

# Monitoraggio dell'acidificazione di 20 laghetti alpini, 1980-2004

Il tema

L'analisi

Congiuntura

La ricerca

Libri e riviste



Luca Colombo e Sandra Steingruber, Ufficio protezione aria, Dipartimento del territorio

## Riassunto

Le analisi dei trend dei principali parametri coinvolti nel processo di acidificazione misurati nelle acque superficiali di 20 laghetti alpini tra il 1980 e il 2004 evidenziano nella maggior parte dei laghetti una significativa diminuzione delle concentrazioni di solfato (15 laghetti su 20) e un significativo aumento dell'alcalinità (14 laghetti su 20), mentre non sono significativi i trend delle concentrazioni dei cationi basici e del nitrato. Tra il 1980 e il 2004 l'aumento medio di alcalinità è stato di 0,012 meq l<sup>-1</sup>. Oggi 2 laghetti su 20 sono acidi (alcalinità: < 0 meq l<sup>-1</sup>), 13 sensibili all'acidificazione (0 meq l<sup>-1</sup> < alcalinità < 0,05 meq l<sup>-1</sup>) e 5 hanno una bassa alcalinità senza però essere sensibili all'acidificazione (0,05 meq l<sup>-1</sup> < alcalinità < 0,2 meq l<sup>-1</sup>). Negli anni 1980, invece, i laghetti acidi, sensibili e con bassa alcalinità erano rispettivamente 4, 14 e 2. Durante lo stesso periodo l'aumento medio del pH è stato di 0,3 unità. Attualmente soltanto 3 laghetti su 20 hanno un pH medio inferiore a 6, pH al di sotto del quale il rilascio di alluminio può diventare critico per la biologia, mentre negli anni 1980 se ne potevano contare ancora 8.



Laghetto Superiore (davanti), laghetto Inferiore (dietro).

foto: Chiara Pradella

Per quanto riguarda la biologia, il litoreale e l'emissario dei laghetti alpini monitorati sono poveri di specie di macroinvertebrati. Gli ordini maggiormente rappresentati sono i *Ditteri*, i *Plecopteri* e gli *Oligocheti*. Il più alto numero di unità tassonomiche e indice EPT (=Numero di famiglie degli ordini *Efemerotteri*, *Plecopteri* e *Tricotteri*) nel Laghetto Superiore (LSU: 60, 12) e nel Laghetto Inferiore (LI: 51, 10) rispetto al Lago Tomè (LT: 31, 8) e al Lago del Starlaresc da Sgiòf (LSG: 31, 3) sembra riflettere il più alto pH medio dei primi due (LSU: 6,4; LI: 6,5; LT: 5,6; LSG: 5,2). Lo stesso fenomeno viene sottolineato dalla presenza di organismi maggiormente sensibili all'acidificazione nel Laghetto Superiore e nel Laghetto Inferiore (*Baetis alpinus*, *Crenobia alpina*, *Pisidium Casertanum* e altri *Efemerotteri*).

## Introduzione

Dopo aver riconosciuto nelle crescenti emissioni di ossidi di zolfo la causa principale del fenomeno di acidificazione delle acque, nel 1985 è stato creato sotto la Convenzione sull'Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero (LRTAP) della Commissione Economica per l'Europa delle Nazioni Unite il programma internazionale di cooperazione per la valutazione e il monitoraggio dell'acidificazione dei fiumi e dei laghi. Il programma è stato istituito per valutare il grado e l'estensione geografica dell'acidificazione delle acque superficiali. I dati dovrebbero fornire informazioni sulle relazioni esistenti tra esposizione e risposta in condizioni differenti e permettere così di correlare cambiamenti nelle deposizioni acide con lo stato fisico, chi-

## A Laghetti alpini monitorati (Copyright: Ufficio federale di topografia)



mico e biologico di laghi e fiumi. Il centro di coordinamento del programma è situato in Norvegia. Attualmente sono stati raccolti e centralizzati i dati di oltre 200 bacini imbriferi provenienti da 24 paesi Europei e del Nord America. Il Canton Ticino rappresenta la Svizzera nel programma dal 2000 (LSA, 2000-2003), anche se il monitoraggio dell'acidificazione delle deposizioni e dei laghetti alpini è iniziato già all'inizio degli anni ottanta.

