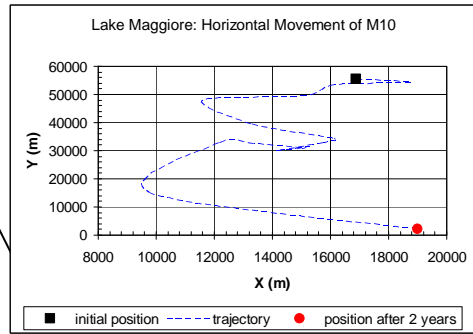
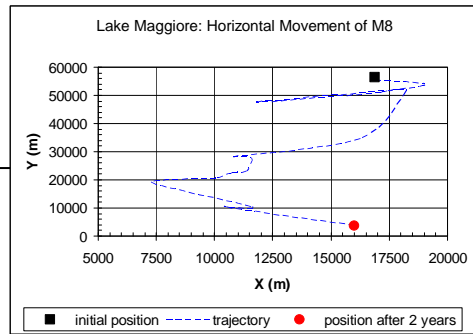
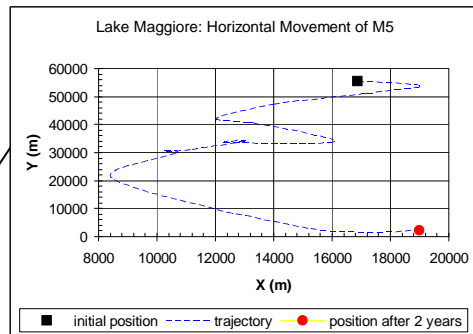
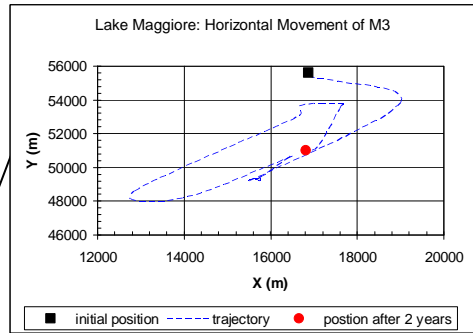
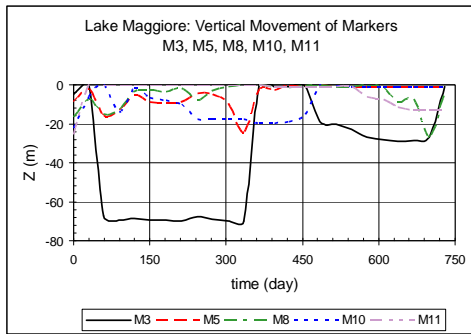
BIBLIOGRAFIA

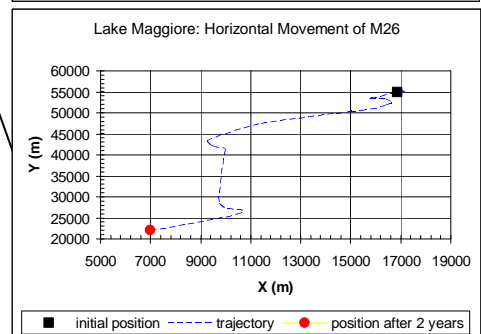
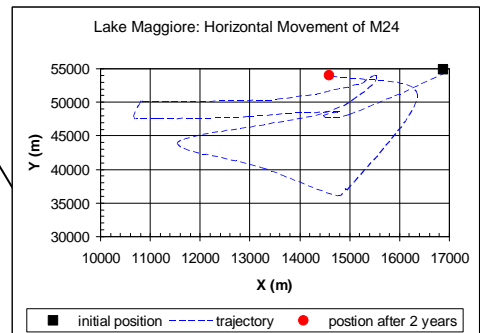
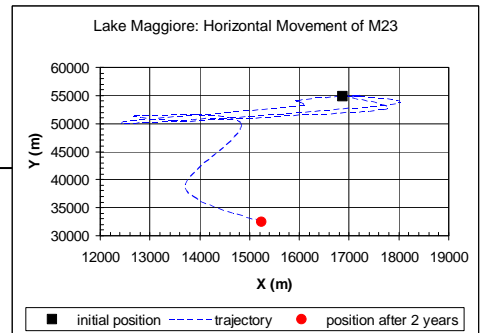
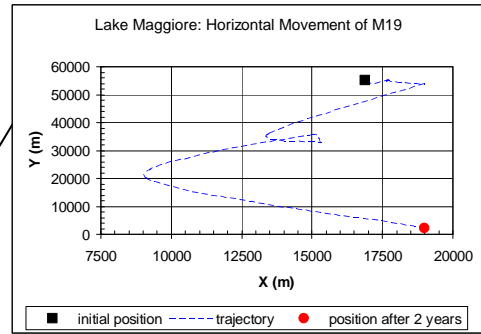
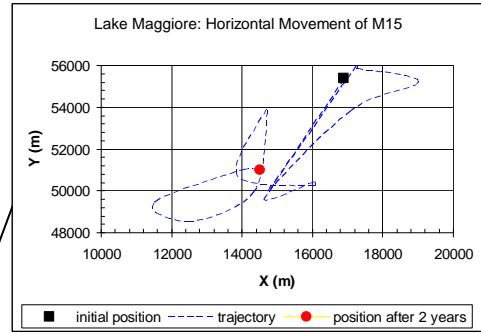
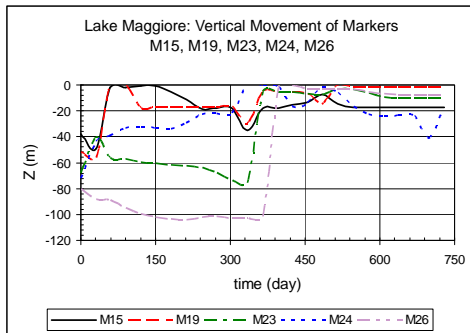
Ambrosetti, W. & L. Barbanti. 1999. Deep water warming in lakes; an indicator of climatic change. *J. Limnol.*, 58(1): 1-9.

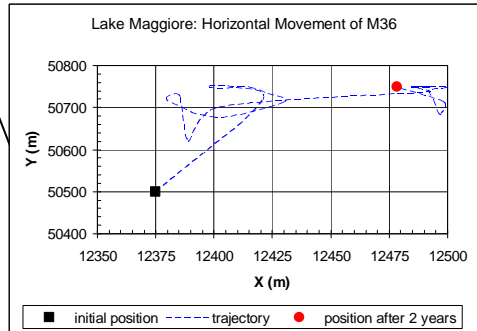
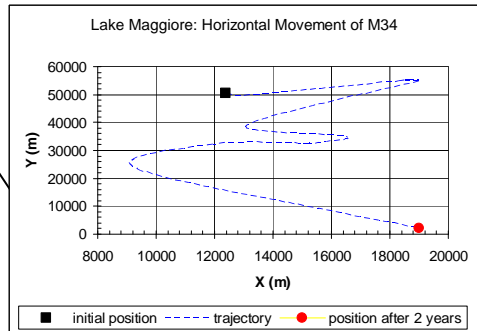
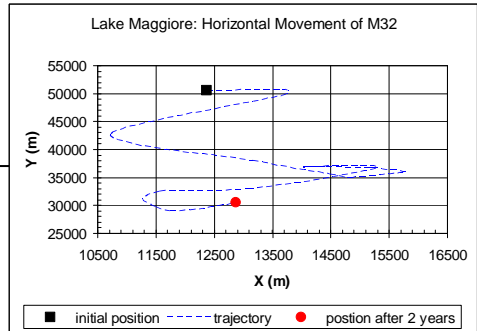
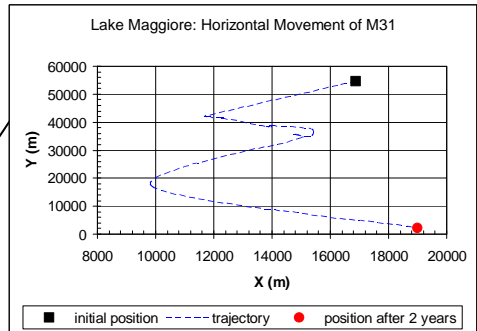
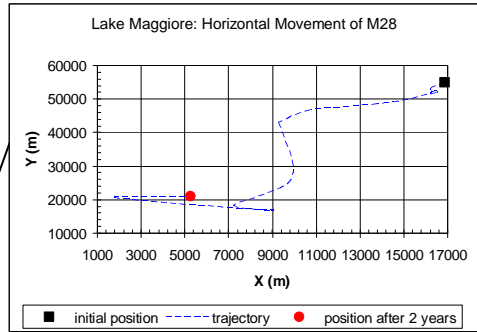
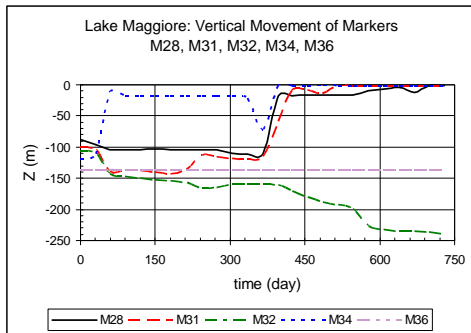
- Ambrosetti, W., L. Barbanti & A. Rolla. 2006. Il clima dell'areale del Lago Maggiore durante gli ultimi cinquant'anni. The climate of Lago Maggiore area during the last fifty years. *J. Limnol.*, 65(Suppl. 1): 62 pp.
- Ambrosetti, V., L. Barbanti & E.A. Carrara. 2010 Mechanism of hypolimnion erosion in a deep lake (Lago Maggiore, N. Italy). *J. Limnol.*, 69(1): 3-14.
- Castellano, L., Ambrosetti V. & Sala N. 2008. About the use of computational fluid dynamic (CFD) in the framework of physical limnological studies on a Great Lake. In: *Reflexing interfaces. Information Science Reference*. Hershey, New York, London: 257-277.
- Castellano, L., Ambrosetti W., L. Barbanti & A. Rolla. 2010. The residence time of the water in Lago Maggiore (N. Italy): first result from an Eulerian-Lagrangian approach. *J. Limnol.*, 69(1): 15-28.
- Dinelli, G. & A. Tozzia. 1977. Three-Dimensional Modelling of the Dispersion of Pollutants in Mediterranean Coastal Waters. *XVII Int. Congress of IAHR*, August 1977, Baden Baden (Germany): 52-61.

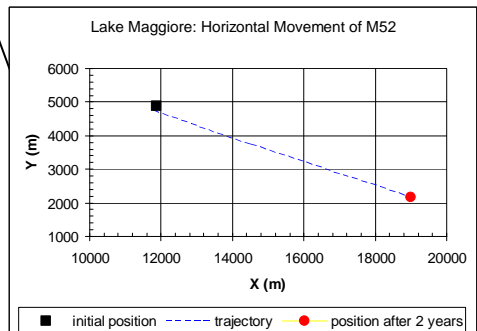
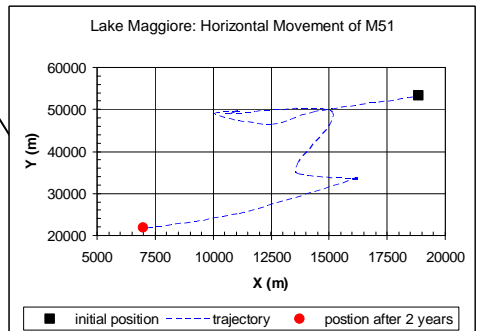
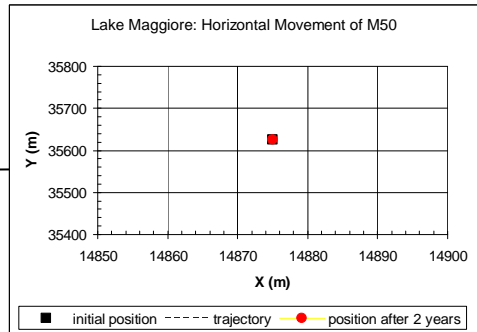
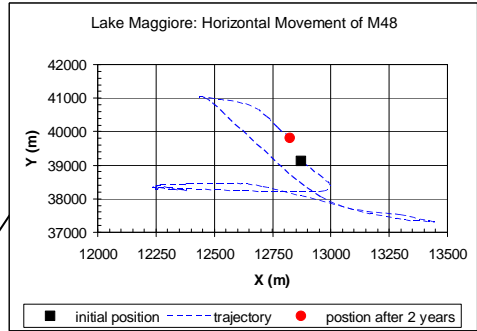
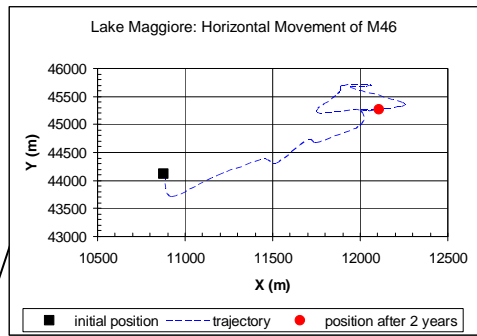
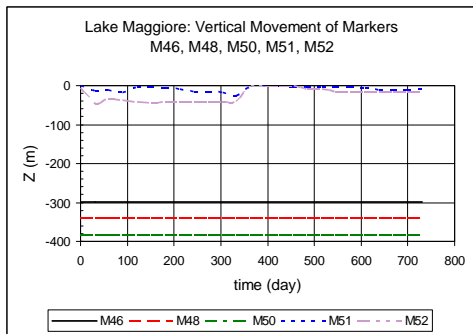
2.2.1. Appendice

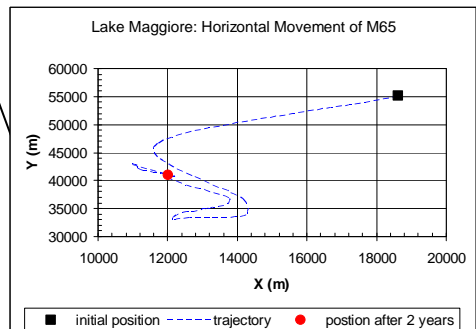
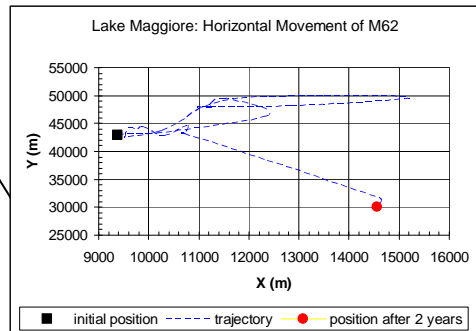
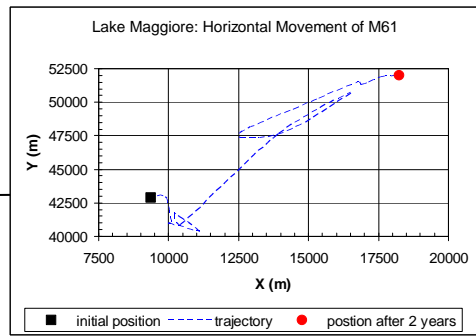
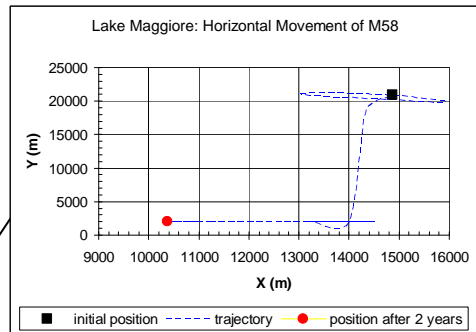
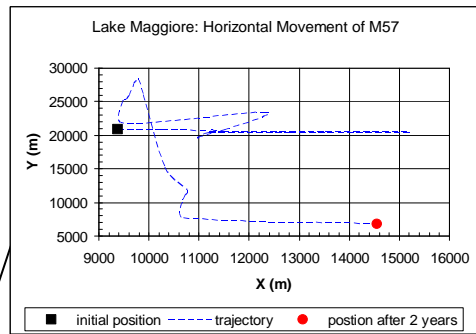
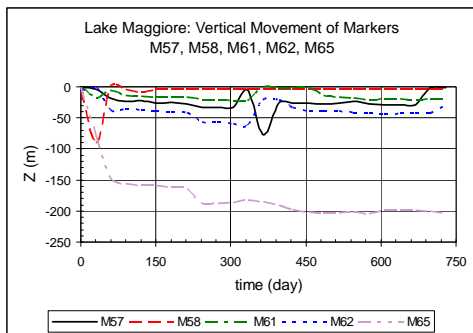
Movimento orizzontale e verticale di tutti i markers ambientali e tributari delle tabelle 1 e 2

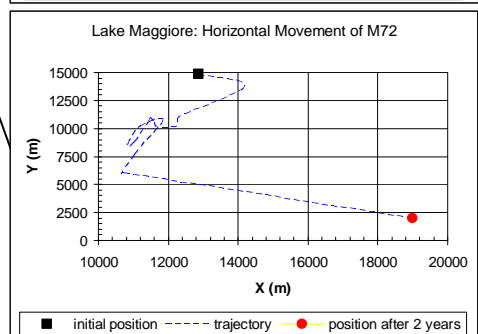
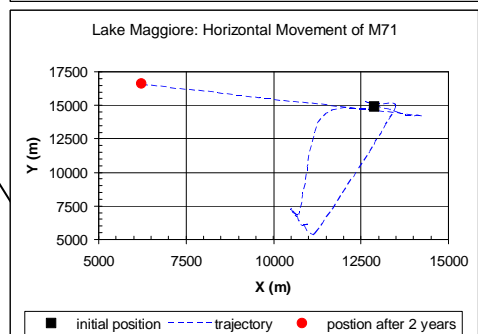
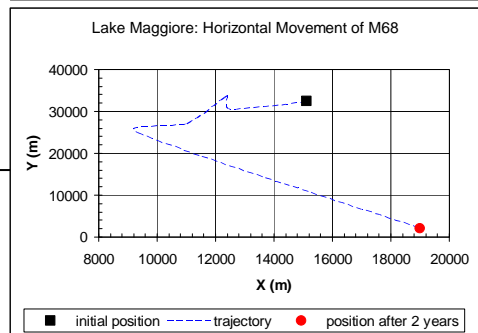
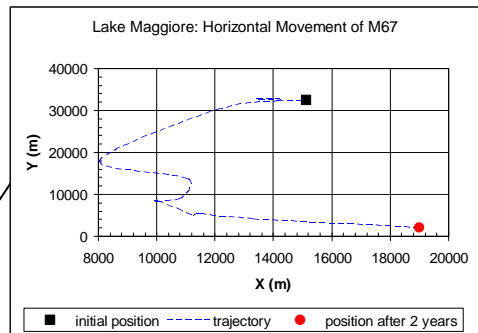
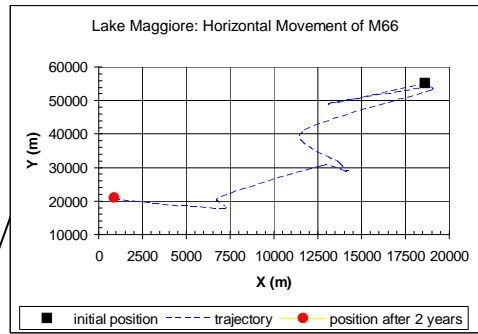
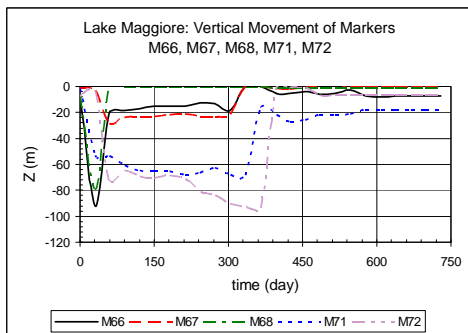












3. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON E SULLA RETE TROFICA PELAGICA ATTRAVERSO ANALISI D'ISOTOPI STABILI DI CARBONIO E AZOTO

3.1. Analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto e rete trofica pelagica

Così come previsto a conclusione delle indagini avviate nel 2008, lo studio della rete trofica pelagica del Lago Maggiore mediante analisi d'isotopi stabili di carbonio e azoto è proseguito nel 2009 con due scopi principali: 1) estendere le analisi anche agli organismi zooplanctonici di piccola taglia e basso peso individuale, quali *Bosmina* e *Diaphanosoma*, per i quali è necessario un elevato numero d'individui; 2) dare una prima caratterizzazione dei segnali isotopici di organismi di zone litorali e prossime ai corsi d'acqua.

Pertanto, nel corso del 2009 sono stati realizzati campionamenti in zona pelagica del materiale zooplanctonico in diversi momenti dell'anno, e con una frequenza maggiore rispetto a quella stagionale prevista, tale da permettere la raccolta, oltre che delle componenti più frequenti, anche dei cladoceri di piccole dimensioni che, essendo soggetti ad improvvise e poco durature fasi di sviluppo numerico, possono sfuggire ad un campionamento su base stagionale.

Detti campionamenti sono stati affiancati da raccolte di organismi in diverse zone del litorale lacustre.

Il materiale zooplanctonico è stato raccolto nelle tre diverse stazioni a suo tempo prescelte come tendenzialmente rappresentative di diverse situazioni: la stazione ubicata al largo di Ghiffa, che rappresenta il sito elettivo per il monitoraggio del pelago lacustre; quella denominata "Baveno" (latitudine 45°54'28"N; longitudine 8°31'44"E), per la quale studi pregressi indicavano l'influenza, successivamente ad eventi di pioggia intensi, del trasporto di materiale alloctono ad opera del Fiume Toce; e quella di Lesa (latitudine 45°49'70"N; longitudine 8°34'70"E), ubicata nel basso lago, ove maggiore è l'influenza del litorale. In aggiunta a queste, raccolte di altri organismi (perifiton, larve di ditteri chironomidi, oligocheti e anfipodi) sono state effettuate a Marzo ed a Giugno in diverse zone del litorale lungo l'asse principale del lago (da Lesa a Cannero) e in prossimità della foce del Fiume Toce.

Ad ogni data di campionamento, organismi appartenenti ai diversi taxa zooplanctonici venivano raccolti in quantità sufficienti a consentire analisi del segnale isotopico (per la descrizione dettagliata dei metodi di preparazione dei campioni si vedano Manca *et al.* (1994; 1997). Onde ottenere campioni adatti a garantire risultati attendibili delle analisi strumentali è stato necessario prelevare, di volta in volta, e per ogni replica, un numero d'individui compreso tra un minimo di 40 e un massimo di 500, in dipendenza dalla taglia individuale.

Nel contempo, campioni quantitativi prelevati con le usuali metodiche servivano a determinare la densità di popolazione e la biomassa zooplanctonica nei quattro differenti momenti stagionali e nelle tre diverse stazioni. Venivano inoltre misurate la temperatura dello strato d'acqua campionato mediante termometro termistore e la trasparenza delle acque (mediante Disco di Secchi).

Nel 2009 è stato inoltre completato il quadro relativo alla caratterizzazione del fingerprint isotopico, e delle sue modificazioni nel corso dell'anno, nelle tre diverse specie di pesci previste dal progetto, vale a dire agone (*Alosa fallax lacustris*), coregone

(*Coregonus lavaretus*) e gardon (*Rutilus rutilus*). Campioni di muscolo dorsale prelevato tra il capo e l'inizio della pinna dorsale venivano ottenuti da cinque individui per specie catturati ad ogni data di campionamento con reti branchiali in zona pelagica (coregone lavarello e agone) e litorale (gardon) nella regione centrale del lago, all'incirca nelle vicinanze dell'abitato di Ghiffa. Dei singoli pesci è stata misurata la taglia (lunghezza totale e peso totale) e determinata l'età mediante lettura delle scaglie, in modo tale da ottenere campioni il più possibile omogenei, sì da limitare la variabilità legata a possibili differenti abitudini alimentari.

I campioni e gli standard sono stati pesati in capsulini di stagno e caricati in analizzatore elementare (Vario EL III) interfacciato con uno spettrometro di massa per il rapporto isotopico (G. G. Hatch Isotope Laboratories, University of Ottawa, Faculty of Science, Ottawa, Canada). I campioni e gli standard sono stati combusti a circa 1800 °C (combustione di Dumas) e i prodotti gassosi risultanti trasportati in elio attraverso colonne di ossido-riduzione ottimizzate per CO₂ e N₂. I gas venivano separati mediante colonne di assorbimento a purificazione e cattura, inviate all'interfaccia (Conflo II) e all'IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometer della Delta XP Plus Advantage). La precisione analitica delle analisi è stata basata su uno standard interno (C-55, acido glutamico, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ = 3,98, -28,53, rispettivamente) solitamente con precisione analitica inferiore allo 0,2 ‰.

I valori di $\delta^{15}\text{N}$ sono stati riferiti all'azoto atmosferico e normalizzati con standard calibrati all'International standard IAEA-N1(+0,4 ‰), IAEA-N2(+20,3 ‰), USGS-40(-4,52 ‰) e USGS-41(47,57 ‰). I valori di $\delta^{13}\text{C}$, riferiti alla PDB sono stati normalizzati con standard interni calibrati presso l'International standard IAEA-CH-6(-10,4 ‰), NBS-22(-29,91 ‰), USGS-40(-26,24 ‰) e USGS-41(37,76 ‰). La deviazione standard dei valori relativi ai campioni di invertebrati, perifiton e pesci è risultata compresa tra 0,05-0,06 e 0,12 per ¹³C e ¹⁵N, rispettivamente.

Nel pelago del Lago Maggiore, indipendentemente dalla stazione di campionamento, il fingerprint isotopico di *Daphnia* è correlato a un livello di elevata significatività statistica con quello del materiale sestonico (<76 µm) che ne costituisce la base alimentare (Manca *et al.*, 2009). Pertanto, alla pari di quanto osservato in altri laghi profondi subalpini, *Daphnia* rappresenta un buon integratore della linea di base pelagica e delle sue variazioni nel corso dell'anno. Alla luce di questo fatto, sono state investigate le relazioni tra i taxa e la linea di base rappresentata da *Daphnia*, e i valori delle prime sono stati comparati a quelli previsti per il frazionamento trofico di ¹³C e ¹⁵N. In generale, un *taxon* è stato considerato supportato dalla linea di base pelagica quando il suo $\delta^{13}\text{C}$ differiva meno di 1-2 volte rispetto a quello misurato per *Daphnia*. Qualora esso fosse differente, si è ipotizzato l'utilizzo di fonti multiple di alimentazione da parte della comunità zooplanctonica. Anche la posizione trofica relativa dei diversi *taxa*, e le sue variazioni nel corso dell'anno, sono state riferite a *Daphnia*. Perché la posizione trofica possa essere ritenuta costante, l'arricchimento rispetto a *Daphnia* deve mantenersi costante nel corso dell'anno.

Il segnale di organismi provenienti da zone diverse da quella pelagica, e in particolare di quelli prelevati in diversi punti del litorale lacustre, sono serviti a identificare l'importanza di fonti non pelagiche di supporto alla produzione secondaria.

Nel corso dell'anno 2009, oltre a *Daphnia*, sono stati analizzati i Copepodi, con distinzione di Diaptomidi e Ciclopidi, i cladoceri di grosse dimensioni (*Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*) e quelli di taglia minore, appartenenti ai generi *Bosmina* e *Diaphanosoma* (*Bosmina longirostris* ed *Eubosmina longispina*,

Diaphanosoma brachyurum). A ogni data e stazione di campionamento sono state predisposte tre repliche per *taxon*. In totale sono stati analizzati circa 1500 campioni di organismi zooplanctonici, 300 di pesci e un centinaio di organismi di zone litorali.

I risultati delle analisi relative al segnale isotopico del carbonio nei diversi mesi dell'anno e per le diverse componenti prese in esame sono riassunti nel grafico in figura 3.1. La scala del $\delta^{13}\text{C}$ comprende valori rappresentativi dell'ambiente litorale (meno negativi) e di quello pelagico di laghi profondi, quali il Maggiore. Generalmente, organismi di acque più profonde presentano valori del $\delta^{13}\text{C}$ più negativi rispetto a quelli di acque più superficiali. Il grafico può dunque essere letto, dall'alto verso il basso, come una graduale transizione da zone più prossime alla superficie a zone più profonde del lago.

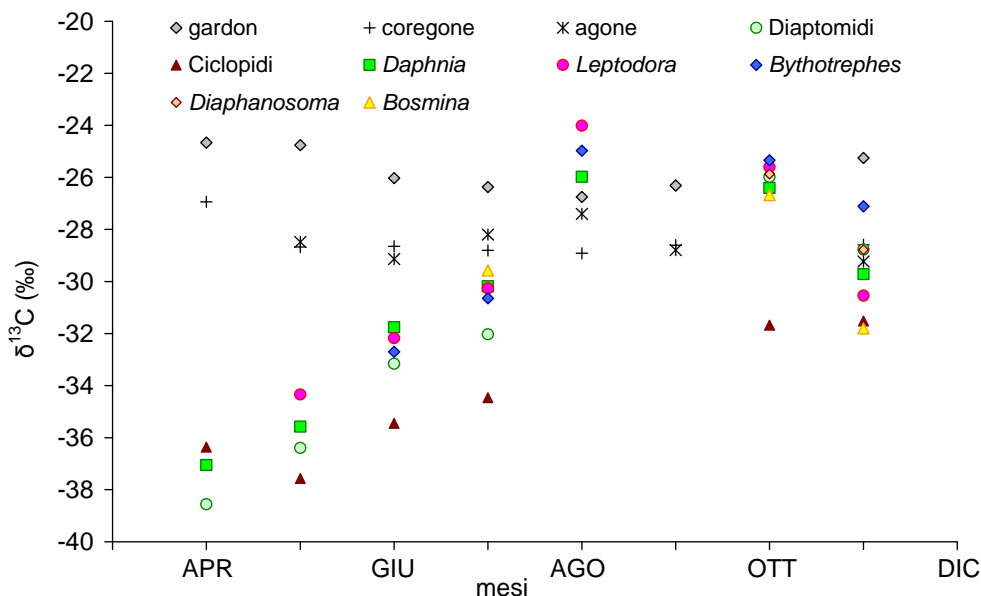


Fig. 3.1. Valori medi del rapporto isotopico del carbonio ($\delta^{13}\text{C}\text{‰}$) misurati nel corso del 2009 per diversi taxa componenti lo zooplancton pelagico del Lago Maggiore e in tre diverse specie di pesci.

La linea di base del segnale isotopico del carbonio presenta una spiccata stagionalità, con una fase di aumento graduale fino al raggiungimento del valore massimo in Agosto e un successivo, più lento declino in autunno. Tale andamento è osservato anche in altri laghi profondi subalpini con caratteristiche simili al Maggiore (quali ad esempio, il Lemano; Perga e Gerdeaux, 2006). Esso ricalca fedelmente l'aumento delle temperature medie nella colonna d'acqua campionata (i primi 50 metri) con il procedere della stagione calda, e questo fa sì che le due variabili, il $\delta^{13}\text{C}$ della linea di base e la temperatura, siano fra loro correlate a un alto livello di significatività statistica. Una situazione analoga è stata rinvenuta nel Lago Lemano, ove l'80 % della variabilità stagionale del segnale isotopico di *Daphnia* era spiegabile a partire dalla temperatura media in epilimnio. La stratificazione termica, che influenza il ciclo della produzione e la stratificazione chimica, ha un effetto marcato sul segnale isotopico del carbonio del fitoplancton (Zohary *et al.*, 1994). Durante la stratificazione termica il $\delta^{13}\text{C}$ del fitoplancton aumenta. Il crescere della produzione primaria, che porta a un graduale esaurimento della CO_2 in epilimnio, porta a un minore frazionamento del $\delta^{13}\text{C}$ del

fitoplancton. In autunno e in inverno, la diminuzione del segnale isotopico del carbonio è il risultato della graduale de-stratificazione che porta a un rinnovo del carbonio inorganico disciolto dall'ipolimnio, culminante nel minimo stagionale, solitamente osservato durante il mescolamento invernale (Zohary *et al.*, 1994). Il fatto che nel Lago Maggiore il segnale isotopico di *Daphnia* sia ben correlato con la temperatura può essere ritenuto, alla pari di quanto osservato nel Lago Lemano, come il segnale di una sua prevalenza di alimentazione da fonti alimentari fitoplanctoniche. Al contrario, in situazioni nelle quali tale correlazione sia più debole, s'ipotizza un ruolo non trascurabile di fonti non fitoplanctoniche di materia ed energia per lo sviluppo e la crescita nel corso dell'anno della popolazione di *Daphnia*.

La dipendenza dalla linea di base pelagica è abbastanza evidente per la maggior parte dei *taxa* zooplanctonici analizzati nella gran parte dell'anno. La sovrapposizione è particolarmente evidente a Giugno, Luglio ed Ottobre per tutti i *taxa* ad eccezione dei Ciclopidi. Questi ultimi, inizialmente molto prossimi a *Daphnia* nel segnale isotopico, se ne differenziano in modo significativo nella restante parte dell'anno, durante la quale si caratterizzano per valori nettamente più negativi rispetto a quelli misurati negli altri componenti dello zooplancton pelagico. La differenza rispetto agli altri zooplanctonti appare ancora più spiccata in Ottobre, quando essi presentano un valore medio di $\delta^{13}\text{C}$ del 6 ‰ inferiore a quello di *Daphnia*, un valore ampiamente superiore alla soglia necessaria per giustificare l'utilizzo di fonti di carbonio differenti. I valori più negativi dei ciclopidi rispetto a quelli misurati in *Daphnia* potrebbero essere anche legittimati da una loro dipendenza dal segnale isotopico di acque più profonde rispetto a quelle rappresentate da *Daphnia*. Le misure su *Dreissena polymorpha*, il mollusco bivalve solitamente utilizzato come integratore conservativo della linea di base del pelago, indicano per il Lago Maggiore valori di $\delta^{13}\text{C}$ pari in media a -35,14 ‰, molto simili a quelli misurati nei Ciclopidi a Luglio.

Come sottolineato in precedenza, nel 2009 sono stati campionati, oltre ai Cladoceri di grandi dimensioni, anche quelli di piccola taglia, dei generi *Bosmina* e *Diaphanosoma*. Per essi è stato richiesto uno sforzo notevole, e un grande dispendio di tempo ed energia: la loro bassa biomassa individuale ha infatti richiesto il *sorting* di un numero elevato d'individui, sì da ottenere un peso idoneo a garantire il livello di precisione richiesto dalle analisi (Manca *et al.*, 2009). La presenza numerica di questi due zooplanctonti è stata tale da consentirne le analisi in tre e in due momenti stagionali, per il primo e il secondo rispettivamente. Come si evince dall'esame del grafico in figura 3.1, in Luglio ed Ottobre il fingerprint isotopico del carbonio di *Bosmina* ha sostanzialmente coinciso con quello di *Daphnia*, indicando una sostanziale identità di fonti alimentari; diversa è la situazione rilevata a Novembre, quando il segnale di *Bosmina* coincide con quello misurato per i Ciclopidi, indicando una dipendenza da zone del pelago più profonde rispetto a quelle abitate da *Daphnia*.

Similmente, ma in direzione opposta, il segnale isotopico di *Bythotrephes* è apparso discostarsi a Novembre da quello di *Daphnia*, e questo potrebbe essere indicativo di una dipendenza da fonti più prossime al litorale. Un legame di *Bythotrephes* con il litorale lacustre è stato ipotizzato in passato come possibile spiegazione alle modificazioni nella durata della presenza di quest'organismo zooplanctonico nel pelago, diminuita in anni d'intense precipitazioni e in regime di piena (Manca & DeMott, 2009).

Molto prossimi a quelli di *Daphnia* sono risultati i fingerprint isotopici del carbonio di *Diaphanosoma* in Ottobre e Novembre, mesi nei quali questo organismo era presente

nel pelago, fatto che sta ad indicare una sua dipendenza dalle medesime fonti alimentari utilizzate da *Daphnia*.

Come sopra esposto, nel corso del 2009 sono state completate anche le analisi relative alle tre specie di pesci del Maggiore. I dati, rappresentati nel grafico in figura 3.1, indicano chiaramente una generale dipendenza da fonti non pelagiche di alimento, con valori di $\delta^{13}\text{C}$ caratteristici di zone poco profonde e di organismi litorali. Tale dato è nettamente evidente per il gardon, specie ad abitudini litorali, il cui fingerprint si colloca intorno a valori di $-26 \delta^{13}\text{C} \text{‰}$, ma è anche abbastanza chiaro per le altre due specie, coregone e agone, ad abitudini più pelagiche. Tale scarsa dipendenza da fonti pelagiche sussiste per queste ultime due specie di pesci fino a Giugno, ed è solamente a Luglio che il loro segnale isotopico si approssima a quello degli zooplanctonti pelagici, indicandone da essi una stretta dipendenza alimentare. Si osserva inoltre come, stando ai dati da noi ottenuti, agone e coregone siano perfettamente sovrapponibili, quanto a base alimentare, fatta eccezione per il mese di Agosto, quando il segnale isotopico del secondo sembra indicare anche l'utilizzo di fonti di carbonio di acque più profonde rispetto a quelle utilizzate dai principali organismi costituenti lo zooplancton al momento del campionamento.

Come sopra accennato, al fine di meglio caratterizzare il segnale isotopico del litorale, nel corso del 2009 sono state effettuate raccolte di materiale in diversi punti lungo l'asse principale del lago, dalla spiaggia di Cannero fino al Lido di Meina, e lungo il corso del Fiume Toce. I risultati sono rappresentati nel grafico in figura 3.2. Le prime tre stazioni sono state campionate a Marzo, le altre due a Giugno. Oltre a rappresentare un punto di riferimento importante per il differenziamento del segnale di fonti alimentari di zone diverse da quella pelagica, il grafico consente di mettere in luce come detto segnale vari anch'esso nel corso dell'anno, con valori di $\delta^{13}\text{C}$ più elevati (meno negativi) nel periodo estivo rispetto al periodo primaverile-invernale.

Il segnale isotopico dell'azoto, rappresentato nel grafico in figura 3.3, consente di metter in luce come varino i rapporti trofici tra gli organismi zooplanctonici, e di quelli delle tre diverse specie ittiche, nel corso dell'anno.

È interessante osservare come, tendenzialmente, *Bosmina* presenti valori di arricchimento lievemente più bassi di quelli di *Daphnia*, in tutti e tre i mesi nei quali è stata rinvenuta. Quest'ultima presenta valori di $\delta^{15}\text{N}$ più elevati in primavera, tendenzialmente più bassi in estate, e minimi in Ottobre. Un arricchimento tra il 2 e il 3 per mille rispetto a *Daphnia* caratterizza *Leptodora* nei periodi primaverile ed estivo, mentre valori ben più elevati sono stati rilevati nel mese di Ottobre, quando il fingerprint isotopico di *Daphnia* risultava molto basso, prossimo a quello di *Bosmina* (Fig. 3.4).

Tra gli organismi zooplanctonici, quelli con un arricchimento più prossimo a *Leptodora* sono risultati i diaptomidi, analizzati limitatamente alla componente adulta, di taglia corporea più elevata. Tale vicinanza potrebbe suggerire per essi un ruolo trofico simile a quello di *Leptodora*. Quest'ultima è risultata arricchita in $\delta^{15}\text{N}$ in modo significativo solamente a Ottobre, con una differenza rispetto a *Daphnia* di oltre il 5 ‰, e dell'1,5 ‰ rispetto ai diaptomidi, non sufficiente a giustificarne l'attribuzione ad un livello trofico più elevato rispetto a questi ultimi.

Il segnale isotopico dell'azoto di *Bythotrephes* è risultato, in generale, superiore rispetto a quello di *Leptodora* (Fig. 3.3), con un arricchimento rispetto a *Daphnia* compreso tra un minimo del 3 ‰ (a Maggio) e un massimo di circa il 6 ‰ (in Ottobre) (Fig. 3.4). I Copepodi Ciclopidi sono risultati caratterizzati da valori di $\delta^{15}\text{N}$ prossimi a

quelli di *Bythotrephes*, in taluni casi sovrapponibili a quelli di agone e coregone (i.e. a Maggio ed a Novembre).

Molto interessante è anche apparso il fingerprint del gardon, inferiore rispetto a quelli di coregone e agone da Aprile a Giugno, coincidente con quello del secondo a Luglio e compreso tra i due in Agosto e Settembre. L'arricchimento massimo in ogni data di campionamento è risultato quello del coregone, con un arricchimento rispetto a *Daphnia* nell'isotopo più pesante dell'azoto compreso tra un minimo del 5,5 ‰ (a Maggio) e un massimo del 7,2 ‰ (in Agosto; Fig. 3.4).

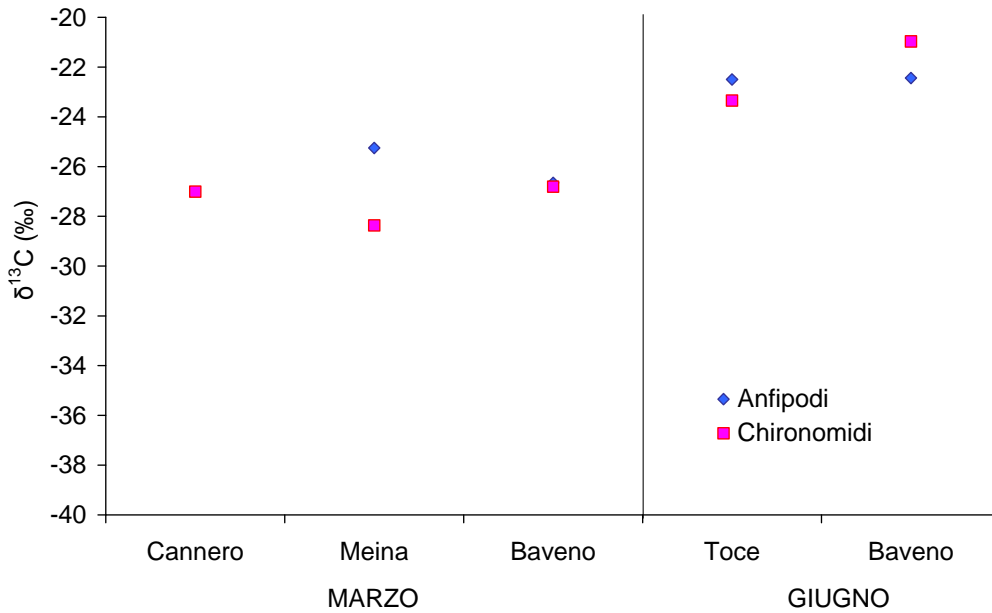


Fig. 3.2. Valori medi del rapporto isotopico del carbonio ($\delta^{13}\text{C}\text{‰}$) in organismi del litorale del Lago Maggiore nel periodo invernale-primaverile e in quello estivo del 2009.

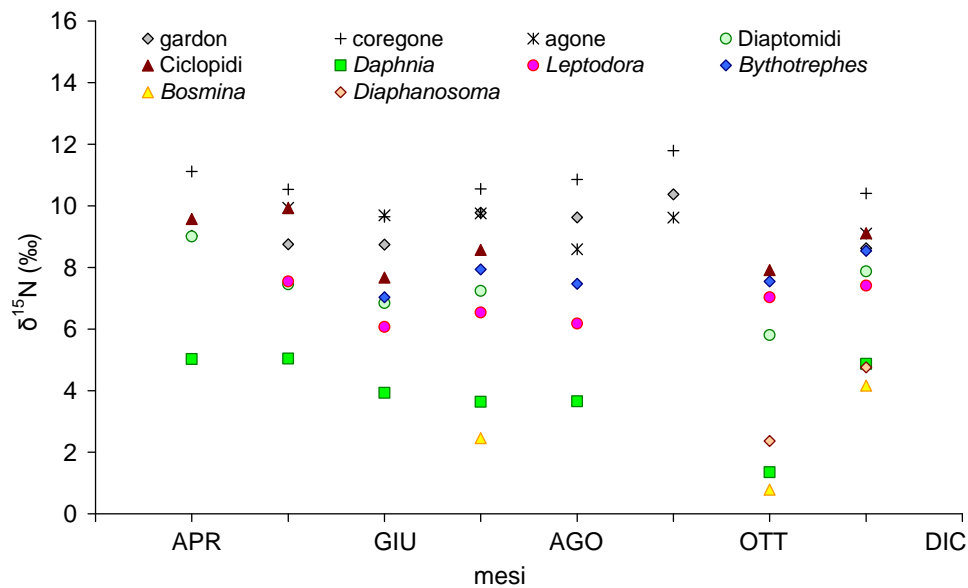


Fig. 3.3. Valori isotopici del $\delta^{15}\text{N}$ misurati nel corso dell'anno 2009 in diversi organismi zooplanctonici, e in tre specie di pesci, del Lago Maggiore.

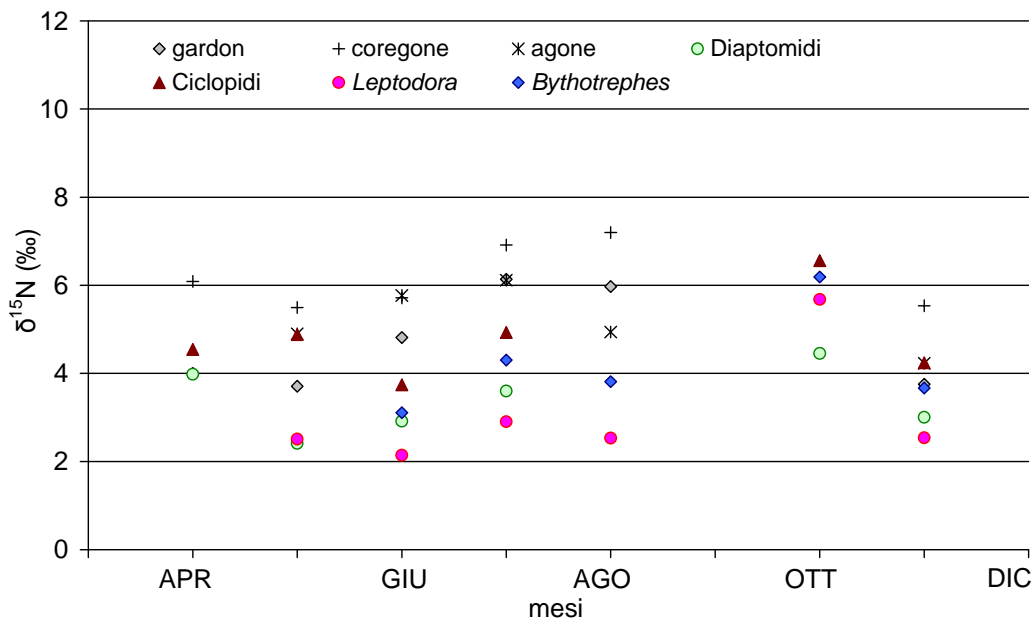


Fig. 3.4. Valori di arricchimento rispetto a *Daphnia* del $\delta^{15}\text{N}$ di organismi zooplanctonici e di tre specie di pesci, misurati nel corso del 2009.

Il complesso dei dati raccolti nel 2009, riassunto nei grafici in figura 3.5 consente di caratterizzare le modificazioni stagionali nella rete trofica pelagica e di dare una prima descrizione quantitativa di quella litorale, identificando alcune possibili interazioni tra le due. I dati dimostrano la necessità di investigare i fingerprint isotopici del benthos litorale in diversi momenti dell'anno e su substrati sia inorganici sia fitofili, sì da poter meglio caratterizzare il segnale misurato nelle tre specie di pesci, indicativo di un ruolo non trascurabile, e per certi versi inatteso, di fonti non planctoniche di alimento. Da ultimo, la perfetta sovrapposibilità dei valori ottenuti per *Diaphanosoma* e *Daphnia* a Novembre (cfr. Fig. 3.5), suggerisce come il primo possa avere, nella rete trofica pelagica del Lago Maggiore, un ruolo vicariante rispetto alla seconda. Questo, e altri risultati emersi durante i primi due anni d'indagine, dimostra come l'approccio di tipo funzionale, alla base delle analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto, sia di fondamentale importanza per la definizione di quella *operational diversity* sulla quale si fonda una gestione sostenibile dell'ambiente, finalizzata al mantenimento e, ove necessario alla riabilitazione, delle strutture ecologiche (Moss *et al.*, 2009).

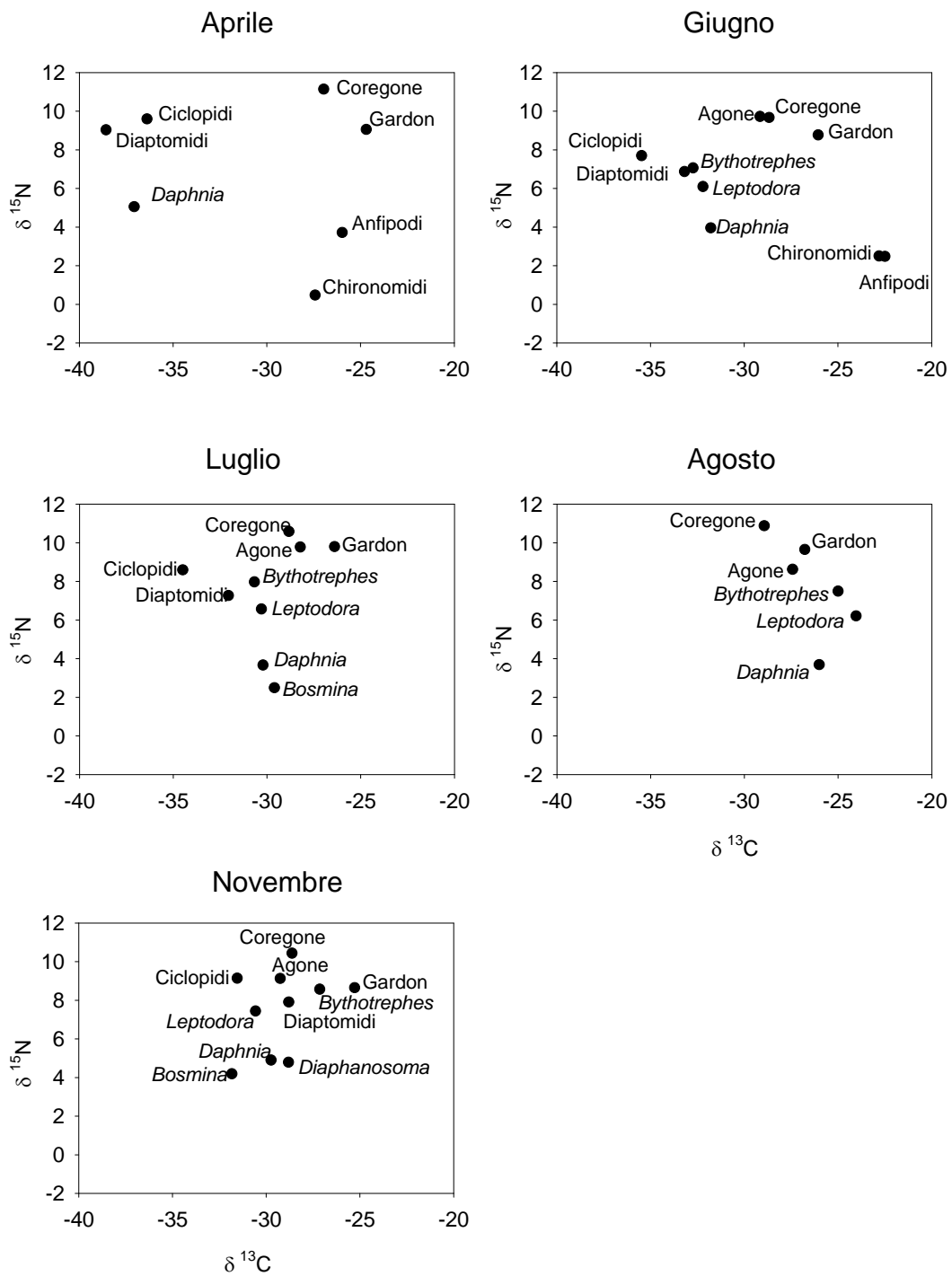


Fig. 3.5. Grafici trofochimici relativi ai segnali isotopici rilevati in diversi mesi del 2009 nei principali organismi zooplanctonici, del benthos litorale, ed in tre diverse specie di pesci del Lago Maggiore.

3.2. Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni e nei quattro momenti stagionali

Campioni quantitativi di zooplancton del Lago Maggiore sono stati raccolti nelle tre stazioni di Ghiffa, Baveno e Lesa durante il 2009, al fine di mantenere una continuità con l'attività di monitoraggio e nel contempo, affiancare alle analisi del fingerprint isotopico di carbonio e azoto, quella delle variazioni stagionali in densità di popolazione e biomassa dello zooplancton, utili ai fini di un'analisi quantitativa della rete alimentare nel pelago.

I campioni zooplanctonici sono stati raccolti in tutte e tre le stazioni con la consueta attrezzatura (plankton sampler di Carke-Bumpus armati di rete a maglie da 76 e 125 μm) e le metodologie (sinusoidale 0-50-0 m; vedi relazioni precedenti) utilizzate sin dalle prime fasi di monitoraggio del lago, e ormai ben affinate. I risultati del conteggio dei 24 campioni sono riportati nelle figure 3.6, 3.7 e 3.8.

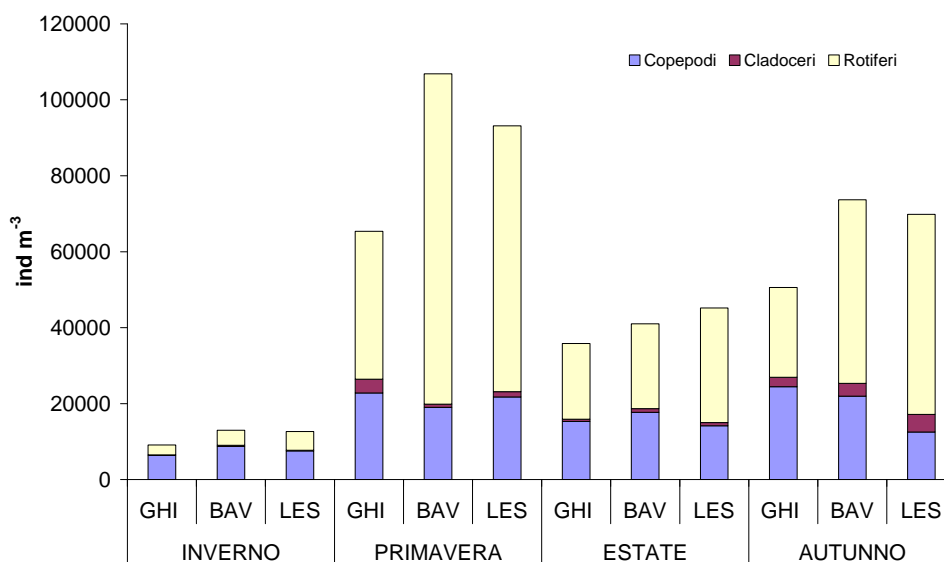


Fig. 3.6. Densità di popolazione dello zooplancton del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2009.

Si evidenziano le due caratteristiche fasi di aumento nella densità di popolazione, la prima in primavera e la seconda in autunno, che riflettono l'andamento bivoltino della componente a Copepodi (Hutchinson, 1967). Tra questi ultimi spiccano per presenza numerica i Diaptomidi, ormai costituiti esclusivamente da organismi appartenenti al genere *Eudiaptomus* (*E. padanus* ed *E. gracilis* e probabilmente anche ibridi tra i due), essendo ormai consolidata la scomparsa dal lago di *Mixodiaptomus laciniatus* con l'avvento di *E. gracilis* (Visconti & Manca, 2010). Ad essi si affianca il Ciclopide di minori dimensioni *Mesocyclops leuckarti*, che in Ottobre è arrivato ad eguagliare in abbondanza i diaptomidi in tutte e tre le stazioni considerate. Meno abbondante è risultato nel 2009, così come negli anni pregressi (Manca *et al.*, 2008), il Ciclopide di maggiori dimensioni *Cyclops abyssorum*. Il suo massimo sviluppo numerico è stato raggiunto in primavera, quando la sua abbondanza è risultata pari a quella di *M. leuckarti*: data la maggiore biomassa individuale, l'aumento è stato accompagnato al

raggiungimento del valore massimo di biomassa annuale, superiore a quello dei Diaptomidi.

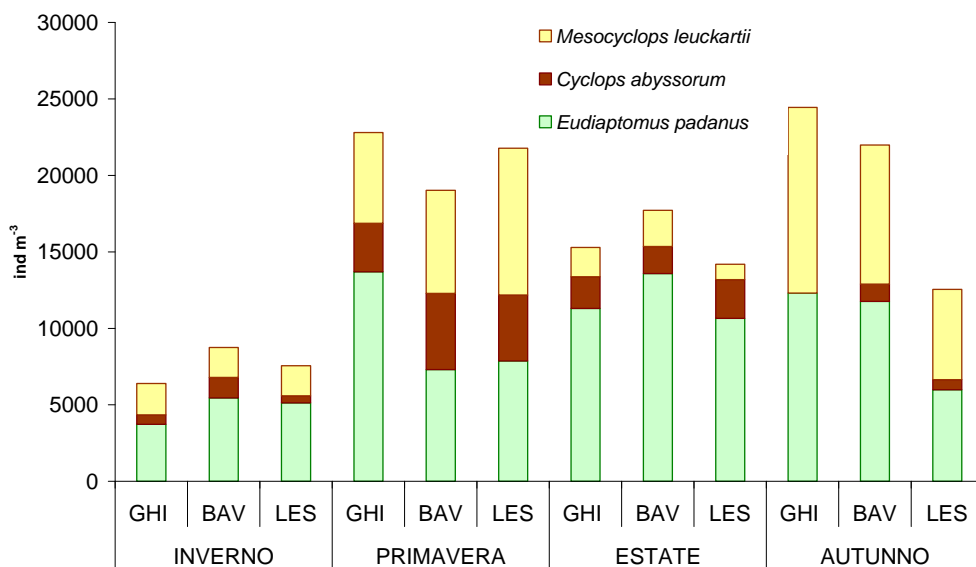


Fig. 3.7. Densità di popolazione dei Copepodi del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni (GHI: Ghiffa, BAV: Baveno, LES: Lesa) e nei quattro momenti stagionali del 2009.

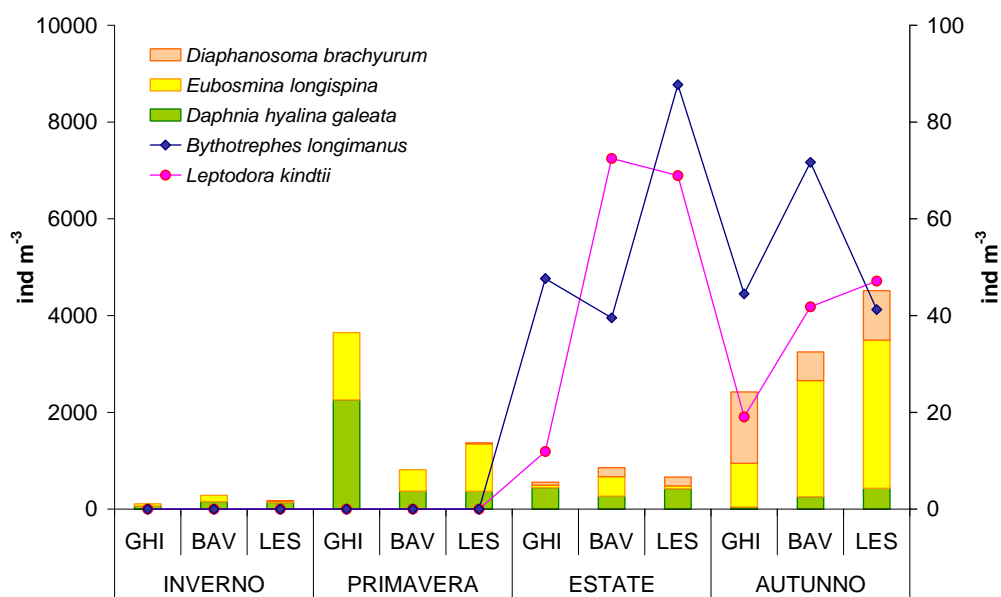


Fig. 3.8. Densità di popolazione dei Cladoceri erbivori (barre, asse principale) e predatori (linee, asse secondario) del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni, nei quattro momenti stagionali del 2009.

Anche i Rotiferi hanno mostrato nelle tre stazioni il tipico andamento stagionale, con il picco di massima densità numerica e di biomassa in primavera, principalmente determinato dal predatore di grossa taglia *Asplanchna priodonta*, da *Notholcha acuminata labis* e da due specie del genere *Synchaeta* (*S. tremula* ed *S. oblonga*), abbondanti anche nel periodo estivo. Il picco di densità autunnale è stato principalmente

dovuto al Rotifero coloniale *Conochilus hyppocrepis*, che in questo periodo dell'anno ha costituito la quasi totalità del popolamento a Rotiferi e il componente dominante della sua biomassa totale.

Il popolamento a Cladoceri, la cui abbondanza è stata, come di consueto, di un ordine di grandezza inferiore rispetto a quella delle altre due componenti, è stato caratterizzato da *Eubosmina longispina* in primavera, con valori di presenza numerica pari a quelli di *Daphnia*, ed in autunno nettamente dominanti rispetto alla seconda (Fig. 3.8). Quest'ultima risultava cedere il passo, in Ottobre, a *Diaphanosoma brachyurum*. Nonostante la taglia ridotta, *Bosmina* e *Diaphanosoma* hanno avuto un ruolo non trascurabile anche in termini di contributo alla biomassa totale in primavera ed in autunno, ragion per cui è stato molto importante l'essere riusciti ad analizzarne il fingerprint isotopico. La perfetta sovrapponibilità del segnale di *Diaphanosoma* e di quello di *Daphnia* a Novembre (cfr. Fig. 3.5), suggerisce un ruolo vicariante del primo rispetto alla seconda in autunno.

Così come osservato nel 2008, alcune differenze nella densità di popolazione sono state rilevate tra le tre stazioni relativamente a *Daphnia hyalina-galeata*, con valori nettamente più elevati a Ghiffa rispetto a Baveno e Lesa. I Cladoceri predatori (*Bythotrephes longimanus* e *Leptodora kindtii*) al contrario, hanno presentato valori di densità più elevati nelle altre due stazioni rispetto a quello rilevato a Ghiffa nella fase di crescita estiva ed in quella autunnale. Una tendenza ad addensarsi nelle zone più prossime al litorale potrebbe anche essere collegata al fatto che il fingerprint isotopico del carbonio si avvicini maggiormente, in questo periodo dell'anno, a quello tipico di zone litorali (cfr. Fig. 3.1 e 3.2).

BIBLIOGRAFIA

- Hutchinson, G.E. 1967. *A treatise on limnology. Introduction to lake biology and the limnoplankton*. Wiley: 1048 pp.
- Manca, M. & W.R. DeMott. 2009. Response of the invertebrate predator *Bythotrephes* to a climate-linked increase in the duration of a refuge from fish predation. *Limnol. Oceanogr.*, 54(6, part 2): 2506-2512.
- Manca, M., T. Spagnuolo & P. Comoli. 1994. Variations in carbon and nitrogen content with body length of *Daphnia hyalina-galeata* s.l. from laboratory and field observations. *J. Plankton Res.*, 16(10): 1303-1314.
- Manca, M., P. Comoli & T. Spagnuolo. 1997. Length-specific carbon content of the *Daphnia* population in a large Italian subalpine lake, Lago Maggiore (Northern Italy): the importance of seasonality. *Aquat. Sci.*, 59: 48-56.
- Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2008. Lo zooplankton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali. *Biologia Ambientale*, 22: 64-72.
- Manca, M., A. Visconti, A. Fadda, R. Caroni, I. Cerutti & P. Volta. 2009. Indagini sullo zooplankton e sulla rete trofica pelagica attraverso analisi d'isotopi stabili di carbonio e azoto. In: C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 34-52.
- Moss, B., D. Hering, A.J. Green, A. Aidoud, E. Becares, M. Beklioglu, H. Bennion, D. Boix, S. Brucet, L. Carvalho, B. Clement, T. Davidson, S. Declerck, M. Dobson, E. van Donk, B. Dudley, H. Feuchtmayr, N. Friberg, G. Grenouillet, H. Hillebran, A. Hobaek, K. Irvine, E. Jeppesen, R. Johnson, I. Jones, M. Kernan, T.L. Lauridsen, M. Manca, M. Meerhoff, J. Olafsson, S. Ormerod, E. Papastergiadou, W.E. Penning, R. Ptacnik, X. Quintana, L. Sandin, M. Seferlis, G. Simpson, C. Trigal, P. Verdonschot, A.M. Verschoor & G.A. Weyhenmeyer. 2009. Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy-makers. *Freshwater Reviews*: 2: 103-130.
- Perga, M.E. & D. Gerdeaux. 2006. Seasonal variability in the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of the zooplankton taxa in two alpine lakes. *Acta Oecologica*, 30: 69-77.
- Visconti, A. & M. Manca. 2010. The invasive appearance of *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars 1863) in Lago Maggiore. *J. Limnol.*, 69(2): in stampa.
- Visconti, A., M. Manca & R. de Bernardi. 2008. Eutrophication-like response to climate warming: an analysis of Lago Maggiore (N. Italy) zooplankton in contrasting years. *J. Limnol.*, 67(2): 87-92.
- Zohary, T., J. Erez, M. Gophen, I. Bermanfrank & M. Stiller. 1994. Seasonality of stable carbon isotopes within the pelagic food web of Lake Kinneret. *Limnol. Oceanogr.*, 39: 1030-1043.

4. DINAMICA STAGIONALE E DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE DI FITOPLANCTON, CARBONIO ORGANICO E BATTERIOPLANCTON

4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2009, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 14 Gennaio ed il 12 Dicembre, 20 sopralluoghi con prelevamento di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con frequenza mensile nei mesi di Gennaio, Febbraio, Novembre e Dicembre, all'incirca quindicinale nella restante parte dell'anno.

I campioni sono stati analizzati in laboratorio seguendo le tecniche già utilizzate negli anni passati, per quanto riguarda i conteggi, l'identificazione delle specie e il calcolo della biomassa (biovolume). Per la determinazione della concentrazione della clorofilla *a* e dei feopigmenti si è seguita la metodica di estrazione e lettura spettrometrica utilizzata solitamente.

Il numero totale dei *taxa* censiti durante il 2009 è stato di 107 unità, in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti. Il confronto con gli anni immediatamente precedenti, effettuato su base mensile, sembra indicare il raggiungimento di una certa stabilità nel valore di questo indice di biodiversità, che denota la presenza di un popolamento algale ormai ben diversificato (Fig. 4.1).

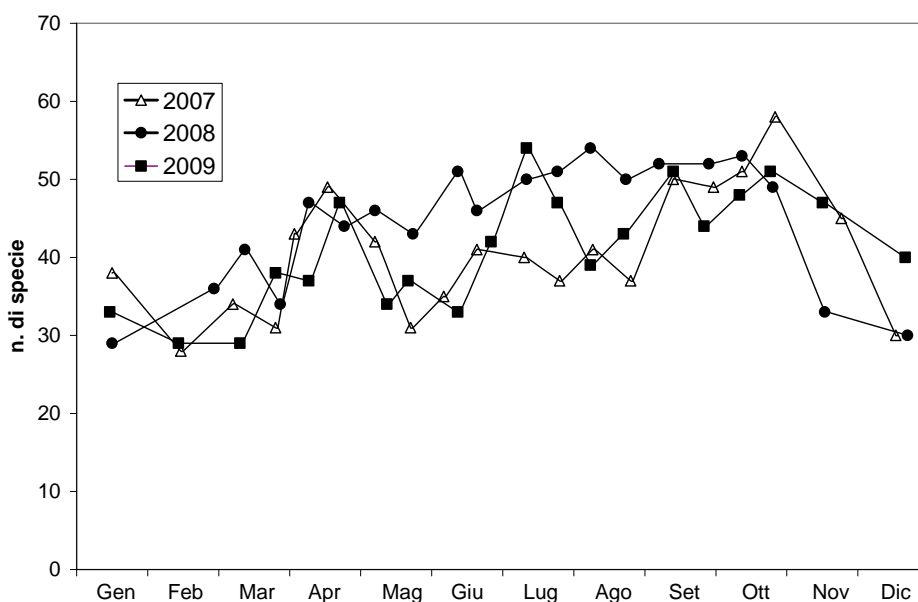


Fig. 4.1. Andamento mensile del numero totale di specie censite tra 2007-2008 ed il 2009.

Tuttavia è evidente come, anche nel 2009, la biocenosi algale abbia mantenuto una biodiversità elevata anche nella parte centrale dell'anno, quando, solitamente, si osserva una riduzione del numero di specie presenti. Questa anomalia potrebbe essere, in parte,

spiegata con le condizioni meteo della primavera-estate 2009, che è stata eccezionalmente piovosa e ventosa (Ambrosetti, com. pers.): analogamente a quanto osservato l'anno precedente, questa situazione potrebbe avere determinato una maggiore instabilità della colonna d'acqua, favorendo la coesistenza e lo sviluppo di un maggior numero di specie. Infatti, secondo l'ipotesi del disturbo intermedio (Connell, 1978), un ambiente instabile impedisce l'insorgenza di fenomeni di esclusione competitiva, contribuendo al mantenimento di un'elevata biodiversità.

Nel 2009 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 41, valore decisamente superiore rispetto alla media del decennio 1998-2007, risultata di circa 34. Questo dato sembra in linea con quanto osservato a proposito del numero totale di specie.

Il numero di specie significative (dominanti in quanto concorrenti a formare almeno l'80% del biovolume totale almeno una volta nel corso dell'anno) è risultato di poco superiore al 2008, attestandosi sul valore di 39 specie. Il perdurare di un numero elevato di specie dominanti nella comunità è indicativo di una ripartizione decisamente omogenea degli individui tra le specie presenti di volta in volta nel corso della successione stagionale e testimonia un'alta biodiversità dell'ambiente. Le specie o generi censiti globalmente durante l'anno non mostrano sostanziali differenze rispetto al 2008 nella loro ripartizione numerica tra le categorie sistematiche maggiori. La classe con il maggior numero di *taxa* è stata quella delle diatomee, presenti con 29 unità tassonomiche, seguita dai cianobatteri (23) e dalle cloroficee (24): da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, sebbene i rapporti reciproci di importanza, come numero di specie censite, possano subire delle leggere oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, con 14 unità, le criptoficee e le dinoficee, che con 10 e 6 unità tassonomiche rispettivamente, sono, come di consueto, i gruppi meno rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore.

La successione stagionale si è svolta, nel 2009, con una dinamica sostanzialmente simile a quella solitamente osservata nel Lago Maggiore, almeno a livello di grandi gruppi tassonomici (Fig. 4.2). Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti. Tuttavia, contrariamente a quanto osservato nel 2007 e nel 2008, lo sviluppo delle diatomee è stato decisamente più ridotto nel periodo primaverile, con un picco che ha superato di poco i $2 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$ tra Aprile e Maggio.

Lo sviluppo primaverile dei popolamenti algali ha inizio in Marzo, come di consueto, e fin da questo mese si assiste ad una crescita massiccia di diatomee, il cui biovolume complessivo si incrementa ulteriormente tra Aprile e Maggio. Tra Maggio e Giugno si assiste ad una riduzione delle diatomee, che, tuttavia, vanno incontro ad una seconda fase di crescita estiva, che si protrae anche nel periodo tardo-estivo/autunnale. La dinamica risulta decisamente diversa da quanto osservato nel 2008, quando si era verificato un deciso declino delle diatomee nel periodo estivo. Nel 2009 si osserva un minore consumo di silicati nei mesi primaverili e ciò potrebbe avere lasciato una riserva sufficiente per sostenere lo sviluppo delle diatomee anche nella fase estiva della successione (Rogora *et al.*, rapporto presente).

La crescita dei cianobatteri nel 2009 si è concentrata prevalentemente nel periodo tardo-estivo (Fig. 4.2): la tendenza in corso negli anni più recenti, verso una forte riduzione delle Chroococcales di piccole dimensioni si è accentuata nel 2009, come si riscontra anche dall'assenza di specie appartenenti a questo ordine tra le dominanti. Si conferma il contributo significativo di *Aphanizomenon flos-aquae*, insieme a

Tychonema bourrellyi, a *Geitlerinema* cfr. *acutissimum* ed alle Oscillatoriales del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore. *Anabaena lemmermannii* protagonista di estese fioriture nel 2005 e 2006, si è presentata, nel 2009, in quantità decisamente modeste, pur mantenendo un posto nel gruppo delle dominanti.

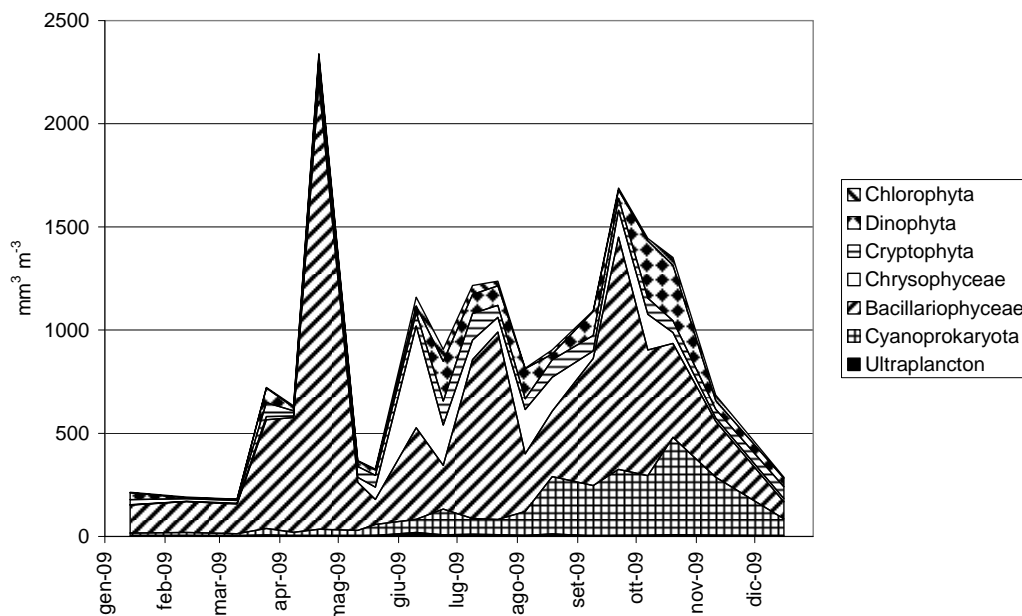


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2009.

4.1.1. Variazioni della biomassa algale

Dal 1981, cioè dall'inizio del processo di oligotrofizzazione del Lago Maggiore si è osservata una diminuzione costante dei valori medi annui del biovolume complessivo del fitoplancton e della concentrazione della clorofilla *a*: nel 2004 questi parametri avevano mostrato un leggero aumento rispetto al 2003, ma nel 2005 si era osservato un nuovo decremento di entrambi i parametri, particolarmente evidente a carico del biovolume, che aveva raggiunto il valore minimo storico (dal 1981) con $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$.

Nel 2009 il biovolume medio annuo si è ridotto rispetto l'anno precedente, essendo di $0,80 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$.

Anche la concentrazione media annua della clorofilla *a* è pressoché costante, con $2,89 \text{ mg m}^{-3}$.

Sia la primavera del 2007 che quella del 2008 erano state caratterizzate da un considerevole sviluppo di *Tabellaria flocculosa*: nel 2009 questa è comparsa solo occasionalmente e non è mai rientrata nel gruppo delle dominanti. L'eccezionale sviluppo di *Tabellaria flocculosa* nella primavera del 2007 era stato attribuito alle particolari condizioni meteorologiche, caratterizzate da forte ventosità in Marzo e temperature primaverili elevate, in quanto la combinazione di questi due fattori poteva avere favorito in modo particolare *Tabellaria*, specie di grandi dimensioni, che necessita di acque ben rimescolate per crescere (Reynolds *et al.*, 2002).

L'inverno 2008-2009 è stato caratterizzato da temperature atmosferiche particolarmente basse, condizione che potrebbe avere limitato lo sviluppo di *Tabellaria flocculosa*, che preferisce inverni miti, come messo in evidenza in rapporti precedenti. In presenza di uno sviluppo più limitato di *Tabellaria*, la successione delle diatomee si è indirizzata verso uno schema più classico (Fig. 4.3).

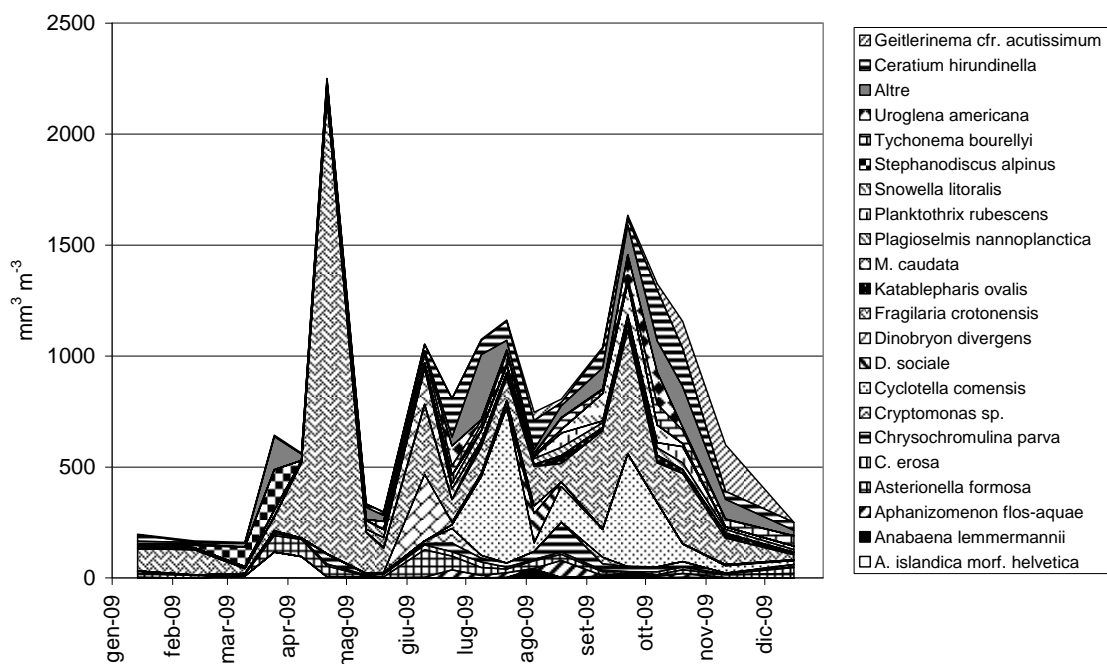


Fig. 4.3. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significative.

Già a partire dai primi mesi dell'anno si osserva un modesto sviluppo di *Fragilaria crotonensis*, che raggiungerà il suo picco di crescita nel mese di Aprile, mantenendo poi valori elevati di biomassa anche nelle stagioni successive, ad eccezione dei mesi di Luglio ed Agosto. Insieme con questa specie, la successione primaverile vede anche la dominanza di *Asterionella formosa* ed *Aulacoseira islandica* morf. *helvetica*. Tra le diatomee centriche si osserva lo sviluppo di *Stephanodiscus alpinus*, che occupa la nicchia funzionale solitamente occupata da *Cyclotella*: la sostituzione di queste due centriche non è un segnale positivo in termini di qualità ecologica, in quanto *Stephanodiscus*, rispetto a *Cyclotella*, è solitamente indicatore di acque a maggiore trofia. È, ovviamente, prematuro trarre delle conclusioni nel senso di un peggioramento della qualità delle acque: una valutazione più significativa potrà essere fatta solo osservando l'evoluzione dei prossimi anni.

Dopo la riduzione delle diatomee alla fine di Maggio, si osserva una loro ripresa legata, soprattutto, allo sviluppo di *Cyclotella comensis*, accompagnata da *Fragilaria crotonensis*.

Per quanto riguarda gli altri gruppi algali, i cianobatteri raggiungono uno sviluppo degno di nota solo tra Agosto ed Ottobre, con il contributo di numerose specie, tra cui *Snowella litoralis*, *Tychonema bourrellyi*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix rubescens*, *Anabaena lemmermannii* e *Geitlerinema cfr. acutissimum*.

Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto valori di biovolume significativi, con un periodo di dominanza che ha avuto inizio in Luglio e si è protratto fino a Dicembre (Fig. 4.3), quindi con una stagione vegetativa lunga, come osservato nel 2008.

Le Cryptophyta danno un contributo modesto, con la solita *Plagioselmis nannoplanctica*, presente lungo l'arco dell'intero anno, *Cryptomonas erosa* in estate e *Katablepharis ovalis* tra Agosto e Dicembre (Fig. 4.3).

La presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata, nel 2009, più consistente che in anni passati: questo gruppo ha assunto una certa importanza durante il periodo estivo, soprattutto grazie alle specie *Chrysochromulina parva*, *Dinobryon divergens* e *D. sociale*, *Mallomonas caudata*.

L'importanza delle Chlorophyta risulta modesta, nonostante la biodiversità elevata: tutte le 24 specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili e nessuna di esse rientra nel gruppo delle specie dominanti.

In conclusione, ancora una volta è stato possibile mettere in relazione alcuni scostamenti dallo schema di successione caratteristico con particolari vicende meteorologiche e climatiche, a conferma dell'importanza che hanno assunto i fattori fisici nel controllare la dinamica interannuale delle successioni algali nel Lago Maggiore. In questo quadro i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire. Nel 2009 si conferma la riduzione, già in atto da alcuni anni, delle Chroococcales (cianobatteri di piccole dimensioni). Uno studio recente delle variazioni delle classi di taglia nel fitoplancton del Lago Maggiore (Kamenir & Morabito, 2009) indica che l'aumento delle piccole chroococcali coincide con gli anni di minor trofia del lago: quindi una loro riduzione potrebbe indicare una tendenza opposta. Questo fatto, insieme alla comparsa di due specie di *Stephanodiscus*, organismi indicatori di acque eutrofe (Reynolds *et al.*, 2002), tra le alghe dominanti, potrebbe indicare un peggioramento qualitativo delle acque lacustri.

Un'eventuale tendenza in questo senso potrà essere confermata solo con il proseguimento delle indagini sul fitoplancton.

4.1.2. Variazioni della distribuzione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici

Nello studio degli ecosistemi acquatici è consolidata l'idea che i sistemi di grandi dimensioni siano soggetti ad una elevata eterogeneità spaziale. Mentre questa variabilità è ben nota e studiata nei sistemi marini od oceanici, dove le condizioni locali sono estremamente variabili da un punto all'altro, per le acque interne questo aspetto è solitamente trascurato, sebbene l'eterogeneità delle condizioni ambientali ed i suoi effetti sulla distribuzione spaziale degli organismi siano stati osservati anche nei laghi. La distribuzione eterogenea del plancton nei laghi è stata variamente spiegata con fenomeni fisici esterni, che inducono movimenti delle masse d'acqua (Moreno-Ostos *et al.*, 2009), oppure con le fluttuazioni legate ai cicli nictemerali dei diversi gruppi algali (Tilzer, 1973; Arvola *et al.*, 1987; Jones, 1988; Cozza *et al.*, 1993; Jones *et al.*, 1995).

Nel Lago Maggiore, la variabilità nella distribuzione spaziale dei popolamenti algali è stata studiata direttamente in campo, in data 10 Settembre 2009, effettuando una serie di misure in 27 stazioni, distribuite lungo l'intero bacino lacustre. In particolare, sono state individuate 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali, queste ultime posizionate in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri (Fig. 4.4).

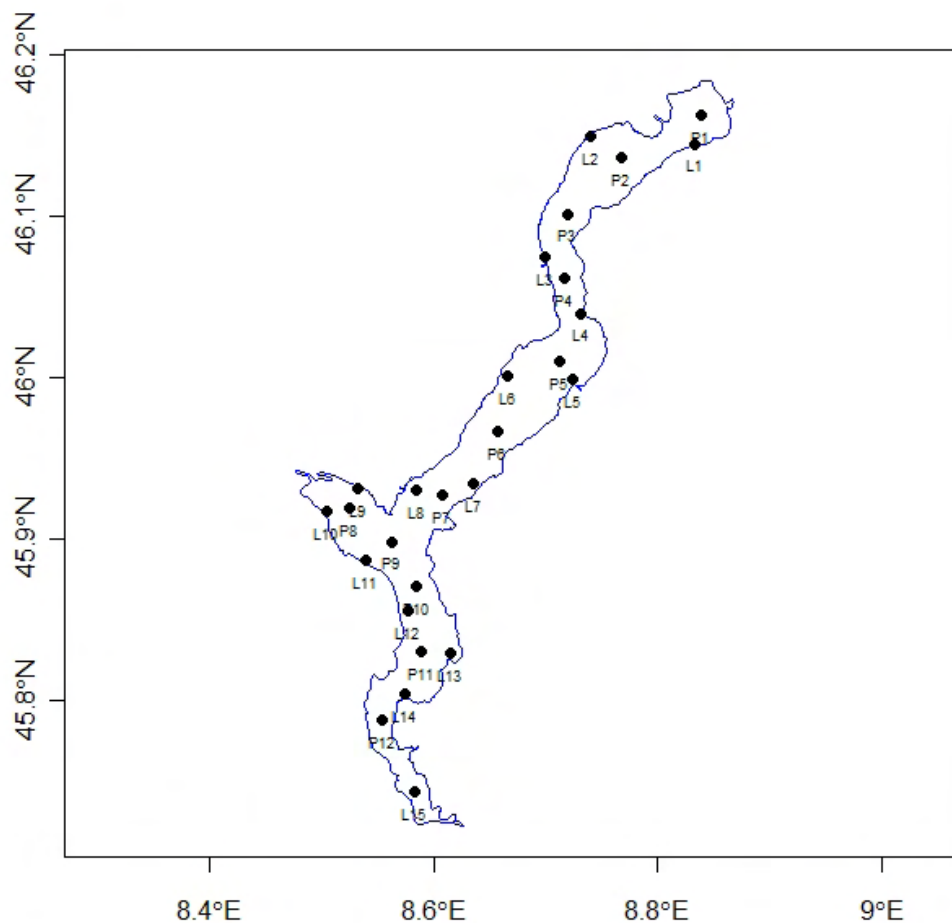


Fig. 4.4. Posizione delle stazioni di campionamento scelte per la misura della distribuzione spaziale.

I profili sono stati effettuati con una sonda fluorimetrica Fluoroprobe (bbe Moldanke, Kiel): tale strumento produce un'eccitazione dei pigmenti fluorescenti a 5 differenti lunghezze d'onda (450 nm, 525 nm, 570 nm, 590 nm e 610 nm), che consentono di distinguere la risposta spettrale di quattro gruppi algali differenti (diatomee/crisoficee, cloroficee, cianobatteri, criptoficee). Un sesto LED, che emette a 370 nm, permette di effettuare una misura relativa delle sostanze umiche. Un ulteriore gruppo ottico, costituito ad un LED con emissione a 710 nm, è il canale dedicato alla misura della trasmittanza. Tale parametro viene espresso come un valore percentuale: 100% è il suo valore in acqua pura, mentre è pari allo 0% in un mezzo completamente opaco. La trasmittanza risulta di notevole importanza visto che può essere impiegata per compensare gli errori dei dati quantitativi algali originati dalla presenza di materiale disciolto e sospeso nella colonna d'acqua (in questo caso la trasmittanza può raggiungere una percentuale inferiore al 50%). I risultati relativi alle concentrazioni dei singoli gruppi algali e della clorofilla-*a* totale sono espressi come $\mu\text{g l}^{-1}$. Il limite minimo di rilevabilità è fissato attorno a 20 ng l^{-1} (corrispondenti a 20 ppb) anche se tale

valore può essere raggiunto soltanto sotto condizioni eccezionalmente favorevoli. Questo valore limite dipende dal segnale di fondo dello spettrometro, dal segnale causato dalla dispersione dell'acqua e della materia disciolta, ma anche dalla morfologia della singola cellula fitoplanctonica e dal grado di difformità compositiva tra il popolamento effettivamente analizzato e la coltura impiegata per la calibrazione.

Infine, un sensore di pressione idrostatica fornisce la profondità cui si effettua la misura.

La rappresentazione grafica dei dati raccolti è stata ottenuta costruendo matrici di dati spaziali ogni 0,5 metri, ottenuti attraverso medie aritmetiche delle misure fluorimetriche raccolte tra 0 e 0,5 metri, tra 0,5 e 1,0 metri e così via.

La distribuzione della clorofilla totale lungo l'asse del lago e fino alla profondità di 30 metri (eccetto per la Stazione L15, dove il fondale raggiunge circa 20 metri), mostra chiaramente l'esistenza di evidenti disomogeneità spaziali (Fig. 4.5). In questa circostanza, il gradiente nord-sud, osservato nell'Agosto del 2008, è solo accennato, tuttavia sono molto evidenti alcune differenze areali nella distribuzione degli organismi.

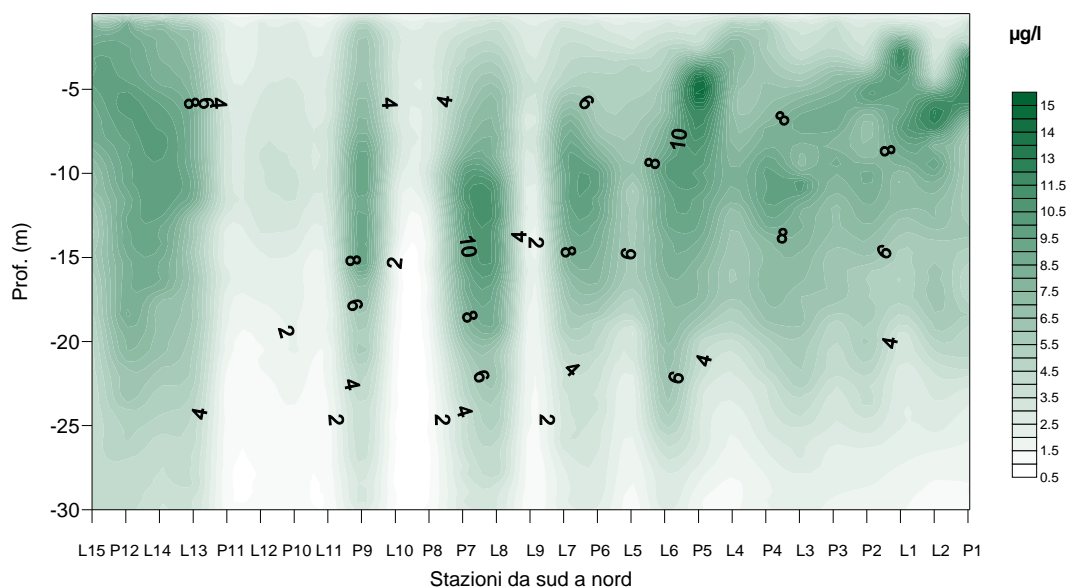


Fig. 4.5. Distribuzione spaziale della clorofilla totale nel bacino del Lago Maggiore in data 10 Settembre 2009. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.4.

In particolare, si osservano alcune stazioni con concentrazioni di clorofilla totale nettamente inferiore, altre con una distribuzione verticale piuttosto omogenea ed altre ancora con picchi sub-superficiali o stratificazioni metalimnetiche. La stazione di Ghiffa (P6) presenta una distribuzione simile a quella osservata in tutte le stazioni della parte centrale del bacino, caratterizzate da massimi di clorofilla stratificati tra 10 e 15 metri di profondità. I profili di questa zona sono differenti rispetto alle situazioni riscontrate sia a nord che a sud, sebbene la stazione di Ghiffa presenti una distribuzione più simile a quelle della parte nord del bacino.

Le somiglianze o le differenze tra le stazioni, relativamente al parametro clorofilla totale, emergono chiaramente da un confronto effettuato con la tecnica dell'analisi dei clusters, in cui le stazioni vengono raggruppate sulla base dei valori di concentrazione misurati nello strato 0-30 metri. Per la Stazione L15, limitata a 20 metri, i dati sono stati estrapolati, ritenendo importante mantenere la rappresentazione su di uno strato d'acqua

più ampio. I campioni sono stati confrontati calcolandone la somiglianza con l'indice di Bray-Curtis e rappresentando la matrice ottenuta con il metodo della analisi dei clusters (average linkage clustering). La figura 4.6 riporta l'ordinamento così ottenuto.

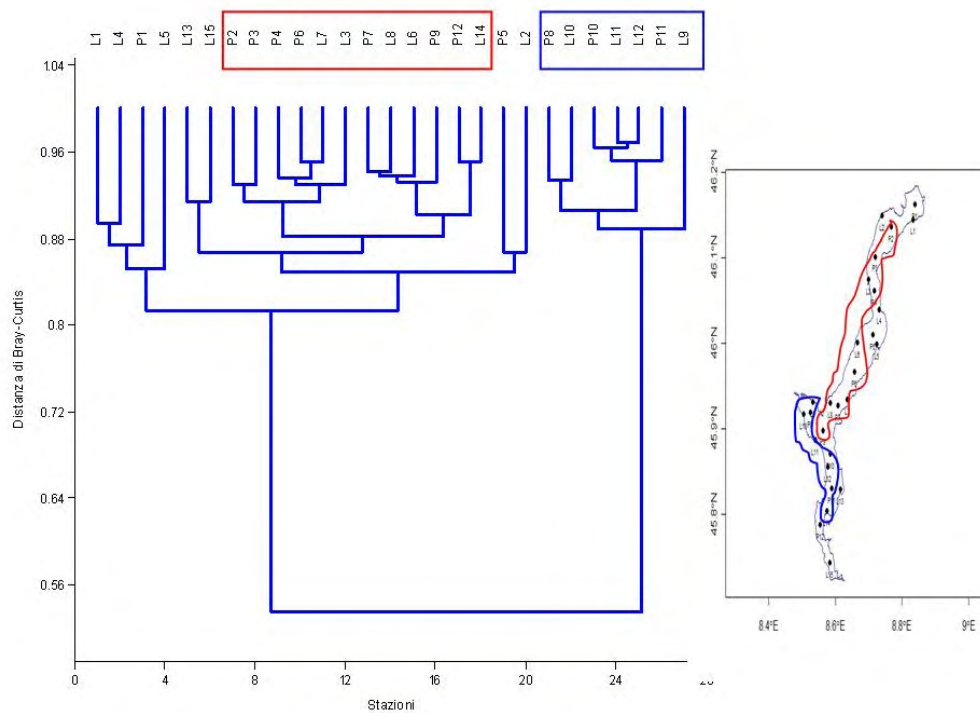


Fig. 4.6. Ordine delle stazioni campionate sulla base dei valori di concentrazione della clorofilla totale nello strato 0-20 metri. I clusters principali sono riportati anche sulla mappa a destra.

È molto evidente la ripartizione dei campioni in tre grandi gruppi (clusters), separati ad un valore di similarità di circa 0,88. Il primo a sinistra comprende alcune stazioni della parte più settentrionale del bacino, che si caratterizzano per un picco sub-superficiale di clorofilla *a*, sebbene non siano situate in aree contigue. Il cluster più grande include le stazioni centro-settentrionali, comprese in un'area che va dalle Isole di Brissago fino alla confluenza del ramo principale del lago con il Golfo Borromeo e due stazioni meridionali isolate (P12 e L14): questo gruppo è caratterizzato da un accumulo metalimnetico di clorofilla. Infine, il gruppo a destra comprende le stazioni del Golfo Borromeo ed alcune stazioni centro-meridionali, tutte caratterizzate da bassi valori di clorofilla su tutta la colonna. Isolate dalle altre troviamo le stazioni P5, L2, L13 e L15: la prima è caratterizzata da un picco superficiale, molto elevato, di clorofilla. Come osservato in occasione delle misure effettuate nel 2008, questa stazione si trova in corrispondenza dell'immissione del Fiume Tresa, proveniente dal Lago di Lugano: è quindi possibile che l'area sia influenzata dagli apporti di nutrienti provenienti dal Ceresio, bacino lacustre a maggiore trofia. Una distribuzione simile si osserva anche nella stazione L2, che, infatti, si associa a P5 nell'ordinamento, mentre L13 e L15 sono due stazioni meridionali, che mostrano una distribuzione omogenea del fitoplancton nel primo strato d'acqua.

Tra le stazioni meridionali si differenziano L13, L14, L15 e P12, tutte caratterizzate da alti valori di clorofilla sulla colonna: questo gruppo di stazioni si trova in un'area del

bacino adiacente ad una zona con basse concentrazioni e questo aumento, molto rapido e non graduale, considerando la scala spaziale esaminata, fa pensare all'esistenza di masse d'acqua che non si mescolano e che possiedono proprietà molto diverse. È interessante osservare che il cambio repentino della concentrazione di clorofilla si verifica immediatamente a monte dell'ingresso in lago del Torrente Bardello, emissario del Lago di Varese e veicolante un carico elevato di nutrienti algali. È plausibile che queste masse d'acqua si spostino verso sud, seguendo il flusso principale della corrente, ed apportino sostanze nutritive, che stimolano la crescita delle popolazioni algali nella porzione meridionale del bacino. I dati sulla chimica lacustre (Rogora *et al.*, rapporto presente), che mostrano un leggero aumento delle concentrazioni di fosforo nella parte meridionale del bacino, sembrano confermare questa ipotesi.

La variabilità nella distribuzione verticale osservata nel 2009, è meno evidente lungo l'asse nord-sud del bacino, e si spiega solo in parte sulla base di una diversa stratificazione dei gruppi fitoplanctonici principali, identificati dal Fluoroprobe come diatomee e criptoficee. È opportuno ricordare che la sonda fluorimetrica identifica come diatomee le alghe con clorofilla *c*, quindi il gruppo comprende anche le crisoficee, decisamente meno rilevanti nel Maggiore in termini di biovolume, nel secondo caso sono chiamate criptoficee le alghe contenenti ficoeritrina, quindi anche i cianobatteri come *Planktothrix rubescens* e, più in generale, le Oscillatoriales. Tuttavia, in questo secondo caso, è possibile, inserendo nel software di gestione della sonda fluorimetrica i dati di fluorescenza per un'impronta specifica per *Planktothrix*, ottenere una distribuzione riferita in modo più preciso alle sole Oscillatoriales.

La distribuzione delle diatomee è riportata nelle figure 4.7 e 4.8, dalle quali è evidente come i picchi di clorofilla che caratterizzano le stazioni settentrionali siano imputabili a questi organismi, la cui concentrazione è, viceversa, più bassa nella parte centro-meridionale del bacino.

Tuttavia, contrariamente a quanto osservato nel corso del 2008, anche nella parte meridionale del bacino le diatomee mantengono la loro dominanza in tutte le stazioni, pur modificando leggermente la loro posizione nella colonna d'acqua (si veda Fig. 4.7).

I cianobatteri/criptoficee (Figg. 4.9-4.10) si attestano, invece, su concentrazioni di clorofilla decisamente inferiori, mostrando, tuttavia, differenze notevoli di distribuzione verticale. Infatti, nelle stazioni centro-settentrionali occupano uno strato d'acqua profondo, compreso tra 15 e 20 metri, mentre nelle stazioni meridionali i massimi di clorofilla si ritrovano tra la superficie e 10 metri. Questo gruppo è responsabile del picco epilimnico di clorofilla totale (Fig. 4.5), osservato nelle stazioni più meridionali del bacino (Fig. 4.10).

La distribuzione della temperatura mostra l'esistenza di un deciso gradiente termico nord-sud, con valori superficiali inferiori di quasi 2°C nelle stazioni settentrionali (Fig. 4.11).

La temperatura più bassa nella parte settentrionale del bacino potrebbe essere legata ad un minore irraggiamento solare in questa area: questo avrebbe delle conseguenze anche sulla risposta fisiologica degli organismi algali, che sarebbero stimolati ad una maggiore sintesi di clorofilla, la qual cosa spiegherebbe i valori più elevati di concentrazione misurati in queste stazioni. D'altro canto, è interessante osservare che la Maggia ed il Ticino immissario sono, insieme al Toce, i tributari che apportano al lago il maggior carico di silice (Rogora *et al.*, rapporto presente): anche questo fatto potrebbe contribuire ad un maggiore sviluppo di diatomee nelle stazioni settentrionali, in quanto sarebbe attenuata un'eventuale limitazione da silice.