### 1. Area di studio

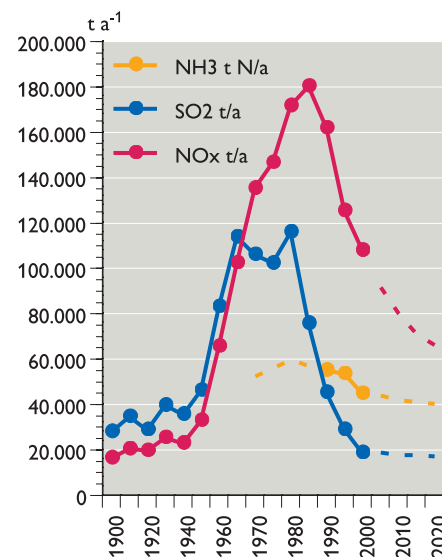
Per studiare gli effetti dell'inquinamento atmosferico transfrontaliero sono stati scelti ecosistemi acquatici lontani da fonti d'inquinamento locali. Complessivamente sono

stati selezionati per il monitoraggio 20 laghetti alpini. I principali parametri geografici, morfometrici e geologici dei laghetti sono riportati nella tabella 1. I laghetti sono situati nella parte nord-ovest del Canton Ticino (figura A), dove la geologia è composta prevalentemente da rocce granitiche, povera di carbonati e perciò particolarmente sensibile al fenomeno di acidificazione. Le precipitazioni nel Canton Ticino sono dovute principalmente a masse d'aria calde ed umide provenienti dal Mediterraneo passanti sopra la Pianura Padana che, ostacolati dalla catena alpina, sono costrette a salire e a scaricare l'umidità contenuta.

## 1 Principali parametri geografici, morfometrici e geologici dei laghetti (comunicazione di Meteotest).

Nome	Longitudine m	Latitudine m	Altitudine m s.l.m.	Area bacino imbrifero ha	Superficie lago ha	Profondità massima m	Superficie bacino imbrifero			Presenza di roccia calcarea %
							% roccia	% vegetazione	% acqua	
Lago di Tomè	696.280	135.398	1.692	294	5,8	38	57	41	2	0,0
Lago di Sascòla	687.175	126.413	1.740	90	3,2	5	16	81	4	1,7
Lago d'Alzasca	688.363	124.488	1.855	110	10,4	40	20	70	9	0,0
Lago del Starlaresc da Sgiof	702.905	125.605	1.875	23	1,1	6	29	67	5	0,0
Lago di Sfilie	681.525	124.213	1.909	63	2,8	12	30	65	4	0,0
Lago Pozzòi	679.613	124.200	1.955	33	1,1	4	30	66	3	0,0
Lago di Mognòla	696.075	142.875	2.003	197	5,4	11	73	24	3	0,0
Laghetto Inferiore	688.627	147.855	2.074	182	5,6	33	65	27	8	0,0
Laghetto Superiore	688.020	147.835	2.128	125	8,3	29	65	29	7	0,0
Lago d'Orsalia	683.513	132.613	2.143	41	2,6	16	89	5	6	0,0
Lago della Crosa	680.375	136.050	2.153	194	16,9	70	72	20	9	0,0
Laghetto d'Antabia	681.038	137.675	2.189	82	6,8	16	83	8	8	0,0
Lago Porchieirsc	700.450	136.888	2.190	43	1,5	7	69	28	3	0,0
Lago Leit	698.525	146.800	2.260	52	2,7	13	75	20	5	0,0
Lago di Morghirolo	698.200	145.175	2.264	166	11,9	28	74	19	7	0,0
Schwarzsee	681.963	132.188	2.315	24	0,3	7	77	22	1	0,0
Lago della Froda	686.025	143.788	2.363	67	2,0	17	88	9	3	0,0
Lago Nero	684.588	144.813	2.387	72	12,7	68	59	23	18	0,0
Lago Barone	700.975	139.813	2.391	51	6,6	56	65	22	13	0,0
Laghetto Gardiscio	701.275	142.675	2.580	12	1,1	10	84	7	9	0,0

## B Emissioni annue di anidride solforosa, ossidi di azoto e ammoniaca in Svizzera dal 1900 al 2010 (BUWAL, 2005)<sup>1</sup>



<sup>1</sup> Le linee tratteggiate indicano i valori stimati.

L'acqua distillata in equilibrio con l'anidride carbonica dell'atmosfera ha un pH naturale di 5,65. A questo pH  $Alc=0$ , perchè le concentrazioni di protoni e bicarbonato si equivalgono (Sigg e Stumm, 1989). Consideriamo un corpo d'acqua acido quando  $[Alc]<0$ , sensibile all'acidificazione quando  $0<[Alc]<0,05$  meq l<sup>-1</sup> e con bassa alcalinità ma non sensibile all'acidificazione quando  $0,05$  meq l<sup>-1</sup>  $<[Alc]<0,2$  meq l<sup>-1</sup> (Mosello et al., 1993).

L'alcalinità di un corpo d'acqua superficiale è il risultato di una serie di complesse interazioni tra la deposizione atmosferica e la roccia e il suolo del bacino imbrifero. Le reazioni chimiche e biologiche coinvolte in questi processi possono essere suddivise in reazioni di degrado meteorico della superficie rocciosa, reazioni di scambio ionico, processi ossidoriiducanti e la formazione e il degrado di biomassa e humus (Stumm et al., 1983). Le reazioni coinvolte nel degrado meteorico della superficie rocciosa consumano protoni e rilasciano cationi (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>). I carbonati vengono degradati più facilmente rispetto agli alluminosilicati o agli ossidi di alluminio. Le reazioni di scambio ionico hanno gli stessi effetti di quelle di degrado meteorico della superficie rocciosa ma sono più veloci (minuti rispetto a ore

## 2. Chimica delle acque

### 2.1. Introduzione

#### 2.1.1. Origine delle precipitazioni acide

A partire dall'inizio della rivoluzione industriale il continuo aumento del consumo di energia fossile ha causato un aumento delle emissioni di anidride solforosa e di ossidi di azoto. Nell'atmosfera questi gas possono trasformarsi in acido solforico e nitrico causando precipitazioni acide. Anche le emissioni di ammoniaca provenienti da un'agricoltura sempre più intensiva contribuiscono all'acidificazione del suolo e dell'acqua. Infatti, nel momento in cui una pianta assimila uno ione ammonio viene rilasciato uno ione idrogeno. Inoltre nel suolo e nell'acqua gli ioni di ammonio possono anche essere ossidati in nitrati, liberando addirittura 2 ioni idrogeno.

Nella figura B sono rappresentate le emissioni di anidride solforosa, di ossidi di azoto e di ammoniaca in Svizzera dal 1900 al 2010. È evidente l'aumento considerevole delle emissioni di anidride solforosa e di ossidi di azoto a partire dalla seconda guerra mondiale. Le emissioni massime di anidride solforosa sono state raggiunte tra il 1968 e il 1980, mentre

quelle degli ossidi di azoto nel 1985. In seguito le emissioni di entrambi sono scese gradualmente fino al 2000. La riduzione delle emissioni di anidride solforosa è stato soprattutto il risultato della riduzione del tenore di zolfo negli oli combustibili e della parziale sostituzione del carbone ricco di zolfo con altri combustibili fossili. La riduzione delle emissioni di ossidi di azoto dopo il 1985 è stato invece soprattutto la conseguenza dell'introduzione del catalizzatore delle automobili.