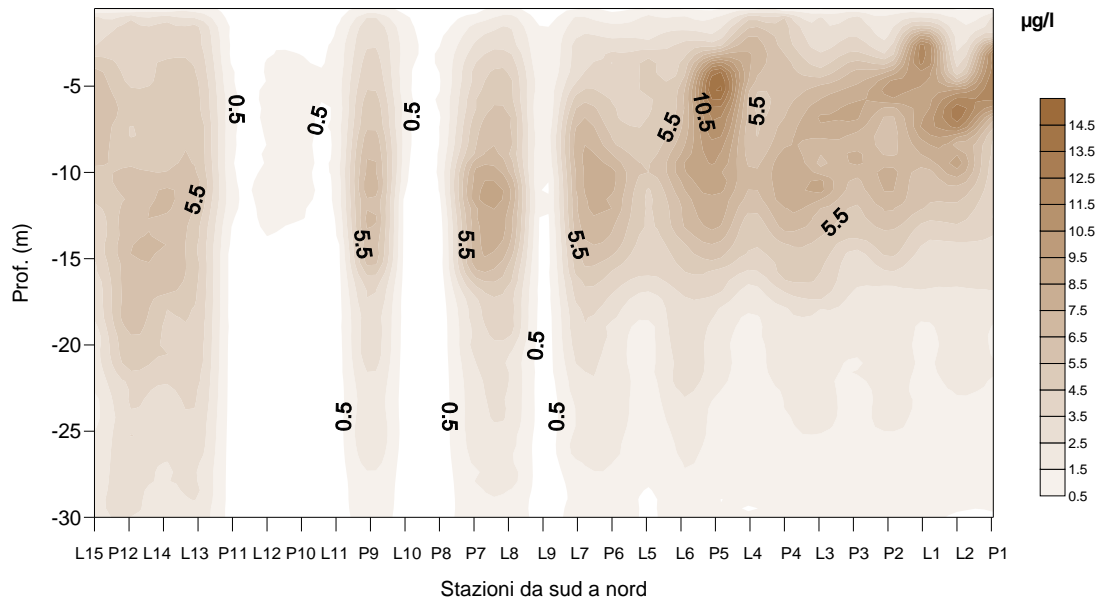


Fig. 4.7. Distribuzione spaziale della clorofilla attribuibile alle diatomee/crisoficee nello strato 0-30 metri, lungo l'asse sud-nord.

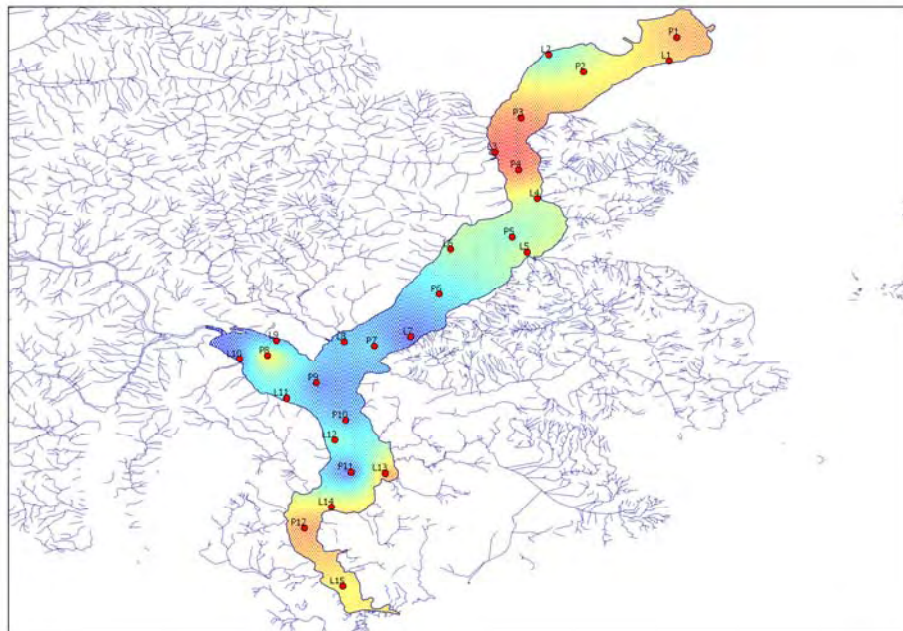


Fig. 4.8. Distribuzione della clorofilla ($\mu\text{g l}^{-1}$) per le diatomee/crisoficee nello strato superficiale (rosso-blu: $15\text{-}0.5 \mu\text{g l}^{-1}$).

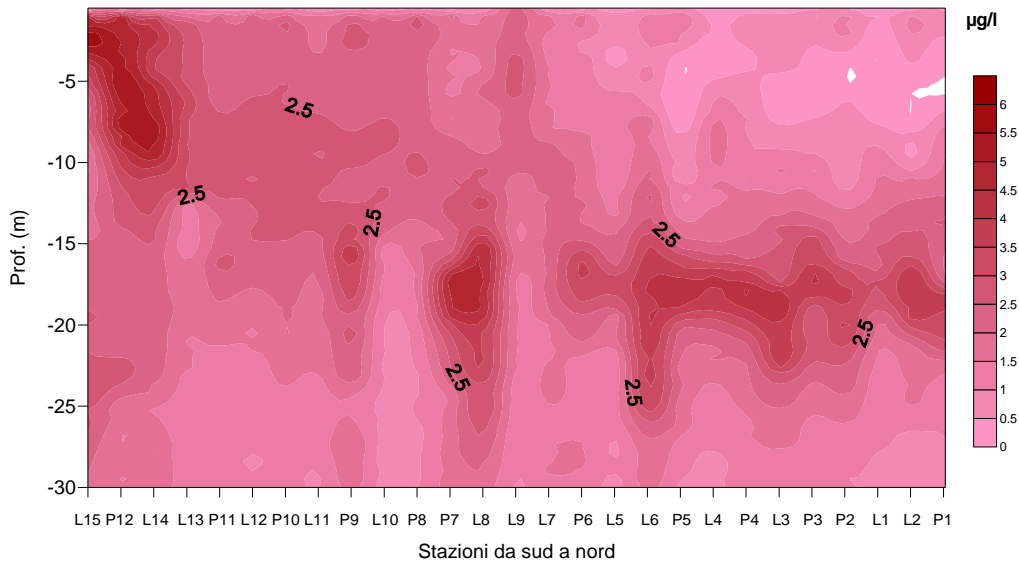


Fig. 4.9. Distribuzione spaziale della clorofilla attribuibile alle criptoficee/cianobatteri nello strato 0-30 metri, lungo l'asse sud-nord.

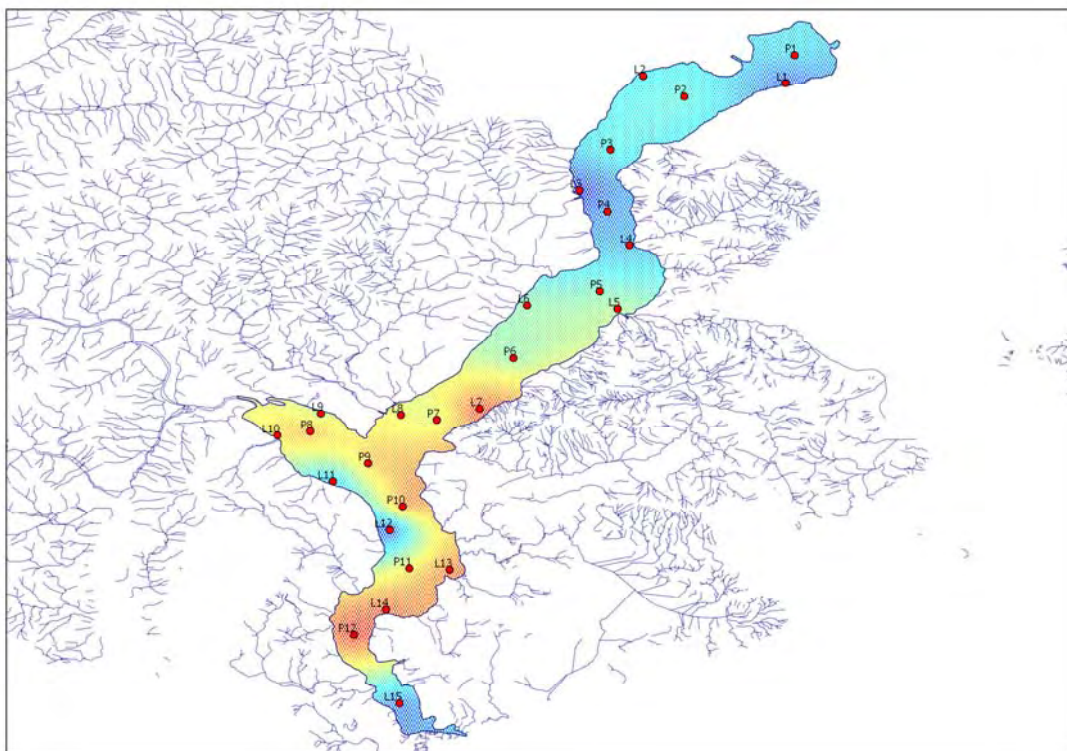


Fig. 4.10. Distribuzione della clorofilla ($\mu\text{g l}^{-1}$) attribuibile alle criptoficee/cianobatteri nello strato superficiale (rosso-blu: $6\text{-}0 \mu\text{g l}^{-1}$).

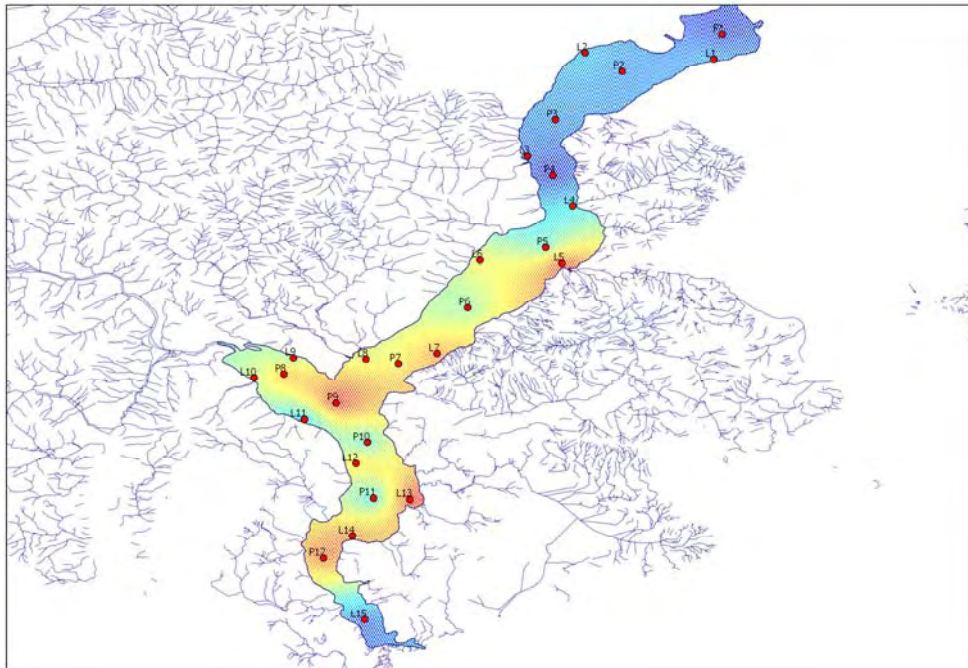


Fig. 4.11. Distribuzione della temperatura superficiale il 10 Sett. 2009 (rosso-blu: 22-17°C).

La distribuzione di diatomee/crisoficee e cianobatteri/criptoficee segue, in modo molto evidente, il profilo della temperatura, poiché le alghe sfruttano i gradienti termici per rallentare la sedimentazione. In occasione dei rilevamenti effettuati a Settembre 2009 era già evidente un raffreddamento delle acque superficiali, soprattutto nella parte settentrionale del bacino, quindi il termoclinio risulta meno pronunciato rispetto a quanto riportato nel rapporto del 2008. Il profilo verticale nella Stazione di Ghiffa (P6), che dovrebbe essere rappresentativa dell'intero bacino, sembra rifletta bene le differenze nella distribuzione verticale dei due gruppi principali ed il loro contributo relativo (Fig. 4.12).

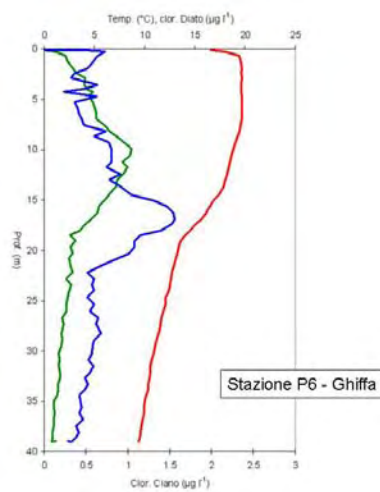


Fig. 4.12. Distribuzione verticale del fitoplancton nella stazione di Ghiffa. I parametri rappresentati sono: temperatura (linea rossa), diatomee/crisoficee (linea verde), cianobatteri/criptoficee (linea blu).

Entrambi i gruppi sono distribuiti secondo il gradiente termico, ma le diatomee/crisoficee occupano una posizione più superficiale, mentre i cianobatteri/critpoficee presentano un picco di concentrazione in corrispondenza dell'isoterma dei 15°C, temperatura di crescita ottimale per organismi come *Planktothrix rubescens*, probabilmente la specie dominante in questa associazione.

Infine, è interessante osservare la distribuzione delle sostanze umiche (Figg. 4.13, 4.14), ovvero di quell'insieme di composti organici complessi, derivanti, in prevalenza, dalla degradazione di sostanze vegetali: in generale, la concentrazione di questi composti lungo la colonna d'acqua, sembra condizionata dalla sedimentazione e risente dei gradienti termici. Infatti, i massimi sono localizzati nella fascia compresa tra 15 e 20 metri di profondità, corrispondente al metalimnio. In questo caso, la distribuzione segue la sedimentazione della materia organica di origine autoctona e/o alloctona.

I valori più elevati sono localizzati nella zona di lago influenzata dagli apporti del Fiume Toce, mentre nel resto del bacino le concentrazioni sono decisamente più basse nello strato superficiale, con una tendenza all'aumento tra i 25 ed i 30 metri, probabilmente in relazione alla sedimentazione. L'aumento delle sostanze umiche nel Golfo Borromeo potrebbe essere legato al rilascio di composti vegetali degradati dal canneto di Fondotoce: l'effetto delle zone umide sul rilascio a lago di sostanze gialle sembra confermato dal fatto che la concentrazione di questi composti mostra un aumento anche nella Stazione L15, dove esistono altre aree a canneto lungo le sponde.

In conclusione, lo studio della distribuzione spaziale ha messo in evidenza l'esistenza di un'evidente disomogeneità nella distribuzione del fitoplancton e nelle caratteristiche fisiche del bacino del Lago Maggiore. Gli aspetti più rilevanti sono i seguenti:

- la parte settentrionale e quella meridionale del bacino sono diverse per quanto riguarda le proprietà termiche della colonna d'acqua, con una temperatura epilimnetica media maggiore di quasi due gradi nelle stazioni meridionali;
- nelle stazioni settentrionali del bacino si raggiungono concentrazioni di clorofilla sensibilmente più elevate che nella parte centro-meridionale: sarebbe interessante chiarire se tali differenze sono dovute ad una maggiore abbondanza delle popolazioni di diatomee, stimolate dagli elevati apporti di silicati provenienti dagli immissari Ticino e Maggia, oppure ad adattamenti fisiologici, causati, per esempio, da una minore insolazione delle stazioni più settentrionali;
- anche in un momento stagionale diverso rispetto al 2008, sembra che la stazione di Ghiffa sia sufficientemente rappresentativa dei rapporti quantitativi tra i principali gruppi algali e della loro distribuzione verticale;
- in alcune stazioni è evidente l'influsso di tributari importanti per quanto riguarda l'ingresso di sostanze umiche;
- l'apporto di nutrienti da alcuni tributari potrebbe essere importante nel condizionare le dinamiche di crescita dei popolamenti algali: questo effetto sembra particolarmente accentuato in areali ed in periodi dell'anno in cui le concentrazioni a lago possono ridursi sensibilmente a seguito del consumo da parte del fitoplancton. Non si può quindi escludere che si osservino situazioni di locale alterazione della qualità delle acque, pur alla presenza di una generale condizione di oligotrofia del Lago Maggiore.

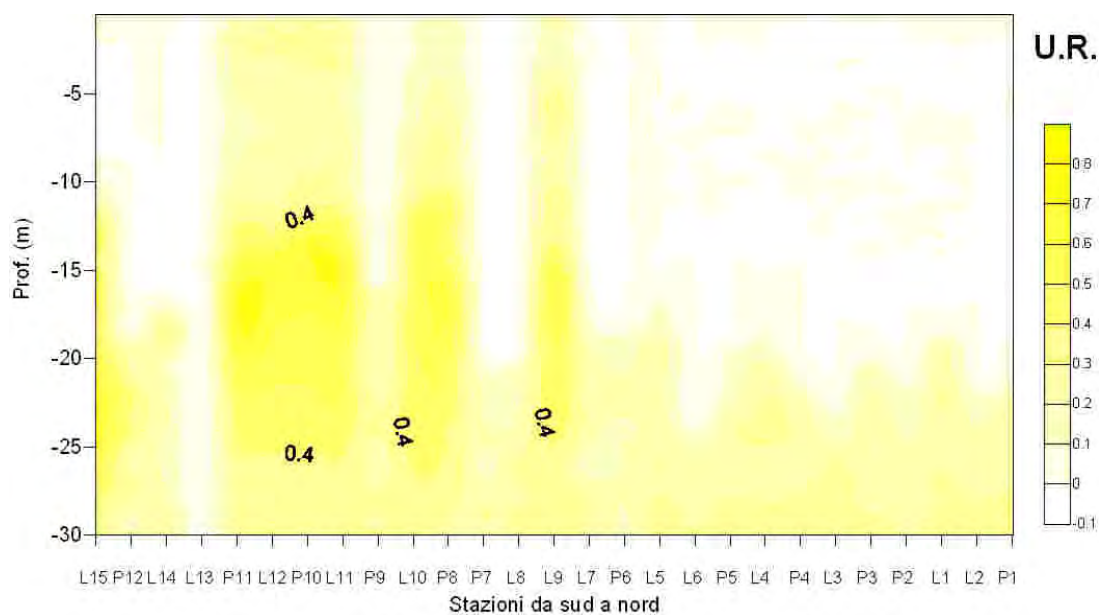


Fig. 4.13. Distribuzione spaziale delle sostanze umiche nello strato 0-30 metri, lungo l'asse sud-nord.

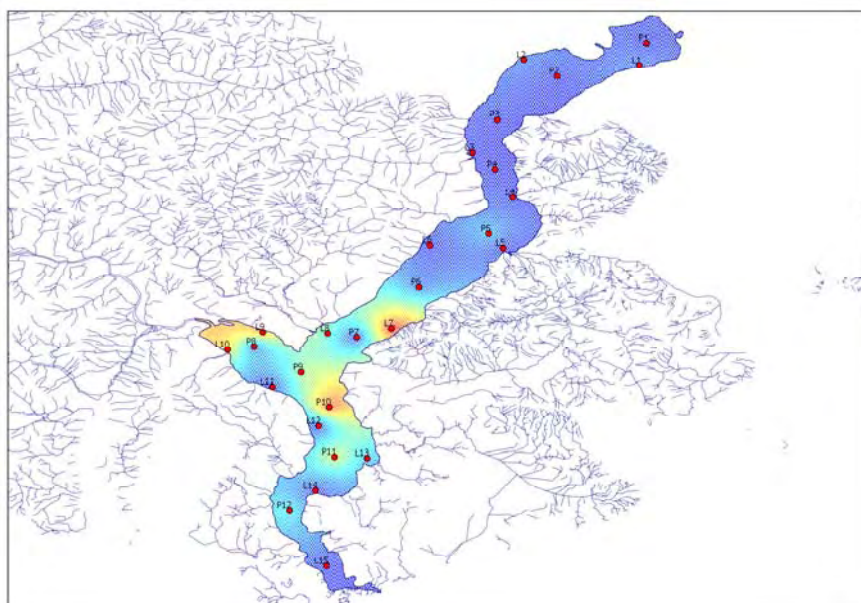


Fig. 4.14. Distribuzione spaziale delle sostanze umiche nello strato superficiale alla data di campionamento (rosso-blu: 0.8-0.1 $\mu\text{g l}^{-1}$).

BIBLIOGRAFIA

- Arvola, L., K. Salonen, R.I. Jones, I. Bergström & A. Heinänen. 1987. A three day study of the diel behaviour of plankton in a highly humic and steeply stratified lake. *Arch. Hydrobiol.*, 109: 89-106.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1304-1310.

- Cozza, R., G. Morabito, A. Pugnetti & D. Ruggiu. 1993. Daytime phytoplankton periodicity and production in Lake Candia (N. Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 51: 11-28.
- Jones, R.L. 1988. Vertical distribution and diel migration of flagellated phytoplankton in a small humic lake. *Hydrobiologia*, 161: 75-87.
- Jones, R.I., A.S. Fulcher, J.K.U. Jayakody, J. Laybourn-Parry, A.J. Shine, M.C. Walton & J.M. Young. 1995. The horizontal distribution of plankton in a deep, oligotrophic lake - Loch Ness, Scotland. *Freshwat. Biol.*, 33: 161-170.
- Kamenir, Y. & G. Morabito. 2009. Lago Maggiore oligotrophication as seen from the long-term evolution of its phytoplankton taxonomic size structure. *J. Limnol.*, 68: 146-161.
- Moreno-Ostos, E., L. Cruz-Pizarro, A. Basanta & D.G. George. 2009. The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species. *Aquat. Ecol.*, 43: 271-284.
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. 2002. Towards a functional classification of freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24: 417-428.
- Tilzer, M.M. 1973. Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnol. Oceanogr.*, 18: 15-30.

4.2. Dinamica stagionale e studio della distribuzione orizzontale del carbonio organico

4.2.1. Dinamica stagionale

Le concentrazioni di Carbonio Organico Totale (TOC) misurate lungo la colonna d'acqua nel corso dell'anno 2009 sono presentate nella tabella 4.1 insieme ai valori medi relativi allo strato 0-20 m, pressochè coincidente, nel Lago Maggiore, con la zona fotica ed allo strato 20-350 m, che costituisce la zona afotica. Nella stessa tabella sono pure sintetizzati i valori relativi al particolato totale organico ed inorganico, vivo e morto, (seston) ed alla frazione particellata del carbonio organico (POC).

Per quanto riguarda i dettagli metodologici relativi alla determinazione di queste variabili si può sinteticamente ricordare che il materiale particellato è concentrato per filtrazione di un volume noto di campione su filtri in fibra di vetro con porosità nominale di 1µm, precombusti a 450 °C, previa rimozione con rete da 126 µm del particolato di maggiori dimensioni. Successivamente il seston è determinato gravimetricamente (microbilancia Sartorius M3P), il TOC con combustione ad alta temperatura del campione liquido (Shimadzu 5000C, TOC Analyser), il POC con combustione ad alta temperatura del filtro col suo carico organico (ThermoQuest EA1112 CHN Analyser).

I dati della tabella sono graficamente sintetizzati nelle figure 4.15, 4.16, 4.17 e 4.18, rispettivamente relative a seston, Carbonio Organico Totale (TOC), Carbonio Organico Particellato (POC) ed Azoto Organico Particellato (PON). Come già in passato, tutti i parametri relativi al ciclo del carbonio organico presentano un gradiente verticale di concentrazione più marcato per la componente particellata. La variabilità stagionale di tutti i parametri considerati è molto marcata negli strati superficiali e tende a smorzarsi negli strati profondi della colonna d'acqua, dove i picchi sono generalmente di entità minore.

Il confronto dei dati del 2009 relativi alla concentrazione dei diversi parametri sopra elencati con quelli del primo biennio di indagine permette di constatare che nessuna variabile ha mostrato una variazione di concentrazione tale da far pensare ad importanti modificazioni del comparto della sostanza organica nel periodo di studio. Tuttavia le concentrazioni di seston e POC sono risultate, soprattutto nella zona eufotica, inferiori rispetto al 2009.

Date le concentrazioni relativamente modeste di TOC e POC reperite anche nei periodi più produttivi (mesi primaverili ed estivi), si tratta di un risultato confortante perchè viene consolidata la valutazione di oligotrofia del Lago Maggiore. In effetti, la concentrazione di sostanza organica disciolta e particellata costituisce un valido proxy dello stato trofico di un lago perchè un eventuale incremento della produttività lacustre non può che esitare in un incremento di sostanza organica.

4.2.2. Distribuzione orizzontale

Nel 2009 si è proseguito lo studio sistematico della distribuzione spaziale dei parametri di base del ciclo del carbonio organico. Scopo di questa parte della ricerca è di pervenire ad una valutazione, per il Lago Maggiore, dell'eterogeneità spaziale delle

variabili che hanno un ruolo rilevante nella catena alimentare microbica. Questa informazione ha un elevato valore diagnostico perché consente, in un ambiente sottoposto a forte pressione antropica lungo tutto il suo perimetro, di evidenziare precocemente la collocazione areale di eventuali fenomeni degenerativi della qualità del lago e, quindi, di avviare indagini mirate alla localizzazione territoriale delle cause del fenomeno degenerativo.

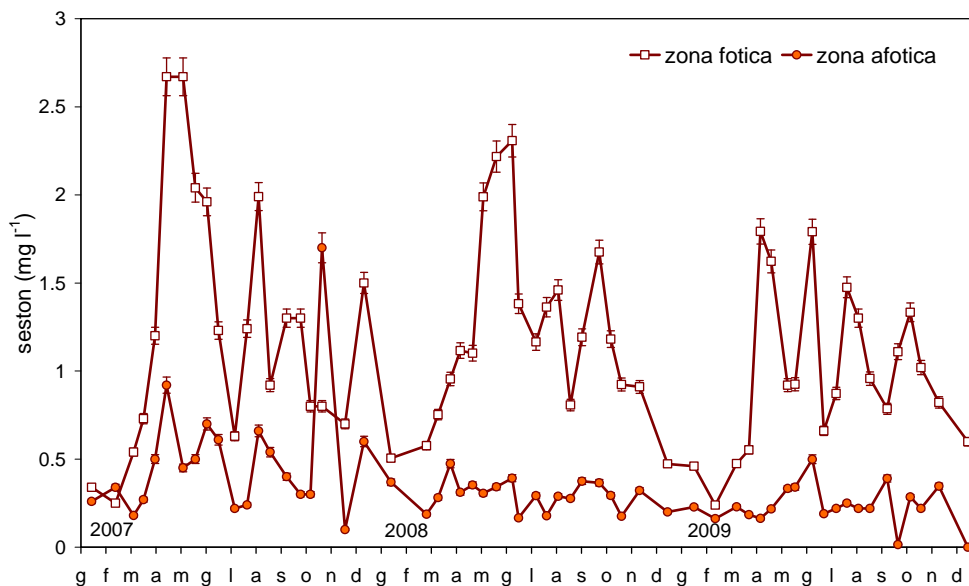


Fig. 4.15. Concentrazione di seston nella zona fotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2009, a confronto con la concentrazione del 2007-2008. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

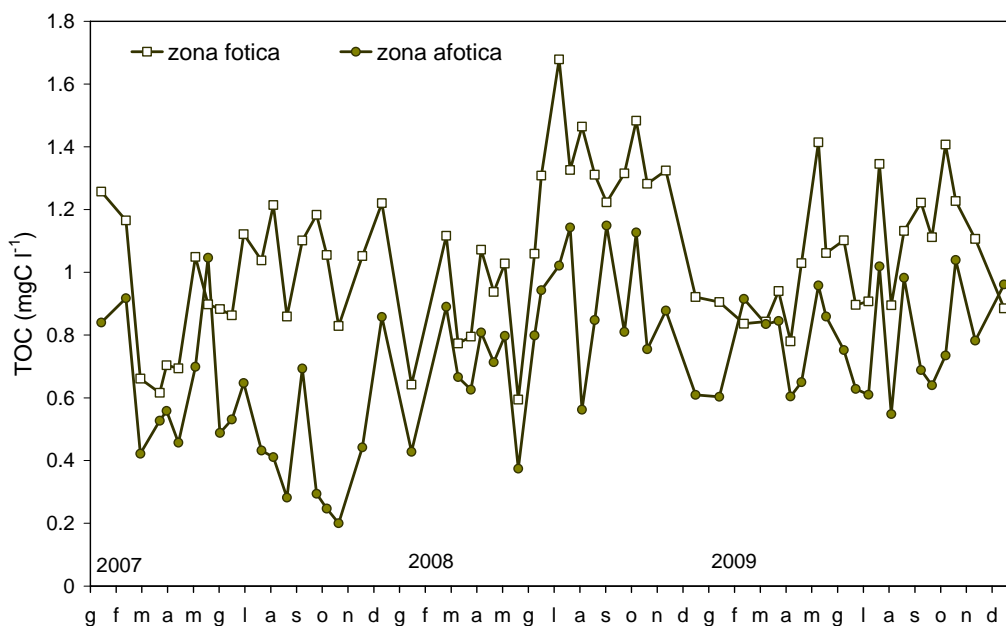


Fig. 4.16. Concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) nella zona fotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2009, a confronto con la concentrazione del 2007-2008. Errore analitico: CV=2%.

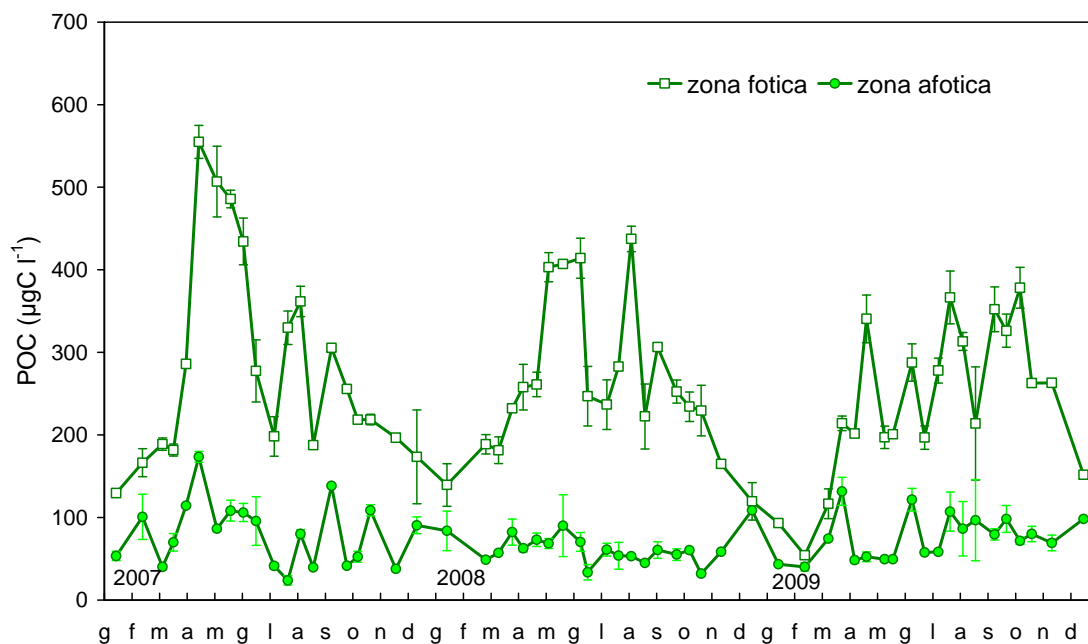


Fig. 4.17. Concentrazione di Carbonio Organico Particellato (POC) nella zona fotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2009, a confronto con la concentrazione del 2007-2008. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

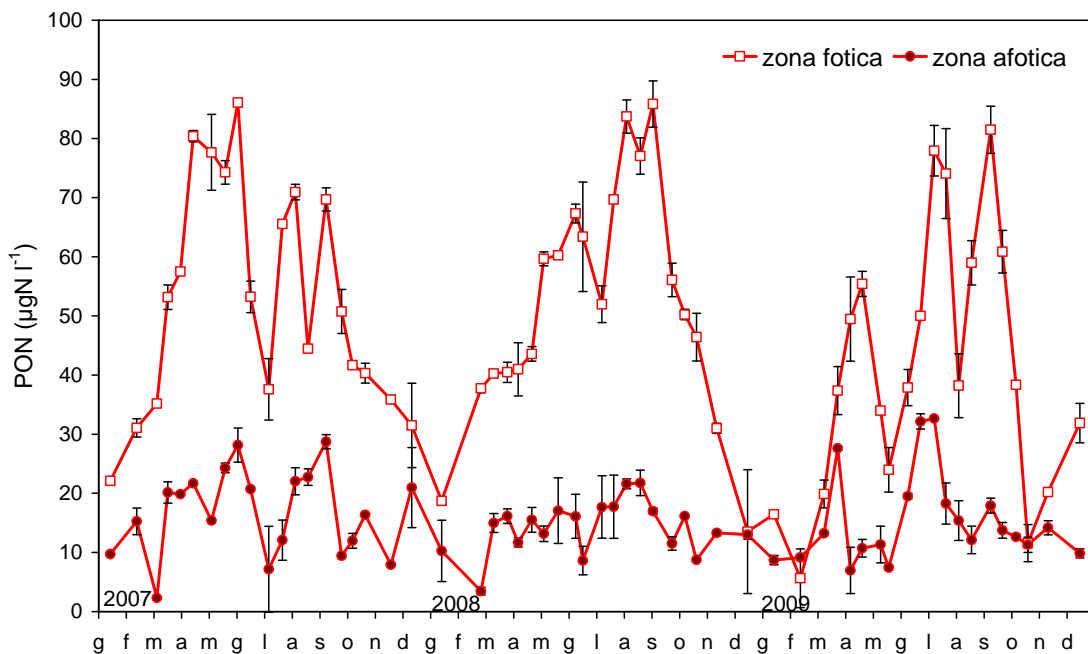


Fig. 4.18. Concentrazione di Azoto Organico Particellato (PON) nella zona fotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2009, a confronto con la concentrazione del 2007-2008. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

Tab. 4.1. Concentrazioni di seston, Carbonio Organico Particellato (POC), Carbonio Organico Totale (TOC) misurate nel Lago Maggiore nel corso del 2009 (z. euf. = zona fotica, z. af. = zona afotica).

| 2009 | 17-gen | 12-feb | 10-mar | 25-mar | 8-apr | 21-apr | 11-mag | 20-mag | 10-giu | 24-giu | 9-lug | 22-lug | 5-ago | 19-ago | 9-set | 22-set | 7-ott | 20-ott | 11-nov | 16-dic | |
|---------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--|
| Seston mg l⁻¹ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| z. euf. | 0,460 | 0,239 | 0,474 | 0,552 | 1,792 | 1,623 | 0,920 | 0,925 | 1,790 | 0,661 | 0,872 | 1,475 | 1,300 | 0,957 | 0,786 | 1,110 | 1,333 | 1,020 | 0,822 | 0,599 | |
| z. af. | 0,228 | 0,162 | 0,230 | 0,185 | 0,163 | 0,217 | 0,333 | 0,341 | 0,499 | 0,190 | 0,220 | 0,250 | 0,220 | 0,220 | 0,390 | 0,015 | 0,285 | 0,220 | 0,347 | 0,000 | |
| POC µg l⁻¹ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| z. euf. | 93,28 | 54,24 | 116,65 | 214,15 | 201,56 | 340,52 | 197,07 | 200,61 | 287,62 | 196,71 | 277,95 | 366,45 | 313,24 | 213,89 | 352,13 | 326,18 | 378,26 | 262,84 | 263,02 | 151,65 | |
| z. af. | 43,21 | 40,15 | 74,48 | 131,54 | 48,28 | 52,37 | 49,54 | 49,42 | 121,57 | 57,63 | 58,9 | 107,06 | 86,41 | 96,71 | 79,46 | 98,22 | 71,71 | 80,06 | 69,20 | 98,30 | |
| TOC mg l⁻¹ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 20 m | 0,821 | 0,839 | 0,893 | 0,802 | 0,792 | 0,829 | 0,858 | 0,793 | 1,077 | 0,902 | 0,747 | 0,826 | 0,698 | 0,831 | 0,755 | 0,661 | 0,774 | 1,039 | 0,985 | 0,912 | |
| 50 m | 0,812 | 0,868 | 0,990 | 0,801 | 0,729 | 0,836 | 0,749 | 0,693 | 0,764 | 0,692 | 0,651 | 0,704 | 0,637 | 0,734 | 0,613 | 0,589 | 0,543 | 0,779 | 0,735 | 0,733 | |
| 100 m | 0,620 | 0,756 | 0,902 | 0,799 | 0,741 | 0,774 | 0,796 | 0,631 | 0,684 | 0,918 | 0,64 | 0,621 | 0,555 | 0,602 | 0,527 | 0,583 | 0,534 | 0,723 | 0,661 | 0,669 | |
| 200 m | 0,619 | 0,745 | 0,650 | 0,845 | 0,656 | 0,852 | 0,672 | 0,573 | 0,601 | 0,682 | 0,545 | 0,733 | 0,64 | 0,62 | 0,501 | 0,615 | 0,554 | 1,223 | 0,636 | 0,608 | |
| 300 m | 0,656 | 0,749 | 0,807 | 0,741 | 0,721 | 0,747 | 0,741 | 0,573 | 0,601 | 0,668 | 0,563 | 0,708 | 0,804 | 0,577 | 0,56 | 0,704 | 0,579 | 1,332 | 0,615 | 0,988 | |
| 350 m | 0,664 | 0,691 | 0,811 | 0,975 | 0,704 | 0,856 | 0,814 | 0,755 | 0,661 | 0,733 | 0,682 | 0,724 | 0,654 | 0,64 | 0,586 | 0,911 | 0,553 | 0,689 | 0,689 | 0,596 | |
| z. euf. | 0,905 | 0,836 | 0,843 | 0,940 | 0,780 | 1,029 | 1,414 | 1,061 | 1,102 | 0,896 | 0,907 | 1,345 | 0,895 | 1,132 | 1,222 | 1,112 | 1,407 | 1,227 | 1,106 | 0,885 | |
| z. af. | 0,603 | 0,915 | 0,835 | 0,845 | 0,604 | 0,650 | 0,958 | 0,859 | 0,752 | 0,628 | 0,610 | 1,019 | 0,548 | 0,982 | 0,688 | 0,640 | 0,735 | 1,039 | 0,782 | 0,961 | |

}

Benché sia da tempo accertata l'esistenza di una eterogeneità spaziale rilevante nei mari e negli oceani, nei corpi idrici relativamente piccoli come i sistemi delle acque interne l'eterogeneità spaziale è spesso trascurata o studiata solamente per la frazione planctonica, dotata di una certa mobilità in risposta, per esempio, a stimoli luminosi. Tuttavia anche in ambienti di modeste dimensioni l'eterogeneità spaziale è tutt'altro che trascurabile (Downing, 1991). In particolare nel Lago Maggiore è stato dimostrato, valutando su scala stagionale e per due anni la distribuzione spaziale del carbonio organico particellato e disciolto nonché della frazione picoplanctonica, che le acque epilimniche non si possono, particolarmente nelle stagioni di maggior produzione, considerare omogenee per quanto riguarda queste variabili (Bertoni *et al.*, 2004).

La variabilità nella distribuzione spaziale di seston TOC, POC e PON è stata studiata nel Luglio 2009, effettuando una serie di campionamenti in 27 stazioni, distribuite lungo l'intero bacino lacustre. In particolare, sono state individuate 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali, queste ultime posizionate in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri (Fig. 4.18). I campionamenti sono stati effettuati utilizzando un campionatore integratore che preleva un singolo campione integrato nello strato 0-20 m (Brev. M196A000121) e che può essere, quindi, considerato rappresentativo della zona fotica del Lago Maggiore.

La distribuzione del seston (Fig. 4.19) mostra chiaramente l'importanza dell'apporto alloctono di materiale particellato, che presenta concentrazioni più elevate in prossimità dell'immissione a lago dei tributari più importanti (Ticino e Maggia, Toce). È pure evidente una differenza di concentrazione tra la porzione settentrionale e meridionale del lago (con concentrazione media 1,604 e 1,712 mg l⁻¹, rispettivamente) ben più ridotta rispetto all'anno precedente quando la concentrazione media delle stazioni settentrionali risultò circa doppia rispetto a quella delle stazioni meridionali. Questo risultato può essere una conseguenza del fatto che nel 2009 si sono avuti valori massimi più ridotti rispetto al 2008.

La distribuzione del TOC, presentata in figura 4.20, evidenzia una modesta diversità spaziale con una concentrazione media di 0,903 mg C l⁻¹ ed una differenza di concentrazione tra nord e sud del lago davvero modesta, pari a 0,02 mg C l⁻¹ e quindi ben inferiore rispetto all'anno precedente.

Anche la distribuzione spaziale del POC (Fig. 4.21) è risultata nel 2009 più omogenea rispetto al 2008, presentando un gradiente di concentrazione crescente lungo l'asse nord-sud del lago di soli 11 µg l⁻¹, in accordo con quanto emerso dall'esame del seston. Il POC nel Lago Maggiore è di origine prevalentemente autoctona perchè è sempre risultato fortemente correlato ai popolamenti fitoplanctonici (Bertoni & Callieri, 1992). Il modesto gradiente di concentrazione rispecchia quindi l'eterogeneità della concentrazione di clorofilla precedentemente illustrato (Fig. 4.20). Questa fenomenologia può aver contribuito al determinare, nel 2009, i valori di seston inferiori a quelli del 2008 dei quali si è detto più sopra.

Anche la frazione proteica del particellato, descritta dalla distribuzione spaziale del PON (Fig. 4.22) rivela l'assenza, nel 2009, di un importante gradiente di concentrazione nord-sud, con una differenza di concentrazione tra le due zone di soli 8 µg l⁻¹.

Infine, diversamente da quanto verificatosi nello scorso anno, non è emersa una significativa differenza di concentrazione di POC e PON nelle stazioni pelagiche rispetto a quelle litorali.

In conclusione, lo studio della distribuzione spaziale delle variabili legate al ciclo del carbonio organico ha mostrato, nel 2009, una eterogeneità della loro distribuzione meno

pronunciata rispetto al precedente anno, pur con un gradiente di concentrazione crescente da nord a sud che supporta l'ipotesi di una maggior produttività della porzione meridionale del Lago Maggiore.

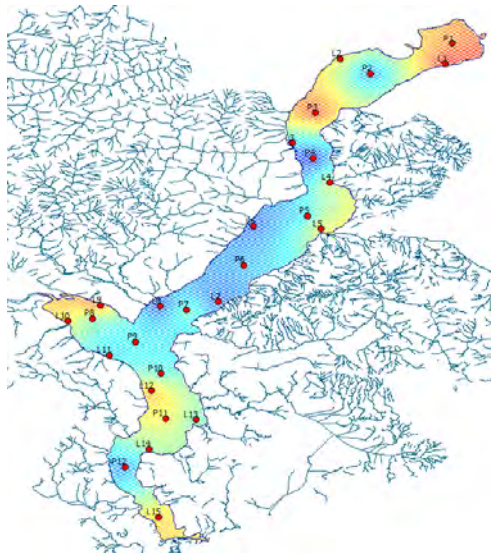


Fig. 4.19. Distribuzione spaziale del seston (mg l^{-1}) nell'Agosto 2009 (rosso-blu: 2-1,5 mg l^{-1}).

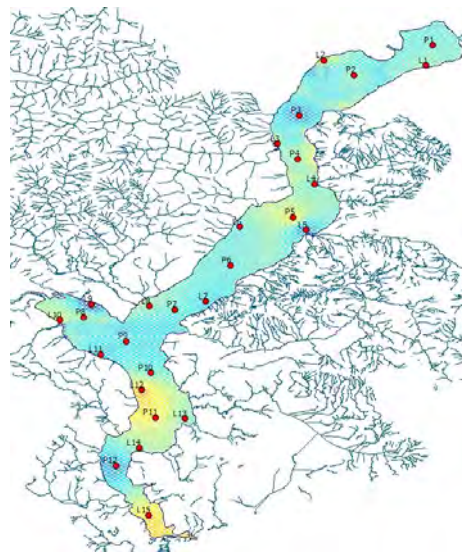


Fig. 4.20. Distribuzione spaziale del TOC (mg l^{-1}) nell'Agosto 2009 (rosso-blu: 1-1,5 mg l^{-1}).

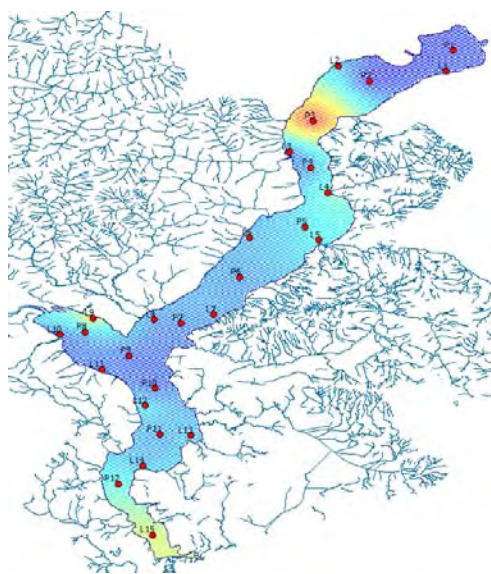


Fig. 4.21. Distribuz. spaziale del POC ($\mu\text{g l}^{-1}$), Agosto 2009 (rosso-blu: 400-200 $\mu\text{g l}^{-1}$).

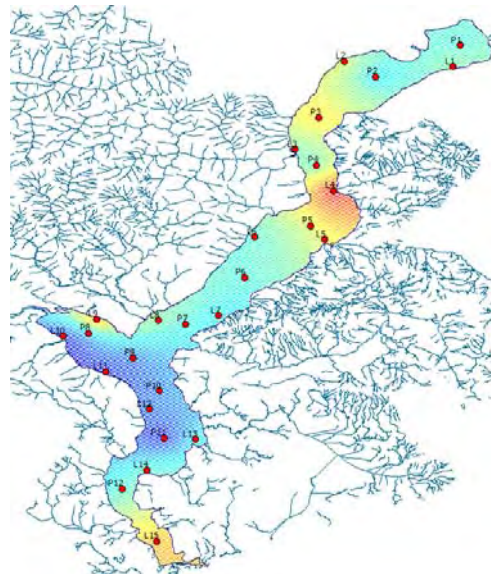


Fig. 4.22. Distribuz. spaziale del PON ($\mu\text{g l}^{-1}$), Agosto 2009 (rosso-blu: 100-50 $\mu\text{g l}^{-1}$).

BIBLIOGRAFIA

- Bertoni, R. & C. Callieri. 1992. Organic carbon trend during the oligotrophication of Lago Maggiore. In: R. de Bernardi, R. Pagnotta and A. Pugnetti (Eds), *Strategies for lake ecosystems beyond 2000. Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 52: 191-205.
- Bertoni, R., R. Piscia & C. Callieri. 2004. Horizontal heterogeneity of seston, organic carbon and picoplankton in the photic zone of Lago Maggiore, Northern Italy. *J. Limnol.*, 63(2): 244-249.
- Downing, J.A. 1991. Biological and physical heterogeneity in lakes. In: J. Kolasa and S. Pickett (Eds), *Ecological heterogeneity*. Springer-Verlag, New York: 160-180.

4.3. Dinamica stagionale dei batteri e studio della loro distribuzione orizzontale

4.3.1. Dinamica stagionale

I campioni per l'analisi quantitativa e dimensionale del batterioplancton, prelevati come già descritto nel capitolo precedente, vengono concentrati per filtrazione su filtri non fluorescenti con pori da $0,2 \mu\text{m}$ (Nuclepore). Le cellule batteriche vengono poi selettivamente colorate con DAPI (Porter & Feig, 1980) ed i filtri sono montati per l'esame con microscopio ad epifluorescenza (Axioplan, Zeiss). Per il conteggio delle cellule e la misura del loro biovolume si è usato un sistema di image analysis costituito da una telecamera ad alta sensibilità e ad alta risoluzione (Olympus DP70 Digital Camera System, 12.5 Mpixel) associata al software Image-ProPlus (Media Cybernetics) implementato con funzioni macro appositamente sviluppate.

Nel 2009 i popolamenti batterici eterotrofi (Fig. 4.23) hanno presentato una evoluzione stagionale simile a quella del biennio precedente anche se la densità media annua è risultata di poco inferiore raggiungendo i valori di 3,6 e $8,3 \text{ cell } 10^6 \text{ ml}^{-1}$, nell'epi- e nell'ipolimnio, rispettivamente. Il gradiente di abbondanza batterica tra le due zone permane durante tutto il periodo di studio con il raggiungimento, durante il periodo estivo, di densità batteriche epilimniche di oltre 4 volte più alte che nell'ipolimnio.

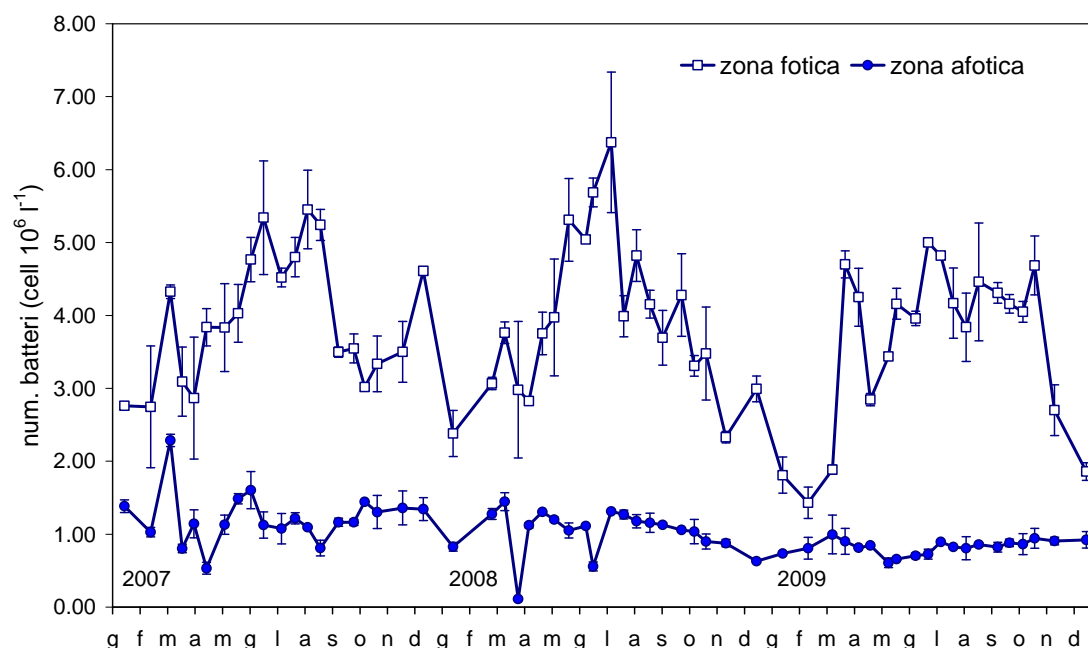


Fig. 4.23. Variazione del numero totale di batteri nelle zone fotica ed afotica del Lago Maggiore nel 2009 a confronto con la densità rilevata nel 2007-2008 (le barre verticali rappresentano la deviazione standard delle medie mensili).

Anche nel 2009 si sono valutati i volumi medi cellulari batterici considerando insieme i due morfotipi cocchi e bacilli. In figura 4.24 sono presentati i dati di biovolume cellulare batterico relativi al 2009 insieme a quelli del 2007-2008 per

facilitare il confronto. Dall'esame della figura emerge che il 2009 è stato caratterizzato da volumi cellulari prossimi a quelli dell'anno precedente, confermando che la maggior dimensione media delle cellule del popolamento batterico ipolimnico, pari a $0,156 \mu\text{m}^3 \text{cell}^{-1}$ contro $0,11 \mu\text{m}^3 \text{cell}^{-1}$ dell'epilimnio, continua ad essere una caratteristica stabile del picoplancton eterotrofo del Lago Maggiore. L'analisi statistica effettuata sui dati del 2009 ha infatti confermato l'esistenza di una differenza dimensionale significativa ($P < 0,05$) tra i popolamenti batterici delle zone fotica ed afotica. La differenza dimensionale evidenziata fornisce, quale che ne sia la causa, l'indicazione di un persistente elemento di biodiversità tra i popolamenti batterici superficiali e profondi del Lago Maggiore che merita di essere ulteriormente valutato ed indagato per le sue possibili implicanze ecologiche e per gli effetti che su di esso possono avere le modificazioni climatiche in atto. È in stampa un primo studio sul rapporto tra condizioni fisico-chimiche dell'ipolimnio profondo del Lago Maggiore come elementi strutturanti una nicchia di biodiversità microbica (Bertoni *et al.*, 2010).

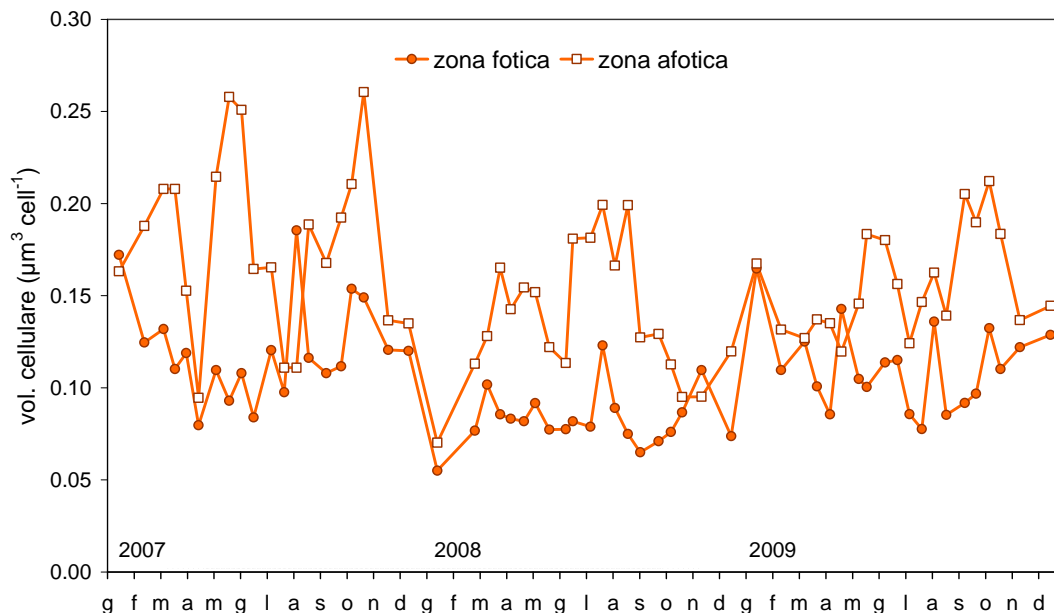


Fig. 4.24. Variazione del biovolume medio cellulare dei batteri nelle zone fotica ed afotica del Lago Maggiore nel 2009 a confronto con i valori di biovolume misurati nel 2007-2008.

4.3.2. Distribuzione orizzontale

Per quanto riguarda la distribuzione orizzontale del batterioplancton, la sua abbondanza cresce secondo un gradiente nord-sud (Fig. 4.25) come già è emerso nell'anno precedente. Il numero medio di cellule batteriche è infatti $3,4$ e $3,9 \text{ cell } 10^6 \text{ ml}^{-1}$, rispettivamente nelle stazioni settentrionali e meridionali del lago. Pure degno di nota è il fatto che la distribuzione spaziale del batterioplancton rispecchia quella del PON, mostrando anch'essa l'esistenza di una differenza statisticamente significativa tra stazioni pelagiche e litorali (t test $p < 0,001$). Questa concordanza supporta l'ipotesi che il particellato reperibile nelle stazioni pelagiche sia più colonizzato dai popolamenti

batterici. Anche il carbonio delle cellule batteriche (Fig. 4.26) calcolato a partire dal numero di cellule usando il fattore di conversione allometrico proposto da Norland *et al.* (1987) mostra una distribuzione orizzontale simile a quella dell'abbondanza dei popolamenti batterici. Il carbonio batterico così valutato arriva ad essere una frazione importante di tutta la sostanza organica particellata presente nelle acque epilimniche del Lago Maggiore, costituendo fino al 20 % circa del POC.

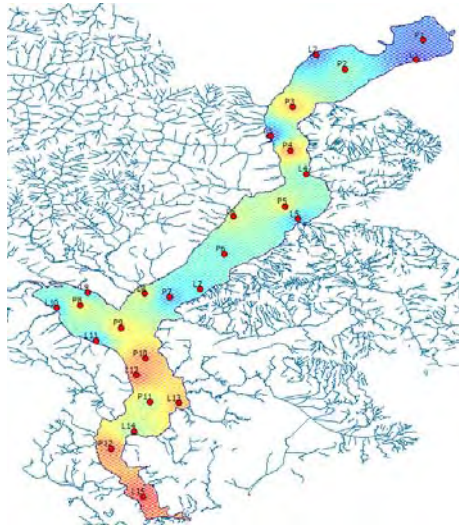


Fig. 4.25. Distribuz. spaziale del batterioplancton eterotrofo. (rosso-blu: $4-3 \text{ cell } 10^6 \text{ ml}^{-1}$).

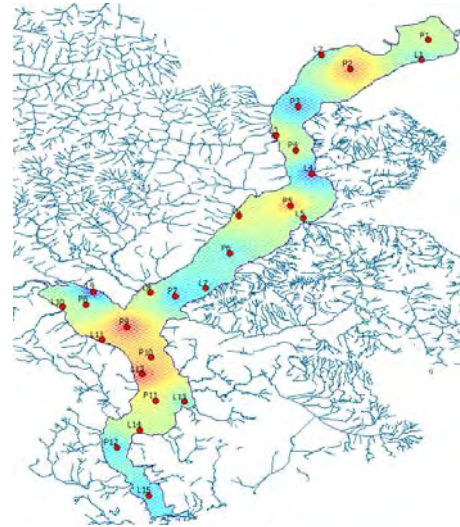


Fig. 4.26. Distribuz. spaziale del carbonio organico batterico (rosso-blu: $100-50 \mu\text{g l}^{-1}$).

Questo fatto riveste un notevole interesse ecologico perché permette di valutare il ruolo quantitativo della biomassa batterica come sorgente di energia per i primi anelli della catena alimentare. In altre parole, fenomeni come modificazioni di temperatura o di substrato organico che producessero scostamenti significativi dai valori sopra menzionati, determinerebbero nel medio termine modificazioni dei successivi anelli della catena alimentare.

In conclusione, si possono individuare nel Lago Maggiore una zona più settentrionale con un più modesto popolamento batterico. Questa va gradatamente sfumando in una zona meridionale ove i parametri caratterizzanti la catena alimentare microbica assumono valori più elevati. Allo stato attuale questo gradiente non va visto tanto come un succedersi di stati trofici diversi quanto piuttosto come un gradiente di vulnerabilità dell'ecosistema. È quindi importante continuare questo monitoraggio per essere in grado di identificare precocemente eventuali involuzioni del sistema.

BIBLIOGRAFIA

- Norland, S., M. Heldal & O. Tumyr. 1987. On the relation between dry matter and volume of bacteria. *Microbial Ecology*, 13: 95-101.
- Porter, K.G. & Y.S. Feig. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 943-948.
- Bertoni, R., W. Ambrosetti & C. Callieri. 2010. Physical constrains in the deep hypolimnion of Lake Maggiore (Northern Italy) as shaping factors of Bacteria and Archaea success within habitat. *Adv. in Ocen. and Limnol.* (in stampa).

5. IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, BILANCIO DEI NUTRIENTI

5.1. Chimica lacustre

5.1.1. Chimismo di base

I campionamenti nella zona di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa) nel 2009 sono stati eseguiti mensilmente con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I prelievi hanno interessato le profondità 0, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri. In data 17 Marzo e 21 Settembre si sono effettuati inoltre dei prelievi (superficie, -5, -10, -20, -30, -50, -100 metri) nella stazione di Lesa, collocata nella parte meridionale del lago, allo scopo di evidenziare eventuali differenze rispetto alla stazione di centro lago.

I valori di pH, conducibilità ed il bilancio ionico delle due stazioni sono messi a confronto in tabella 5.1, considerando i dati del campionamento di Marzo, mese in cui è massima l'estensione verticale del mescolamento tardo invernale. I dati si riferiscono a valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo per il periodo 2005-2009.

Tab. 5.1. Bilancio ionico (meq l^{-1}), pH e conducibilità a 20 °C (Cond.; $\mu\text{S cm}^{-1}$) alla circolazione primaverile delle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi) nelle stazioni di Ghiffa e Lesa nel quinquennio 2005-2009.

| | GHIFFA | | | | | LESA | | | | |
|-------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 14.03.05 | 13.03.06 | 12.03.07 | 10.03.08 | 16.03.09 | 15.03.05 | 14.03.06 | 13.03.07 | 11.03.08 | 17.03.09 |
| HCO ₃ ⁻ | 0,81 | 0,82 | 0,83 | 0,83 | 0,82 | 0,81 | 0,82 | 0,82 | 0,83 | 0,82 |
| SO ₄ ⁼ | 0,61 | 0,63 | 0,61 | 0,61 | 0,61 | 0,60 | 0,63 | 0,61 | 0,64 | 0,61 |
| Cl ⁻ | 0,07 | 0,07 | 0,08 | 0,07 | 0,08 | 0,07 | 0,07 | 0,08 | 0,08 | 0,08 |
| NO ₃ ⁻ | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 |
| Σ anioni | 1,55 | 1,58 | 1,58 | 1,57 | 1,57 | 1,54 | 1,58 | 1,58 | 1,61 | 1,57 |
| Ca ⁺⁺ | 1,13 | 1,13 | 1,16 | 1,15 | 1,14 | 1,12 | 1,16 | 1,17 | 1,15 | 1,13 |
| Mg ⁺⁺ | 0,31 | 0,31 | 0,31 | 0,31 | 0,31 | 0,30 | 0,31 | 0,31 | 0,31 | 0,30 |
| Na ⁺ | 0,12 | 0,12 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,12 | 0,12 | 0,13 | 0,14 | 0,14 |
| K ⁺ | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| Σ cationi | 1,59 | 1,60 | 1,63 | 1,63 | 1,62 | 1,58 | 1,63 | 1,65 | 1,64 | 1,61 |
| Σ ioni | 3,14 | 3,18 | 3,21 | 3,20 | 3,19 | 3,11 | 3,21 | 3,23 | 3,25 | 3,19 |
| pH | 7,38 | 7,45 | 7,49 | 7,38 | 7,41 | 7,49 | 7,42 | 7,56 | 7,54 | 7,56 |
| Cond. | 147 | 148 | 150 | 153 | 152 | 146 | 150 | 150 | 154 | 151 |

I dati della tabella 5.1 confermano la sostanziale stabilità del chimismo di base in entrambe le stazioni. Sia le concentrazioni ioniche che i valori di pH e conducibilità non variano infatti in modo significativo da un anno all'altro. Gli ultimi anni sono stati caratterizzati da una lieve tendenza all'aumento del contenuto ionico totale, confermato anche dai valori di conducibilità. L'aumento, pur se limitato a 1-2 meq l^{-1} , sembra interessare principalmente le concentrazioni di calcio, bicarbonati, sodio e cloruri, come discusso in maggior dettaglio nella parte relativa ai trend di alcalinità e conducibilità.

Anche il contributo percentuale dei diversi ioni al contenuto ionico totale è rimasto pressoché invariato nel 2009 rispetto agli anni precedenti, con calcio e bicarbonati a rappresentare più del 60%, seguiti da solfati, magnesio e sodio (rispettivamente 19, 10 e 4%), mentre il contributo di nitrati, cloruri e potassio è attorno all'1-2% del totale.

I dati della tabella 5.1 evidenziano chiaramente come le due stazioni, quella di centro lago, a Ghiffa, e quella nella zona meridionale, a Lesa, presentino un chimismo del tutto simile al periodo della circolazione. Anche considerando i dati del campionamento di Settembre, in condizioni di stratificazione, si può osservare come i profili delle principali variabili chimiche nello strato da 0 a 100 m di profondità siano analoghi nelle due stazioni (Fig. 5.1).

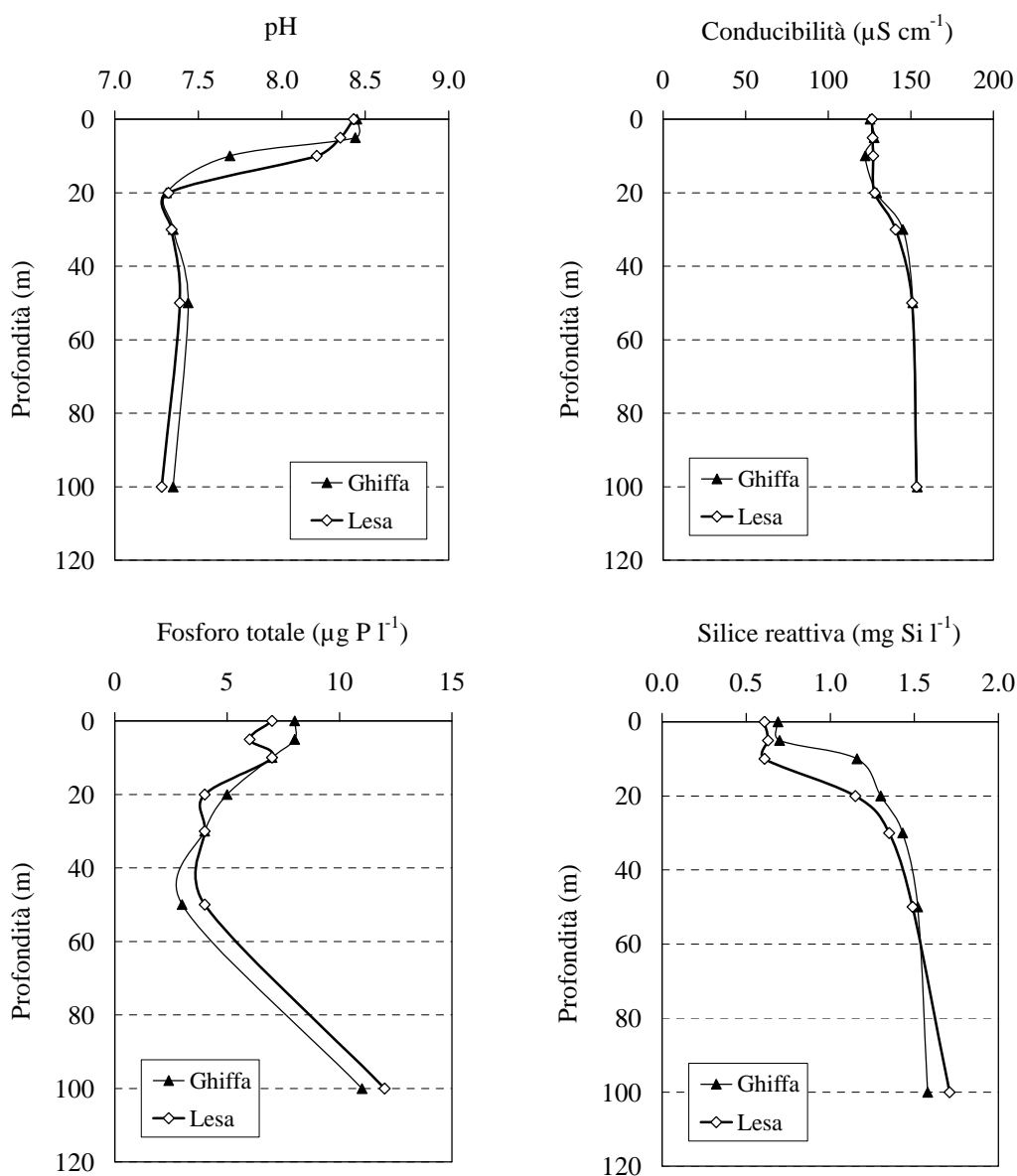


Fig. 5.1 Profili di pH, conducibilità, fosforo totale e silice reattiva nello strato da 0 a 100 m nelle stazioni di Ghiffa e Lesa rilevati nei campionamenti del 22 e 21 settembre 2009, rispettivamente.

Questi dati sembrano dimostrare una sostanziale stabilità spaziale nel chimismo delle acque lacustri. Il tema della differenza tra la stazione di centro lago ed altri punti di campionamento viene ripreso nel paragrafo sulla distribuzione orizzontale (5.1.4).

La figura 5.2 mostra i valori medi di pH ed ossigeno misurati nello strato epilimnico (0-25 m) della stazione pelagica di Ghiffa nell'ultimo decennio (2000-2009). Gli andamenti stagionali di entrambe le variabili risentono dei processi biologici che interessano le acque superficiali (fotosintesi e respirazione) e del rimescolamento della colonna, presentando massimi nei mesi estivi, a causa della produzione da parte del fitoplancton, e minimi nei mesi tardo invernali.

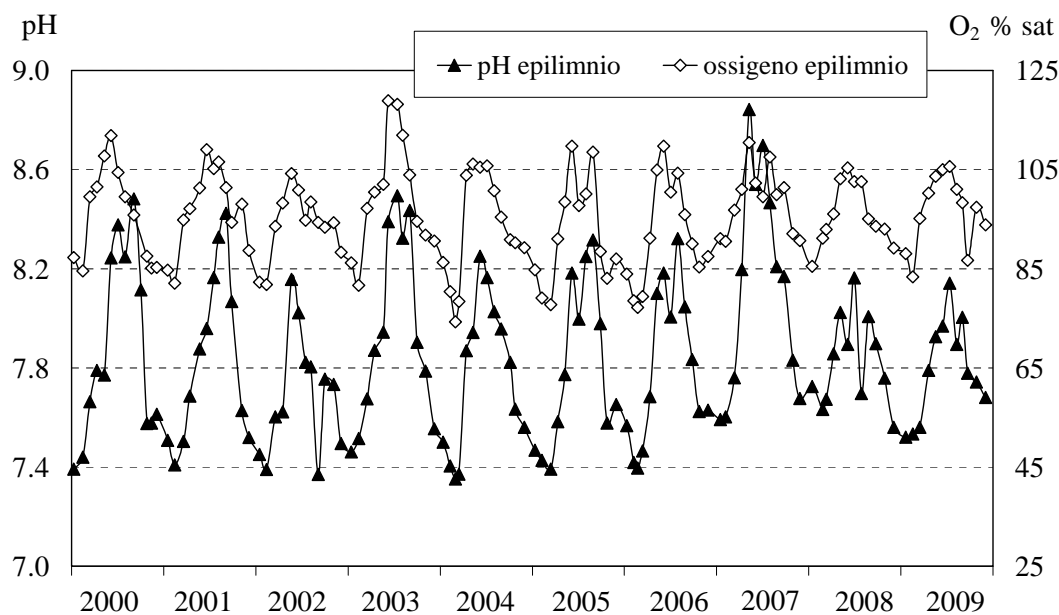


Fig. 5.2 Lago Maggiore nel periodo 2000-2009: pH e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (0-25 m) (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Per quanto riguarda l'andamento dei valori epilimnici di pH, la figura 5.2 evidenzia un andamento differente per il biennio 2008-2009 rispetto agli anni precedenti: i massimi estivi si sono infatti mantenuti al di sotto di 8,2, rispetto a valori compresi generalmente tra 8,3 e 8,5, ed i minimi invernali non sono scesi al di sotto di 7,5-7,6, risultando quindi più elevati rispetto ai valori degli inverni precedenti (7,4 unità di pH). Nel complesso quindi l'escursione stagionale dei valori di pH sembra essersi ridotta negli ultimi due anni (Fig. 5.2).

Un'analoga osservazione può essere fatta per l'ossigeno, espresso come percentuale di saturazione: anche se in modo meno evidente rispetto ai valori di pH, anche l'ossigeno infatti ha mostrato negli anni 2008-2009 variazioni stagionali leggermente meno accentuate rispetto agli anni precedenti, rimanendo compreso tra 83-85% nei mesi invernali e 105-106% in quelli estivi (Fig. 5.2).

La ridotta variabilità stagionale di pH e ossigeno nell'ultimo biennio potrebbe dipendere da un minor controllo da parte della produzione primaria, a causa di una riduzione nella presenza di alcuni gruppi di diatomee nel periodo primaverile e di cianobatteri nei mesi estivi. Questo potrebbe essere dovuto alla bassa temperatura

dell'aria nella primavera del 2008 e 2009, che ha rallentato lo sviluppo del fitoplancton, con un effetto che si è protratto fino ai mesi estivi. Un altro fattore importante può essere il livello del lago che si è mantenuto elevato anche nei mesi estivi negli anni 2008-2009, fattore questo che sembra ostacolare lo sviluppo di cianobatteri (Bertoni *et al.*, 2007).

Gli andamenti di alcalinità e conducibilità, in epilimnio e nell'intero lago, nel periodo 2000-2009, sono riportati rispettivamente nelle figure 5.3 e 5.4. Rispetto alle anomalie riscontrate in alcuni anni (es. 2003, 2005, 2006), nel 2009 l'andamento stagionale di queste due variabili è stato invece quello tipico che caratterizza le acque lacustri, con un picco nei mesi primaverili, seguito da un calo estivo dovuto al fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio. Questo processo determina un brusco calo delle concentrazioni di diversi soluti, principalmente calcio, carbonati e bicarbonati; trattandosi degli ioni che maggiormente contribuiscono al contenuto ionico totale, si osserva anche una riduzione del valore di conducibilità (Fig. 5.3 e 5.4).

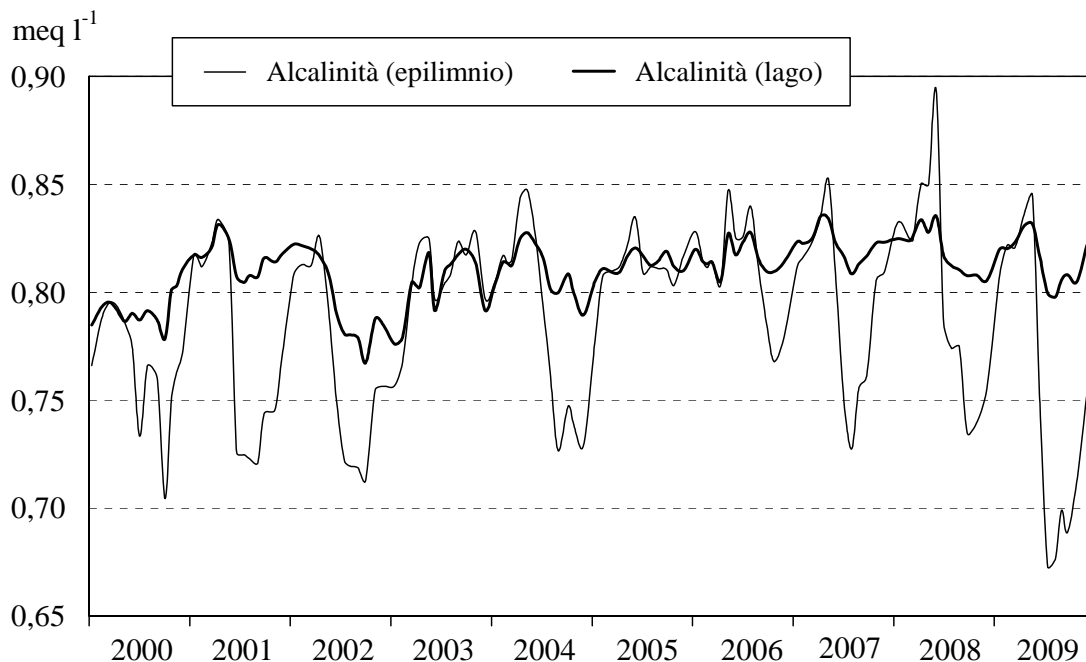


Fig. 5.3. Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2000-2009 dei valori medi ponderati sui volumi d'alcalinità totale nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

Rispetto agli anni precedenti, nel 2009 il calo estivo dei valori è stato particolarmente accentuato, raggiungendo a Luglio minimi di $0,67 \text{ meq l}^{-1}$ e $124 \mu\text{S cm}^{-1}$ per alcalinità e conducibilità, rispettivamente. I massimi primaverili ($0,85 \text{ meq l}^{-1}$ e $151-152 \mu\text{S cm}^{-1}$), pur non raggiungendo i valori elevati del 2008, sono risultati in linea con quelli degli anni 2006-2007. Per quanto riguarda l'andamento a lungo termine dei valori medi sulla colonna d'acqua, il 2009 ha fatto registrare una battuta d'arresto nell'aumento dei valori rilevato nell'ultimo decennio, in particolare dal 2003 in poi. Per interpretare correttamente il trend delle variabili è necessario comunque considerare tutti i dati disponibili, e non limitarsi ad un singolo anno che potrebbe aver risentito in misura maggiore di particolari condizioni meteorologiche. Questo potrebbe essere il caso del 2009, caratterizzato da precipitazioni abbondanti, soprattutto nei periodi primaverile ed

estivo (731 e 662 mm rispettivamente, nella stazione di Pallanza, rispetto a 464 e 458 mm come valori medi del periodo 1955-2008). Le precipitazioni potrebbero infatti aver determinato l'accentuato calo estivo dei valori di conducibilità e alcalinità nelle acque epilimniche (Fig. 5.3 e 5.4).

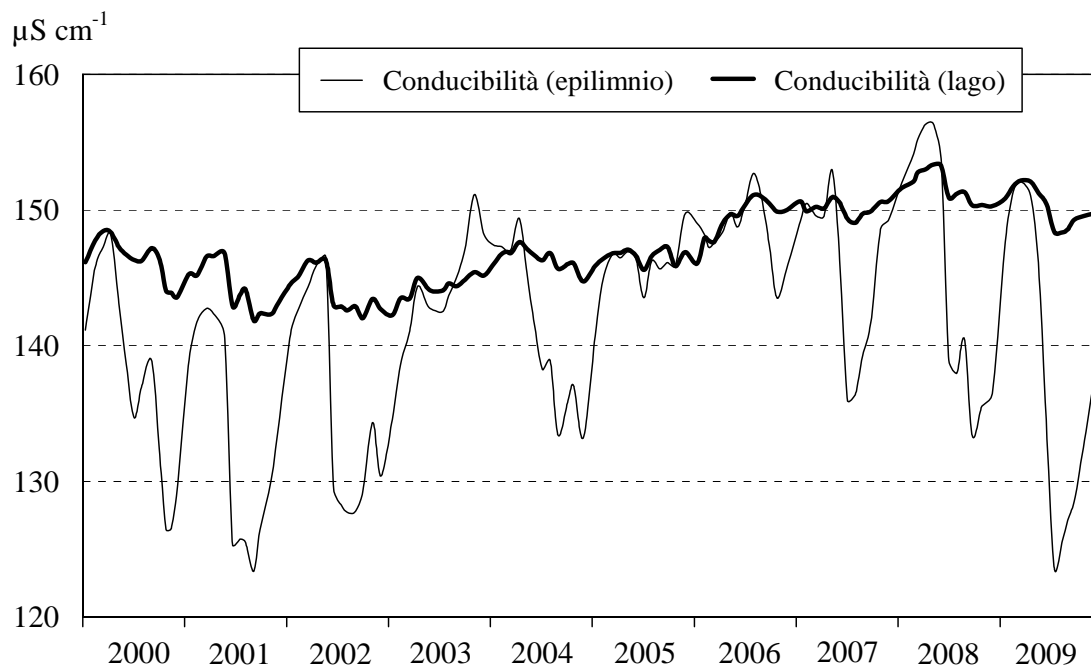


Fig. 5.4. Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 2000-2009 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20 °C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

Considerando tutta la serie storica dei dati, come valori medi annui (Fig. 5.5), il trend in aumento di conducibilità e alcalinità è confermato, pur con una lieve flessione dei valori nel 2009. L'andamento delle due variabili appare molto simile fino al 2003, anno dopo il quale la conducibilità presenta un aumento più accentuato. Ciò potrebbe derivare dall'aumento nelle concentrazioni di altri soluti, quali sodio e cloruri (vedi Tab. 5.1).

Queste tendenze nel loro complesso potrebbero essere messe in relazione a fattori meteo-climatici che hanno dei riflessi sul chimismo delle acque, quali: una maggior concentrazione dei soluti, in particolare nei mesi estivi, per effetto del riscaldamento degli strati d'acqua superficiali; un maggior apporto di soluti dal bacino a causa di una maggior frequenza ed intensità di eventi di precipitazioni brevi e intense (Ambrosetti *et al.*, 2006); un dilavamento più accentuato di rocce e suoli nei bacini versanti, nelle parti in quota, a causa di una riduzione del periodo di copertura nevosa (Rogora *et al.*, 2003).

Per quanto riguarda sodio e cloruri in particolare, la tendenza all'aumento delle concentrazioni interessa anche le acque di alcuni dei maggiori torrenti tributari, e potrebbe quindi essere attribuita al dilavamento del sale utilizzato come antigelo nei mesi invernali. In tutti i casi si tratta di ipotesi che, per poter essere verificate, necessitano il mantenimento del monitoraggio e l'aggiornamento delle serie storiche esistenti.

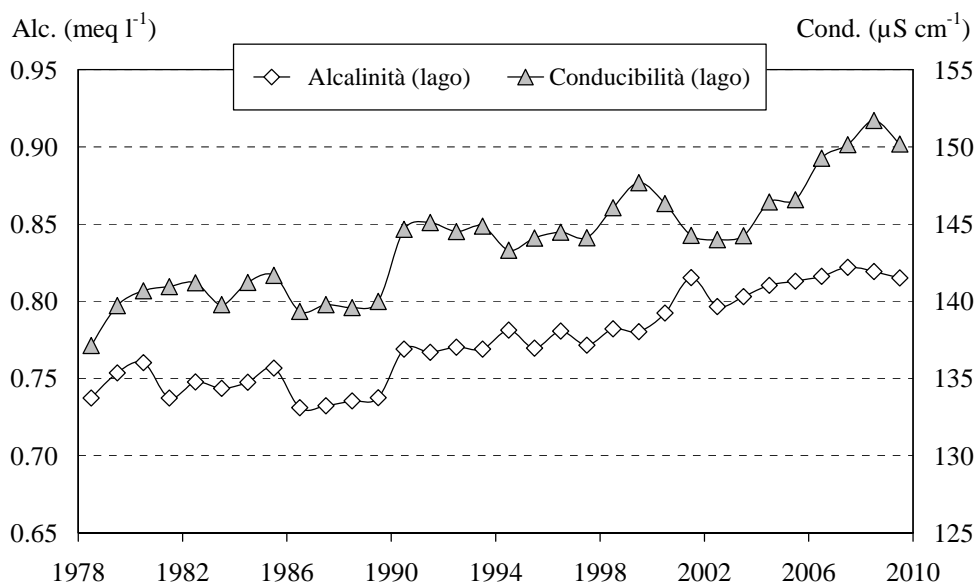


Fig. 5.5. Lago Maggiore: andamento dal 1978 al 2009 dei valori medi annui di conducibilità e alcalinità (valori medi ponderati dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

5.1.2. Composti dell'azoto, del fosforo e dei silicati

La figura 5.6 riporta i valori medi ponderati sulla colonna d'acqua di azoto nitrico e totale nella stazione di Ghiffa dal 2000 al 2009. Quasi il 90% del contenuto di azoto totale delle acque lacustri è rappresentato dall'azoto nitrico, mentre la parte restante è a carico dell'azoto organico, le cui concentrazioni in epilimnio sono riportate in figura 5.7, insieme a quelle di azoto nitrico e totale nello stesso strato (0-25 m).

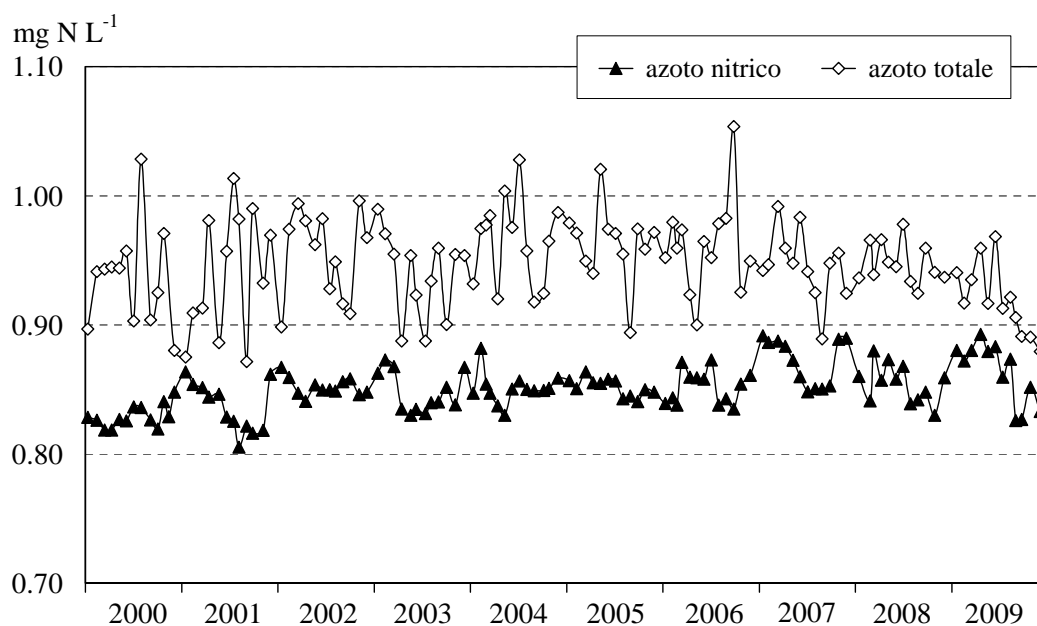


Fig. 5.6. Lago Maggiore: concentrazioni di azoto totale e nitrico nel decennio 2000-2009 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

I nitrati nel 2009, come media sulla colonna d'acqua, sono risultati compresi tra 0,88-0,89 e 0,83 mg N l⁻¹. L'azoto totale ha raggiunto i massimi di 0,96-0,97 mg N l⁻¹ nei mesi estivi per poi scendere a valori inferiori a 0,90 mg N l⁻¹ a partire da Settembre (Fig. 5.6). Le concentrazioni di azoto nitrico nel 2009 sono state in linea con quelle rilevate negli ultimi anni, confermando una lieve tendenza all'aumento dei valori nel tempo (da 0,80-0,82 mg N l⁻¹ alla fine degli anni '90 a 0,86-0,88 mg N l⁻¹ negli anni più recenti). Questa tendenza può essere spiegata dall'aumento degli apporti di nitrati a lago dalle acque dei tributari, interessate nella maggior parte dei casi da un trend positivo delle concentrazioni di nitrati. Queste a loro volta sono un effetto degli apporti atmosferici di azoto, particolarmente elevati nell'areale del bacino imbrifero del Lago Maggiore, che determinano una progressiva saturazione di azoto dei suoli con rilascio di nitrati alle acque superficiali (Rogora *et al.*, 2006; Rogora, 2007). Per l'azoto totale il trend non appare altrettanto evidente, probabilmente a causa della maggior variabilità interannuale delle concentrazioni (Fig. 5.6).

Anche l'andamento in epilimnio dei composti dell'azoto, compreso l'azoto organico, nel 2009 non ha presentato scostamenti significativi rispetto agli anni precedenti (Fig. 5.7). Le concentrazioni di azoto nitrico e totale presentano un andamento stagionale caratterizzato da massimi invernali (0,89 e 1,00 mg N l⁻¹, rispettivamente) e minimi estivi (0,65 e 0,76 mg N l⁻¹), a causa del consumo di nitrati da parte delle alghe fitoplanctoniche. Questi valori nel 2009 sono risultati solo leggermente inferiori a quelli del 2008; lo stesso è avvenuto per livelli di azoto organico, compreso tra 0,05 e 0,16 mg N l⁻¹ (Fig. 5.7).

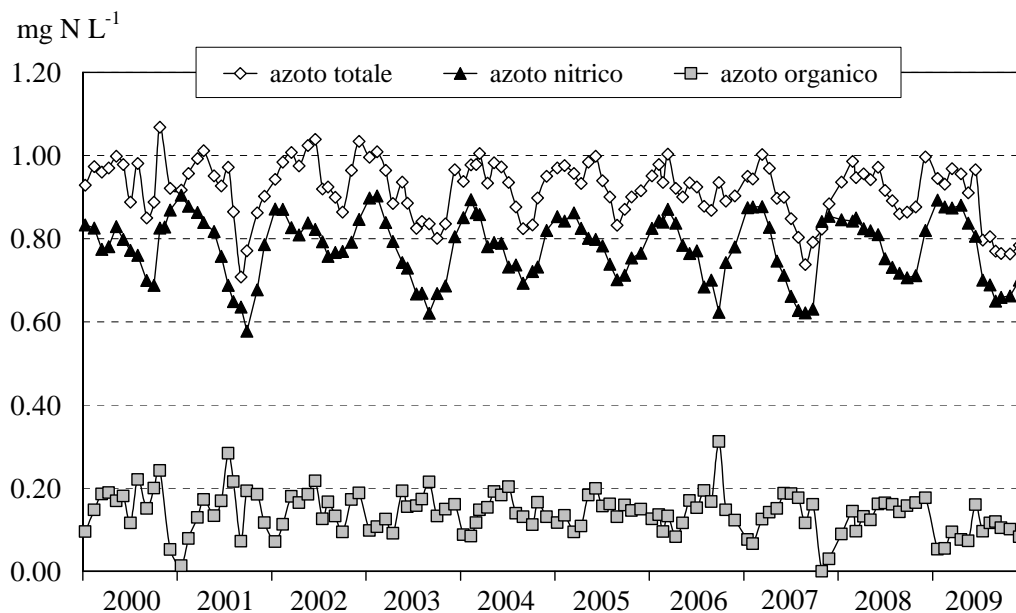


Fig. 5.7 Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel decennio 2000-2009.

Le concentrazioni sia di azoto nitrico che totale rilevate nella stazione di Lesa sono risultate leggermente inferiori a quelle della stazione di massima profondità nel mese di Settembre (0,68-69 rispetto a 0,72-0,74 alle profondità 0 e 10 m per quanto riguarda l'azoto totale). A Marzo i valori di azoto totale sono stati invece leggermente più elevati

a Lesa al di sotto dei 10 m di profondità, ma le differenze, dell'ordine di 0,05-0,06 mg N l⁻¹, rientrano nella normale variabilità delle concentrazioni.

Le concentrazioni di azoto nitroso, determinato esclusivamente nei campionamenti di Marzo e Settembre, sono state pari rispettivamente a 1 e 4 µg N l⁻¹ nelle acque epilimniche, risultando pressoché assenti se si considera la media sull'intera colonna d'acqua. Le concentrazioni epilimniche e medie di azoto ammoniacale si sono mantenute al di sotto di 18 e 6 µg N l⁻¹, rispettivamente, nel corso del 2009. A Lesa le concentrazioni sono state pari a 1-2 µg N l⁻¹ a Marzo e comprese tra 1 e 13 µg N l⁻¹ a Settembre.

La figura 5.8 riporta le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di Ghiffa nel periodo 2000-2009. I dati del 2009 confermano un'ulteriore tendenza alla diminuzione dei valori osservata negli ultimi 3-4 anni, con concentrazioni di fosforo totale che, anche nei mesi estivi, si mantengono attorno a 10-11 µg P l⁻¹. Anche i valori di fosforo reattivo nel 2009 sono stati compresi tra 6 e 8 µg P l⁻¹, con massimi primaverili (8 µg P l⁻¹ ad Aprile) e minimi a fine estate (µg P l⁻¹ a fine Agosto).

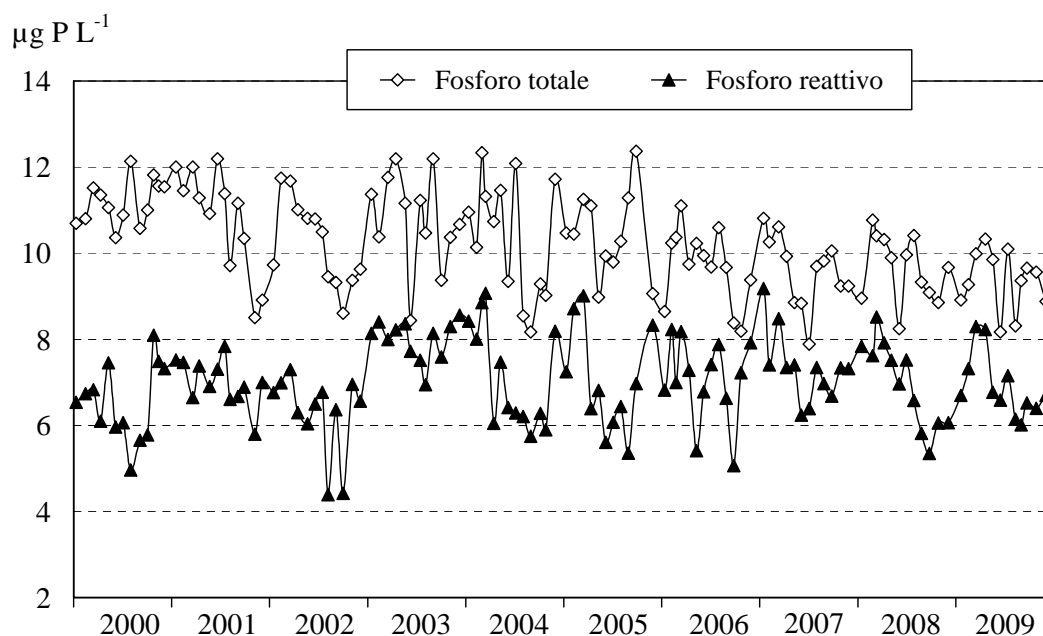


Fig. 5.8 Lago Maggiore: andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel decennio 2000-2009 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nel 2009 le concentrazioni medie annue sono state pari a 7 e 10 µg P l⁻¹ rispettivamente sull'intera colonna d'acqua, 3 e 6 µg P l⁻¹ nelle acque epilimniche e 8 e 10 µg P l⁻¹ in ipolimnio, valori pressoché identici a quelli del 2007 e 2008.

Nella stazione di Lesa si sono misurate concentrazioni di fosforo reattivo e totale del tutto simili a quelle della stazione di massima profondità, sia a Marzo che a Settembre, come dimostrato anche dal profilo in figura 5.1.

I dati degli anni più recenti (2006-2009) sembrano indicare quindi un ulteriore miglioramento qualitativo delle acque per quanto riguarda i livelli di fosforo, dopo il raggiungimento di una condizione di oligotrofia già a partire dagli anni '90. I dati

relativi ai carichi di fosforo veicolati dai tributari indicano in effetti per il 2009 una lieve riduzione rispetto al 2008, imputabile per lo più alle condizioni idrologiche (apporti atmosferici elevati e maggior diluizione dei carichi di nutrienti veicolati a lago). Come descritto nel paragrafo 5.2, alcuni dei tributari sono però caratterizzati da concentrazioni ancora troppo elevate di nutrienti, sia fosforo che azoto, che possono determinare effetti negativi sulle acque litorali interessate dai loro apporti.

Per quanto riguarda i silicati reattivi, le concentrazioni medie annue in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua nel 2009 sono state pari rispettivamente a 1,17, 1,67 e 1,60 mg Si l⁻¹, leggermente superiori a quelle degli anni precedenti. I valori epilimnici infatti, nei mesi estivi, si sono mantenuti attorno a 1 mg Si l⁻¹, a differenza di quanto accaduto negli altri anni, quando, a causa del consumo da parte delle diatomee, i valori scendevano a circa 0,4-0,5 mg Si l⁻¹. I massimi nei mesi invernali sono stati pari a 1,4-1,5 mg Si l⁻¹, di poco superiori a quelli degli anni 2007 e 2008 (Fig. 5.9).

Nel complesso i valori medi a lago di silicati nell'ultimo decennio risultano pressoché stabili, con un temporaneo aumento delle concentrazioni negli anni tra il 2000 ed il 2002, a causa probabilmente di una mobilitazione della riserva lacustre di materiali silicei a seguito delle piene. In generale si può affermare che la variabilità interannuale dei silicati risente principalmente di fattori meteo-climatici, essendo questi ultimi il principale fattore di controllo dello sviluppo del fitoplancton. Il minimo del Maggio 2007, ad esempio, si è verificato in corrispondenza di un massiccio sviluppo di diatomee tra Aprile e Giugno, principalmente a carico della specie *Tabellaria flocculosa* (C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania, 2007).

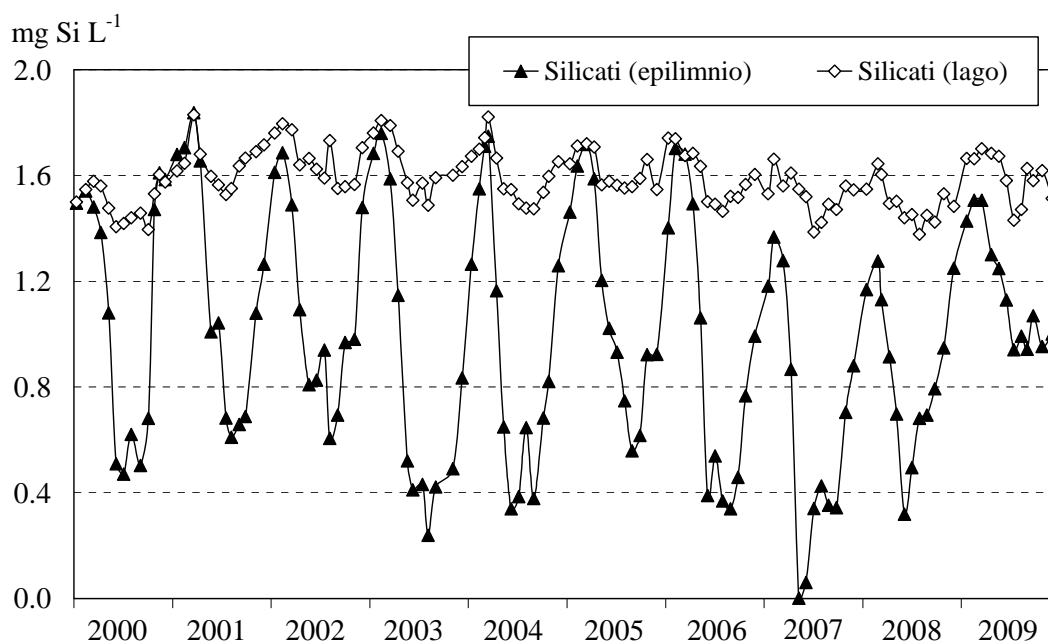


Fig. 5.9 Lago Maggiore (Ghiffa). Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel decennio 2000-2009.

Nella stazione di Lesa le concentrazioni medie sulla colonna di silicati reattivi nei campionamenti di Marzo e Settembre sono state pari rispettivamente a 1,59 e 1,38 mg Si l⁻¹, leggermente inferiori a quelle della stazione di massima profondità (Fig. 5.1). Per

una discussione più approfondita sulla variabilità spaziale dei valori di silice si rimanda al paragrafo 5.1.4.

5.1.3 Ossigeno disciolto

L'andamento del contenuto medio e della saturazione di ossigeno nel periodo 2000-2009 è riportato nelle figure 5.10 e 5.11, che si riferiscono rispettivamente allo strato al di sotto dei 200 m di profondità ed all'intero ipolimnio (25-370 m).

Entrambe le figure evidenziano un temporaneo aumento dei valori nel periodo tra il 2004 ed il 2007, dopodiché negli anni più recenti le concentrazioni di ossigeno si sono riportate su valori simili a quelli del 2002-2003. Nel 2009 il contenuto medio nelle acque al di sotto dei 200 m, che rimangono generalmente segregate dalla massa d'acqua sovrastante, è stato compreso tra 7,2 e 7,8 mg O₂ l⁻¹, con una percentuale di saturazione corrispondente del 60-65% (Fig. 5.10). Nell'intero ipolimnio si sono rilevati valori tra 8,8-8,9 mg O₂ l⁻¹ nei mesi estivi e 8,3 mg O₂ l⁻¹ in inverno (Fig. 5.11).

Il 2009 è stato caratterizzato da temperature superiori alla media pressoché in tutti i mesi dell'anno (13,9 °C come valore medio annuo rispetto a 12,5 °C del periodo 1955-2008), oltre che da ventosità poco accentuata nei mesi tardo-invernali e radiazione solare elevata, fattori questi sfavorevoli alla circolazione verticale. La massima profondità di mescolamento nel 2009 è stata infatti di circa 100 m. Nel 2007 e 2008 erano stati raggiunti valori di 50 m, mentre il mescolamento si era spinto più in profondità negli anni 2004-2005 (200-250 m), spiegando così l'andamento dei tenori di ossigeno (Fig. 5.10 e 5.11).