#### 2.1.2. Meccanismi dell'acidificazione

L'acidificazione può essere definita come la riduzione della capacità di neutralizzazione degli acidi di un suolo o dell'acqua. La capacità di neutralizzazione è pure definita come alcalinità (Alc) e indica la sensibilità all'acidificazione di un corpo d'acqua e può essere espresso come (Sigg e Stumm, 1989):

$$[Alc] = [HCO_3^-] + 2*[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad (eq. 1)$$

o

$$[Alc] = [Na^+] + [K^+] + 2*[Mg^{2+}] + 2*[Ca^{2+}] - [Cl^-] - 2*[SO_4^{2-}] - [NO_3^-] \quad (eq. 2)$$

per  $pH<8,2$ :

$$[Alc] = [HCO_3^-] - [H^+] \quad (eq. 3)$$



Lago di Tomè.

foto:Valerio Fumagalli

Nome	pH	Cond.	Alc	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>
		μS cm <sup>-1</sup>	meq l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg N l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg N l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>
Lago di Tomè	5,6	9,6	0,002	0,93	0,08	0,31	0,14	0,02	1,59	0,47	0,14
Lago di Sascòla	6,1	10,1	0,014	0,94	0,15	0,33	0,31	0,02	1,61	0,40	0,15
Lago d'Alzasca	6,8	15,7	0,072	1,88	0,21	0,49	0,43	0,02	2,17	0,27	0,16
Lago del Starlaresc da Sgiöf	5,2	10,4	-0,010	0,67	0,11	0,34	0,19	0,03	1,62	0,42	0,21
Lago di Sfilie	6,4	9,5	0,025	1,06	0,11	0,37	0,12	0,02	1,59	0,23	0,16
Lago Pozzöi	6,5	8,9	0,032	0,96	0,11	0,35	0,16	0,01	1,47	0,12	0,14
Lago di Mognòla	6,8	15,7	0,052	1,72	0,24	0,54	0,43	0,01	2,98	0,28	0,12
Laghetto Inferiore	6,5	9,8	0,028	1,08	0,10	0,29	0,32	0,02	1,55	0,27	0,10
Laghetto Superiore	6,4	9,1	0,025	0,96	0,09	0,25	0,28	0,03	1,38	0,26	0,10
Lago d'Orsalia	6,3	9,6	0,023	1,10	0,08	0,29	0,16	0,13	1,24	0,40	0,12
Lago della Crosa	6,3	7,8	0,017	0,86	0,07	0,26	0,14	0,01	1,08	0,27	0,13
Laghetto d'Antabia	6,9	13,5	0,067	1,76	0,07	0,42	0,26	0,05	1,25	0,33	0,13
Lago Porchieirsc	6,8	18,3	0,060	2,40	0,14	0,43	0,38	0,02	3,56	0,33	0,13
Lago Leit	6,4	14,1	0,023	1,44	0,25	0,35	0,38	0,02	3,67	0,21	0,11
Lago di Morghirolo	6,6	11,2	0,032	1,17	0,16	0,29	0,36	0,02	2,11	0,21	0,11
Schwarzsee	6,5	11,7	0,038	1,42	0,10	0,31	0,24	0,02	1,54	0,35	0,14
Lago della Froda	6,7	12,2	0,046	1,57	0,10	0,27	0,21	0,01	1,91	0,22	0,09
Lago Nero	6,8	14,6	0,062	1,87	0,15	0,34	0,38	0,01	2,58	0,16	0,10
Lago Barone	6,0	9,1	0,012	1,02	0,10	0,26	0,19	0,02	1,75	0,32	0,13
Laghetto Gardiscio	5,3	7,9	-0,006	0,50	0,09	0,18	0,22	0,03	1,62	0,22	0,11

I valori medi calcolati con valori inferiori al limite di quantificazione sono preceduti da <.