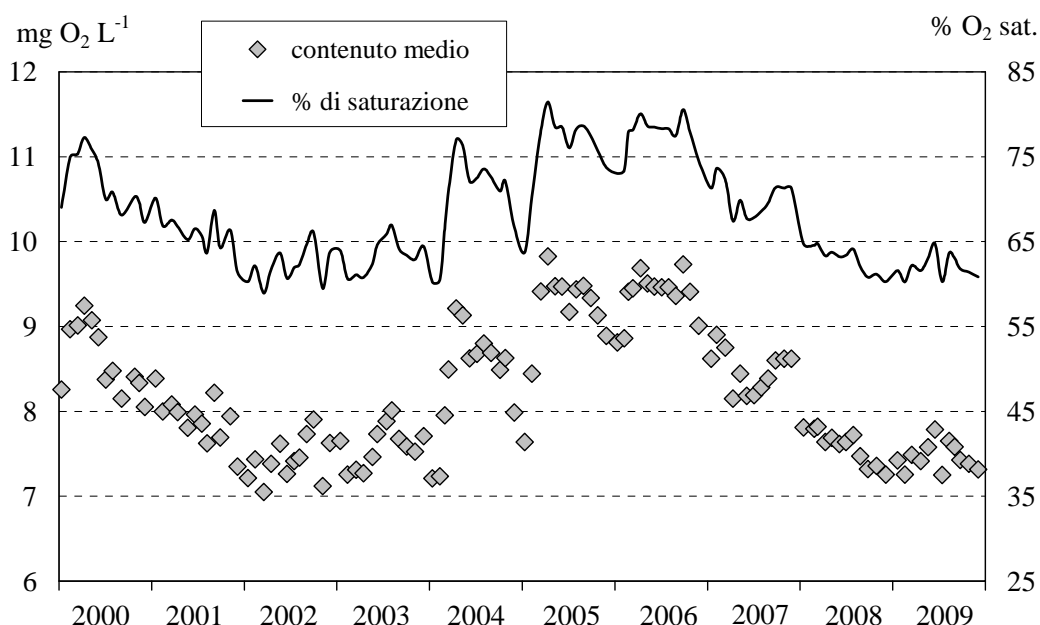


Fig. 5.10. Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2000-2009 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione al di sotto dei 200 metri di profondità.

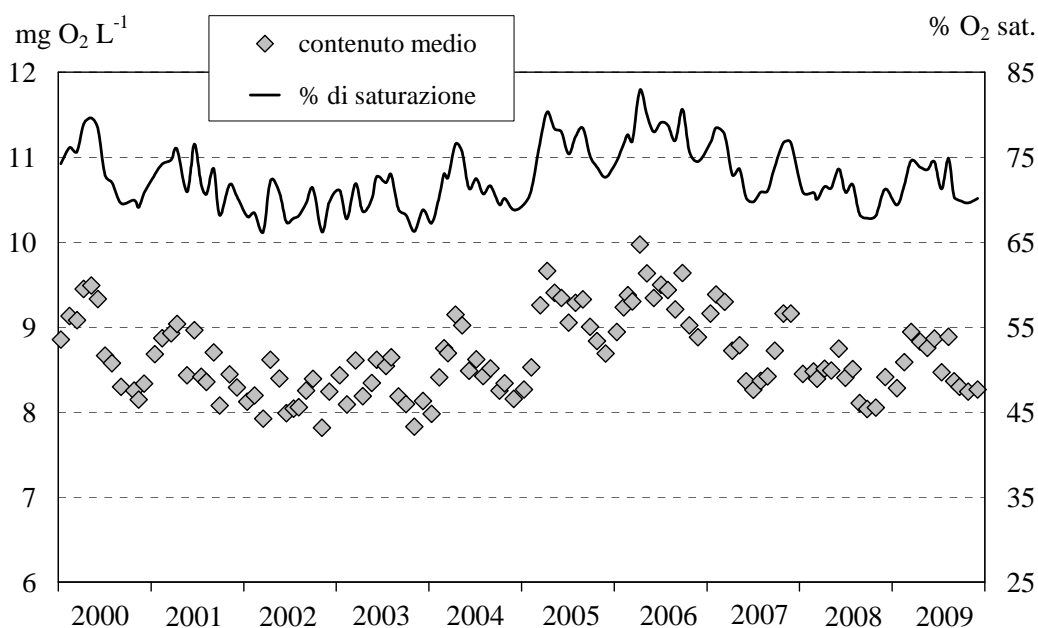


Fig. 5.11. Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 2000-2009 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione in ipolimnio (25-370 m).

Nel complesso comunque i valori dell'ossigeno nell'ultimo decennio si sono mantenuti sempre su valori abbastanza elevati, al di sopra di $7,0 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (60% di saturazione) nello strato 200-370 m (Fig. 5.10) e di $8,0 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (65% di saturazione) nell'intero ipolimnio (Fig. 5.11), confermando il buon livello di ossigenazione delle acque profonde. Alla stessa conclusione portano anche i dati della stazione di Lesa, dove, nello strato compreso tra 25 e 100 m di profondità, il contenuto di ossigeno è risultato pari a $10,8$ e $8,5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (90 e 73% come percentuale di saturazione), rispettivamente a Marzo e Settembre 2009.

5.1.4. Variazioni spaziali delle variabili chimiche

La variabilità nella distribuzione spaziale delle principali variabili chimiche è stata valutata eseguendo dei campionamenti in 27 stazioni, 12 pelagiche e 15 litorali, queste ultime disposte in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri. I prelievi hanno avuto luogo il 22 Luglio 2009, e le variabili chimiche principali (pH, conducibilità, alcalinità, fosforo reattivo e totale, azoto totale e silicati reattivi) sono state determinate su un campione integrato rappresentativo dello strato 0-20 m (Fig. 5.12).

In generale si può osservare come le variabili chimiche considerate non mostrino una variabilità particolarmente accentuata nei diversi punti del lago. pH, conducibilità e alcalinità presentano un andamento spaziale abbastanza simile, con i valori più elevati nella parte centrale e meridionale del lago; la variabilità è comunque contenuta, essendo inferiore ad 1 unità per i valori di pH e attorno a $7 \mu\text{S cm}^{-1}$ e $0,10 \text{ meq l}^{-1}$ per conducibilità e alcalinità, rispettivamente (Fig. 5.12).

Per quanto riguarda i nutrienti, il fosforo totale mostra una distribuzione spaziale pressoché opposta rispetto a quella della silice: i valori massimi di fosforo, pari a $11-12 \mu\text{g P l}^{-1}$, caratterizzano infatti la parte meridionale del lago, scendendo a $6-7 \mu\text{g P l}^{-1}$

nelle stazioni, sia pelagiche che litorali, della zona centro-settentrionale; la silice mostra invece le concentrazioni più alte a nord (1,3-1,5 mg Si l⁻¹) ed i minimi (0,50-0,70 mg Si l⁻¹) nelle stazioni meridionali. L'azoto totale infine presenta una distribuzione più disomogenea, senza differenze marcate tra nord e sud del lago: i minimi (0,72-0,73 mg N l⁻¹) sono stati rilevati nelle stazioni del Golfo Borromeo, mentre i valori più elevati caratterizzano la sponda occidentale e la punta meridionale del lago (Fig. 5.12).

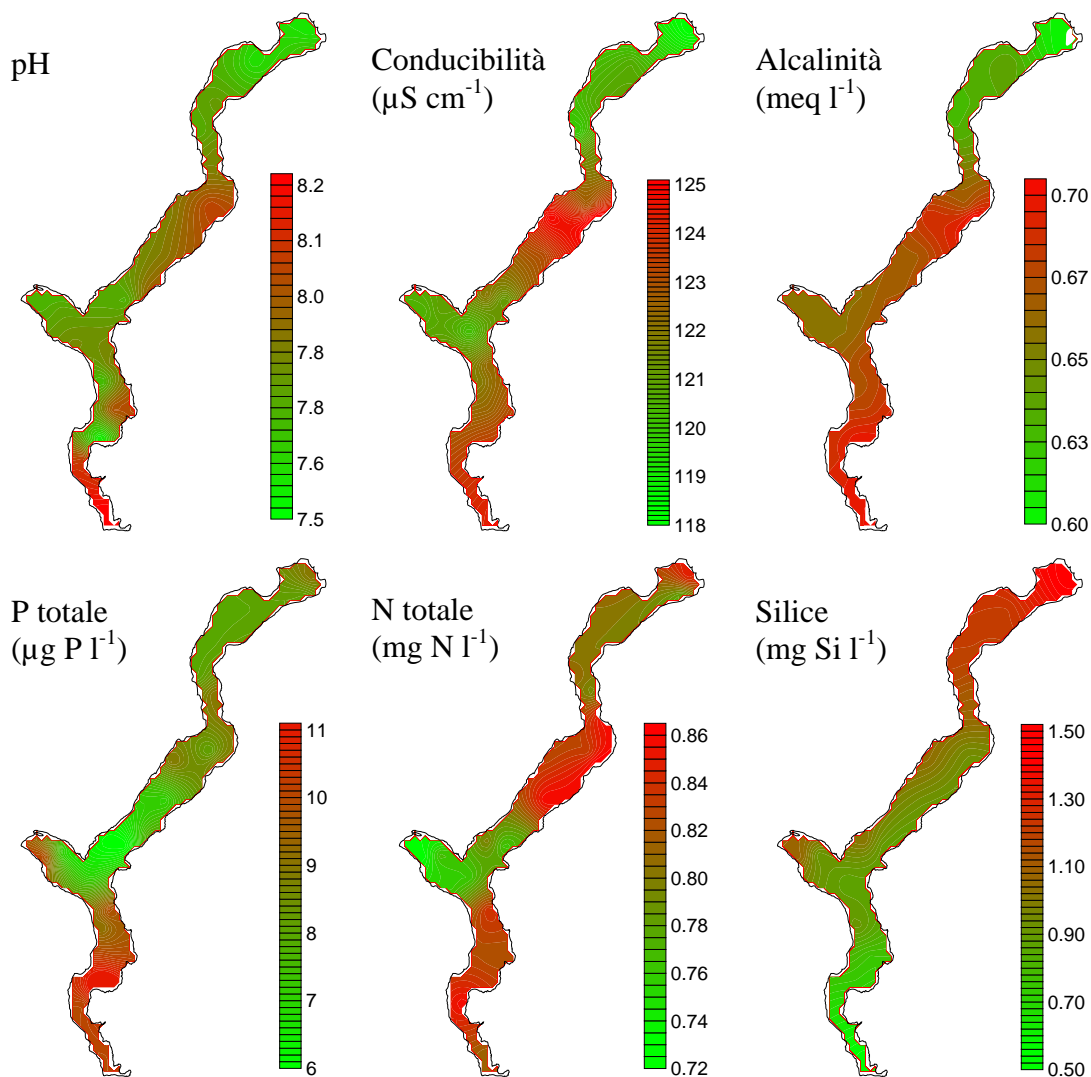


Fig. 5.12. Lago Maggiore, distribuzione orizzontale di alcune variabili chimiche in base ai rilievi eseguiti in 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali il 22 Luglio 2009 (campioni integrati relativi allo strato 0-20 m).

Nell'interpretazione di questi dati bisogna tener conto del fatto che essi si riferiscono ad un momento stagionale preciso, quello della stratificazione estiva. La variabilità spaziale dei nutrienti può essere fortemente influenzata dalla collocazione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici, in particolare da fenomeni di fioriture algali a livello locale, oltre che, soprattutto nel caso delle stazioni litorali, dagli apporti a lago dai tributari.

Le zone antistanti la foce di immissari quali Boesio e Bardello, in territorio lombardo, risentono inevitabilmente di effetti, anche se localizzati, sul chimismo delle acque, in particolare sulle concentrazioni di nutrienti. Questi due corsi d'acqua, così come il Vevera, anch'esso caratterizzato da concentrazioni abbastanza elevate di nutrienti, sfociano nella parte meridionale del lago; le maggiori concentrazioni di fosforo in questa zona potrebbero quindi dipendere dagli apporti di questi tributari.

Analogamente l'accumulo di silice nella parte settentrionale del lago potrebbe derivare dagli apporti elevati di materiali silicei da tributari come Ticino immissario e Maggia, che, insieme al Toce, presentano i carichi più elevati di silice al lago (4800 e 1900 t a⁻¹ rispettivamente nel 2009, pari al 43% del carico totale).

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W., L. Barbanti & A. Rolla. 2006. Il clima dell'areale del Lago Maggiore durante gli ultimi cinquant'anni. The climate of Lago Maggiore area during the last fifty years. *J. Limnol.*, 65(Suppl. 1): 62 pp.
- Bertoni, R., C. Callieri, E. Caravati, G. Corno, M. Contesini, G. Morabito, P. Panzani & C. Giardino. 2007. Cambiamenti climatici e fioriture di cianobatteri potenzialmente tossici nel Lago Maggiore. In: B. Carli, G. Cavarretta, M. Colacino & S. Fuzzi (Eds), *Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma: 613-616.
- C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2007. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. *Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2007 e Rapporto quinquennale 2003-2007*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo svizzere (Ed.): 132 pp.
- Rogora, M. 2007. Synchronous trends in N-NO₃ export from N-saturated river catchments in relation to climate. *Biogeochemistry*, 86: 251-268.
- Rogora, M., R. Mosello & S. Arisci. 2003. The effect of climate warming on the hydrochemistry of alpine lakes. *Water Air Soil Poll.*, 148: 347-361.
- Rogora, M., R. Mosello, A. Calderoni, & A. Barbieri. 2006. Nitrogen budget of a subalpine lake in North-Western Italy: the role of atmospheric input in the upward trend of nitrogen concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29: 2027-2030.

5.2. Apporti chimici dai tributari

5.2.1. Caratteristiche chimiche e chimico-fisiche

Nel 2009 sono proseguite le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario, con cadenza mensile e con le stesse modalità utilizzate nelle precedenti campagne di campionamento. I risultati, come valori medi annui delle variabili principali, sono riportati in tabella 5.2.

Tab. 5.2. Valori medi annuali delle principali variabili chimiche e chimico-fisiche sui tributari e sull'emissario del Lago Maggiore campionati nel 2009.

| | sigla | pH | T.A. meq l ⁻¹ | Cond. μS cm ⁻¹ | N-NH ₄ mg N l ⁻¹ | N-NO ₃ mg N l ⁻¹ | N _{org} mg N l ⁻¹ | TN mg N l ⁻¹ | TP μg P l ⁻¹ | RSi mg Si l ⁻¹ |
|-----------------------------|-------|------|-----------------------------|------------------------------|---|---|--|----------------------------|----------------------------|------------------------------|
| Tributari lombardi | | | | | | | | | | |
| Boesio | (BOE) | 8,11 | 5,25 | 679 | 0,25 | 3,44 | 0,53 | 4,22 | 290 | 3,2 |
| Bardello | (BAR) | 8,10 | 2,90 | 336 | 0,20 | 1,56 | 0,29 | 2,05 | 235 | 1,6 |
| Tresa ^(a) | (TRE) | 8,08 | 1,80 | 210 | 0,09 | 1,09 | 0,14 | 1,31 | 32 | 1,0 |
| Giona | (GIO) | 7,56 | 0,34 | 77 | 0,01 | 1,16 | 0,05 | 1,22 | 27 | 3,9 |
| Tributari piemontesi | | | | | | | | | | |
| Vevera | (VEV) | 7,82 | 1,55 | 222 | 0,07 | 2,81 | 0,12 | 3,00 | 41 | 5,2 |
| Strona | (STR) | 7,50 | 0,40 | 96 | 0,04 | 1,29 | 0,09 | 1,43 | 14 | 2,7 |
| Toce Ossola | (TOC) | 7,46 | 0,77 | 163 | 0,06 | 0,64 | 0,07 | 0,78 | 17 | 2,4 |
| San Giovanni | (SGI) | 7,39 | 0,28 | 63 | 0,04 | 1,32 | 0,09 | 1,45 | 24 | 4,3 |
| Erno | (ERN) | 7,44 | 0,38 | 134 | 0,01 | 1,55 | 0,07 | 1,62 | 20 | 4,2 |
| San Bernardino | (SBE) | 7,49 | 0,30 | 57 | 0,06 | 1,06 | 0,08 | 1,20 | 17 | 2,9 |
| Cannobino | (CAN) | 7,26 | 0,22 | 41 | 0,01 | 0,63 | 0,06 | 0,70 | 6 | 3,3 |
| Tributari svizzeri | | | | | | | | | | |
| Maggia | (MAG) | 7,53 | 0,41 | 65 | 0,01 | 0,79 | 0,05 | 0,85 | 5 | 2,8 |
| Ticino immissario | (TIM) | 7,76 | 1,00 | 246 | 0,02 | 0,78 | 0,06 | 0,86 | 6 | 2,3 |
| Verzasca | (VER) | 6,94 | 0,31 | 52 | 0,02 | 0,79 | 0,07 | 0,88 | 8 | 2,7 |
| Emissario | | | | | | | | | | |
| Ticino emissario | (TEM) | 7,98 | 0,82 | 138 | 0,02 | 0,74 | 0,11 | 0,87 | 10 | 0,9 |

^(a)Comprensivo delle acque emissarie del Lago di Lugano e del T. Margorabbia

I valori di pH, conducibilità e alcalinità sono indicativi del chimismo di base dei corsi d'acqua che, dipendendo principalmente dalle caratteristiche litologiche dei bacini, non presenta variazioni significative da un anno all'altro. I corsi d'acqua collocati in un bacino prevalentemente a base di rocce ignee (Cannobino, Verzasca, Maggia, S. Giovanni, S. Bernardino, Strona, Erno e Giona) si caratterizzano per bassi valori medi di pH, alcalinità e conducibilità, che nel 2009 sono risultati compresi tra 6,9 e 7,6 unità di pH, 0,2 e 0,4 meq l⁻¹ e 40 e 135 μS cm⁻¹ a 20 °C rispettivamente. I tributari con bacino comprendente anche rocce sedimentarie più solubili (Vevera, Tresa), presentano valori più elevati delle stesse variabili (7,8-8,1 unità di pH, 1,6-1,8 meq l⁻¹ e 210-220 μS cm⁻¹). Il Toce (bacino Ossola) ed il Ticino immissario si collocano in una situazione intermedia, con pH rispettivamente di 7,5 e 7,8 unità ed alcalinità tra 0,8 e 1,0 meq l⁻¹. Infine i valori massimi più alti di alcalinità e conducibilità sono quelli riscontrati nelle acque dei Torrenti Boesio e Bardello (5,2 e 2,9 meq l⁻¹ e 679 e 336 μS cm⁻¹ rispettivamente), a causa di una probabile contaminazione da scarichi ad elevato contenuto di bicarbonati e altri sali, particolarmente evidente nel caso del Boesio (Tab. 5.2).

Le variazioni stagionali dell'idrochimica nei corsi d'acqua considerati sono principalmente legate all'idrologia, ma nel caso di Ticino, Tresa e Bardello, trattandosi di acque emissarie rispettivamente dei laghi Maggiore, Lugano e Varese, i valori di pH risentono fortemente anche dei processi a lago. L'andamento dei valori mensili di pH in questi tre corsi d'acqua nell'ultimo quinquennio è riportato in figura 5.13, dove si può osservare come le variazioni siano più accentuate nel caso del Ticino emissario, con massimi estivi e minimi invernali simili a quelli rilevati nelle acque epilimniche del Lago Maggiore. Nel 2009 la stagionalità è risultata poco evidente nel caso del Tresa, a differenza di quanto osservato negli anni immediatamente precedenti. Infine nel Bardello l'andamento dei valori di pH non presenta una stagionalità evidente a causa della presenza di scarichi non sufficientemente depurati che mantengono i valori di pH sempre piuttosto elevati e costanti (Fig. 5.13).

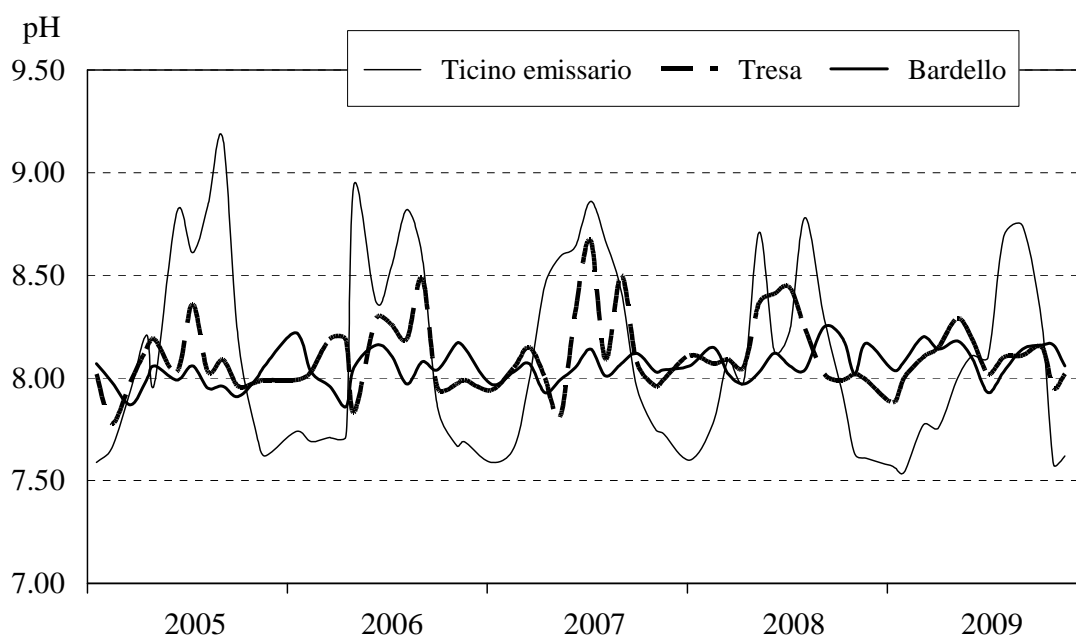


Fig. 5.13. Valori di pH riscontrati nel quinquennio 2005-2009 nelle acque emissarie dei laghi di Lugano (Tresa), Varese (Bardello) e Maggiore (Ticino emissario).

Sempre relativamente al chimismo di base dei corsi d'acqua, un confronto tra il 2009 ed il quinquennio 2004-2008 è riportato in figura 5.14. I valori sia di pH che alcalinità nel 2009 sono stati molto simili o leggermente inferiori a quelli degli anni precedenti, a causa probabilmente delle maggiori precipitazioni che hanno caratterizzato il 2009 determinando una diluizione dei soluti nelle acque. La differenza più accentuata ha riguardato i tributari svizzeri Maggia e Verzasca, con un pH medio nel 2009 di 7,53 e 6,94, rispetto ai valori del quinquennio di 7,67 e 7,08 rispettivamente (Fig. 5.14).

Le concentrazioni medie sia di fosforo totale che dei composti dell'azoto dimostrano chiaramente il pessimo livello qualitativo dei Torrenti Boesio e Bardello rispetto agli altri tributari (Tab. 5.2). I livelli di fosforo totale ad esempio si mantengono tra 5 e 40 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in tutti i corsi d'acqua, mentre raggiungono valori di 235 e 290 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nel Bardello e nel Boesio rispettivamente. Lo stato di compromissione delle loro acque è

confermato anche dai livelli di azoto ammoniacale (0,20 e 0,25 mg N l⁻¹), organico (0,29 e 0,53 mg N l⁻¹) e totale (2,05 e 4,22 mg N l⁻¹; Tab. 5.2 e Fig. 5.15 e 5.16).

Considerando l'andamento temporale delle concentrazioni di fosforo totale ed azoto ammoniacale ed organico nell'ultimo decennio, si evidenzia per entrambi i corsi d'acqua un'elevata variabilità, con una tendenza al miglioramento negli anni più recenti per quanto riguarda il Bardello (Fig. 5.15).

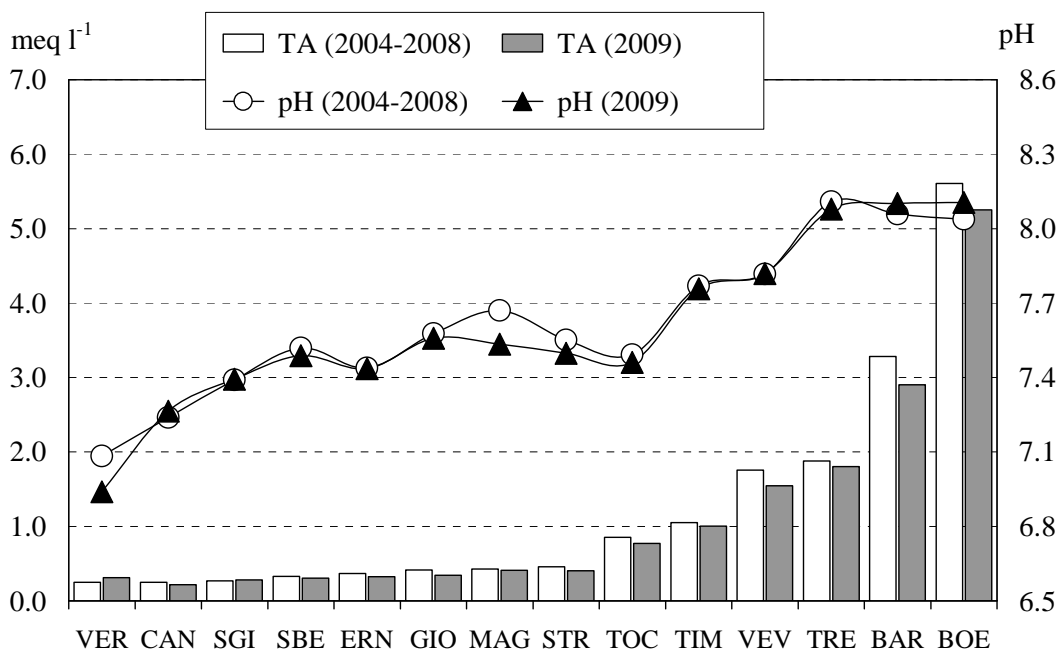


Fig. 5.14. Tributarie del Lago Maggiore: valori medi annuali di pH e alcalinità totale relativi al 2009 a confronto con le medie del quinquennio precedente (2004-2008).

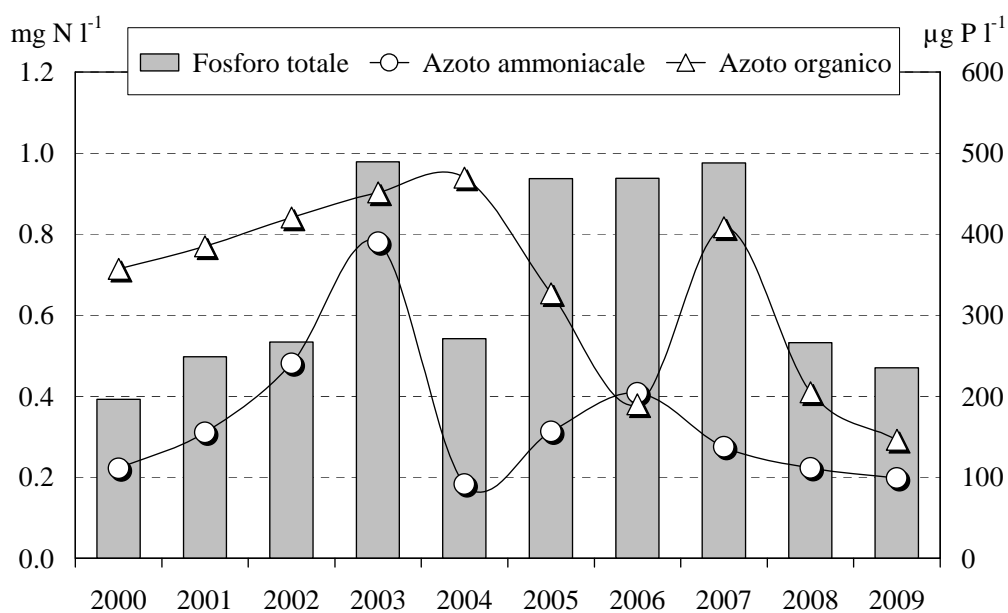


Fig. 5.15. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2000 al 2009 alla foce del Torrente Bardello.

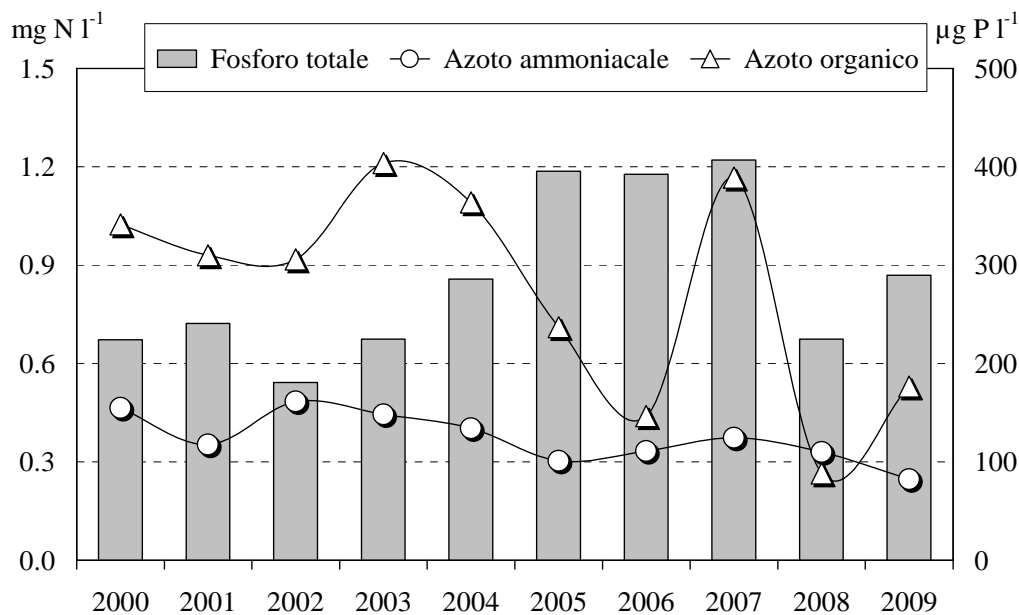


Fig. 5.16. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 2000 al 2009 alla foce del Torrente Boesio.

Nel 2009 in particolare le concentrazioni sia di fosforo che di azoto in questo torrente sono risultate inferiori a quelle del 2008 e tra le più basse dell'ultimo decennio. Il miglioramento ha riguardato soprattutto l'azoto organico, passato da 0,7-0,9 mg N l⁻¹ negli anni 2000-2004 agli attuali 0,3 mg N l⁻¹ (Fig. 5.15). Nel caso del Boesio le concentrazioni medie di fosforo totale sono risultate invece più alte nel 2009 (290 µg P l⁻¹) rispetto al 2008 (225 µg P l⁻¹), pur non raggiungendo i massimi di circa 400 µg P l⁻¹ degli anni 2005-2007. Una lieve tendenza al miglioramento si osserva solo per l'azoto ammoniacale, mentre anche l'azoto organico ha fatto registrare valori in crescita nel 2009 (0,53 mg N l⁻¹ rispetto a 0,26 mg N l⁻¹ nel 2008; Fig. 5.16).

È necessario evidenziare come le variazioni interannuali siano per lo più imputabili alle condizioni idrologiche: lievi diminuzioni delle concentrazioni medie di fosforo e azoto da un anno all'altro non sono necessariamente indicative di un miglioramento dello stato qualitativo delle acque. I livelli di questi composti, sia nel caso del Bardello che del Boesio, rimangono troppo elevati e la situazione dei due corsi d'acqua deve essere quindi oggetto di continuo monitoraggio e sorveglianza, soprattutto in merito alle possibili ripercussioni sullo stato delle acque litorali interessate dai loro apporti.

Negli altri tributari le concentrazioni medie di fosforo totale nel 2009 sono risultate inferiori a 10 µg P l⁻¹ in 4 corsi d'acqua (Ticino Immissario, Cannobino, Verzasca, Maggia), comprese tra 20 e 25 µg P l⁻¹ in 5 corsi d'acqua (Erno, Toce, Strona, S. Giovanni e S. Bernardino), e tra 27 e 41 µg P l⁻¹ in 3 corsi d'acqua (Giona, Vevera, Tresa). I valori rispetto al 2008 sono diminuiti o rimasti invariati nella maggior parte dei corsi d'acqua, con l'eccezione di S. Bernardino e Vevera in cui si è avuto un incremento dei valori medi da 7 a 17 µg P l⁻¹ e da 33 a 41 µg P l⁻¹ rispettivamente. Nel complesso i livelli di fosforo riscontrati nella maggior parte dei tributari sono comunque compatibili con il mantenimento dello stato oligotrofo delle acque lacustri. Anche per quanto riguarda i livelli di azoto ammoniacale ed organico, solo Vevera e Tresa presentano un moderato stato di compromissione, con concentrazioni medie pari rispettivamente a

0,07 e 0,09 mg N l⁻¹ per l'azoto ammoniacale e 0,12 e 0,14 mg N l⁻¹ per l'azoto organico. In tutti gli altri corsi d'acqua le concentrazioni delle due forme di azoto nel 2009 si sono mantenute rispettivamente al di sotto di 0,07 e 0,08 mg N l⁻¹, a conferma del buon livello qualitativo delle acque (Tab. 5.2).

5.2.2. Contributi areali

Per analizzare il livello qualitativo delle acque tributarie degli areali ticinese, lombardo e piemontese, sono state considerate le concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale, azoto organico e fosforo totale, riportate rispettivamente nelle figure 5.17, 5.18 e 5.19. Gli apporti di questi nutrienti nel 2009 sono stati molto simili a quelli dell'anno precedente, con un lieve aumento solo nel caso dell'azoto organico (0,08 mg N l⁻¹ come valore totale rispetto a 0,05 mg N l⁻¹ del 2008). Nonostante questa variazione recente, nel complesso tutte le tre aree sono state caratterizzate da un miglioramento in termini di contributi di azoto organico nel decennio 2000-2009, con una diminuzione delle concentrazioni medie negli apporti totali da 0,18-0,20 a 0,05-0,10 mg N l⁻¹ (Fig. 5.18).

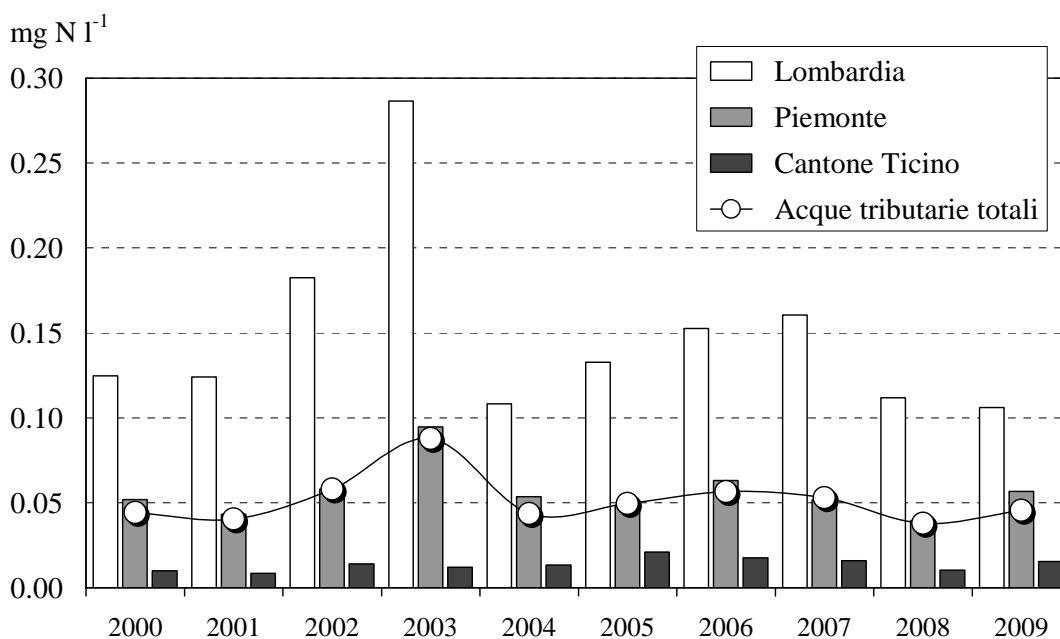


Fig. 5.17. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 2000-2009 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

Nel complesso il livello qualitativo delle acque tributarie dell'areale ticinese può essere definito ottimo, grazie ai bassi livelli di azoto ammoniacale (0,01-0,02 mg N l⁻¹) e concentrazioni areali di fosforo totale che si sono mantenute al di sotto di 10 µg P l⁻¹ per tutto il decennio 2000-2009 (Fig. 5.17 e 5.19). Una buona qualità delle acque caratterizza anche l'areale piemontese, con valori medi di fosforo totale tra 15 e 20 µg P l⁻¹ ed azoto ammoniacale ed organico attorno a 0,05 mg N l⁻¹. Infine la situazione appare ancora inaccettabile per quanto riguarda le acque tributarie lombarde, per le quali le concentrazioni medie areali di fosforo superano i 70 µg P l⁻¹ e si rilevano valori

abbastanza elevati anche per azoto ammoniacale ($0,11 \text{ mg N l}^{-1}$) ed organico ($0,15 \text{ mg N l}^{-1}$).

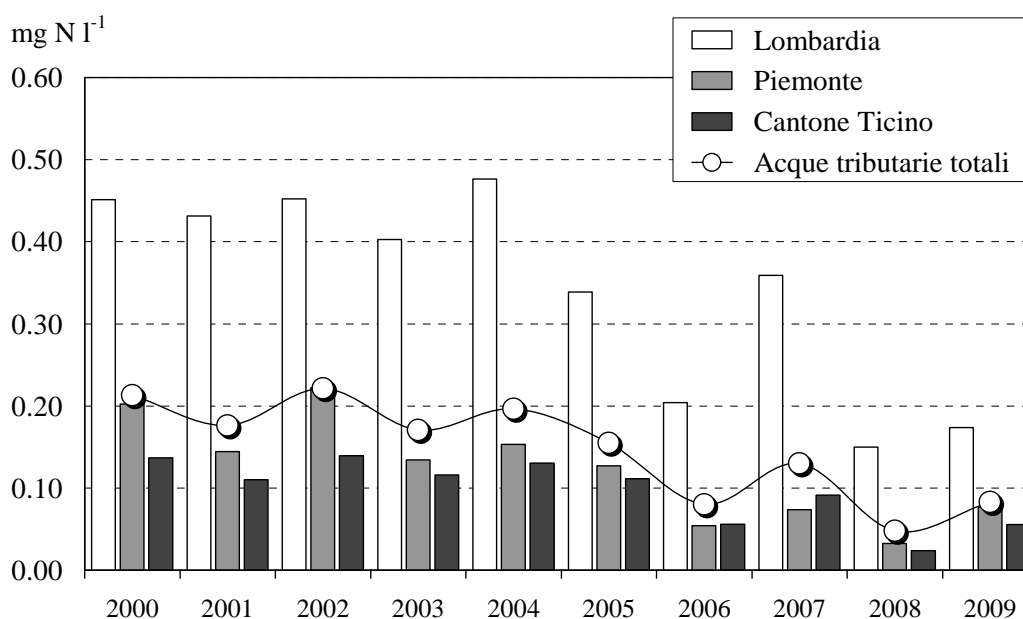


Fig. 5.18. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 2000-2009 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

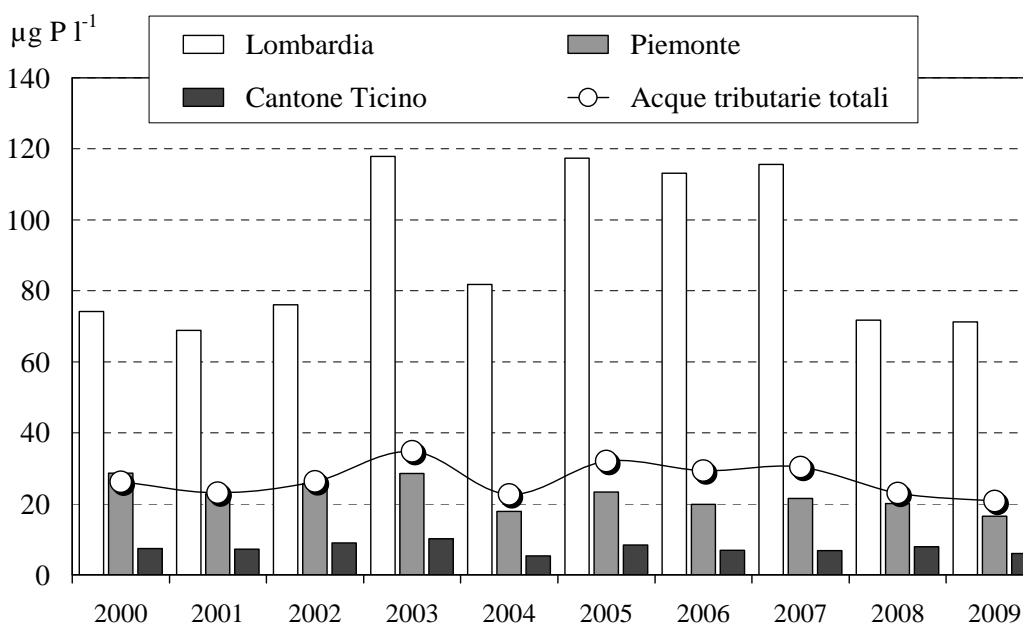


Fig. 5.19. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 2000-2009 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

La differenza tra le tre aree si mantiene pressoché costante nei diversi anni, con rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia pari, nel decennio 2000-2009, a 1,0:4,1:10,8 per l'azoto ammoniacale; 1,0:1,3:3,5 per l'azoto organico; 1,0:3,0:12,0 per il fosforo totale.

Prendendo in considerazione anche i dati antecedenti al 2000, e più precisamente tutto il periodo 1978-2009 (Fig. 5.20), si può osservare come nel tempo si sia verificata una netta riduzione delle concentrazioni medie, sia di fosforo totale che di azoto ammoniacale, negli afflussi totali a lago. Gli ultimi anni in particolare (2008-2009), sono stati caratterizzati da valori di entrambe le variabili tra i più bassi di tutto il periodo, a conferma di un progressivo miglioramento della qualità delle acque tributarie nel loro complesso (Fig. 5.20).

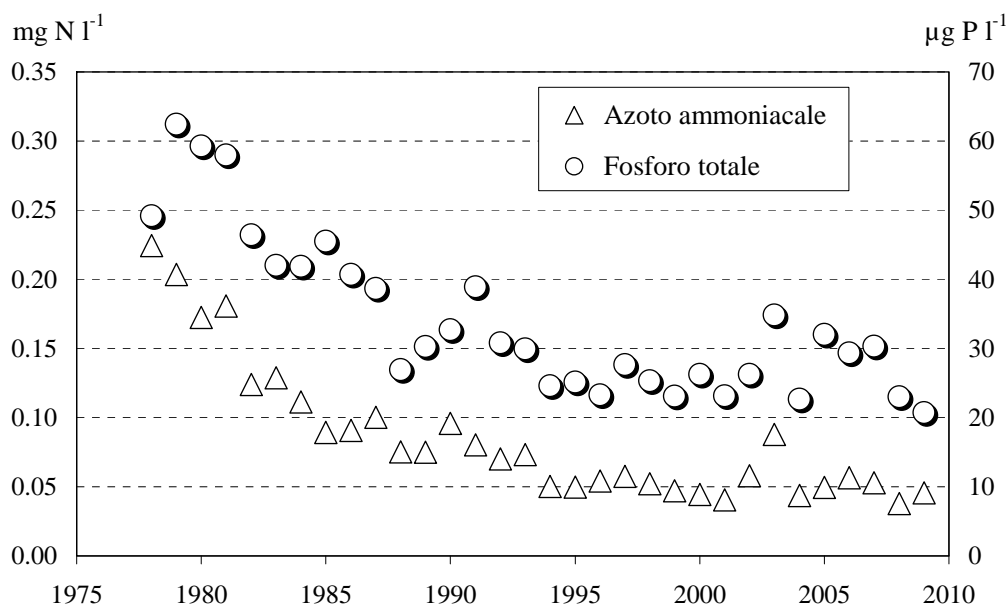


Fig. 5.20. Lago Maggiore. Evoluzione a lungo termine delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale e azoto ammoniacale negli afflussi totali al lago (valori ponderati dalle concentrazioni areali dei singoli tributari).

5.2.3. Carichi chimici e bilanci di azoto e fosforo

I carichi chimici dei principali nutrienti algali veicolati al Lago Maggiore dai tributari e in uscita attraverso il Ticino emissario sono stati calcolati per l'anno 2009 con le stesse metodologie utilizzate negli anni precedenti. Per il Ticino emissario e 9 corsi d'acqua drenanti complessivamente circa il 70% del bacino imbrifero (Ticino immissario, Cannobino, San Bernardino, Toce alla chiusura del bacino della Val d'Ossola, Strona, Vevera, Bardello, Boesio e Tresa) i carichi sono stati calcolati dai valori di concentrazione e dai deflussi giornalieri. Per i Torrenti Erno e Boesio, non essendo disponibili dati per il 2009 a causa del mancato funzionamento degli strumenti di misura, le portate sono state ricostruite sulla base della serie storica dei dati disponibili per altri corsi d'acqua con caratteristiche del bacino e andamento stagionale simile. Infine, per i tributari Maggia, Verzasca e Giona, che coprono una porzione di

bacino imbrifero pari al 18% circa, gli apporti sono stati stimati dalla regressione lineare tra i contributi areali e le concentrazioni medie annuali calcolate per gli altri tributari.

I carichi di azoto ammoniacale, nitrico, organico e totale e di fosforo totale veicolati dai tributari al lago ed in uscita dall'emissario per il 2009 sono riportati in tabella 5.3. Il confronto con i dati dell'anno precedente, anch'essi riportati in tabella, mostra una riduzione dei carichi di fosforo totale del 21%, mentre gli apporti di azoto totale sono rimasti pressoché invariati. A fronte di una riduzione dei carichi di azoto nitrico (-6%), sono aumentati significativamente gli apporti sia di azoto ammoniacale che organico, del 35% e 56% rispettivamente (Tab. 5.3).

Tab. 5.3. Lago Maggiore. Apporti annuali ($t a^{-1}$) di azoto e fosforo dai tributari campionati ed uscite attraverso l'emissario nel biennio 2008-2009.

| | N-NH ₄ | | N-NO ₃ | | N _{org} | | TN | | TP | |
|----------------------------------|-------------------|------------|-------------------|-------------|------------------|------------|-------------|-------------|------------|------------|
| | 2008 | 2009 | 2008 | 2009 | 2008 | 2009 | 2008 | 2009 | 2008 | 2009 |
| Ticino Immissario ^(a) | 37 | 41 | 2103 | 1697 | 87 | 169 | 2227 | 1907 | 21 | 14 |
| Maggia ^(b) | 23,6 | 24,4 | 1272 | 1322 | 95 | 142 | 1390 | 1489 | 17,5 | 11,9 |
| Verzasca ^(b) | 5,1 | 6,7 | 322 | 312 | 25 | 34 | 352 | 353 | 4,1 | 3,3 |
| Cannobino ^(a) | 2,8 | 3,8 | 191 | 259 | 17 | 22 | 210 | 285 | 2,7 | 2,3 |
| San Giovanni ^(a) | 3,2 | 3,3 | 88 | 91 | 7,0 | 8,5 | 98 | 103 | 2,2 | 1,7 |
| San Bernardino ^(a) | 5,2 | 5,2 | 199 | 231 | 12 | 16 | 216 | 252 | 2,2 | 2,0 |
| Toce Ossola ^(a) | 46 | 126 | 1327 | 1304 | 105 | 252 | 1478 | 1683 | 37 | 24 |
| Strona ^(a) | 7,9 | 15,3 | 416 | 431 | 24 | 45 | 448 | 491 | 7,2 | 4,9 |
| Erno ^(a) | 0,1 | 0,2 | 34 | 43 | 0,8 | 2,1 | 35 | 45 | 0,5 | 0,6 |
| Vevera ^(a) | 0,6 | 0,9 | 42 | 42 | 2,1 | 1,0 | 45 | 44 | 0,5 | 0,6 |
| Bardello ^(a) | 23,8 | 20,9 | 190 | 169 | 44 | 31 | 258 | 221 | 27 | 23 |
| Boesio ^(a) | 10,8 | 8,3 | 111 | 107 | 9 | 17 | 131 | 133 | 8,0 | 8,5 |
| Tresa ^(a) | 71,4 | 67,1 | 1163 | 957 | 123 | 113 | 1357 | 1138 | 30 | 28 |
| Giona ^(b) | 1,6 | 1,3 | 74 | 72 | 5 | 7 | 80 | 81 | 1,6 | 1,3 |
| Totale campionati | 239 | 325 | 7532 | 7068 | 555 | 866 | 8326 | 8259 | 161 | 127 |
| Ticino emissario ^(a) | 250 | 194 | 7338 | 7930 | 588 | 1184 | 8175 | 9309 | 116 | 103 |

(a) Valori calcolati dai dati di concentrazione e dai deflussi;

(b) Valori calcolati dalla regressione fra concentrazione e contributi areali. Non essendo disponibili le portate in uscita dalle centrali idroelettriche, anche per Maggia e Verzasca i carichi vengono stimati mediante regressione fra concentrazioni e contributi areali.

Questi andamenti riflettono quelli delle concentrazioni medie (paragrafo 5.2.2), che hanno visto nel 2009 un leggero aumento per azoto ammoniacale ed organico, ed una riduzione invece per il fosforo totale rispetto al 2008 (Figg 5.17-5.19). Le portate hanno presentato variazioni disomogenee dal 2008 al 2009, mostrando un aumento per alcuni corsi d'acqua (ad esempio Toce e Strona), ed una diminuzione per altri (S. Bernardino, S. Giovanni, Tresa, Ticino immissario, Boesio e Bardello), in conseguenza della distribuzione irregolare degli afflussi meteorici sul bacino imbrifero del Lago Maggiore.

I carichi di fosforo totale nel 2009 sono risultati per tutti i corsi d'acqua inferiori a quelli dell'anno precedente, con l'eccezione del Torrente Boesio, mentre più disomogenea appare la situazione per i composti dell'azoto. I carichi di azoto ammoniacale ed organico, ad esempio, sono aumentati in modo sostanziale per Toce e Strona, che, come già ricordato, sono stati caratterizzati nel 2009 da portate più elevate, ma hanno visto anche un aumento delle concentrazioni di questi composti (rispettivamente da 46 a 64 $\mu g N l^{-1}$ e da 33 a 38 $\mu g N l^{-1}$ per l'azoto ammoniacale e da 0,03 a 0,07 $\mu g N l^{-1}$ e da 0,05 a 0,09 $\mu g N l^{-1}$ per l'azoto organico). Un contributo

significativo all'aumento degli apporti totali di azoto organico a lago è anche quello del Ticino immissario, per il quale i carichi sono raddoppiati rispetto al 2008, a seguito di un aumento delle concentrazioni medie da 0,02 a 0,06 mg N l⁻¹.

In contrasto alla tendenza generale, il Torrente Bardello ha presentato una riduzione nel 2009 di tutti i carichi, anche di azoto ammoniacale ed organico, rispetto al 2008. Si evidenzia quindi una tendenza recente al miglioramento del livello qualitativo delle acque di questo tributario, che necessita però di una verifica attraverso la prosecuzione delle indagini.

I carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario, il cui deflusso medio annuo nel 2009 è stato pari a 331,3 m³ s⁻¹, rispetto a 328,6 m³ s⁻¹ del 2008, sono diminuiti per quanto riguarda azoto ammoniacale e fosforo totale (del 22% e 11% rispettivamente), e pressoché raddoppiati invece per l'azoto organico (Tab. 5.3).

Anche per l'anno 2009 sono stati calcolati i bilanci per azoto e fosforo totale, riportati rispettivamente nelle tabelle 5.4 e 5.5, a confronto con i bilanci degli anni dal 2000 al 2008.

Tab. 5.4. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2000-2009 di azoto totale (t N a⁻¹). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia

| | '00 | '01 | '02 | '03 | '04 | '05 | '06 | '07 | '08 | '09 |
|-----------------------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|
| Ticino Immissario | 2704 | 2216 | 2359 | 1356 | 2205 | 1160 | 1263 | 1658 | 2227 | 1907 |
| Maggia | 1568 | 1143 | 1704 | 953 | 1429 | 878 | 855 | 976 | 1390 | 1489 |
| Verzasca | 435 | 291 | 449 | 230 | 362 | 223 | 224 | 250 | 352 | 353 |
| Cannobino | 138 | 117 | 137 | 229 | 202 | 229 | 206 | 211 | 210 | 285 |
| San Giovanni | 100 | 82 | 179 | 31 | 91 | 38 | 33 | 52 | 98 | 103 |
| San Bernardino | 416 | 278 | 359 | 186 | 405 | 123 | 188 | 128 | 216 | 252 |
| Toce (Ossola + Strona) | 3692 | 1718 | 3070 | 1492 | 2621 | 1383 | 1288 | 1377 | 1926 | 2174 |
| Erno | 86 | 45 | 80 | 48 | 56 | 27 | 34 | 31 | 35 | 45 |
| Vevera | 107 | 50 | 61 | 75 | 43 | 15 | 16 | 11 | 45 | 44 |
| Bardello | 281 | 240 | 322 | 332 | 256 | 222 | 117 | 263 | 258 | 221 |
| Boesio | 233 | 134 | 196 | 110 | 238 | 99 | 158 | 93 | 131 | 133 |
| Tresa | 2141 | 1308 | 1904 | 697 | 920 | 479 | 721 | 667 | 1357 | 1138 |
| Giona | 112 | 75 | 111 | 64 | 100 | 54 | 57 | 57 | 80 | 81 |
| Tributari campionati | 12000 | 7700 | 10900 | 5800 | 8900 | 4900 | 5200 | 5800 | 8300 | 8200 |
| Areale non campionato | 1028 | 660 | 934 | 500 | 760 | 420 | 446 | 497 | 711 | 703 |
| Totale bacino emerso | 13000 | 8400 | 11800 | 6300 | 9700 | 5300 | 5600 | 6300 | 9000 | 8900 |
| Fascia rivierasca | 700 | 700 | 700 | 700 | 700 | 700 | 700 | 700 | 700 | 700 |
| Precipitazioni sul lago | 800 | 700 | 840 | 400 | 500 | 500 | 400 | 380 | 540 | 569 |
| Totale apporti | 14500 | 9800 | 13300 | 7400 | 10900 | 6500 | 6700 | 7400 | 10200 | 10200 |
| Uscite da emissario | 12900 | 8600 | 11800 | 4600 | 8000 | 4500 | 4200 | 5500 | 8200 | 9300 |
| Ritenzione in lago | 11% | 12% | 11% | 38% | 27% | 31% | 37% | 26% | 20% | 9% |

La somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (8200 t N a⁻¹), dall'areale non campionato (703 t N a⁻¹), dalla popolazione rivierasca (700 t N a⁻¹) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (569 t N a⁻¹) nel 2009 è stata pari a 10200 t N a⁻¹, valore pressoché identico a quello del 2008 e superiore a quelli della maggior parte degli anni dal 2000 in poi. La ritenzione a lago, calcolata considerando il totale degli apporti e le uscite attraverso il Ticino emissario, è stata pari all'8% delle entrate, valore che risulta essere il più basso dell'ultimo decennio (Tab. 5.4). In generale gli apporti totali di azoto a lago mostrano un andamento corrispondente

a quello degli afflussi meteorici (Fig. 5.21), essendo le deposizioni atmosferiche e il dilavamento il veicolo principale di azoto per il bacino imbrifero del Lago Maggiore (Rogora *et al.*, 2006).

Tab. 5.5. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 2000-2009 del fosforo totale (t P a⁻¹).

| <i>Tributari campionati</i> | '00 | '01 | '02 | '03 | '04 | '05 | '06 | '07 | '08 | '09 |
|------------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Ticino Immissario | 22 | 27 | 22 | 19 | 12 | 10 | 10 | 12 | 21 | 14 |
| Maggia | 11 | 12 | 20 | 8 | 5 | 7 | 7 | 4 | 18 | 12 |
| Verzasca | 4 | 2,6 | 5,8 | 2,5 | 1,4 | 1,6 | 2 | 1,2 | 4,1 | 3,5 |
| Cannobino | 1 | 1,0 | 1,7 | 1,6 | 1,6 | 2,3 | 2 | 1,8 | 2,7 | 2,3 |
| San Giovanni | 1 | 0,9 | 3,1 | 0,6 | 0,6 | 0,4 | 0 | 0,4 | 2,2 | 1,7 |
| San Bernardino | 2 | 1,4 | 3,4 | 2,0 | 1,2 | 2,5 | 1 | 0,4 | 2,2 | 2,0 |
| Toce (Ossola + Strona) | 99 | 51 | 57 | 42 | 43 | 27 | 26 | 31 | 44 | 29 |
| Erno | 1 | 0,5 | 0,8 | 0,4 | 0,5 | 0,6 | 0 | 0,6 | 0,5 | 0,6 |
| Vevera | 1 | 0,7 | 0,8 | 1,4 | 0,4 | 0,2 | 0 | 0,2 | 0,5 | 0,6 |
| Bardello | 20 | 23 | 27 | 42 | 27 | 34 | 19 | 40 | 27 | 23 |
| Boesio | 9 | 6,3 | 7,8 | 6,0 | 14,9 | 9 | 15 | 8 | 8 | 9 |
| Tresa | 59 | 26 | 40 | 20 | 22 | 12 | 19 | 16 | 30 | 28 |
| Giona | 2 | 1,3 | 2,0 | 1,3 | 2,4 | 1,5 | 2 | 1,5 | 1,6 | 1,3 |
| <i>Tributari campionati</i> | 231 | 153 | 191 | 148 | 132 | 108 | 102 | 117 | 161 | 127 |
| Areale non campionato | 20 | 13 | 16 | 13 | 11 | 9 | 9 | 10 | 14 | 11 |
| <i>Totale bacino emerso</i> | 251 | 166 | 207 | 160 | 143 | 118 | 111 | 127 | 175 | 138 |
| Fascia rivierasca | 58 | 58 | 58 | 58 | 58 | 58 | 58 | 58 | 58 | 58 |
| Totale apporti | 309 | 224 | 265 | 218 | 201 | 176 | 169 | 185 | 233 | 196 |
| Uscite da emissario | 171 | 114 | 115 | 84 | 116 | 65 | 62 | 66 | 116 | 103 |
| Ritenzione in lago | 45% | 49% | 57% | 61% | 42% | 63% | 63% | 64% | 50% | 47% |

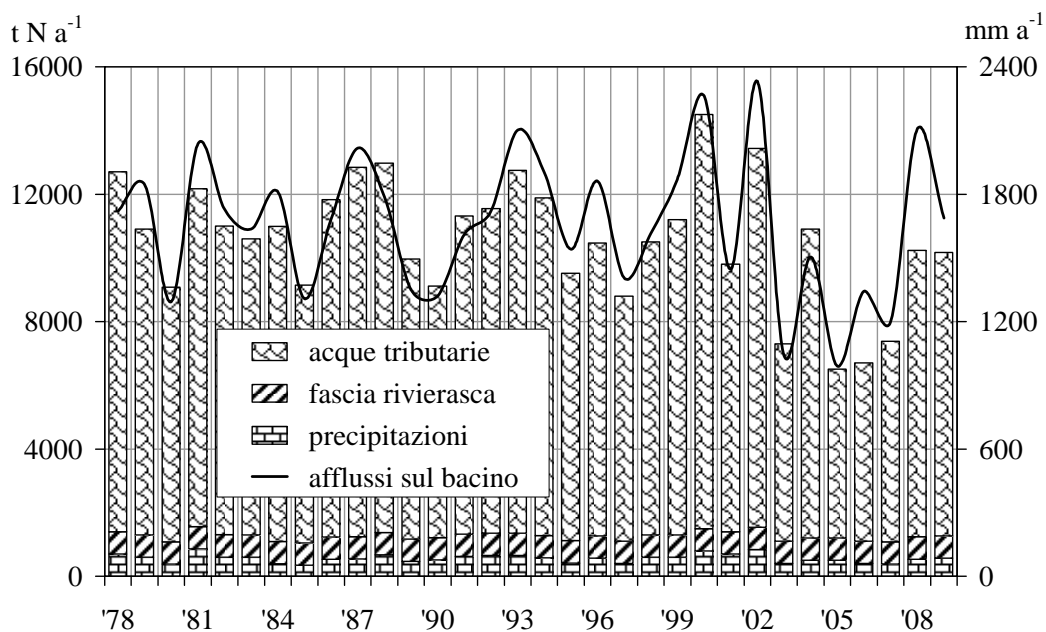


Fig. 5.21. Lago Maggiore. Apporti annuali di azoto totale al lago dall'areale emerso, dalla zona rivierasca e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre, in relazione con gli afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero.

La ritenzione a lago rispecchia anch'essa la variabilità degli afflussi, risultando in genere minore negli anni più piovosi (es. 2000 e 2002) e viceversa, ma risente probabilmente anche del regime e della tipologia delle precipitazioni. Eventi brevi ed intensi, ad esempio, possono comportare un deflusso superficiale elevato ed una rapida saturazione dei suoli; questo si traduce in un ridotto contatto tra acque di ruscellamento e superfici, e quindi in una minor possibilità di ritenzione dell'azoto da parte di suoli e vegetazione. Questo effetto può risultare particolarmente accentuato in una situazione prossima alla saturazione di azoto, come è quella della maggior parte dei bacini versanti nell'areale del Lago Maggiore (Rogora *et al.*, 2007). Di conseguenza, anni con afflusso meteorico totale simile (es. 2008 e 2009), possono comunque dar luogo a situazioni diverse in termini di ritenzione/rilascio di azoto in funzione della distribuzione temporale e delle caratteristiche delle precipitazioni.

Il ruolo degli apporti meteorici e della variabilità idrologica negli apporti di azoto a lago è particolarmente evidente per l'ultimo decennio, caratterizzato da un'alternanza di anni con precipitazioni abbondanti (es. 2000, 2002, 2008 e 2009) ed apporti di azoto superiori a 10000 t a^{-1} , ed anni meno piovosi (es. 2003, 2005, 2007) con apporti di azoto tra 6500 e 7500 t a^{-1} (Tab. 5.4 e Fig. 5.21).

Per quanto riguarda il contributo dei singoli tributari al carico complessivo di azoto totale, gli apporti più consistenti, anche nel 2009, sono stati quelli derivanti dal Toce, comprensivo dello Strona (26,4%) e dal Ticino immissario (23,2%), seguiti da Maggia (18,1%) e Tresa (13,8%). I rimanenti corsi d'acqua contribuiscono per il 18% circa.

Relativamente agli apporti di fosforo totale a lago, riportati in tabella 5.5, il 2009 ha visto una diminuzione rispetto al 2008 (da 161 a 127 t P a^{-1}), in quanto tutti i tributari sono stati caratterizzati da un riduzione dei carichi, con l'eccezione del Bardello per il quale l'incremento è stato comunque modesto (da 8 a 9 t P a^{-1}). Le riduzioni più consistenti, superiori al 30%, hanno riguardato Ticino immissario, Maggia e Toce (Tab. 5.5).

Gli apporti totali di fosforo del 2009 sono stati tra i più bassi dell'ultimo decennio; valori inferiori erano stati rilevati negli anni 2005-2007, caratterizzati però da afflussi meteorici, e quindi anche da portate dei tributari, sensibilmente inferiori a quelli del 2009. Nel complesso la serie storica dei dati, disponibili dal 1978, conferma una tendenza alla diminuzione degli apporti totali di fosforo dal bacino a partire dalla seconda metà degli anni '80, pur con una notevole variabilità interannuale (Fig. 5.22).

In termini di contributi percentuali, i valori del 2009 sono aumentati rispetto all'anno precedente per quanto riguarda Boesio (da 5,0 a 6,7%), Bardello (da 16,5 a 18,3%) e Tresa (da 18,5 a 22,4%), mentre sono diminuiti per Ticino immissario (da 13,3 a 10,7%) e Toce (da 27,2 a 23,1%). Il contributo di quest'ultimo corso d'acqua rimane comunque il più importante, seguito nell'ordine da Tresa, Bardello, Ticino immissario e Maggia.

In tabella 5.6 sono riportati i contributi areali annuali dei composti dell'azoto e del fosforo totale per i tributari campionati e per il Ticino emissario, mettendo a confronto l'anno di studio con quello precedente. I dati confermano quanto già descritto per i carichi: per la maggior parte dei corsi d'acqua si osserva infatti una riduzione dei contributi areali di fosforo totale, con l'eccezione di Boesio, Erno e Vevera. La diminuzione complessiva per tutto l'areale campionato è stata del 21% (da $0,027$ a $0,022 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$); in termini percentuali le variazioni più consistenti tra 2008 e 2009, superiori al 30%, hanno riguardato Ticino immissario, Maggia, Toce e Strona.

I contributi per quanto riguarda l'azoto totale sono rimasti pressoché invariati rispetto al 2008. Per la maggior parte dei corsi d'acqua si sono verificati invece aumenti nei

contributi areali di azoto ammoniacale e organico. Per quest'ultimo l'aumento da tutto l'areale campionato è stato dell'ordine del 50%, da 0,094 a 0,147 g N m⁻² a⁻¹, con valori più che raddoppiati nel caso di Ticino immissario, Toce ed Erno.

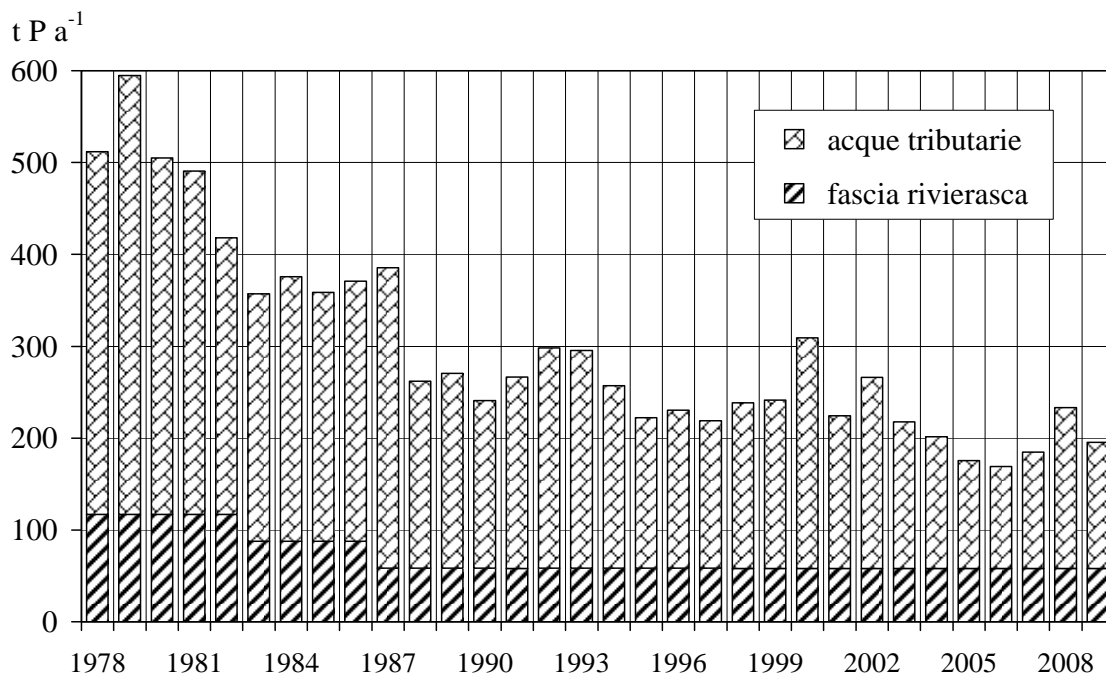


Fig. 5.22. Lago Maggiore. Apporti annuali di fosforo totale al lago dall'areale emerso e dalla zona rivierasca nel periodo 1978-2009.

Tab. 5.6. Lago Maggiore. Contributi areali annuali (g m⁻² a⁻¹) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale nel biennio 2008-2009 dai tributari campionati e dall'emissario.

| | | N-NH ₄ | | N-NO ₃ | | N _{org} | | TN | | TP | |
|--------------------------|-----|-------------------|--------------|-------------------|--------------|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | 2008 | 2009 | 2008 | 2009 | 2008 | 2009 | 2008 | 2009 | 2008 | 2009 |
| Ticino Immissario | TIM | 0,023 | 0,025 | 1,301 | 1,050 | 0,054 | 0,105 | 1,378 | 1,180 | 0,013 | 0,008 |
| Maggia | MAG | 0,026 | 0,026 | 1,374 | 1,428 | 0,102 | 0,154 | 1,501 | 1,608 | 0,019 | 0,013 |
| Verzasca | VER | 0,021 | 0,031 | 1,360 | 1,428 | 0,106 | 0,158 | 1,487 | 1,616 | 0,017 | 0,015 |
| Cannobino | CAN | 0,026 | 0,034 | 1,730 | 2,343 | 0,150 | 0,201 | 1,906 | 2,579 | 0,025 | 0,021 |
| San Giovanni | SGI | 0,052 | 0,054 | 1,455 | 1,500 | 0,115 | 0,140 | 1,621 | 1,695 | 0,036 | 0,029 |
| San Bernardino | SBE | 0,040 | 0,040 | 1,521 | 1,762 | 0,091 | 0,125 | 1,651 | 1,927 | 0,017 | 0,015 |
| Toce Ossola | TOC | 0,030 | 0,081 | 0,858 | 0,843 | 0,068 | 0,163 | 0,955 | 1,088 | 0,024 | 0,016 |
| Strona | STR | 0,036 | 0,069 | 1,865 | 1,929 | 0,108 | 0,202 | 2,008 | 2,199 | 0,032 | 0,022 |
| Erno | ERN | 0,003 | 0,007 | 1,328 | 1,660 | 0,030 | 0,084 | 1,362 | 1,751 | 0,018 | 0,022 |
| Vevera | VEV | 0,027 | 0,042 | 1,982 | 1,974 | 0,100 | 0,049 | 2,109 | 2,065 | 0,024 | 0,026 |
| Bardello | BAR | 0,177 | 0,156 | 1,414 | 1,258 | 0,327 | 0,233 | 1,918 | 1,647 | 0,199 | 0,173 |
| Boesio | BOE | 0,238 | 0,182 | 2,449 | 2,369 | 0,201 | 0,373 | 2,888 | 2,925 | 0,177 | 0,187 |
| Tresa | TRE | 0,095 | 0,089 | 1,542 | 1,269 | 0,163 | 0,150 | 1,799 | 1,508 | 0,040 | 0,038 |
| Giona | GIO | 0,031 | 0,028 | 1,484 | 1,539 | 0,095 | 0,156 | 1,610 | 1,722 | 0,033 | 0,027 |
| Totale campionati | | 0,041 | 0,055 | 1,281 | 1,202 | 0,094 | 0,147 | 1,416 | 1,404 | 0,027 | 0,022 |
| Ticino emissario | TEM | 0,038 | 0,029 | 1,112 | 1,202 | 0,089 | 0,179 | 1,239 | 1,411 | 0,018 | 0,018 |

Come già rilevato per i carichi, anche nel caso dei contributi areali l'aumento per azoto ammoniacale ed organico è imputabile ad un generalizzato aumento delle

concentrazioni di questi composti nei corsi d'acqua (Fig. 5.17 e 5.18), più che ad una variazione significativa delle portate. Anche in questo caso fa eccezione il Torrente Bardello, che ha visto nel 2009 una riduzione dei contributi areali per tutti i nutrienti considerati (Tab. 5.6). Questa tendenza al miglioramento era già stata evidenziata lo scorso anno e necessita di ulteriori approfondimenti. Resta però da sottolineare come, sia per il Bardello che per il Boesio, i valori dei carichi areali, e quindi gli apporti di nutrienti alle acque lacustri, si collocano su un livello decisamente superiore rispetto a quello di tutti gli altri tributari e rimangono a tutt'oggi troppo elevati.

Escludendo Boesio e Bardello, ed assumendo come obiettivo un contributo areale massimo di fosforo pari a $0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, dai dati dell'ultimo triennio per i restanti 12 tributari (Fig. 5.23) emerge come solo le condizioni di Maggia, Verzasca, Ticino immissario e S. Bernardino possano essere considerate accettabili. Anche il Toce, grazie alla diminuzione da $0,024$ a $0,016 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nell'ultimo anno, rientra tra i corsi d'acqua con caratteristiche compatibili con l'obiettivo prefissato, al quale si avvicinano anche Erno e Cannobino. Questo trova conferma anche nei dati relativi ai composti dell'azoto: i livelli di azoto ammoniacale in particolare, evidenziano uno stato di alterazione per Toce, Tresa, Strona e S. Giovanni (Fig. 5.24). Quest'ultimo corso d'acqua, negli ultimi due anni è stato interessato da un sensibile peggioramento dello stato qualitativo delle acque, che appare evidente dal confronto con i valori del 2007, sia per il fosforo totale (Fig. 5.23), che per l'azoto ammoniacale (Fig. 5.24), e necessita quindi di essere monitorato con particolare attenzione.

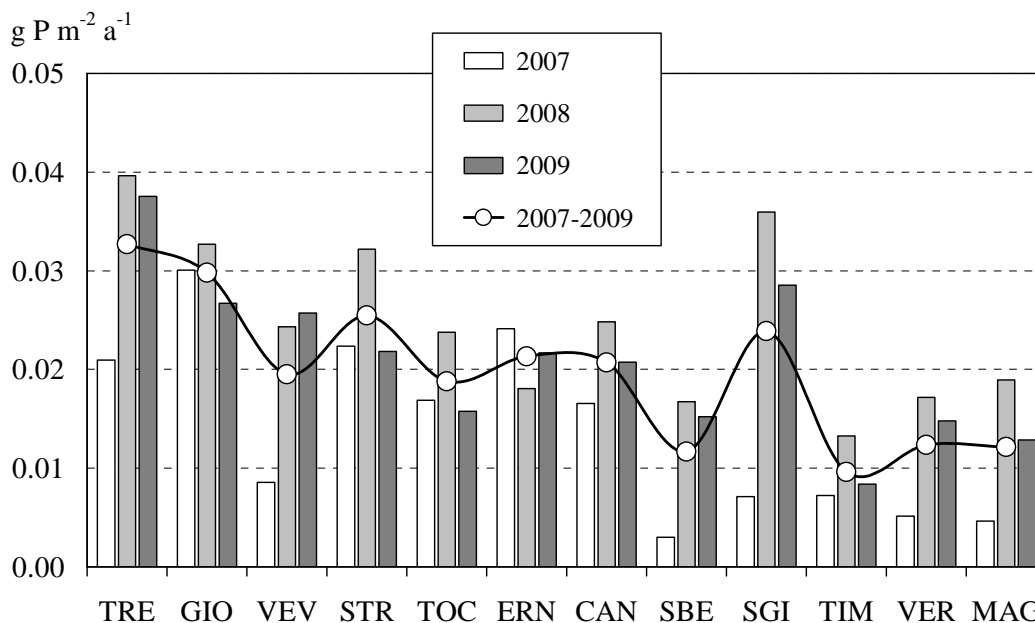


Fig. 5.23. Lago Maggiore. Contributi areali di fosforo totale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2007-2009.

Infine, per quanto riguarda l'azoto organico, il 2009 ha visto un aumento dei contributi areali rispetto a 2007 e 2008 per quasi tutti i corsi d'acqua (Fig. 5.25). Questa variazione, già evidenziata in termini di concentrazioni medie e di carichi, essendo al momento limitata ai dati di un solo anno, necessita di ulteriori verifiche prima che si possano formulare delle ipotesi sulle possibili cause.

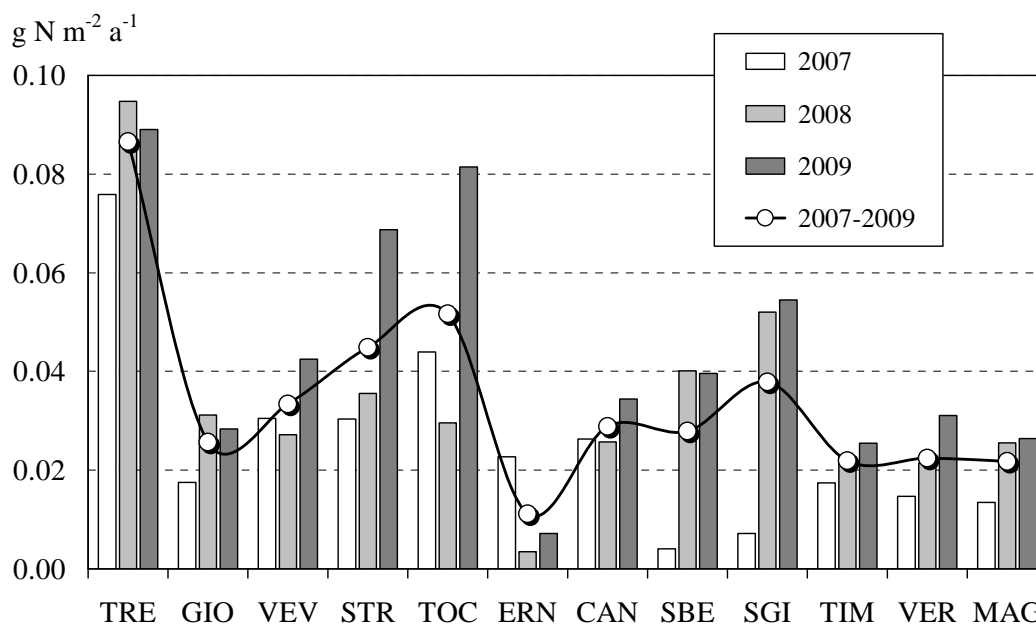


Fig. 5.24. Lago Maggiore. Contributi areali di azoto ammoniacale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2007–2009.

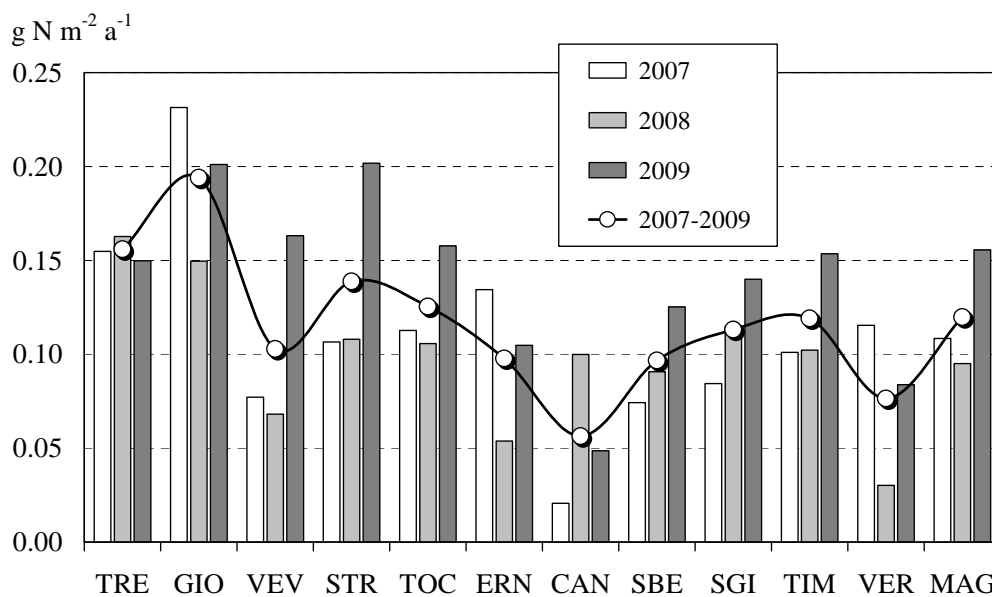


Fig. 5.25. Lago Maggiore. Contributi areali di azoto organico, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Tresa e Boesio) nel triennio 2007-2009.

Ancora una volta infatti, confrontando i dati relativi ad un triennio, si osserva un'elevata variabilità interannuale, in parte attribuibile all'idrologia, che giustifica e rende necessaria la raccolta di serie lunghe di dati per evidenziare le effettive variazioni nella qualità delle acque tributarie.

In tabella 5.7 sono riportati i contributi areali totali calcolati per il 2009, e la loro suddivisione tra Ticino, Piemonte e Lombardia, a confronto con i dati del 2007 e 2008. Ancora una volta appare evidente la differenza tra le tre aree in termini di contributi: le acque tributarie ticinesi sono caratterizzate infatti da un livello qualitativo ottimale, sia per quanto riguarda i contributi areali di fosforo totale (circa $0,01 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) che di azoto ammoniacale ed organico (attorno a $0,02$ e $0,10 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$); i contributi dall'areale piemontese appaiono più elevati, soprattutto per i composti dell'azoto ($0,04$ - $0,07 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ come valori medi per l'azoto ammoniacale, ed un aumento dei contributi di azoto organico da $0,08$ a $0,16 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), ma lo stato complessivo può comunque essere definito accettabile; infine, lo stato di alterazione delle acque tributarie lombarde appare ancora evidente, con contributi areali di fosforo totale sempre superiori a $0,06 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ e valori elevati anche per l'azoto (circa $0,10 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ per l'ammonio e $0,17$ - $0,20 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ per l'azoto organico; Tab. 5.7).

In considerazione dell'elevata variabilità interannuale degli apporti di nutrienti, un controllo regolare dei singoli tributari si rende quindi necessario per seguirne l'evoluzione temporale, anche ai fini degli effetti sulla qualità delle acque litorali.

Tab. 5.7. Contributi areali di fosforo totale ($\text{g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) ed azoto ammoniacale e organico ($\text{g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) derivanti dalle acque tributarie ticinesi, piemontesi, lombarde e totali nel triennio 2007-2009.

| | 2007 | | | 2008 | | | 2009 | | |
|------------------|-----------|-----------------------|-------------|-----------|-----------------------|-------------|-----------|-----------------------|-------------|
| | <i>TP</i> | <i>NH₄</i> | <i>Norg</i> | <i>TP</i> | <i>NH₄</i> | <i>Norg</i> | <i>TP</i> | <i>NH₄</i> | <i>Norg</i> |
| Cantone Ticino | 0,006 | 0,016 | 0,121 | 0,015 | 0,024 | 0,074 | 0,010 | 0,026 | 0,126 |
| Piemonte | 0,016 | 0,038 | 0,088 | 0,025 | 0,031 | 0,079 | 0,017 | 0,073 | 0,164 |
| Lombardia | 0,066 | 0,091 | 0,221 | 0,067 | 0,109 | 0,184 | 0,062 | 0,099 | 0,172 |
| Acque tributarie | 0,020 | 0,036 | 0,126 | 0,027 | 0,041 | 0,094 | 0,022 | 0,055 | 0,147 |

6. PROGETTO PILOTA PER UNO STUDIO MULTIDISCIPLINARE ED INTEGRATO SU UN SOTTOBACINO DEL LAGO MAGGIORE

Gli studi svolti sino ad oggi dalla Commissione Internazionale per la Protezione della Acque Italo Svizzere (CIPAIS) hanno contribuito alla conoscenza ed al recupero delle acque del Lago Maggiore. Nel 2008 è parso necessario ampliare questi studi e approfondirli per quanto riguarda il bacino afferente, per comprendere l'impatto che esso ha sull'equilibrio dell'ecosistema lacustre, in rapporto sia ai cambiamenti climatici in atto, che alle trasformazioni subite dal territorio negli ultimi decenni, partendo dall'organizzazione in un unico documento di tutte le informazioni, vegetazionali, geologiche, climatiche, idrologiche e chimiche presenti ad oggi. Per tale approfondimento sono partite delle ricerche sul Fiume Tresa, di comune interesse per Italia e Svizzera in quanto tale fiume funge da confine fra i due Stati per i primi 7 km dall'uscita del L. di Lugano, mentre appartiene totalmente all'Italia nella seconda parte del suo percorso fino al L. Maggiore.

La presente relazione comprende, quindi:

- una parte descrittiva sul F. Tresa e sul suo bacino, volta ad inquadrarne gli aspetti geografici, morfologici e vegetazionali, basata su informazioni bibliografiche o raccolte mediante contatti con Enti che operano sul territorio (Paragrafi 6.1-6.3);
- una parte metodologica, con particolare riferimento al rilevamento idromorfologico degli habitat fluviali ed all'utilizzo dei macroinvertebrati come indicatori di qualità ecologica (Paragrafi 6.4-6.6);
- i risultati sperimentali del progetto pilota, riguardanti gli aspetti chimici, idromorfologici e biologici (macroinvertebrati; Paragrafo 6.7).

6.1. Inquadramento geografico

Il bacino del Fiume Tresa, qui considerato dallo sbocco del Lago di Lugano, occupa una valle piuttosto stretta e allungata in senso longitudinale, nella parte settentrionale del territorio della Provincia di Varese. Il fiume è inserito nell'ampio bacino idrografico del L. Maggiore, e convoglia le acque di drenaggio provenienti dal L. di Lugano, di cui è l'unico emissario, verso il L. Maggiore, confinando a nord con il bacino del T. Colmegnino e a sud con quello del T. Margorabbia.

Il fiume nasce a Lavena Ponte Tresa in Italia e Ponte Tresa in Svizzera, a 271 m s.l.m.; il punto di origine costituisce zona di confine fra Italia e Svizzera. Il ponte che separa i due comuni venne ricostruito alla metà del 1400 e fu utilizzato fino al 1828. Qualche anno più tardi fu innalzato un altro ponte, in muratura che venne abbattuto nel 1962 per essere sostituito da uno in cemento armato, che corrisponde al ponte tuttora visibile.

Il fiume, nel tratto compreso tra il L. di Lugano e la località Madonnone (ca. 1,4 km), è completamente artificiale sia come origine che come morfologia. L'alveo infatti in questo tratto fu fatto costruire dai milanesi attorno al 1300, per favorire la comunicazione con il L. Maggiore. Il fiume scende poi verso il L. Maggiore secondo una direzione Sud-Est Nord-Ovest, mentre il suo imbocco naturale avrebbe dovuto essere situato più a sud lungo la sponda del L. di Lugano, a Porto Ceresio o Capolago, secondo quanto avviene nei grandi laghi marginali sub-alpini (Barbanti & Ambrosetti, 1978). Nel tratto finale, tra Luino e Germignaga, scorre in quello che un tempo era l'alveo del Torrente Margorabbia, che si immetteva direttamente nel L. Maggiore nei

pressi del Comune di Germignaga, nella pianura alluvionale su cui sorge la città di Luino, a 193 m s.l.m. Nel '300 infatti, la sezione dell'alveo venne allargata per accogliere le acque del F. Tresa, più abbondanti di quelle del T. Margorabbia, che oggi è considerato un affluente.

La superficie del bacino imbrifero del fiume è pari a 754,20 km², ed il fiume stesso è lungo 13 km, di cui i primi 7 km fungono da confine tra Svizzera ed Italia, separando il Canton Ticino dalla Provincia di Varese. Il suo percorso divide le montagne svizzere, sul versante destro, quali il Motto Croce (1183 m s.l.m.), il Monte Rogoria (926 m s.l.m.), il Motto di Galbirona (910 m s.l.m.), il Monte Mondini (814 m s.l.m.), da quelle italiane che sono il Monte Clivio (739 m s.l.m.), il Monte Bedea (667 m s.l.m.), il Monte Marzio (880 m s.l.m.), il Monte La Nave (988 m s.l.m.), il Monte Mezzano (932 m s.l.m.) ed il Monte Sette Termini o Bedeloni (972 m s.l.m.; Grossi, 1984). Numerosi sono gli affluenti soprattutto dalla parte sinistra, che sono brevi e piuttosto impetuosi, contrapponendosi agli immissari di destra, che hanno invece un percorso più lungo alle spalle. Tra tutti il maggiore è sicuramente il Margorabbia.

Poche centinaia di metri (350 m) dopo la sua origine, sul fiume è stato costruito nel 1953 uno sbarramento a paratie mobili con possibilità di elevazione della soglia (Fig. 6.1.a). Tale sbarramento aveva più scopi:

- contenere le acque del L. di Lugano nei periodi di maggior afflusso d'acqua dal bacino imbrifero, in primavera al disgelo e durante intensi periodi di pioggia, abbassando i livelli di piena nell'interesse di tutti i comuni rivieraschi;
- regolare i livelli lacuali durante le diverse stagioni, tenendo conto, per quanto possibile, dei bisogni dell'agricoltura, della pesca, della navigazione e dell'igiene;
- limitare le portate massime del fiume e ridurre in questo modo il pericolo di inondazioni;
- incrementare la portata del fiume in tempi di magra, a favore della produzione idroelettrica della centrale di Creva.

L'abbassamento dell'alveo (circa 1 m nel suo punto di origine nei pressi dell'attuale sbarramento, poi a decrescere fino in località Madonnone) e la costruzione delle paratie mobili hanno così consentito di incrementare le portate erogabili in uscita dal lago e di ottenere, perciò, una riduzione delle piene rispetto al regime naturale.

Più a valle, a poco meno di 4 km dalla foce, il flusso delle acque alimenta la centrale idroelettrica di Creva situata in zona italiana (Comune di Luino), nota come diga di Creva (Fig. 6.1.b-d), che sfrutta il salto altimetrico tra i laghi Maggiore e di Lugano. Tale bacino artificiale, ottenuto con la costruzione di una diga a gravità di 26 metri di altezza e 50 di larghezza, è lungo circa 2 km e trattiene un volume di 990.000 m³ d'acqua, ed è stato ultimato nel 1929 dopo lo spostamento e la sopraelevazione dell'assetto stradale di circa 2 m e la deviazione della ferrovia Luino-Ponte Tresa (Fig. 6.1.e-f). La diga è stata costruita per produrre energia utile anche per il nuovo esercizio elettrico della ferrovia e per regolare la portata del fiume, controllando o limitando le alluvioni, soprattutto in occasione delle piene del L. di Lugano. Situato infatti in territorio montuoso nelle Alpi Centrali, il fiume è caratterizzato da pronunciate pendenze dei versanti e del letto: è quindi sovente soggetto a piogge intense e concentrate in tempi brevi. Questi elementi creano le condizioni per frequenti fenomeni di piena con conseguenti alterazioni della morfologia fluviale e, a volte, notevoli variazioni delle sezioni di misura delle portate.

La pendenza media del corso d'acqua è dello 0,6 % e la larghezza media dell'alveo bagnato è di 30 m. La sua origine dal L. di Lugano determina un regime idrologico di

tipo sub-lacuale, con portate medie annue intorno ai $23 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (1978-2008). Il regime idrologico è caratterizzato da due massimi, uno primaverile (Maggio) e l'altro, di minor entità, ad Ottobre, e due minimi, uno in inverno, tra Dicembre e Febbraio, e l'altro in estate, ad Agosto (Ciampittiello & Rolla, 2009).

Lo sbarramento a paratie mobili e la diga di Creva sono due opere che costituiscono un'interruzione della continuità fluviale e della libera percorribilità delle acque da parte delle popolazioni ittiche impedendo gli spostamenti longitudinali delle diverse specie, pregiudicandone in qualche caso la sopravvivenza. Nel 2007 si è iniziata una prima azione di mitigazione sul fiume che ha visto il ripristino dei corridoi biologici con la realizzazione di un passaggio per pesci, a bacini successivi, abbinato allo sbarramento a paratie mobili. Il corridoio delle paratie mobili è dotato di un sistema di monitoraggio impiantato nella camera di compensazione che si trova al termine del corridoio stesso, dove è stato installato un vetro che permette di vedere e registrare, tramite telecamera, quanti e quali pesci riescono a passare, permettendo di monitorare l'effettiva funzionalità dell'opera e gli aggiustamenti che serviranno qualora ve ne fosse bisogno.

Al fine di caratterizzare la qualità ecologica del F. Tresa, secondo quanto proposto dalla ricerca, sono stati utilizzati diversi metodi di analisi, sia di tipo chimico-fisico, sia idromorfologico, che di tipo biologico tramite lo studio della fauna a macroinvertebrati. L'utilizzo di un approccio di questo genere permette di comprendere meglio gli aspetti legati all'integrità ed alla funzionalità ecologica del corso d'acqua. Solo con il supporto di adeguati dati chimico-fisici e idromorfologici è possibile procedere ad una corretta interpretazione delle dinamiche della fauna bentonica ed alla valutazione esaustiva della qualità del fiume.



a. Sbarramento a paratie mobili a P.te Tresa



b. Diga di Creva - invaso



c. Diga di Creva - muraglione



d. Diga di Creva - scarico



e-f. Diga di Creva - precedente assetto stradale e ferroviario



Fig. 6.1.a-f. Principali alterazioni dell'alveo del F. Tresa.

6.2. Caratteristiche geo-morfologiche

Il primo aspetto da considerare nella zona di studio è la suddivisione svizzera fra Sopraceneri e Sottoceneri, di fondamentale importanza geologica. Questa suddivisione è delimitata dal largo e profondo solco costituito dal L. Maggiore, dalla Piana di Magadino e dall'imbocco della Val Mesolcina e corrisponde all'importante confine strutturale creato dalla Linea Insubrica. A Sud di esso è situato lo zoccolo cristallino antico, appartenente alla zolla continentale africana e ricoperto nella sua parte più meridionale da sedimenti mesozoici; a nord si estendono invece le rocce metamorfiche più recenti, derivanti dalla geosinclinale alpina. In particolare, le rocce della Valle della Tresa appartengono allo zoccolo prevarisico delle Alpi meridionali. Il territorio è infatti costituito da un basamento cristallino composto prevalentemente da quarzo, feldspato, miche e minerali scuri. Durante gli eventi orogenetici si sono formate delle fessure che hanno consentito la risalita di fluidi ricchi di minerali come argento, oro e ferro. In passato queste risorse erano sfruttate in modo intenso (Cotti et al., 1990): sul territorio operavano infatti numerose cave di pietre da taglio, cave di porfido, fabbriche di calce e di gesso, fornaci di laterizi e miniere che sfruttavano i minerali metalliferi. Su tale zoccolo si è poi verificata una copertura sedimentaria, modellatasi durante l'era Quaternaria ad opera di quattro eventi glaciali (Gunz, Mindel, Riss, Würm), che crearono il susseguirsi di paesaggi differenti. La Valle del Tresa si è formata infatti dopo il ritiro dei ghiacciai che occupavano le attuali conche del L. Maggiore (Ghiacciaio del Ticino) e del L. di Lugano (Ghiacciaio dell'Adda). La morfologia del territorio è quindi il risultato dell'azione erosiva combinata del ghiacciaio e del fiume, caratterizzata dalla presenza di valli aperte e rilievi dolci, accompagnati da dossi, gole e anfratti, queste ultime ancora visibili nel tratto subito a valle della diga di Creva e a monte dell'abitato di Cremenaga.

La storia geologica recente è rappresentata dalla sedimentazione nelle aree a bassa energia del corso d'acqua e nelle zone di esondazione (alluvioni antiche, recenti ed attuali). Questa valle si è quindi andata colmando di depositi fluvio-lacustri provenienti dal L. di Lugano che ne hanno addolcito la conformazione a "V" nella parte alta, anche in seguito alla costruzione della diga.

La porzione montana risulta caratterizzata da vulcaniti formatesi durante i processi orogenetici alpini e da formazioni calcaree di scogliera. In particolare, all'interno di questa porzione, i solchi della Valle del Tresa, della Valcuvia e della Val Ceresio delimitano quattro zone diverse sotto il profilo geologico (Harlof, 1927):

- una zona micascistosa dell'Alto Luinese, situata tra Pino Lago Maggiore e la Valle del Tresa;
- una zona cristallino-calcareo-dolomitica in Valtravaglia, affacciata sul L. Maggiore, delimitata a sud dal T. Boesio e a nord dal T. Margorabbia;
- una zona cristallino-porfirico-calcareo-dolomitica, compresa tra la Valcuvia, la Valle del Tresa, il L. di Lugano, la Valle di Arcisate ed il L. di Varese;
- una zona porfirico-calcareo-dolomitica tipica dell'Orsa di Pravello, nella parte orientale.

Dal punto di vista morfologico, la parte più settentrionale della zona montana è rappresentata dal gruppo dei monti Paglione e Cadrigna; il solco della Val Veddasca, sul cui fondo scorre il Torrente Giona, separa questo gruppo montuoso dal Monte Lema (1622 m s.l.m.), che costituisce la cima più elevata della provincia di Varese. A sud del

gruppo del Monte Lema scorre il F. Tresa, che divide la zolla cristallina dalle porfiriti e dai calcari che compongono i restanti gruppi montuosi. La Valtravaglia e la Val Marchirolo, con la Valle del Tresa, isolano il gruppo montuoso dei Sette Termini (972 m s.l.m.), Monte Mezzano (922 m s.l.m.) e Monte La Nave (988 m s.l.m.).

6.3. Caratteristiche vegetazionali

La morfologia del territorio è il risultato dell'erosione fluvio-glaciale, con un'abbondanza di dossi, gole e anfratti. L'area presenta un'importante varietà naturalistica grazie alla varietà dei suoi paesaggi. Si passa infatti da un paesaggio tipicamente lacustre (L. di Lugano), alle zone collinari, fino a raggiungere le zone montane, che raggiungono i 1619 m s.l.m. del Monte Lema e i 1935 m s.l.m. dei Gradiccioli. Complessivamente la risorsa più importante è rappresentata dal bosco, che ricopre una superficie importante del territorio (Grossi, 1984).

L'area montana

Il settore montano occupa la maggior parte del bacino, ed è caratterizzato da rilievi di una certa elevazione e da rocce affioranti in posto. La morfologia è stata in gran parte influenzata dai fronti dei grandi ghiacciai quaternari, per cui il rilievo è costituito da montagne separate tra loro da bassi valichi. Dalle testimonianze lasciate dagli abbondanti depositi morenici si può dedurre che le grandi lingue glaciali si unissero tra loro, lasciando emergere solo poche cime (Antonietti, 1971; Ufficio della selvicoltura, 2001).

Il bacino del F. Tresa presenta una grande varietà di specie grazie alle differenti condizioni climatiche, pedologiche, topografiche. L'area montana comprende Faggete (*Fagus sylvatica*) e pascoli, con una presenza estesa di Betulle (*Betula pendula*) ai bordi delle aree aperte e del Farinaccio (*Sorbus aria*). Nei pascoli poco utilizzati prevale la Felce aquilina (*Pteridium aquilinum*) e la Ginestra (*Cytisus scoparius*). Frequente anche il nardeto, prateria tipica dei suoli acidi e magri dove predomina il Cervino (*Nardus stricta*).

Possiamo distinguere due associazioni vegetazionali predominanti per lo stadio subalpino (da 1700 a 1400 m s.l.m.) e quello montano (da 1400 a 800 m s.l.m.):

- rocce vulcaniche effusive (rioliti, andesiti, porfiriti, granofiri, ecc.) affiorano, frammiste alle rocce sedimentarie dando origine a condizioni di vita per le piante relativamente simili, contraddistinte da suoli acidi e sostanze nutritive limitate. Le porzioni inferiori dei rilievi sono caratterizzate da Querceti a rovere, mista a roverella nelle stazioni più assolate e acclivi. Alle quote superiori dominano le formazioni di Faggio (*Fagus sylvatica*);
- sui suoli meno acidi in esposizioni ombreggiate, nello strato arboreo compaiono l'Acero di monte (*Acer pseudoplatanus*) e le macroforbie esigenti in quello erbaceo: Lauro alessandrino (*Streptopus amplexifolius*), il Sigillo di Salomone verticillato (*Polygonatum verticillatum*), l'Uva di volpe (*Paris quadrifolia*), l'Imperatoria vera (*Peucedanum ostruthium*).

L'area pedemontana e sub-montana

Indicativamente compresa tra gli 800 ed i 300 metri di altitudine, l'area pedemontana è caratterizzata dai boschi cedui di Castagno (*Castanea sativa*), dove accanto alla specie dominante s'incontrano nello strato arboreo la Quercia rovere (*Quercus petraea*), la Betulla (*Betula pendula*), il Frassino (*Fraxinus excelsior*), la Robinia (*Robinia pseudoacacia*) e il Cerro (*Quercus cerris*). Nello stadio arbustivo troviamo spesso il Nocciolo (*Corylus avellana*) o la Frangola (*Frangula alnus*). Le associazioni principali per questo stadio sono:

- sui suoli poveri compare in abbondanza la Festuca dei montoni (*Festuca ovina*), la Brughiera (*Calluna vulgaris*), la Ginestra (*Cytisus scoparius*), il Camedrio scorodonia (*Teucrium scorodonia*);
- sui suoli a tenore di sostanze nutritive limitate, compaiono specie più esigenti quali il Sigillo di Salomone maggiore (*Polygonatum multiflorum*), l'Anemone di bosco (*Anemone nemorosa*), la Viola silvestre (*Viola reichenbachiana*) e la Salvia vischiosa (*Salvia glutinosa*);
- sui suoli eutrofici, meno acidi e sempre freschi troviamo il Frassino e l'Ontano nero (*Alnus glutinosa*). Lo strato erbaceo è composto da felci ed alte erbe.

Ambiente dei fondovalle alluvionali

I depositi alluvionali presenti nel bacino sono dovuti ai corsi d'acqua che hanno inciso e terrazzato il preglaciale ed i terreni successivi durante le glaciazioni ripetute e gli interglaciali. Nella valle del Tresa si riscontrano depositi interglaciali contenenti parti fluvio-glaciali, specialmente sabbie micacee.

I fondovalle del settore montano presentano una vegetazione potenziale costituita da Querceti con Frassino maggiore abbondante, Saliceti, lembi di Canneti. Tuttavia, gli ambienti umidi dei fondovalle montani possono ospitare anche vegetazioni delle torbiere oligotrofiche.