o giorni) e dispongono di una riserva minore di cationi basici. A lungo termine le reazioni di degrado meteorico della superficie rocciosa sono il fattore limitante per il rifornimento di cationi basici. Anche le reazioni riducenti aumentano l'alcalinità (es: denitrificazione, riduzione del solfato), mentre riducono l'alcalinità le reazioni ossidanti (es: nitrificazione, ossidazione di acido solfidrico). La produzione di biomassa può aumentare o ridurre l'alcalinità a dipendenza se viene assimilato nitrato oppure ammonio. Si può quindi concludere che corpi d'acqua oligotrofi (con pochi nutrienti), poveri in carbonati ed elettroliti sono particolarmente sensibili all'acidificazione. Acque di questo tipo si trovano in aree caratterizzate da una litologia particolarmente resistente al degrado meteorico della superficie rocciosa (granito, gneiss) con uno strato fine di suolo. Caratteristiche di questo tipo si trovano appunto nella zona nord-ovest del Canton Ticino.

## 2.2. Campionamento

Tra il 1980 e il 2000 sono stati raccolti ogni 2-5 anni normalmente all'inizio dell'au-

tunno campioni di acqua superficiale di 20 laghetti alpini. A partire dal 2000 le acque superficiali sono state campionate due volte all'anno (inizio estate e inizio autunno). Il campionamento dell'acqua superficiale è avvenuto direttamente dall'elicottero.

## 2.3. Gli effetti dell'acidificazione in 20 laghetti alpini tra il 1980 e il 2004

### 2.3.1. Chimismo delle acque superficiali nel periodo 2000-2004

Nella tabella 2 sono rappresentati i valori medi dei principali parametri misurati nelle acque superficiali dei 20 laghetti tra il 2000 e il 2004. La composizione chimica delle acque dei laghetti è tipica per regioni di montagna povere di rocce carbonatiche: bassi valori di conducibilità, alcalinità, nutrienti e carbonio organico disciolto (DOC). La conducibilità media varia tra 7,8 e 18,3 μS cm<sup>-1</sup>, l'alcalinità tra -0,010 e 0,067 meq l<sup>-1</sup>, il pH tra 5,2 e 6,9, il solfato tra 1,08 e 3,67 mg l<sup>-1</sup>, il nitrato tra 0,12 e 0,47 mg N l<sup>-1</sup>, il carbonio organico disciolto tra 0,14 e 0,70 mg C l<sup>-1</sup>, la silice disciolta reat-

tiva tra 0,37 e 1,22 mg Si l<sup>-1</sup> e l'alluminio totale tra <12,8 e 100,9 μg l<sup>-1</sup>. Le concentrazioni medie di orto-fosfato sono sempre inferiori al limite di quantificazione di 4,3 P μg l<sup>-1</sup> e le concentrazioni medie di ammonio e nitrito

foto: Chiara Pradella



Prelievo di acqua superficiale.