Le siepi ed i boschetti che si susseguono lungo il corso del fiume sono costituiti da una vegetazione densa di cespugli, accompagnati da singoli alberi e da fasce di piante erbacee. Le specie arbustivo-arboree che si possono incontrare sono principalmente il Rovo (*Rubus* sp.), il Sambuco (*Sambucus nigra*), il Biancospino (*Crataegus* sp.), la Fusaggine o cappel da prete (*Evonymus europaeus*), il Nocciolo (*Corylus avellana*), il Caprifoglio (*Lonicera xilosteam*), il Sanguinello (*Cornus sanguinea*; Antonietti, 1976).

I prati umidi, gli stagni ed i boschi golenali sono ambienti nei quali l'acqua riveste un ruolo fondamentale. Le golene in particolare sono porzioni di territorio regolarmente sommerse dalle acque del fiume che le percorre. Complessivamente questi ambienti hanno subito negli ultimi decenni una forte riduzione. Il corso del F. Tresa offre degli spazi naturalistici interessanti per la vegetazione golenale, tanto da essere stata posta nell'inventario delle zone alluvionali d'importanza nazionale svizzera.

In questo ultimo secolo il paesaggio della Valle del Tresa ha vissuto numerosi processi che ne hanno determinato un cambiamento radicale. Fino al primo dopoguerra, la situazione era caratterizzata dalla presenza di vigneti che si estendevano su quasi la totalità dei crinali propizi. Gli insediamenti erano numerosi e prendevano la forma di piccole frazioni. Oggi questi stessi villaggi hanno assunto delle funzioni prevalentemente residenziali, mentre un numero considerevole di coltivi sono stati persi a causa dell'imboschimento dei versanti o dell'estensione degli insediamenti umani.

6.4. Il rilevamento idromorfologico degli habitat fluviali

La Direttiva Quadro sulle Acque, già approvata a livello comunitario (EC, 2000/60), è stata recepita anche in Italia. Essa definisce le linee guida per la valutazione della qualità ecologica degli ambienti acquatici, tra cui i fiumi. Un punto cruciale evidenziato dalla Direttiva riguarda la centralità degli organismi biologici (e.g. fauna macrobentonica, pesci, macrofite) nella definizione della qualità ecologica delle acque. La Direttiva richiede inoltre la valutazione della qualità idromorfologica dei corpi idrici come supporto all'interpretazione dei dati biologici e la scelta dei "siti di riferimento", da individuare per ognuno dei tipi fluviali riconosciuti sul territorio nazionale.

Il metodo sviluppato *ad hoc* per rispondere alle richieste della Direttiva ed applicabile alle diverse tipologie dei fiumi italiani è il CARAVAGGIO (Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydromorpholoGical cONdition) che, tra l'altro, consente di caratterizzare in modo dettagliato gli habitat presenti nei tratti fluviali analizzati, offrendo così le necessarie informazioni di supporto per l'interpretazione dei dati biologici, ossia quelli ottenuti per il monitoraggio ai sensi della Direttiva (Buffagni et al., 2005).

La scelta di procedere secondo quanto previsto dalla Direttiva Europea sulle Acque in un territorio che copre due Stati, all'interno dei quali si utilizzano due approcci differenti di studio, raccolta e analisi dei dati, offre un punto di partenza importante per un reciproco confronto e per una crescita conoscitiva e scientifica sulle metodiche in uso nei due Paesi, sulle informazioni utili raccolte e sulle indicazioni gestionali che possono venire da entrambi gli approcci.

Il protocollo di rilevamento prevede che vengano registrate specifiche caratteristiche degli habitat fluviali e ripari. La lunghezza dell'unità di campionamento è pari a 500 metri (*sweep-up*) lungo l'asse longitudinale del fiume. Le caratteristiche delle rive e dell'alveo sono rilevate in corrispondenza di 10 transetti (*spotchecks*), distanziati di 50 m. Vengono registrate, ad esempio, per ciascuno dei transetti analizzati, caratteristiche quali il tipo di flusso, il tipo di substrato, le modificazioni dell'alveo e delle rive, l'uso del territorio, il tipo di vegetazione in alveo. Alcune caratteristiche osservate lungo il tratto fluviale oggetto del rilievo vengono registrate nella sezione di rilevazione complessiva (*sweep-up*), tra le quali l'uso del territorio entro 50 m dalla riva, il profilo delle rive, la copertura arborea, la presenza di raschi (*riffle*), pozze (*pool*), meandri, zone di deposito, ecc. Per meglio caratterizzare gli habitat fluviali, il protocollo dà la possibilità di rilevare due tipi di flusso e/o di substrato lungo ogni transetto. Rispetto al metodo originale, la struttura del protocollo di rilevamento è stata riorganizzata in modo da consentire una migliore comprensione dei fenomeni in atto nel fiume stesso e di limitare gli errori di rilevamento.

Un aspetto centrale del metodo CARAVAGGIO risiede nella separazione tra la fase di giudizio, come la classificazione del sito, dalle fasi di acquisizione e archiviazione del dato. Tale aspetto, associato a definizioni chiare delle caratteristiche rilevate, contribuisce a garantire l'oggettività del metodo.

Il metodo CARAVAGGIO è dotato di uno strumento per l'archiviazione dell'informazione raccolta. Il *software* è una base dati relazionale che archivia i dati e può produrre *output* di dati grezzi ed elaborati, fornendo ad esempio frequenze di occorrenza delle caratteristiche riscontrate nei siti. Caratteristica peculiare del *software*

è la semplificazione e la velocizzazione del processo di inserimento dati tramite interfaccia grafica identica alla scheda utilizzata in campo.

In generale, l'informazione ottenuta mediante l'applicazione del CARAVAGGIO può essere di supporto nell'interpretazione dei dati biologici consentendo di effettuare confronti tra i dati relativi all'analisi delle comunità di macroinvertebrati, macrofite, pesci e la qualità e diversità degli habitat. Inoltre, il metodo permette di effettuare delle correlazioni dirette tra la presenza di determinate caratteristiche idromorfologiche e le comunità biologiche e di calcolare indici sintetici di qualità, tra cui:

- l'Habitat Modification Score (HMS), consente una quantificazione del grado di alterazione morfologica, in linea con alcune delle richieste della Direttiva Quadro;
- l'Habitat Quality Assessment score (HQA), è in grado, sulla base dell'estensione e diversificazione delle caratteristiche naturali registrate (es. numero di tipi diversi di flusso, di substrato e naturalità dell'uso del territorio), di stimare la diversificazione e qualità degli habitat fluviali, a loro volta legati alla qualità globale del sito;
- il Land Use Index (LUI), fornisce indicazioni sull'uso del territorio circostante assegnando dei punteggi alle varie caratteristiche di uso del suolo: maggiore è il grado di antropizzazione del territorio maggiore è il valore dell'indice;
 - il Lentic Lotic River Descriptor (LRD), fornisce indicazioni sulle caratteristiche del flusso. Lentic, tipico di zone a bassa velocità di corrente, e lotico, tipico di zone ad elevata velocità. Le caratteristiche lentiche sono rappresentate da valori positivi, anche molto elevati dell'LRD, e quelle lotiche, da valori negativi a volte molto bassi (Buffagni et al., 2004).

Le informazioni raccolte con il metodo CARAVAGGIO e la loro elaborazione successiva risultano di fondamentale importanza per definire il grado di alterazione di un ambiente fluviale, la sua capacità di riequilibrarsi, dopo cambiamenti naturali o antropici, il momento evolutivo in cui si trova, di quali modificazioni sarà ancora capace il corso d'acqua nel tempo e lungo il suo corso, da monte a valle, nonché la struttura biotica del sistema. È ben noto infatti che quest'ultima dipende strettamente dalle condizioni idro-morfologiche dell'habitat in cui vive. Tutto quanto detto per garantire una buona/ottima qualità dell'ecosistema, e per migliorare la sicurezza e la qualità della vita e delle attività umane che si sviluppano all'interno dei territori circostanti.

6.5. Importanza dei macroinvertebrati come indicatori di qualità ecologica

L'uso delle comunità bentoniche per valutare l'integrità ecologica di un fiume costituisce senz'altro una tecnica di biomonitoraggio che ha una lunga tradizione in Italia ed in Europa. L'analisi delle comunità di macroinvertebrati risulta, infatti, uno strumento particolarmente utile per la valutazione biologica della qualità degli ambienti di acque correnti, dal momento che le informazioni legate agli invertebrati bentonici sono in grado di rispondere a diverse esigenze concettuali. Tra queste vi è quella di fornire un giudizio sintetico sulla qualità complessiva dell'ambiente considerando l'impatto che le alterazioni presenti hanno indotto sulle comunità che abitano il fiume.

Le caratteristiche climatiche della nostra zona sono contraddistinte da inverni secchi e poco piovosi, da primavere e autunni molto piovosi, tanto che spesso si assiste ad eventi di piena anche di portata centenaria in queste due stagioni, e da estati di natura variabile. In particolare, in questi ultimi anni sono aumentate le piogge estive sotto forma di eventi brevi ed intensi, con presenza di innalzamenti di temperatura e piccole trombe d'aria.

In tale contesto un fiume può essere soggetto a regimi di morbida alternati a regimi di piena e inondazioni, che possono influenzare fortemente la struttura della comunità macrobentonica. La maggior portata e le elevate velocità di corrente durante un evento di piena ampliano la connettività fluviale lungo i tre assi: longitudinale, trasversale e verticale. Tali aumenti possono disturbare o comunque influenzare la comunità biotica lungo un gradiente diretto da monte a valle, un gradiente di connessione fra sedimenti superficiali e ambiente iporreico e un gradiente centro-laterale che connette l'alveo con le sponde (Fig. 6.2).

L'eccessivo incremento della velocità di corrente associato alle piene può dar luogo al trascinarsi a valle dei macroinvertebrati e modificare l'assetto stesso dell'ambiente fluviale. In effetti, le perturbazioni fisiche causate dalle piene portano ad una diversa composizione del substrato di un fiume, così come possono deteriorarne o modificare la qualità degli habitat, causando una diminuzione di macrofite acquatiche e la relativa riduzione delle specie animali ad esse legate.

Importanti per la ricostituzione della comunità macrobentonica dopo il manifestarsi di questo tipo di perturbazione sono sia la migrazione dalle zone di rifugio utilizzate (iporreico o habitat "rifugio" dallo *stress* idrico) verso le zone centrali del fiume, sia ricolonizzazioni da monte, sia la schiusa o la deposizione di uova da parte degli adulti sopravvissuti.

L'elevata variabilità del regime idrologico che caratterizza i fiumi italiani ha anche effetti indiretti sulle comunità biotiche attraverso le variazioni nel trasporto di sedimento e la mobilitazione di sostanze inquinanti. Infatti, le variazioni di portata in un fiume hanno grande influenza sulla concentrazione degli elementi chimici in generale: la concentrazione totale tende a diminuire per aumenti delle portate nel campo delle magre, mentre al di sopra di certi livelli assumono un ruolo dominante i processi di *runoff* che si ripercuotono positivamente sui livelli di concentrazione totale. Accanto, quindi, a processi ovvi di diluizione che portano ad una diminuzione delle concentrazioni possono riscontrarsi processi significativi di dilavamento che costituiscono una fonte di elementi, inquinanti e non, molto significativa.

Parallelamente ad un'influenza significativa sulle concentrazioni degli inquinanti si ha anche un effetto importante sul trasporto di materiale in sospensione. Questo tende in

particolare ad aumentare quando le portate passano da condizioni di morbida a condizioni di piena per il peso significativo che assumono in questo caso i processi di *runoff*, in particolare nei primi periodi della piena. Un aumento significativo del trasporto solido si ha anche quando le portate pur rimanendo nel campo delle magre registrano una brusca variazione, dopo un lungo periodo di secca, durante il quale si sono accumulati nel letto del fiume sedimenti fini. Questi infatti vengono immediatamente rimobilizzati anche in seguito a piccoli, ma repentini aumenti della portata che seguono periodi di secca.

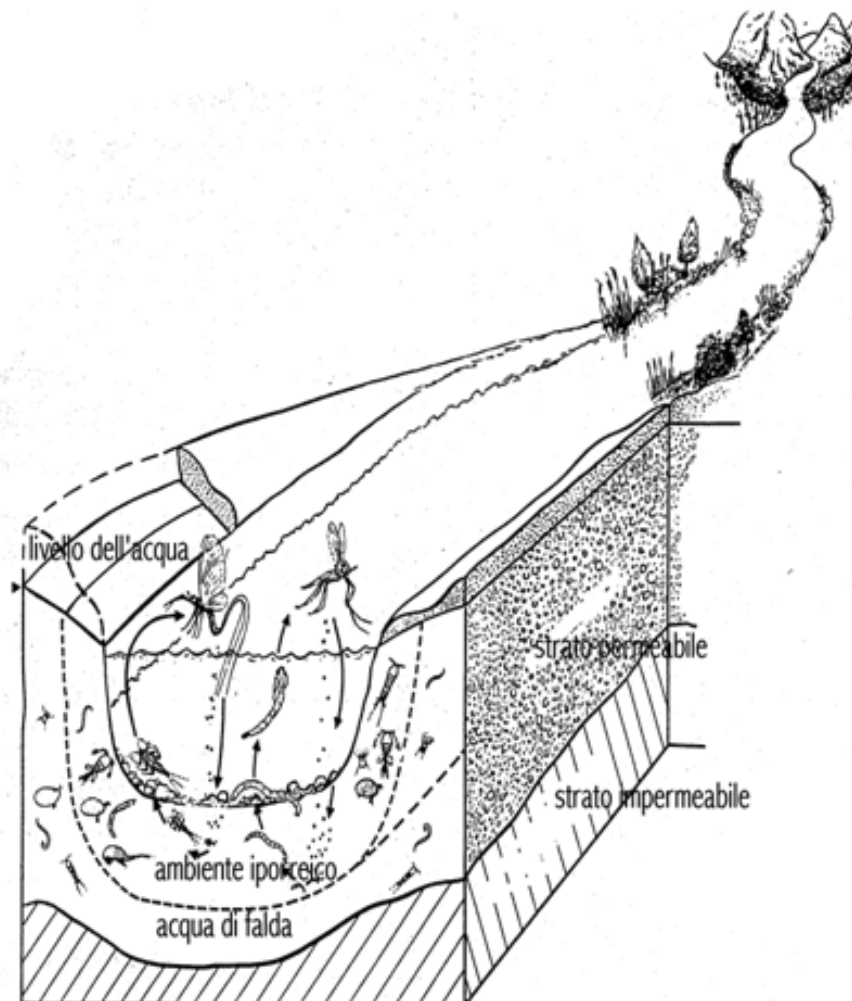


Fig. 6.2. Schema di distribuzione della fauna a macroinvertebrati in una sezione fluviale e delle interconnessioni esistenti nelle acque correnti fra i diversi habitat, che risultano intimamente correlati fra loro.

6.6. Metodiche

6.6.1. Analisi idromorfologica

Il monitoraggio degli effetti dovuti a diversi impatti sulle comunità biologiche risulta alquanto complesso. Per porre in relazione lo stato idromorfologico dei siti studiati e le caratteristiche della comunità biologica, è stata effettuata la caratterizzazione e la valutazione degli elementi determinanti la struttura in habitat e della qualità idromorfologica mediante l'applicazione del metodo CARAVAGGIO lungo tutto il F. Tresa, dalla sua origine alla sua immissione nel L. Maggiore. Sono state definite sulla carta regionale in scala 1:10000 della Regione Lombardia 26 possibili applicazioni del metodo sui 13 km totali di lunghezza del corso d'acqua.

In termini generali, la valutazione delle caratteristiche idromorfologiche è stata effettuata con le seguenti principali finalità:

- acquisire informazioni utili a caratterizzare gli habitat acquatici, in particolare in termini di caratteristiche idrologiche locali;
- quantificare l'alterazione morfologica dei siti di campionamento, sia che questa costituisca il principale tipo di impatto, sia che rappresenti una causa secondaria di alterazione della comunità biologica;
- ottenere informazioni utili all'interpretazione dei gradienti di variazione delle comunità biologiche, nel range di condizioni idrologiche osservate.

La reale fattibilità di tutte le applicazioni è stata verificata in fase di uscita in campo: infatti delle 26 possibili applicazioni ne sono state realizzate 19 (Fig. 6.3), per un totale di 9,5 km. Le rimanenti applicazioni non hanno potuto essere effettuate in quanto la morfologia fluviale, caratterizzata da pronunciate pendenze dei versanti e gole, la presenza di fondi privati nei pressi di Germignaga, o la folta vegetazione ne hanno impedito la visibilità, od ostacolato il raggiungimento e/o l'ingresso in alveo.

Per ciascun sito e ciascuna stagione, in cui si è svolto il campionamento chimico-biologico, è stata eseguita anche una stima della portata, espressa come il prodotto della velocità dell'acqua per l'area della sezione trasversale, grazie anche ai dati forniti dagli Enti gestori dello sbarramento a paratie mobili (Ufficio dei Corsi d'Acqua del Canton Ticino) e della diga di Creva (ENEL).

6.6.2. Analisi chimico-fisica delle acque

Per caratterizzare i siti di campionamento dal punto di vista chimico-fisico, in particolare in relazione ai nutrienti (composti del fosforo e dell'azoto), sono stati prelevati dei campioni in ogni stazione prevista per lo studio della comunità a macroinvertebrati, di seguito numerate da 1 a 4 partendo dal L. di Lugano. I campioni sono poi stati analizzati in laboratorio per temperatura, ossigeno disciolto, pH, conducibilità, alcalinità, ammonio, azoto totale, fosforo reattivo e totale, silicati, carbonio organico totale (TOC), principali anioni (nitrati, solfati, cloruri) e cationi (calcio, magnesio, sodio, potassio). Le metodiche utilizzate sono quelle in uso presso il laboratorio di chimica del CNR ISE (Tartari & Mosello, 1997).

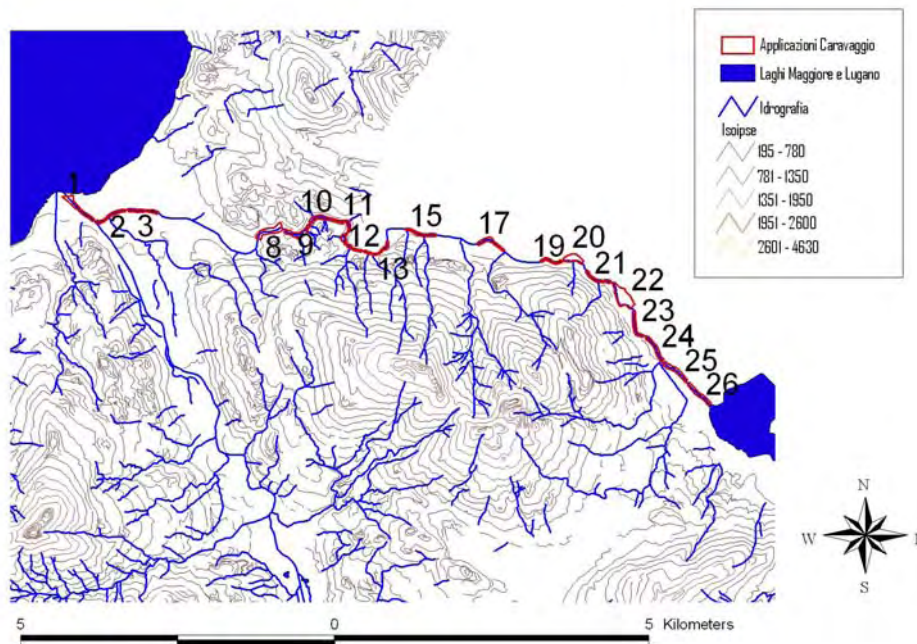


Fig. 6.3. Applicazioni del metodo CARAVAGGIO lungo il F. Tresa. Le aree evidenziate in rosso rappresentano le zone indagate.

6.6.3. Analisi granulometrica del sedimento alla foce

Le analisi granulometriche sono state effettuate unicamente su campioni raccolti in corrispondenza della foce del F. Tresa, in quanto nelle altre stazioni lungo il corso d'acqua, la parte fine e medio fine era molto scarsa e tale da inficiare i risultati ottenuti.

I campioni alla foce sono stati prelevati tramite draga di Ponar (area utile = 420 cm²) per un totale di 9 campioni, 3 per ogni fascia batimetrica considerata, a profondità comprese nelle fasce 5-10 m, 12-15 m, e 22-25 m, e corrispondenti rispettivamente alle fasce litorale, sublitorale e profonda. Per il dettaglio delle relative metodiche di laboratorio si veda il rapporto C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania (2009).

I tre campioni finali ottenuti dopo miscelamento delle repliche sono stati sottoposti ad una prima setacciatura manuale tramite setacci con maglie da 200 µ per eliminare la porzione di materia organica più grossolana. Successivamente e per eliminare la componente organica, i campioni sono stati sottoposti a digestione tramite perossido di idrogeno 30 % stabilizzato, ad essiccamento in stufa a 50 °C e se ne è valutato il peso secco. I campioni sono poi stati sottoposti a setacciatura meccanica a secco, utilizzando setacci con maglie di dimensioni variabili (4000 µ, 900 µ, 500 µ, 250 µ, 125 µ, 63 µ, 45 µ e 38 µ) ed un raccoglitore dal fondo chiuso per il sedimento fine (<38 µ). Successivamente è stata calcolata la frazione trattenuta da ogni setaccio ed infine si è definita la frequenza cumulata percentuale. Sono state così ricavate le curve granulometriche relative a ciascun campione.

6.6.4. Campionamento dei macroinvertebrati e scelta delle stazioni di prelievo

Come noto, il recepimento della Direttiva 2000/60/CE ha richiesto per il monitoraggio delle acque superficiali, ed in particolare per le acque correnti,

l'adeguamento dei metodi di indagine alle esigenze di conformità dettate dalla normativa. Una delle richieste della Direttiva è quella di standardizzare il più possibile i metodi di indagine, al fine di rendere confrontabili i risultati ottenuti dai diversi operatori. Inoltre la Direttiva richiede che il protocollo adottato sia di tipo quantitativo, ovvero che nella definizione dello stato ecologico si tenga conto delle abbondanze della comunità.

In Aprile 2009 è stato eseguito un primo campionamento della fauna bentonica alla foce del F. Tresa, mentre i campionamenti lungo l'asta fluviale sono partiti nell'autunno 2009, in seguito alle avverse condizioni meteorologiche che si sono susseguite nel corso dell'anno e a causa di lavori che hanno interessato la diga di Creva fino alla fine di Giugno.

Il campionamento lungo il corso d'acqua è stato effettuato in due stagioni separate: autunno e primavera, per meglio rappresentare la comunità presente. La scelta dei siti si è basata su precedenti campionamenti effettuati da personale svizzero (St. 1 corrispondente ad un sito situato dopo lo sbarramento a paratie mobili e St. 2 nei pressi di una grossa isola all'interno dell'alveo) e nel sito situato sotto il muraglione della diga di Creva (St. 3), da personale di una cooperativa intervenuta con sopralluoghi al momento dello svuotamento dell'invaso nel 1997. La stazione 4, l'unica mai valutata precedentemente, corrisponde ad un'area antecedente la confluenza con la Margorabbia.

La metodologia di campionamento adottata lungo l'asta fluviale ha considerato un tratto di fiume rappresentativo della lunghezza di 10-15 m. In un fiume come il Tresa, con portata costante ed elevata profondità (sempre superiore al metro), il campionamento è stato effettuato in siti raggiungibili facilmente e senza pericolo dagli operatori.

Non è mai stato possibile effettuare il campionamento seguendo un transetto che congiungeva le due sponde, il fiume presenta infatti sempre in tutte le stazioni aree con velocità di corrente elevata, a forte erosione e quindi molto più profonde. Si è allora deciso di campionare lungo il transetto prescelto fino a dove la profondità ne permetteva la percorrenza, risalendo poi per una decina di metri il letto e ritornando infine a riva, descrivendo così un rettangolo. In questo modo si sono ricoperti un buon numero di microhabitat.

Il campionamento è stato condotto secondo la metodica multihabitat proporzionale, basandosi sulla stima della composizione in microhabitat. Dieci repliche sarebbero dovute essere posizionate nel tratto di *riffle* e 10 nel tratto di *pool*, poiché le due aree in genere presentano estensioni simili e comunità differenti (Buffagni et al., 2004). Nel nostro caso si è deciso di prelevare un massimo di 10 repliche per sito utilizzando un retino immanicato. Tale retino è costituito da un telaio a mezzaluna in acciaio di circa 24,5 L x 19,0 H cm a cui è stata apposta una seconda intelaiatura collegata alla bocca di ingresso di circa 21,8 x 21,8 cm, ottenendo così un'area di riferimento per la stima delle abbondanze. Il retino è dotato di manico, sempre in acciaio, lungo circa 150 cm e di una rete tetraedrica in nylon a maglie di 210 μm fissata al telaio da una parte ed al bicchiere di raccolta dall'altra. Il retino è stato posto in acqua con il lato inferiore del telaio ben aderente al fondale. Con le mani e con i piedi si sono sollevate le pietre o si è smosso il fondale ghiaioso o limoso a ridosso dell'imboccatura, in modo che gli organismi distaccati venissero raccolti nella rete. Le repliche raccolte sono state tenute separate, ogni sito risulta quindi rappresentato da più campioni.

Per migliorare la confrontabilità fra applicazioni del metodo CARAVAGGIO ed i dati della componente biologica, si è fatto coincidere il campionamento biologico con

uno degli *spot-checks* previsti dal rilevamento delle caratteristiche idromorfologiche. In particolare si è scelto il penultimo *spot-check* (partendo da monte), così come consigliato dal metodo.

I campioni prelevati alla foce sono stati condotti in periodo corrispondente alla circolazione primaverile del lago ed in fase successiva alla stratificazione estiva (autunno). La scelta dei punti di campionamento è stata eseguita tenendo conto della zonazione verticale del lago (litorale, sublitorale e profonda) e del tipo di sedimento. In questo studio è stata adottata la seguente suddivisione del sedimento lacustre in base al profilo della profondità:

- Zona Litorale: corrisponde alla zona eufotica (bene illuminata), compresa tra la linea di costa ed alcuni metri di profondità, che in genere coincide con il limite di sviluppo delle macrofite sommerse;
- Zona Sublitorale: corrisponde ad una zona più scarsamente illuminata e al metalimnio (= termoclinio estivo, quando il lago si trova nella condizione di massima stratificazione) o, nei laghi con buona trasparenza delle acque, si estende dopo il limite inferiore della fascia colonizzata da macrofite sommerse; spesso è una zona di deposito di conchiglie di molluschi (*shell zone*);
- Zona Profonda: corrisponde alla zona ipolimnica del lago, poco o nulla illuminata, ed è costituita in genere da sedimento fine.

Ai fini della nostra ricerca si è infine deciso di presentare i dati relativi alla sola fascia litorale, in quanto maggiormente confrontabile con le altre situate lungo il corso del fiume e con l'applicazione CARAVAGGIO per la valutazione idromorfologica.

I campioni alla foce sono stati prelevati tramite la stessa draga utilizzata per la raccolta dei campioni per l'analisi granulometrica. La fauna bentonica è stata quindi prelevata in 3 stazioni, in triplo, raccogliendo uno strato di sedimento spesso circa 10-15 cm. I 9 campioni di sedimento raccolti sono stati sciacquati in campo, utilizzando un retino a bocca quadrata (apertura maglie 250 µm) per liberare il campione dal detrito più fine. Le frazioni raccolte sono state collocate in barattoli in PVC a bocca larga di volumetria diversa a seconda delle dimensioni dei campioni: 2 litri, 1 litro, 800 ml oppure 400 ml.

In entrambe le tipologie di campioni raccolti si è aggiunta formalina al 8 % per poter essere conservati anche per lunghi periodi. Una volta fissati i campioni sono stati trasportati in laboratorio dove sono stati smistati sotto uno microscopio stereoscopico (Zeiss Stemi 2000) nei principali gruppi tassonomici, passati in alcool 50 %, ed infine identificati.

Il livello di determinazione degli organismi, differente per i diversi gruppi bentonici, è stato di norma quello di famiglia, genere o specie a seconda dei gruppi considerati e dello stato di conservazione. Gli Oligocheti sono stati solamente conteggiati senza tenere conto della suddivisione nelle diverse famiglie, mentre i Ditteri Chironomidi sono stati suddivisi nelle principali sottofamiglie e contati. In questo modo è stato possibile assegnare ciascuna sottofamiglia ad un determinato gruppo funzionale (vedi paragrafo 6.7. Risultati) per l'elaborazione successiva.

6.6.5. Determinazione del contenuto in acqua, sostanza organica e carbonati

Sugli stessi campioni prelevati alla foce per lo studio della fauna bentonica, sono stati determinati il contenuto in acqua, la sostanza organica ed il carbonio presente.

Anche in questo caso, per il dettaglio delle relative metodiche di laboratorio si veda il rapporto C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania (2009).

Circa 30 g del contenuto della draga, preventivamente omogeneizzato, è stato riposto in piccoli contenitori cilindrici (volume ~30 ml), siglati e preventivamente tarati.

Al rientro in laboratorio il materiale umido prelevato è stato pesato con bilancia analitica e messo a seccare in stufa a 60 °C per 48 ore per l'analisi del contenuto in acqua. Successivamente dal peso umido è stato sottratto quello secco e sui dati ottenuti è stata eseguita la media. In seguito, ogni campione è stato omogeneizzato con il pestello e da ciascuno sono state prelevate tre aliquote e messe in crogioli in nichel. Sulle tre aliquote sono state stimate la concentrazione di sostanza organica e carbonati, espressi come percentuale di peso secco. I valori di carbonato sono stati poi corretti per un fattore di 1,36, impiegato quando si intende valutare la perdita di CO₂ legata ai carbonati in generale.

Sui valori ottenuti da ciascuna aliquota è stata effettuata la media, per avere un dato univoco per ogni replica dei campioni.

6.7. Risultati

6.7.1. Caratteristiche idromorfologiche

I dati raccolti in campo attraverso la compilazione delle schede così come previste nel metodo CARAVAGGIO sono stati poi riversati in un database dedicato attraverso il quale sono stati elaborati i tre indici sintetici (HMS, HQA, LRD), i più rappresentativi per le indagini in atto, e che danno maggiori informazioni per la definizione ecologica globale del F. Tresa.

Nella figura 6.4. sono riportati gli indici di Alterazione morfologica (HMS) e di Qualità degli habitat (HQA) per ciascuna delle 19 applicazioni del metodo.

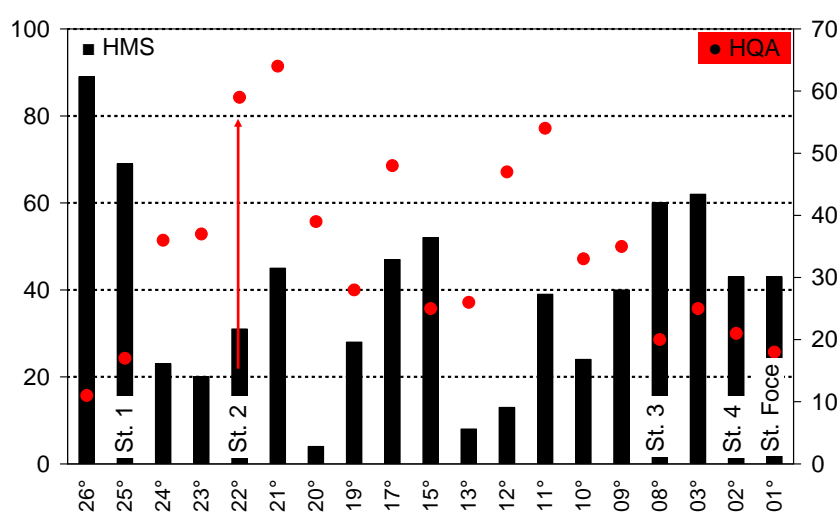


Fig. 6.4. Indici HMS (Alterazione morfologica) e HQA (Qualità ambientale) applicati sul F. Tresa.

L'Indice HMS (Fig. 6.4) varia da un minimo di 4, nell'applicazione 20 nei pressi di una vecchia peschiera di anguille ormai in disuso, dove si trova un'isola che divide il corso d'acqua in due rami e dove si ha un'elevata naturalità del fiume, ad un massimo di 89, all'uscita dal L. di Lugano. Tra questi due valori se ne trovano altri caratteristici di zone particolarmente naturali, quindi con un HMS basso, come ad esempio a 1,5 km a monte della diga di Creva in prossimità della galleria, dove il corso d'acqua scorre in regime tipicamente torrentizio su substrato roccioso, creando curve e salti. Per contro si hanno poi 10 aree indagate (corrispondenti a 5 km di fiume) con un HMS superiore a 40, caratteristico di situazioni di elevata alterazione idromorfologica. In particolare da segnalare, la fascia a valle della dogana di Ponte Cremenaga, all'interno della quale si situa la St. 1, la zona a cavallo della diga di Creva, a valle della quale è situata la St. 3, e la zona corrispondente alle ultime tre applicazioni prima dello sbocco nel L. Maggiore, comprendente la St. 4.

Per quanto riguarda l'Indice di Qualità degli habitat (Fig. 6.4), esso varia tra un minimo di 11, all'uscita dal L. di Lugano ed un massimo di 64, nei 500 m successivi alla St. 2. Da segnalare 10 aree indagate con HQA superiore a 30, comprensive della St. 2, e più in generale di quelle zone caratterizzate da una bassa alterazione.

In figura 6.5 si riportano la distribuzione spaziale dell'indice sintetico di alterazione (HMS/HQA).

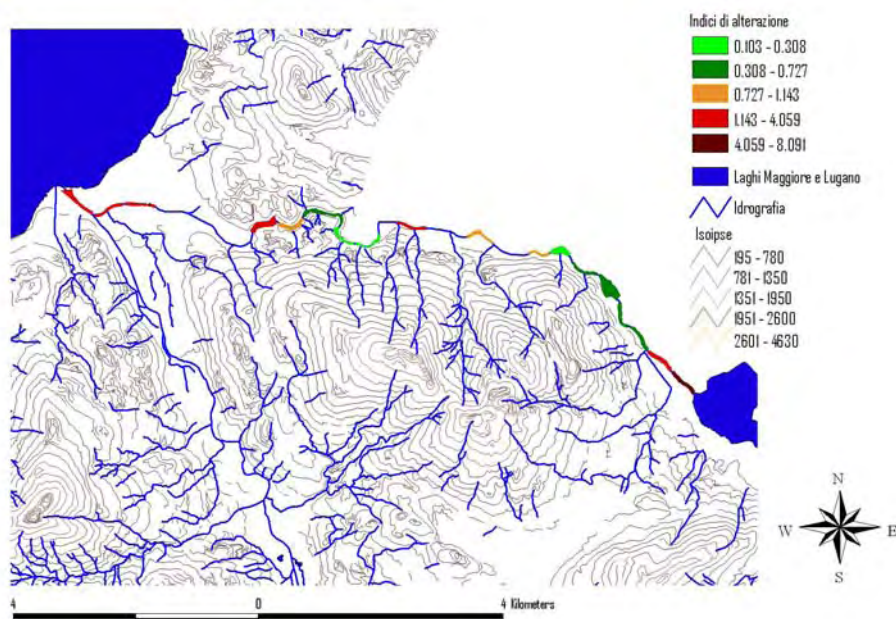


Fig. 6.5. Elaborazione cartografica dell'indice sintetico di alterazione (HMS /HQA) sul F. Tresa.

Secondo quanto richiesto da Direttiva per la classificazione idromorfologica del sito in esame si deve procedere infine, al calcolo del Rapporto di Qualità Ecologia (EQR) per i due indici HMS e HQA. Dalla media dei due EQR si valuta la classe di appartenenza del sito, sapendo che 0,85 è il limite inferiore per la classe di qualità elevata, e 0,63 è il limite inferiore per la classe di qualità buona. L'EQR medio del sito è pari a 0,57, quindi risulta inferiore al limite più basso della classe di qualità buona, ad indicare la sua appartenenza ad una classe di qualità moderata.

Per quanto riguarda le indicazioni relative all'indice LRD (Descrittore lentico/lotico; Fig. 6.6) esso separa i tratti caratterizzati da un regime palesemente torrentizio, da quelli caratterizzati da velocità di corrente inferiori, a volte dovuti ad alterazioni del regime idrologico naturale, come per esempio nel caso della diga di Creva.

I tratti più naturali sono definiti da un indice negativo, nel nostro caso, con valori minimi compresi fra -58, nei 500 m a valle di un'isola più piccola situata in alveo, e -5, in prossimità della foce, così com'è naturale aspettarsi all'ingresso di un grande lago. In generale, i valori positivi indicano invece un'alterazione del regime torrentizio e quindi della naturalità idrologica del fiume. Sul F. Tresa variano da 2,4 nei pressi della St. 2 ad un massimo di 40,5 a valle della diga di Creva (St. 3). Complessivamente solo 4 aree (2 km) di fiume sono particolarmente alterate da un punto di vista idrologico.

Nella figura 6.7 è riportato l'andamento dell'indice LRD lungo il corso del fiume. Si nota molto chiaramente come i valori si mantengono al di sotto del valore zero fino alla presenza di zone e manufatti che ne alterano l'idrologia (e.g. lo sbarramento a paratie mobili e la diga di Creva, rispettivamente rappresentati da valori pari a 4 e 41). Anche in corrispondenza dell'isola (applicazione 22) si è calcolato un valore di LRD positivo, pari a 2, pur non essendoci manufatti artificiali; tale valore rientra in una condizione di naturalità dovuta proprio alla presenza dell'isola stessa, che rappresenta un ostacolo al

normale flusso di corrente; infatti, appena superata, si ritrovano valori tipici di un ambiente torrentizio

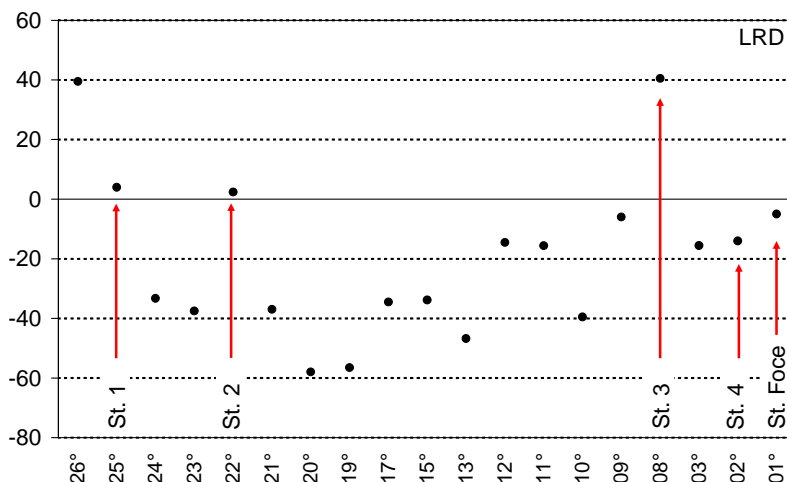


Fig. 6.6. Indice LRD (Descrittore Lentico/Lotico) applicato sul F. Tresa.

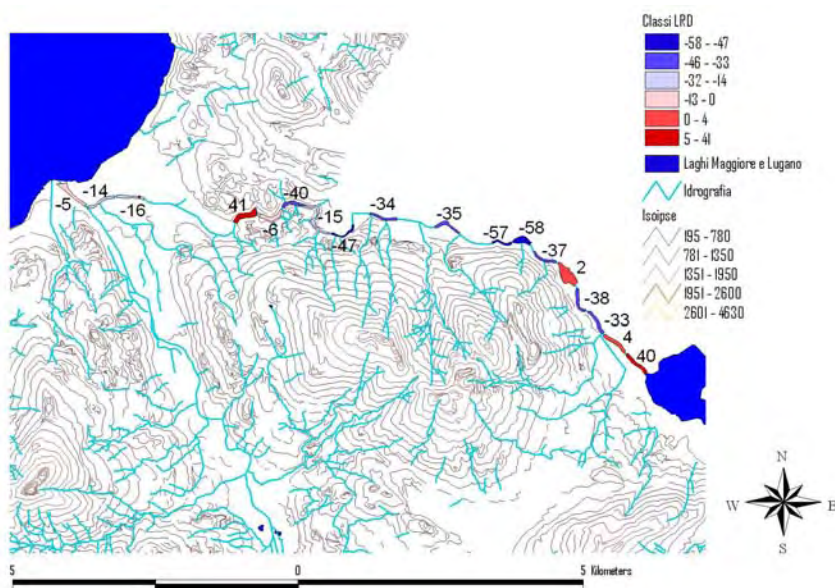


Fig. 6.7. Indice LRD (Descrittore Lentico/Lotico) applicato sul F. Tresa.

6.7.2. Caratteristiche chimico-fisiche delle acque

Le acque del F. Tresa, nel punto di immissione a lago, sono oggetto di indagine dal punto di vista chimico dall'inizio degli anni '70, nell'ambito delle ricerche finanziate dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere. Questa serie di dati, raccolti con frequenza mensile, permette di seguire l'evoluzione delle caratteristiche chimiche del corso d'acqua nel tempo, in particolare il trend dei composti del fosforo e dell'azoto, maggiormente indicativi dello stato qualitativo delle acque.

L'idrochimica è quella tipica di un corso d'acqua impostato in un bacino prevalentemente a base di rocce ignee, ma contenente anche rocce sedimentarie più solubili; infatti, rispetto alla maggior parte dei tributari del L. Maggiore, si caratterizza per valori leggermente più elevati di pH, conducibilità e alcalinità (rispettivamente 8,1 unità di pH, $110 \mu\text{S cm}^{-1}$ a 20°C e $1,8 \text{ meq l}^{-1}$). Calcio e bicarbonati rappresentano gli ioni principali, contribuendo rispettivamente al 30 e 40 % circa del contenuto ionico totale, seguiti dal magnesio (13 % circa), mentre i restanti ioni contribuiscono in misura inferiore al 6 %. Trattandosi dell'emissario di un lago, il Lugano, alcune variabili chimiche nelle acque del F. Tresa presentano un andamento stagionale che risente, oltre che dell'idrologia, anche dei processi a lago; ne sono un esempio i massimi estivi ed i minimi invernali dei valori di pH, legati all'attività biologica nelle acque lacustri.

Il fiume è stato caratterizzato, come altri tributari del L. Maggiore, da un miglioramento della qualità delle acque dalla seconda metà degli anni '80 grazie alla realizzazione di interventi per la riduzione dei tenori di fosforo (diversione e depurazione degli scarichi, riduzione del contenuto di fosforo nei detersivi). Come risultato le concentrazioni di fosforo reattivo e totale sono passate da circa 50 e $100 \mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente negli anni '70 ed '80, agli attuali valori di 15-20 e $40 \mu\text{g P l}^{-1}$.

Dal 1978 sono disponibili anche i dati annuali dei carichi di fosforo ed azoto veicolati da questo fiume al L. Maggiore, calcolati in base alle concentrazioni misurate mensilmente ed ai dati giornalieri di portata. Analogamente alle concentrazioni, anche i carichi di fosforo totale sono diminuiti progressivamente e si attestano attualmente attorno a 20 t P a^{-1} . Il F. Tresa, con Ticino immissario, Maggia e Toce, rappresenta uno dei tributari principali in termini di afflussi a lago ed i carichi di fosforo e azoto veicolati da questo corso d'acqua rappresentano rispettivamente circa il 20 % e 14 % del totale (C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania, 2009).

Le caratteristiche chimiche del corso d'acqua nelle 4 stazioni di campionamento negli anni 2009 e 2010 sono riportate in tabella 6.1, a confronto con i dati rilevati alla foce negli stessi periodi.

Il confronto tra i due anni di campionamento (2009 e 2010) mostra un contenuto di soluti più elevato nel secondo anno per tutte le stazioni, come evidenziato anche dai valori di conducibilità che risultano superiori di circa $20 \mu\text{S cm}^{-1}$ nel 2010. Il motivo è da ricercare nei diversi momenti stagionali in cui sono stati eseguiti i campionamenti del 2010 (Aprile) e del 2009 (Ottobre): le acque presentano infatti un andamento stagionale con massimi di conducibilità e concentrazioni dei soluti nei mesi invernali e di inizio primavera, seguiti da una brusca diminuzione a partire in genere da maggio. Le concentrazioni si mantengono basse fino a settembre-ottobre, per poi riprendere ad aumentare.

In figura 6.8. è riportato lo spettro ionico delle acque del F. Tresa nelle 4 stazioni di campionamento lungo il corso d'acqua ed alla foce, considerando i valori medi dei due anni di studio (2009-2010).

Tab. 6.1. Caratteristiche chimiche delle acque nei punti di campionamento sul F. Tresa nel 2009 e 2010, a confronto con i dati rilevati alla foce negli stessi periodi.

| Stazioni | Data | Temp. °C | pH | Cond. μS cm ⁻¹ | Alc. meq L ⁻¹ | Cl mg L ⁻¹ | SO ₄ mg L ⁻¹ | N-NO ₃ μg L ⁻¹ | N-NH ₄ μg L ⁻¹ | Ca mg L ⁻¹ | Mg mg L ⁻¹ | Na mg L ⁻¹ | K mg L ⁻¹ | RP μg L ⁻¹ | TP μg L ⁻¹ | TN mg L ⁻¹ | Si mg L ⁻¹ | TOC mg L ⁻¹ |
|----------|----------|-------------|------|------------------------------|-----------------------------|--------------------------|---------------------------------------|---|---|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|
| St. 1 | 28/10/09 | 15,5 | 8,49 | 203,3 | 1,767 | 7,4 | 11,8 | 829 | 26 | 27,2 | 7,8 | 6,1 | 1,6 | 3 | 13 | 1,12 | 0,7 | 1,61 |
| St. 2 | 28/10/09 | 15,5 | 8,31 | 207,0 | 1,768 | 7,6 | 12,2 | 941 | 25 | 27,4 | 8,0 | 6,3 | 1,7 | 4 | 18 | 1,15 | 0,9 | 1,58 |
| St. 3 | 06/11/09 | 13,0 | 8,12 | 209,4 | 1,817 | 7,7 | 11,7 | 981 | 65 | 27,0 | 7,7 | 6,3 | 1,7 | 7 | 12 | 1,21 | 0,9 | 1,50 |
| St. 4 | 20/10/09 | 15,0 | 8,16 | 202,2 | 1,691 | 7,6 | 11,9 | 917 | 99 | 25,7 | 7,8 | 6,4 | 1,8 | 6 | 21 | 1,20 | 0,8 | 1,59 |
| St. 1 | 27/04/10 | 14,5 | 8,68 | 225,9 | 1,997 | 8,2 | 13,3 | 1110 | 48 | 32,3 | 7,9 | 6,4 | 1,6 | 4 | 14 | 1,30 | 0,2 | 1,42 |
| St. 2 | 27/04/10 | 14,0 | 8,36 | 228,7 | 1,984 | 8,4 | 13,7 | 1235 | 50 | 32,6 | 8,2 | 6,6 | 1,7 | 8 | 23 | 1,41 | 0,5 | 1,37 |
| St. 3 | 22/04/10 | 11,0 | 8,30 | 222,5 | 1,983 | 8,4 | 13,3 | 1113 | 80 | 32,2 | 7,9 | 6,5 | 1,6 | 5 | 17 | 1,33 | 0,2 | 1,50 |
| St. 4 | 22/04/10 | 11,5 | 8,44 | 221,2 | 1,974 | 8,4 | 13,3 | 1129 | 78 | 32,5 | 8,0 | 6,5 | 1,6 | 6 | 14 | 1,31 | 0,2 | 1,39 |
| St. Foce | 12/10/09 | 14,0 | 7,95 | 216,1 | 1,853 | 8,3 | 12,2 | 1154 | 108 | 28,2 | 8,3 | 6,9 | 1,9 | 14 | 29 | 1,32 | 1,0 | 1,53 |
| St. Foce | 02/11/09 | 11,0 | 8,02 | 223,6 | 1,981 | 7,9 | 13,3 | 1209 | 99 | 29,5 | 8,5 | 6,7 | 1,7 | 18 | 25 | 1,35 | 1,0 | 1,53 |
| St. Foce | 12/04/10 | 8,5 | 8,01 | 226,5 | 2,107 | 8,2 | 12,1 | 1235 | 60 | 33,2 | 8,1 | 6,6 | 1,7 | 10 | 34 | 1,38 | 0,9 | 1,40 |

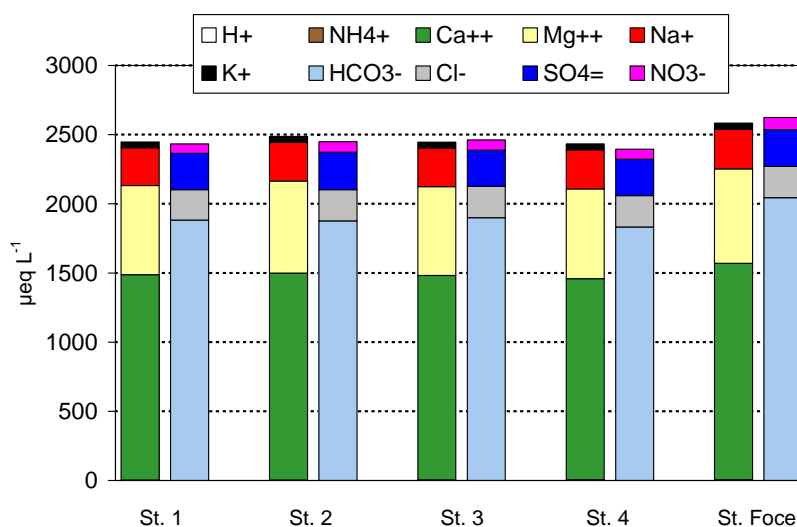


Fig. 6.8. Spettro ionico delle acque del F. Tresa nelle 4 stazioni di campionamento e alla foce (valori medi 2009-2010).

Il confronto non evidenzia differenze significative per quanto riguarda gli ioni principali: il contenuto ionico totale risulta infatti molto simile nelle 4 stazioni (4800-4900 $\mu\text{eq l}^{-1}$) e solo leggermente più elevato alla foce (circa 5200 $\mu\text{eq l}^{-1}$; Fig. 6.8). Quest'ultima si discosta dalle stazioni di campionamento lungo il corso del fiume per il contenuto leggermente maggiore di fosforo (25-30 $\mu\text{g P l}^{-1}$ come fosforo totale rispetto a valori compresi tra 12 e 23 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nelle stazioni 1-4; Tab. 6.1). La stazione più simile alla foce dal punto di vista del chimismo è la stazione 4, situata poco prima della confluenza con la Margorabbia; l'immissione di questo corso d'acqua non determina quindi modificazioni particolarmente accentuate, anche in termini di nutrienti. Valori leggermente più elevati di fosforo (e, nel caso del 2010, anche di azoto totale) caratterizzano la stazione 2, probabilmente a causa della presenza di materiale organico.

Nel complesso i dati non dimostrano quindi un effetto dovuto alla presenza della diga sulla chimica delle acque del fiume, né per quanto riguarda i principali soluti, né i nutrienti.

6.7.3. Caratteristiche tipologiche del sedimento

L'analisi granulometrica del sedimento ci ha permesso di suddividere il sedimento della foce in tre tipologie principali: ciottoli fini, sabbia e silt (Fig. 6.9). In particolare e così come era da aspettarsi, la stazione litorale (St. 1) appare composta da materiali più grossolani rispetto alle altre due situate a maggiori profondità.

Dall'analisi del contenuto in acqua e sostanza organica, si rileva un'elevata concentrazione d'acqua all'interno dei sedimenti (>60 %; Fig. 6.10.a), indice di un sedimento soffice, concentrazioni in sostanza organica sempre <20 % ed una scarsa presenza di carbonati. In media, si assiste ad una maggior presenza di sostanza organica nella stazione 2 sublitorale, per tornare a diminuire nella stazione più profonda (Fig. 6.10.b).

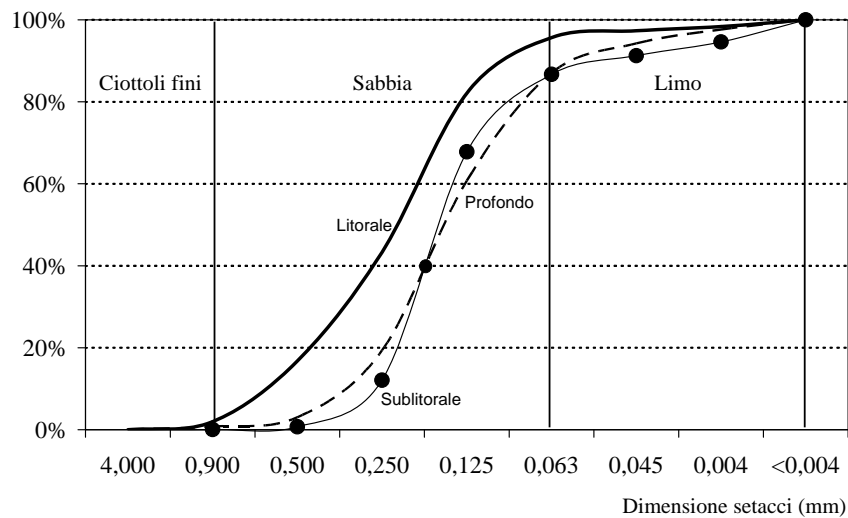


Fig. 6.9. Curve granulometriche relative alle tre stazioni campionate alla foce del F. Tresa. Linea continua: Litorale; linea continua con pallini neri: Sublitorale; linea tratteggiata: Profondo.

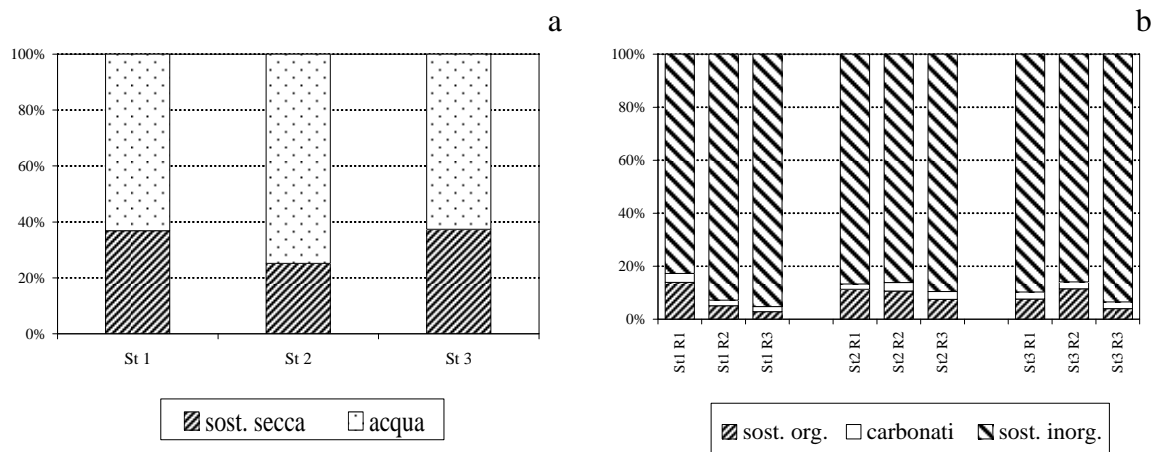


Fig. 6.10. a: contenuto in acqua. b: contenuto in sostanza organica e carbonati all'interno dei sedimenti alla foce del F. Tresa.

6.7.4. Comunità a macroinvertebrati

In tutte le stazioni considerate lungo l'asta fluviale ed alla foce gli Oligocheti costituiscono il gruppo più abbondante (>58 %), mentre gli Insetti rappresentano il 37 % della comunità. Fra gli Insetti, i Ditteri, in particolare i Chironomidi dominano sugli altri gruppi (28 %; Fig. 6.11).

Se si analizzano singolarmente le stazioni dislocate lungo il corso del fiume (Fig. 6.12), numerate in ordine crescente da monte a valle, si può notare come in tutte si abbia il prevalere di Oligocheti e Ditteri, con densità anche elevate soprattutto nelle prime due stazioni in Svizzera, situate a valle della soglia a paratie mobili ed a monte della diga (>35000 ind m² e >15000 ind m²), dove maggiormente si risente dell'effetto causato dalle due interruzioni dell'habitat fluviale che causano un rallentamento di corrente con

maggiori depositi di particellato e sostanza organica. Da rilevare come la stazione italiana subito sotto la diga sia quella che presenta le densità inferiori fra i siti considerati, sempre $<20000 \text{ ind m}^2$ in entrambe le stagioni considerate. La stazione successiva (St. 4) mostra un recupero sulle densità, ma non sulla diversificazione della comunità, mentre la stazione alla foce rappresenta la tipica condizione di un habitat litorale lacustre non vegetato dove nuovamente la struttura di comunità è abbastanza semplificata.

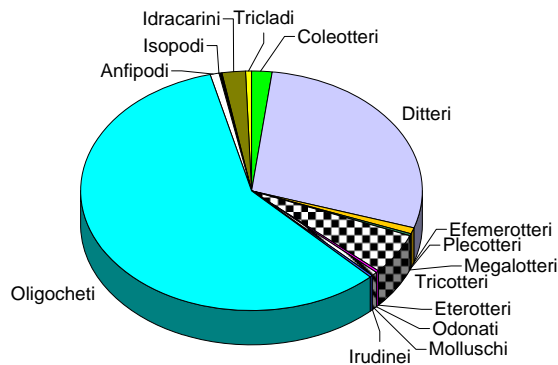


Fig. 6.11. Rappresentazione schematica percentuale della struttura di comunità complessiva del F. Tresa.

Inoltre, le due stazioni svizzere a monte della diga presentano una comunità più complessa e strutturata, rispetto alle rimanenti stazioni, costituita anche da Tricotteri, Coleotteri, Idracarini, Efemerotteri, Plecotteri e Turbellari, in ordine decrescente di importanza. Abbondanze maggiori si sono riscontrate nella stazione 2 situata presso l'area golenale, in condizioni di maggior naturalità. I Molluschi sono più abbondanti in queste stazioni e nella stazione alla foce, dove l'acqua rallenta il suo corso.

Immediatamente al di sotto della diga si assiste, come già osservato, ad un depauperamento della comunità per la scarsa presenza di Coleotteri e Plecotteri e la forte diminuzione di Efemerotteri e Turbellari.

Ai campioni prelevati nel corso del 2009 e del 2010 sono state applicate una serie di metriche per evidenziare o corroborare quanto trovato attraverso l'analisi idromorfologica: diversità di Shannon, EPT (ricchezza in famiglie di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri), OCH (ricchezza in famiglie di Odonati, Coleotteri ed Eterotteri), GOLD (ricchezza in famiglie di Gasteropodi, Oligocheti e Ditteri).

La figura 6.13 mostra come, sia in primavera, ma in modo più drastico in autunno, la diversità cada spostandosi dal L. di Lugano verso il L. Maggiore. In primavera si nota una significativa diminuzione nella stazione sotto diga (St. 3), mentre nelle stazioni successive tende a stabilizzarsi. In Autunno, dopo sei mesi di mancato funzionamento della diga, la forte portata dell'acqua ($80 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$) protratta nel tempo, ha un'influenza negativa sulla fauna, accentuando la dissimilarità fra stazioni sopra (St. 2) e sotto la diga (St. 3), dando luogo ad una scarsa diversità anche nelle stazioni successive alla stazione 3, indice di una scarsa ricolonizzazione in atto nell'alveo. Da notare l'elevata diversità all'uscita dal L. di Lugano perché le forti piogge probabilmente hanno ampliato il processo di drift dal lago, dando luogo al cosiddetto "effetto lago".

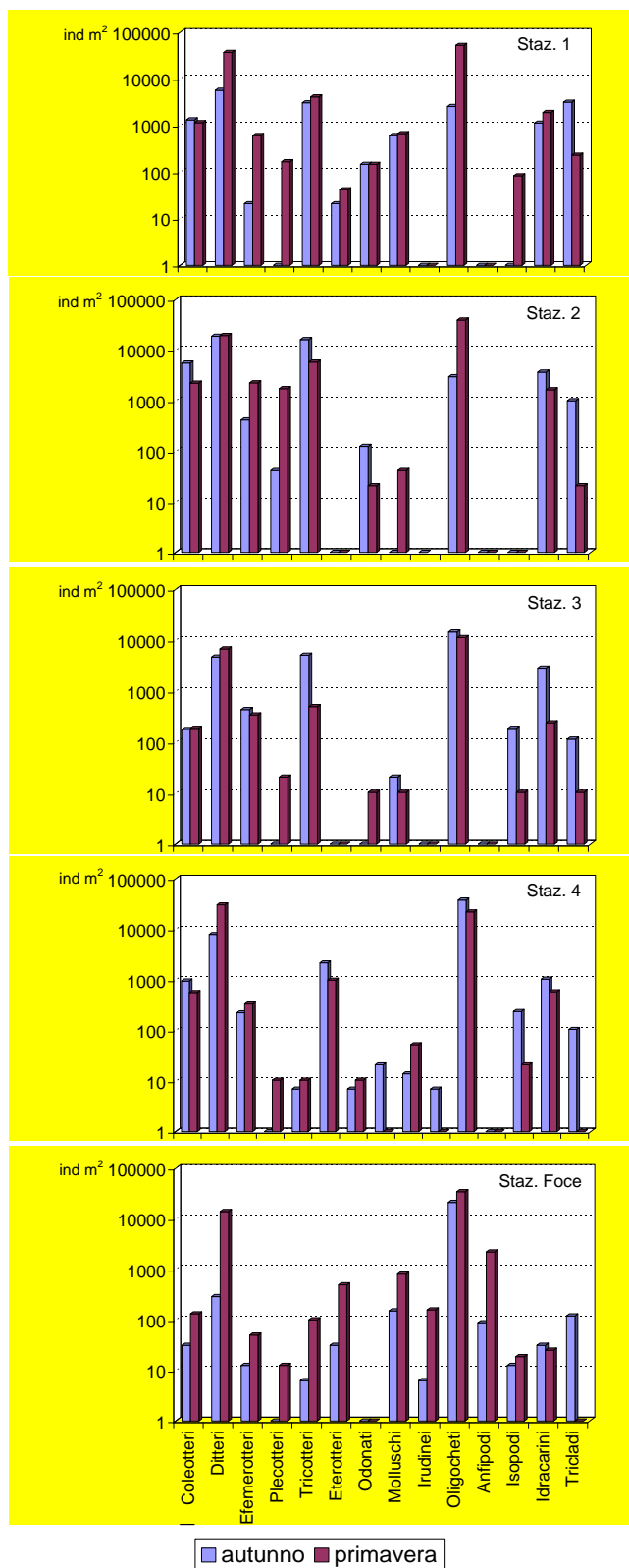


Fig. 6.12. Sviluppo della comunità a macroinvertebrati lungo l'asta fluviale (stazioni da 1 a 4) e alla foce del fiume.

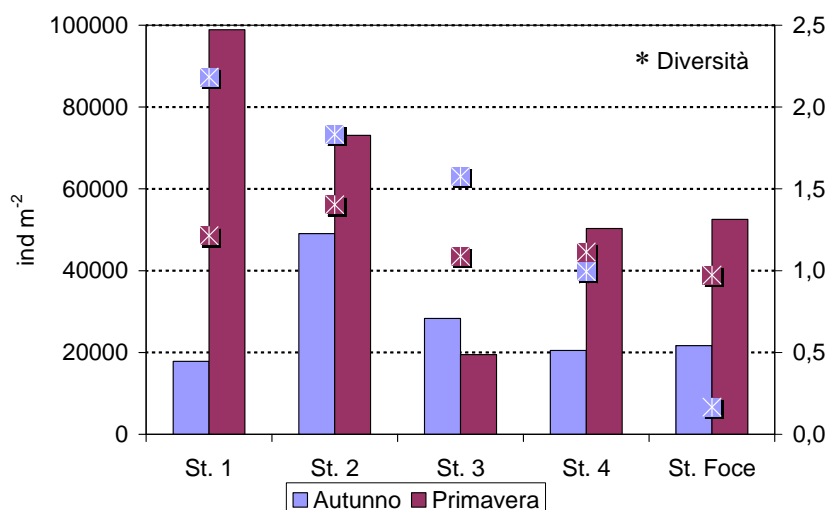


Fig. 6.13. Andamento delle abbondanze e dell'Indice di Diversità di Shannon lungo il F. Tresa.

Per mettere in evidenza l'organizzazione trofico-funzionale della comunità si è creata una classificazione dipendente dal sistema di acquisizione del cibo Merrit & Cummins (1996) e Tachet *et al.* (1996). Si sono quindi individuate cinque categorie:

- **Erbivori sminuzzatori** di materia organica particellata di grosse dimensioni, foglie e microbi associati.
- **Raccoglitori** di materia organica particellata di piccolissime dimensioni e microbi associati, suddivisi in:
 1. *Filtratori*: utilizzano la materia organica particellata presente in sospensione nell'acqua
 2. *Detritivori*: utilizzano la materia organica particellata associata al sedimento.
- **Predatori** di altri organismi, che ingeriscono per intero, o di cui succhiano i fluidi.
- **Raschiatori** di perfiton e delle comunità microbiche incrostanti.
- **Dieta mista**: in questa categoria sono stati inseriti tutti quei macroinvertebrati con alimentazione diversificata.

Nell'insieme (Fig. 6.14) il fiume è rappresentato essenzialmente da raccoglitori (75 %), siano essi filtratori o detritivori, così come ci si aspettava sulla base del Modello del River Continuum nei tratti di fiume più larghi e situati più a bassa quota. Questo anche in relazione alla struttura di comunità trovata e alla presenza costante di particellato e sostanza organica nei sedimenti di fondo. Secondi ad essi risultano gli erbivori (19 %) anch'essi associati all'abbondante presenza di foglie ed altro detrito organico grossolano.

Lungo l'asta fluviale si riconoscono però delle differenze strutturali (Fig. 6.15): nella prima stazione, situata sotto lo sbarramento a paratie mobili, la comunità presenta pochi filtratori in quanto la maggior parte del particellato viene trattenuto dalla soglia stessa. A monte della diga, nella stazione golenale più naturale, la comunità è strutturata in modo più equilibrato fra le varie componenti, mentre sotto la diga si inizia ad osservare uno squilibrio con una preponderanza di raccoglitori, soprattutto detritivori, che va aumentando sino alla foce, dove rispecchia una situazione più tipicamente lacustre. Si assiste inoltre alla graduale riduzione degli erbivori sminuzzatori, in quanto a partire

dalla diga l'alveo fluviale si incunea in gole allontanandosi dalla parte vegetata delle sponde, mentre dopo la confluenza con il T. Margorabbia e sino alla foce, le rive sono rinforzate con cemento, cubi in cemento (*rip-rap*) o gabbioni.

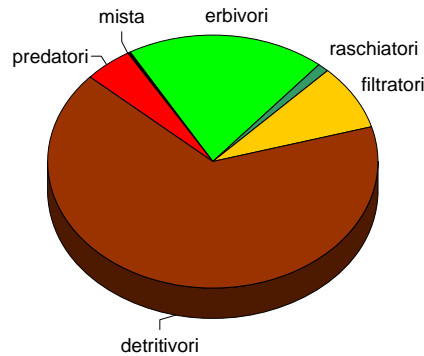


Fig. 6.14. Rappresentazione schematica percentuale della struttura di comunità complessiva del F. Tresa basata sui gruppi funzionali

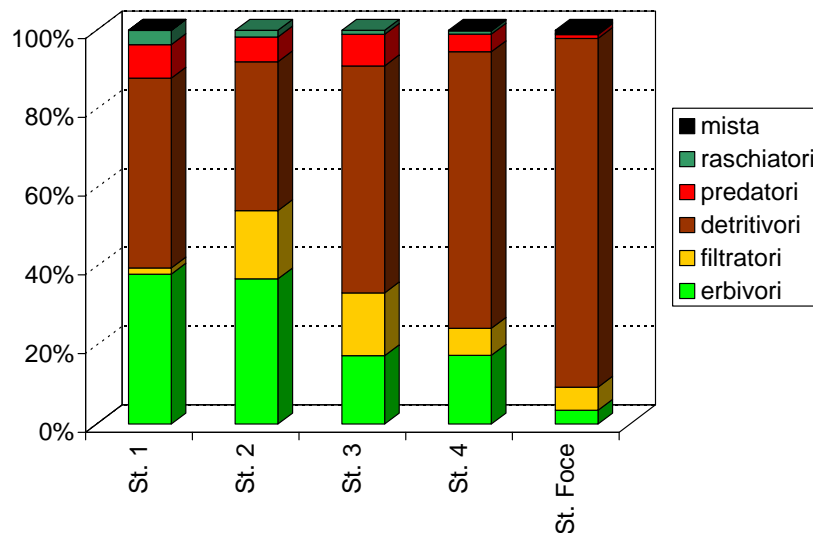


Fig. 6.15. Sviluppo dell'organizzazione trofico-funzionale della comunità a macro-invertebrati del F. Tresa lungo il suo corso e alla foce.

Inoltre, se si considerano quelle famiglie che meglio rappresentano il carattere lentic o lotico di un sistema, nella fattispecie Odonati, Coleotteri ed Eterotteri oppure Gasteropodi, Oligocheti e Ditteri nel primo caso, ed Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri nel secondo (Fig. 6.16), si vede come dopo la diga di Creva e all'entrata nel L. Maggiore, si abbia una significativa diminuzione di famiglie reofile, mentre le altre due metriche (OCH e GOLD), che hanno un andamento pressoché simile, indicano un progressivo aumento del carattere lentic degli habitat considerati a partire dalla St. 3 sotto diga. Questo a significare che la diga rappresenta una forte interruzione al flusso naturale della corrente e che quest'ultima non è più in grado di recuperare il suo carattere torrentizio tipico, nel suo ultimo tratto. Per quanto riguarda la stazione 2 si

potrebbe pensare ad un'incongruenza con quanto detto nel paragrafo delle caratteristiche idromorfologiche, parlando di Descrittore Lentico/Lotico, in quel caso già a livello di questa stazione si osservava un rallentamento della corrente perché l'isola rappresentava uno "sbarramento" naturale inserito in alveo. Il campionamento biologico però è stato effettuato solamente nel ramo principale del fiume, non prendendo in considerazione il ramo secondario che separa l'isola dalla terra ferma, alterando quindi, in parte, il reale andamento dei dati ottenuti. Il ramo secondario, infatti, presenta acque quasi ferme, soprattutto nel periodo estivo, in quanto riceve un minor contributo d'acqua rispetto al ramo principale, tendendo quindi ad asciugarsi nei periodi più secchi. Qui si sarebbe trovata una comunità completamente diversa rispetto a quella che caratterizza il ramo principale, che avrebbe quindi attenuato il carattere torrentizio della stazione.

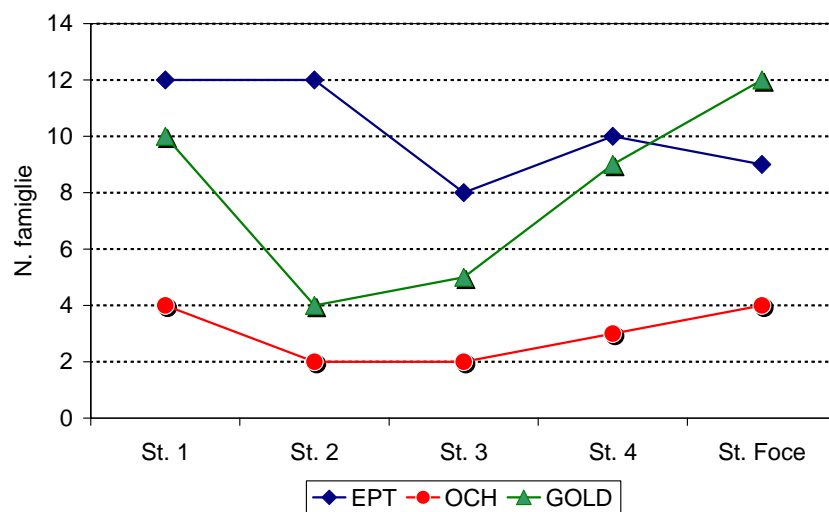


Fig. 6.16. Metriche applicate alla comunità a macroinvertebrati del F. Tresa lungo il suo corso e alla foce.

6.8. Conclusioni

Il F. Tresa nel suo complesso può essere considerato un tipico ambiente iporitrale con discreta pendenza dell'alveo ed un substrato di fondo prevalentemente composto da massi, ciottoli e ghiaia, con depositi di materiale organico grossolano e fine in alcune particolari sezioni (Applicazioni 22, e dalla 11 fino alla 8), oltre alla foce dove chiaramente tende a prevalere il materiale più fine. Dal punto di vista idromorfologico lungo il suo corso si alternano zone a raschi con corrente piuttosto veloce, ad altre dove sono presenti pozze caratterizzate da velocità minori e maggiori altezze idrometriche.

L'ambiente fluviale studiato presenta una notevole variabilità idromorfologica lungo il suo corso, non seguendo però un unico gradiente, come succederebbe in un ambiente completamente naturale, ma rispondendo con nuovi equilibri e nuove dinamiche a monte e a valle dei grossi impatti idromorfologici evidenziati.

Inoltre, tali alterazioni artificiali, tra cui argini rinforzati, ponti, derivazioni e dighe, hanno modificato l'ambiente interrompendone in diversi punti la continuità del percorso fluviale e la connessione con l'ambiente ripariale, influenzandone dunque tanto le caratteristiche idromorfologiche, quanto le capacità auto depurative, con diminuzione della sua qualità ecologica. Il maggiore impatto è costituito dalla diga di Creva, che impedisce la migrazione di qualsiasi pesce verso il L. di Lugano e crea un impoverimento di habitat subito a valle, a discapito dell'abbondanza e della diversità nella comunità a macroinvertebrati. Inoltre determina la trasformazione del fiume a monte dell'invaso in un ambiente lacustre, con notevoli ripercussioni fino all'Applicazione 12, creando un rallentamento della velocità di corrente ed una diminuzione di pendenza, dovuta al materiale che sedimenta in quantità maggiore a causa della presenza della diga.

Nonostante la presenza di zone particolarmente alterate da un punto di vista idromorfologico, evidenziate anche attraverso i risultati delle analisi della componente a macroinvertebrati, sono presenti tratti e habitat particolarmente naturali e indicativi di elevata qualità ecologica, sottolineati da una biodiversità elevata. Uno di essi è rappresentato dalla stazione 2, ambiente particolarmente naturale, che andrebbe preservato ed in parte riqualificato, data l'elevata presenza di specie vegetali infestanti lungo le sue rive e al suo interno.

Complessivamente quindi il F. Tresa ha un valore medio di LRD pari a -19, indice di un regime torrentizio, un valore medio di HMS pari a 39 ed un HQA pari a 34., e l'EQR medio del sito è pari a 0,57. Tutti e tre i valori permettono di classificare il fiume in classe di qualità idromorfologica moderata.

In termini complessivi, nonostante il miglioramento dagli anni '80 ad oggi, le concentrazioni di nutrienti nelle acque del F. Tresa sono ancora indicative di uno stato di moderata alterazione. Anche i carichi veicolati al L. Maggiore da questo tributario si mantengono elevati, rappresentando, per il fosforo totale, il secondo contributo in ordine di importanza dopo quello del F. Toce. In relazione ai possibili impatti sulle acque lacustri risulta quindi importante proseguire il monitoraggio della qualità delle acque del F. Tresa, oltre che delle possibili modificazioni indotte da alterazioni lungo il suo corso. Dalle analisi effettuate con questo studio non viene evidenziato, se e come, le alterazioni artificiali lungo il corso d'acqua possono avere impatti sulla chimica, sia in termini di nutrienti che di altri soluti. Sicuramente una maggior qualità idromorfologica costituita da più e più estese zone naturali, soprattutto ripariali, può portare ad un

miglioramento qualitativo delle acque del fiume, anche da un punto di vista chimico, con positive conseguenze sulla qualità delle acque lacustri.

Da un punto di vista biologico il fiume si divide nettamente in due zone, separate fra loro dalla diga. La prima parte che si origina dal L. di Lugano che, pur presentando un alveo artificializzato, mantiene una certa naturalità, soprattutto dopo la località Madonnone, oltre la quale scompaiono le artificializzazioni di sponde ed alveo. La seconda parte situata al di sotto della diga è incassata in ampie gole e presenta una significativa rottura di pendenza, con modificazioni del substrato a seguito dello scarico d'acqua, elevato soprattutto nei periodi di piena. Inoltre ricompaiono altre artificializzazioni delle sponde nell'abitato di Germignaga, che presenta quindi una riduzione delle tipologie di habitat che divengono più omogenei, causando a loro volta l'impoverimento della fauna, sia come densità che come diversità.

Si conferma quindi che, sia da un punto di vista idromorfologico che biologico, il fiume non può quindi essere classificato in qualità buona.

Chiaramente una moderata qualità idromorfologica, chimica e biologica di uno o più corsi d'acqua tributari del L. Maggiore ha delle ripercussioni sull'ecosistema lago. Anche la qualità ecologica del L. Maggiore infatti, dovrà essere definita secondo le indicazioni della Direttiva Quadro, quindi da un punto di vista idromorfologico, chimico e biologico. In futuro, quindi, il poter analizzare la qualità globale degli altri tributari, alcuni dei quali noti per il loro impatto sulle acque lacustri, potrà essere utile per stabilire possibilità di interventi e gestioni migliorative per il L. Maggiore e per il suo bacino.

BIBLIOGRAFIA

- Antonietti, A. 1971. La vegetazione forestale del Canton Ticino con particolare riguardo al sottoceneri. *Boll. Soc. Ticinese Sci. Nat.*, 62: 67-80.
- Antonietti, A. 1976. Flora e vegetazione del Malcantone. *Nostro Paese*, 28: 173-178.
- Barbanti, L. & W. Ambrosetti. 1978. Inquadramento geografico-geologico del bacino imbrifero. In: *Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere. Rapporti su studi e ricerche condotti nel bacino del Lago Maggiore. Programma quinquennale 1978-1982 (campagna 1978)*: 12-19.
- Buffagni, A., S. Erba & M. Ciampittiello. 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della direttiva europea sulle acque (WFD): Principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. Istituto di Ricerca Sulle Acque - CNR. *Notiziario dei Metodi Analitici*: 48 pp.
- Buffagni, A., S. Erba, D. Armanini, D. De Martini & S. Somar. 2004. Aspetti idromorfologici e carattere lenticoloitico dei fiumi mediterranei: River Habitat Survey e descrittore LRD. *Quaderni IRSA*, 122: 41-63.
- Ciampittiello, M. & A. Rolla. 2009. Indagini sul bacino imbrifero. Caratteristiche idrologiche. In: *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 5-10.
- C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2009. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 116 pp.

- Cotti, G., M. Felber, A. Fossati, G. Lucchini, E. Steiger & P.L. Zanon. 1990. *Introduzione al paesaggio naturale del Cantone Ticino*. Vol. 1. *Le componenti naturali*. Dadò Editore, Locarno: 484 pp.
- EC, 2000/60. Official Journal of the European Communities, L 327, 22.12.2000: 1-72.
- Grossi, P. 1984. *Il Malcantone*. Edizione Edelweiss, Lugano.
- Harlof, E.A. 1927. The geology of the porphyry district of Lugano between Ponte Tresa and Luino. *Leid. Geol. Med.*, II.
- Merrit, R.W. & K.W. Cummins (Eds). 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd Ed. Kendall/Hunt, Dubuque, IA: 862 pp.
- Tachet, H., M. Bournaud & P. Richoux. 1996. *Introduction à l'étude des macro-invertébrés des eaux douces. Systématique élémentaire et aperçu écologique*. C.R.D.P., Lyon: 155 pp.
- Tartari, G.A. & R. Mosello. 1997. Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, 60: 160 pp.
- Ufficio della selvicoltura. 2001. *Carta vegetazione arborea*. Situazione nel VI circondario, rilievi Ceschi I. Scala 1:40'000, Bellinzona.

7. CONCLUSIONI

Il 2009 è stato un anno caratterizzato da una piovosità prossima ai valori medi di riferimento. Si sono registrati, mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore 1691 mm, valore vicino a quelli calcolati per i periodi di riferimento 1978-2007 e 1921-1977, e pari, rispettivamente, a 1644 mm e 1709 mm. La stazione ove si sono verificate le maggiori precipitazioni annuali è stata Robiei con 2617 mm, ma diverse sono state le stazioni caratterizzate da piogge superiori ai 2000 mm, distribuite su quasi tutto il bacino del Lago Maggiore, ad eccezione delle valli dell'Ossola e della zona a sud del lago. Mediamente la valle del Ticino Immissario e quelle dell'Ossola hanno fatto registrare, rispettivamente, 1491 mm e 1400 mm. Si sono avute precipitazioni di molto superiori alla media in Febbraio ed Aprile e leggermente superiori alla media in Marzo, Giugno, Luglio, e Dicembre. I mesi meno piovosi sono stati Maggio ed Ottobre rispettivamente con 69 mm e 73 mm, contro i 200 mm e 190 mm dei periodi di riferimento.

Nel 2009 i deflussi dei principali immissari (Ticino, Cannobino, San Bernardino, Toce e Tresa) e dell'emissario del Lago Maggiore hanno fatto registrare valori di portata superiori rispetto a quelli dei periodi di riferimento. In particolare le portate medie annuali del Ticino Immissario, del San Bernardino, del Toce, del Niguglia, del Tresa e del Ticino Emissario sono state superiori al periodo di riferimento di circa il 10 %. La Vevera, il Bardello, il Boesio e la Margorabbia invece, hanno mediamente avuto portate annuali inferiori alla media di riferimento. Da segnalare la rottura dello strumento posizionato sul Cannobino. I valori massimi si sono registrati tra Aprile e Maggio per tutti i corsi d'acqua. I valori minimi hanno avuto una distribuzione molto variabile nell'anno, collocandosi però in prevalenza nella seconda metà del 2009, tra Ottobre e Novembre per quasi tutti i corsi d'acqua ad eccezione del Bardello, del Boesio e della Margorabbia, con minimo rispettivamente a Settembre, Giugno ed Agosto. Nel complesso l'andamento annuale dei deflussi è stato caratterizzato da un picco elevato, unico, tra Aprile e Maggio e da un andamento in diminuzione nei restanti mesi dell'anno, con un innalzamento relativo nel mese di Dicembre.

È pure proseguita la ricerca volta a stabilire il tempo reale medio di residenza dell'acqua entro il complesso bacino del Lago Maggiore, obiettivo di fondamentale importanza per la limnologia teorica ed applicata perché soltanto attraverso una sua realistica determinazione sarà possibile stimare le velocità dei processi di concentrazione, diluizione e di permanenza di sostanze entro il lago. I risultati ottenuti nel valutare il tempo reale di rinnovo delle acque del Lago Maggiore utilizzando un modello numerico-matematico per studiare i movimenti di 72 markers langrangiani con tecniche di CFD (Computational Fluid Dynamics) possono essere così sintetizzati:

- a) molta dell'acqua che arriva dai fiumi tributari e/o da profondità da 0 a circa 50-70 m sotto la superficie libera ha valori probabili di tempo di residenza tra 250 giorni e 2 anni, o superiore;
- b) l'acqua che scorre sotto 150-180 m mostra alcuni movimenti orizzontali ma ha poche probabilità di innalzarsi verticalmente e può considerarsi "ferma";
- c) nessuna ipotesi generale può essere fatta circa il destino dell'acqua che fluisce nella zona intermedia in quanto risente della profondità raggiunta di anno in anno dal mescolamento verticale invernale per moti convettivi ed il suo tempo di ricambio è pertanto soggetto all'essere, o meno, coinvolto dal sistema circolatorio.

Per quanto riguarda in particolare l'anno in studio le condizioni meteorologiche dell'inverno 2008-2009 instauratesi sull'areale del Lago Maggiore non sono state così

spinte da provocare una piena circolazione delle acque del lago. Essa ha raggiunto la profondità di 100 m, confermata anche dai valori di stabilità presente nella massa lacustre. Si è comunque verificata una ossigenazione della parte più profonda della colonna in seguito all'inserimento di acqua dovuta allo scioglimento delle nevi nel mese di Gennaio. Le concentrazioni di ossigeno disciolto nello strato d'acqua al di sotto dei 200 m di profondità, che rimane generalmente segregato dalla massa d'acqua sovrastante, sono risultate simili a quelle del 2008, e comunque inferiori a quelle rilevate tra il 2004 ed il 2007. La causa di questo è da ricercare nella limitata profondità di mescolamento anche degli anni più recenti che non ha favorito l'ossigenazione delle acque profonde.

Nel 2009 le concentrazioni medie annue di fosforo reattivo e totale sull'intera colonna d'acqua sono state pari a 7 e 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente; i massimi di fosforo totale dei mesi estivi non hanno superato i 10-11 $\mu\text{g P l}^{-1}$. I dati degli anni più recenti (2006-2009) indicano un ulteriore miglioramento qualitativo delle acque, dopo il raggiungimento di una condizione di oligotrofia già a partire dagli anni '90. Gli andamenti stagionali delle altre variabili chimiche non si sono discostati in modo significativo da quelli degli anni precedenti. Il confronto tra la stazione di centro lago e quella di Lesa, nella parte meridionale, così come i dati della distribuzione orizzontale, non evidenziano differenze spaziali marcate in termini di chimismo delle acque. Solo fosforo totale e silice presentano alcuni gradienti, imputabili per lo più all'effetto dell'immissione a lago da alcuni tributari. I carichi di nutrienti veicolati a lago dagli immissari nel 2009 hanno confermato la differenza esistente in termini qualitativi tra le acque tributarie degli areali ticinese, piemontese e lombardo; queste ultime infatti si caratterizzano per i contributi areali più elevati sia di fosforo che di azoto, e gli apporti elevati da alcuni tributari determinano uno scadimento qualitativo delle acque litorali interessate.

I dati relativi al popolamento zooplanctonico nel corso del 2009 hanno confermato il trend pluriennale osservato nel periodo precedente (2003-2008), con valori medi annuali pressoché costanti per le due componenti più abbondanti, quelle dei Copepodi e dei Rotiferi. La densità media annuale dei Cladoceri nell'anno 2009 è risultata lievemente inferiore a quella dei sei anni precedenti, ma è perfettamente in linea con i singoli valori registrati nel periodo 2004-2008. È importante sottolineare come, alla pari di quanto osservato nel 2008, i Diaptomidi del Lago Maggiore appartengano ormai solamente al genere *Eudiaptomus*, a seguito del fatto che *Mixodiaptomus laciniatus*, non risulta più rinvenuto in lago. I risultati scaturiti dal fingerprint isotopico di C e N hanno permesso di caratterizzare le modificazioni stagionali nella rete trofica pelagica e di dare una prima descrizione quantitativa di quella litorale, identificando alcune possibili interazioni tra le due. Questi risultati, con gli altri emersi durante i primi due anni d'indagine, dimostrano come l'approccio di tipo funzionale, alla base delle analisi di isotopi stabili di carbonio e azoto, sia di fondamentale importanza per la definizione di quella "operational diversità" sulla quale si fonda una gestione sostenibile dell'ambiente, finalizzata al mantenimento e, ove necessario alla riabilitazione, delle strutture ecologiche. Infine, i dati ottenuti dimostrano la necessità di investigare i fingerprint isotopici del bentos litorale in diversi momenti dell'anno e su substrati sia inorganici sia fitofili, così da poter meglio caratterizzare il segnale misurato nelle tre specie di pesci, indicativo di un ruolo inatteso di fonti non planctoniche di alimento.

Per quanto riguarda il popolamento fitoplanctonico, le medie mensili del 2009 della concentrazione della clorofilla *a*, descrittore sintetico dell'evoluzione stagionale del

fitoplancton, con quelle del periodo 2003-2008, emerge un'evoluzione stagionale opposta del parametro, con concentrazioni decisamente più basse nel periodo primaverile e più alte nei mesi autunnali. Nel 2009 lo sviluppo primaverile, è risultato inferiore alla media a causa di temperature atmosferiche più basse, con la conseguente inibizione della crescita algale. Viceversa, un autunno piuttosto caldo ha favorito il prolungamento della stagione di crescita fitoplanctonica. Quindi, sebbene la media annua del 2009, pari a $2,89 \text{ mg m}^{-3}$, si possa considerare in linea con quelle degli ultimi anni, l'andamento stagionale è risultato molto differente, confermando come le fluttuazioni interannuali osservate per questo parametro debbano essere spiegate soprattutto sulla base delle differenze meteo-climatiche tra un anno e l'altro. Se, da un lato, le dinamiche pluriennali del fitoplancton appaiono fortemente controllate dai fattori meteo-climatici, d'altro canto, dinamiche a scala spazio-temporale inferiore risentono ancora della disomogeneità dei parametri chimici e fisici lungo l'asse principale del lago. Questo è messo bene in evidenza dai dati relativi alla distribuzione spaziale del fitoplancton, analizzata anche nel 2009 con una sonda fluorimetrica. I dati confermano la disomogeneità tra la parte settentrionale e quella meridionale del bacino. Nelle stazioni settentrionali si raggiungono concentrazioni di clorofilla mediamente più elevate che nella parte centro-meridionale: tra le possibili spiegazioni vi è un apporto maggiore di silice disciolta, nutriente importante per le diatomee, da Ticino e Maggia. Inoltre, la misura della distribuzione orizzontale ha evidenziato che l'apporto di nutrienti da alcuni tributari potrebbe essere importante nel condizionare la crescita del fitoplancton: questo effetto sembra particolarmente accentuato in corrispondenza dell'ingresso dei tributari di peggiore qualità, come il Bardello, proveniente dal Lago di Varese. Non si può quindi escludere che si osservino situazioni di locale alterazione della qualità delle acque, pur alla presenza di una generale condizione di oligotrofia del Lago Maggiore. Anche nel periodo estivo del 2009 c'è stata una limitata presenza di *Anabaena lemmermannii*, responsabile, in passato, di estese fioriture. Lo sviluppo massivo del cianobattere non ha potuto verificarsi probabilmente per l'instaurarsi, nel periodo critico, di condizioni meteo climatiche incompatibili con l'optimum di crescita dell'organismo.

Nel 2009 nessuna variabile del comparto della sostanza organica ha mostrato una variazione di concentrazione tale da far pensare ad importanti modificazioni in atto. Tuttavia le concentrazioni di seston e POC sono risultate, soprattutto nella zona eufotica, inferiori rispetto al 2008. Date le concentrazioni relativamente modeste di TOC e POC reperite anche nei periodi più produttivi (mesi primaverili ed estivi), si tratta di un risultato confortante che consolida la valutazione di oligotrofia del Lago Maggiore. In effetti, la concentrazione di sostanza organica disciolta e particellata costituisce un valido proxy dello stato trofico di un lago perché un eventuale incremento della produttività lacustre non può che esitare in un incremento di sostanza organica. La variabilità nella distribuzione spaziale di seston TOC, POC e PON è stata studiata nel Luglio 2009. È emersa una differenza di concentrazione del seston tra la porzione settentrionale e meridionale del lago ben più ridotta rispetto all'anno precedente quando la concentrazione media delle stazioni settentrionali risultò circa doppia rispetto a quella delle stazioni meridionali. Anche la distribuzione del TOC evidenzia una modesta diversità spaziale di concentrazione tra nord e sud del lago ben inferiore rispetto all'anno precedente. Pure la distribuzione spaziale del POC e della frazione proteica del particellato (PON) è risultata nel 2009 più omogenea rispetto al 2008, in accordo con quanto emerso dall'esame del seston. Infine, diversamente da quanto verificatosi nello

scorso anno, non è emersa una significativa differenza di concentrazione di POC e PON nelle stazioni pelagiche rispetto a quelle litorali.

I popolamenti batterici eterotrofi hanno presentato, nel corso del 2009, un'evoluzione stagionale simile a quella del biennio precedente anche se la densità media annua è risultata di poco inferiore. Il gradiente di abbondanza batterica tra epi- ed ipolimnio permane durante tutto il periodo di studio con il raggiungimento, durante il periodo estivo, di densità batteriche epilimniche di oltre 4 volte più alte che nell'ipolimnio.

Per quanto riguarda i volumi medi cellulari batterici, questi hanno mantenuto nel 2009 valori prossimi a quelli dell'anno precedente, confermando che la maggior dimensione media delle cellule del popolamento batterico ipolimnico continua ad essere una caratteristica stabile del picoplancton eterotrofo del Lago Maggiore. La differenza dimensionale evidenziata fornisce, quale che ne sia la causa, l'indicazione di un persistente elemento di biodiversità tra i popolamenti batterici superficiali e profondi del Lago Maggiore che si sta ulteriormente indagando per le sue possibili implicanze ecologiche e per gli effetti che su di esso possono avere le modificazioni climatiche in atto. Per quanto riguarda la distribuzione orizzontale del batterioplancton, la sua abbondanza cresce secondo un gradiente nord-sud come già è emerso nell'anno precedente. Pure degno di nota è il fatto che la distribuzione spaziale del batterioplancton rispecchia quella del PON, mostrando anch'essa l'esistenza di una differenza statisticamente significativa tra stazioni pelagiche e litorali (t test $p < 0,001$). Questa concordanza supporta l'ipotesi che il particellato reperibile nelle stazioni pelagiche sia più colonizzato dai popolamenti batterici. Anche il carbonio delle cellule batteriche mostra una distribuzione orizzontale simile a quella dell'abbondanza dei popolamenti batterici ed è una parte importante di tutta la sostanza organica particellata presente nelle acque epilimniche del Lago Maggiore, costituendo fino al 20 % circa del POC.

C'è infine da ricordare che nel 2009 si è concluso lo studio multidisciplinare ed integrato su un sottobacino Lago Maggiore, il bacino del Fiume Tresa. Lo studio era finalizzato alla conoscenza dello stato di compromissione del bacino ed alla comprensione del suo possibile impatto sull'equilibrio dell'ecosistema lacustre, in rapporto ai cambiamenti climatici in atto ed alle trasformazioni subite dal territorio negli ultimi decenni. La ricerca ha confermato che, sia da un punto di vista idromorfologico che biologico, il fiume non può essere classificato in qualità buona. Chiaramente una moderata qualità idromorfologica, chimica e biologica di uno o più corsi d'acqua tributari del L. Maggiore ha delle ripercussioni sull'ecosistema lago.

In conclusione, i dati meteorologici mostrano come il 2009 sia stato un anno climaticamente "nella media". Anche i dati relativi agli apporti chimici dal bacino imbrifero si sono mantenuti prossimi ai valori degli ultimi anni. I popolamenti planctonici autotrofi ed eterotrofi che il Lago Maggiore ospita hanno mantenuto, pur con qualche variazione probabilmente legata alle peculiarità climatiche del 2009, la struttura qualitativa e quantitativa che si è andata costituendo negli ultimi anni. In sintesi, il Lago Maggiore si è mantenuto nella condizione prossima all'oligotrofia che ne ha caratterizzato l'evoluzione recente. Questa situazione è l'ovvia conseguenza dell'accoppiamento tra situazione meteorologica, pressione antropica e stato dell'ecosistema lago. È evidente che se uno stressor climatico (ad esempio episodi di siccità) o antropogenico (ad esempio introduzione di una sostanza o di un organismo capace di alterare la rete trofica) dovesse perturbare l'accoppiamento, si andrebbe

incontro, com'è successo in passato, ad una variazione dell'attuale tendenza evolutiva del lago. Per la diagnosi precoce degli effetti di un tale stressor, spesso non conclamati almeno nelle fasi iniziali, e per il loro controllo è indispensabile poter disporre della serie storica dettagliata ed esauriente di dati limnologici che il monitoraggio di base minimo non può offrire ma che l'attività di ricerca limnologica sostenuta dalla CIP AIS senz'altro garantisce.

ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

RESPONSABILE DELLA RICERCA

Dr. Rosario Mosello Direttore Istituto per lo Studio degli Ecosistemi

COORDINATORE DELLA RICERCA

Dr. Roberto Bertoni

ELENCO DEGLI AUTORI

| | |
|-----------------------------|--------------------------|
| Dr. Valter Ambrosetti | Limnologo fisico |
| Prof. Luigi Barbanti | Limnologo fisico |
| Dr. Roberto Bertoni | Microbiologo Acquatico |
| Dr. Angela Boggero | Bentologo |
| Dr. Cristiana Callieri | Microbiologo Acquatico |
| Dr. Marzia Ciampittello | Idrologo |
| Per. Ind. Mario Contesini | Tecnico in Microbiologia |
| Dr. Gianluca Corno | Microbiologo Acquatico |
| Dr. Claudia Dresti | Idrologo |
| Dr. Amedeo Fadda | Idrobiologo |
| Dr. Irene Guarnirei | Bentologo |
| Per. Elet. Dario Manca | Tecnico informatico |
| Dr. Marina Manca | Idrobiologo |
| Dr. Giuseppe Morabito | Idrobiologo |
| Dr. Alessandro Oggioni | Idrobiologo |
| Sig.ra Pierisa Panzani | Tecnico in Idrobiologia |
| Per. Ind. Alfredo Pranzo | Tecnico in Idrochimica |
| Dr. Michela Rogora | Idrochimico |
| Dr. Angelo Rolla | Informatico |
| Dr. Claudio Sili | Idrobiologo |
| Per. Chim. Gabriele Tartari | Tecnico in Idrochimica |
| Dr. Anna Visconti | Idrobiologo |
| Dr. Silvia Zaupa | Bentologo |

ELENCO DEI COLLABORATORI

Dr. Tiziana Tonsi
Rag. Stefano Vanetti

INDIRIZZO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di Verbania
Largo V. Tonolli 50/52
28922 – VERBANIA PALLANZA

APPENDICE

Repertorio bibliografico delle pubblicazioni sul Lago Maggiore (aggiornato al 2009)

- Ambrosetti, V., Austoni M., Fadda A., Manca M., Morabito G., Rogora M. & Tornimbeni O. 2009. Indagini limnologiche nell'area antistante la Foce del Torrente San Bernardino (Sopralluogo del 16 Giugno 2009). *Report CNR-ISE, 01.09*: 22 pp.
- Ambrosetti, V., Fadda A., Manca M., Morabito G. & Rogora M. 2009. Indagini limnologiche nell'area antistante la Foce del Torrente San Bernardino (Sopralluogo del 15 Dicembre 2009). *Report CNR-ISE, 05.09*: 23 pp.
- Bertoni, R. 2009. La transizione sostenibile del Lago Maggiore. In: M. Ludovico (a cura di), I laghi Maggiore e di Lugano: quale futuro? La cooperazione transfrontaliera a protezione delle acque comuni italo-svizzere. *Atti Convegno Gazzada Schianno (VA)*. Franco Angeli Ed.: 19-33.
- Carrara, A., Ambrosetti V. & L. Barbanti. 2009. The management of Lake Maggiore water levels: a study of low water episodes. In: *The Role of Hydrology Water resources Management*. IAHS Publ., 327: 114-123.
- Ciampittiello, M. 2009. Le precipitazioni atmosferiche nel bacino del Lago Maggiore. In: M. Ludovico (a cura di), I laghi Maggiore e di Lugano: quale futuro? La cooperazione transfrontaliera a protezione delle acque comuni italo-svizzere. *Atti Convegno Gazzada Schianno (VA)*. Franco Angeli Ed.: 82-89.
- Kamenir, Y. & G. Morabito. 2009. Lago Maggiore oligotrophication as seen from the long-term evolution of its phytoplankton taxonomic size structure. *J. Limnol.*, 68(1): 146-161.
- Guilizzoni, P. 2009. Indagini su DDT e sostanze pericolose nell'ecosistema del Lago Maggiore. Rapporto annuale 2008. Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: 85 pp.
- Morabito, G. & R. Bertoni. 2009. Recenti fioriture cianobatteriche in un grande lago oligotrofo (L. Maggiore): segnale di cambiamenti climatici? *XIX Congresso Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*. Venezia, 22-25/09/2009.
- Morabito, G. & R. Bertoni. 2009. Recenti fioriture cianobatteriche in un grande lago oligotrofo (L. Maggiore): segnale di cambiamenti climatici? *XIX Congresso Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*. Venezia, 22-25/09/2009.
- Ravera, O., Beone G.M., Fontanella M.C., Riccardi N. & I. Cattani. 2009. Comparison between the mercury contamination in populations of *Unio pictorum manicus* (Mollusca, Bivalvia) from two lakes of different trophic state: the oligo-mesotrophic Lake Maggiore and the eutrophic Lake Candia. *J. Limnol.*, 68(2): 359-367.
- Volta, P., Tremolada P., Neri M.C., Giussani G., Galassi S. 2009. Age-Dependent Bioaccumulation of Organochlorine Compounds in Fish and their Selective Biotransformation in Top Predators from Lake Maggiore (Italy). *Water Air & Soil Pollution*, 197(1-4): 193-209. DOI 10.1007/s11270-008-9803-z