	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> µg N l <sup>-1</sup>	o-PO <sub>4</sub> µg P l <sup>-1</sup>	N <sub>totale</sub> mg N l <sup>-1</sup>	P <sub>totale</sub> µg P l <sup>-1</sup>	DOC mg C l <sup>-1</sup>	Si mg Si l <sup>-1</sup>	Al <sub>disciolto</sub> µg l <sup>-1</sup>	Al <sub>totale</sub> µg l <sup>-1</sup>	Cu <sub>disciolto</sub> µg l <sup>-1</sup>	Cu <sub>totale</sub> µg l <sup>-1</sup>	Zn <sub>disciolto</sub> µg l <sup>-1</sup>	Zn <sub>totale</sub> µg l <sup>-1</sup>	Nome
	3	<4,3	0,56	<4,5	0,27	0,81	44,2	67,5	<2,2	<4,2	6,1	9,1	Lago di Tomè
	3	<4,3	0,48	<4,3	0,54	0,78	<23,9	32,5	<1,5	<1,9	3,0	4,5	Lago di Sascòla
	3	<4,3	0,36	<4,3	0,47	1,16	<11,3	<14,4	<1,7	<2,1	3,5	3,8	Lago d'Alzasca
	2	<4,3	0,56	<4,3	0,70	0,70	88,9	100,9	<2,3	<5,6	11,9	32,9	Lago del Starlaresc da Sgiof
	2	<4,3	0,33	<4,3	0,55	0,86	24,7	33,1	<2,4	<2,5	2,8	5,3	Lago di Sfilie
	1	<4,3	0,23	<4,3	0,66	0,83	18,9	26,1	<1,6	<1,9	1,5	3,6	Lago Pozzöi
	2	<4,3	0,36	<4,9	0,27	1,22	<12,7	23,7	<1,7	<1,9	2,0	2,9	Lago di Mognöla
	3	<4,3	0,33	<4,3	0,30	0,58	<10,5	13,9	<2,3	<2,2	2,3	5,1	Laghetto Inferiore
	2	<4,3	0,32	<4,3	0,26	0,53	<11,4	15,5	<1,4	<2,4	2,1	5,6	Laghetto Superiore
	2	<4,3	0,46	<4,3	0,26	0,72	<13,7	23,1	<1,5	<2,2	1,8	4,2	Lago d'Orsalia
	3	<4,3	0,37	<4,3	0,27	0,68	<10,1	<12,8	<1,4	<1,5	1,5	2,6	Lago della Crosa
	3	<4,3	0,43	<4,3	0,26	1,10	<10,5	<15,9	<1,4	<1,7	1,8	2,4	Laghetto d'Antabia
	2	<4,3	0,38	<4,3	0,24	1,21	<11,3	16,3	<1,6	<2,8	3,4	4,7	Lago Porchieisc
	2	<4,3	0,29	<4,5	0,37	0,74	<12,3	39,3	<1,4	<1,7	2,8	4,1	Lago Leit
	2	<4,3	0,30	<4,3	0,33	0,72	<12,1	25,7	<2,1	<2,0	1,6	2,6	Lago di Morghirolo
	2	<4,3	0,43	<4,3	0,26	0,83	<16,3	24,1	<1,6	<2,2	1,7	3,9	Schwarzsee
	2	<4,3	0,30	<5,8	0,66	0,57	<13,2	<16,7	<2,0	<2,6	2,0	4,1	Lago della Froda
	2	<4,3	0,30	<6,9	0,30	0,55	<11,1	<14,0	<1,8	<1,8	<1,6	1,8	Lago Nero
	2	<4,3	0,44	<4,7	0,38	0,60	<12,4	22,4	<1,5	<1,8	4,5	4,1	Lago Barone
	1	<4,3	0,32	<4,3	0,14	0,37	52,9	67,7	<1,4	<1,8	3,8	5,4	Laghetto Gardiscio

sono trascurabili se confrontate con quelle del nitrato.

Il contenuto chimico delle acque dei laghetti alpini è il risultato di numerose reazioni fisiche, chimiche e biologiche che avvengono nel bacino imbrifero. Queste reazioni sono a loro volta influenzate dalla dimensione, dal rilievo e dal tipo di superficie (roccia o vegetazione) del bacino imbrifero, dalla deposizione atmosferica, dal suolo, dalla geologia e dalla temperatura.

Il consumo di alcalinità in un bacino imbrifero determina l'alcalinità di un laghetto. Dei 20 laghetti studiati 2 (Lago del Starlaresc da Sgiof e Laghetto Gardiscio) sono acidi ( $Alc < 0$ ) con un pH medio di 5,2 e 5,3, 13 sono sensibili all'acidificazione ( $0 < Alc < 0,05$  meq l<sup>-1</sup>) e 5 hanno una alcalinità bassa ma non sono sensibili all'acidificazione ( $0,0 < Alc < 0,2$  meq l<sup>-1</sup>).

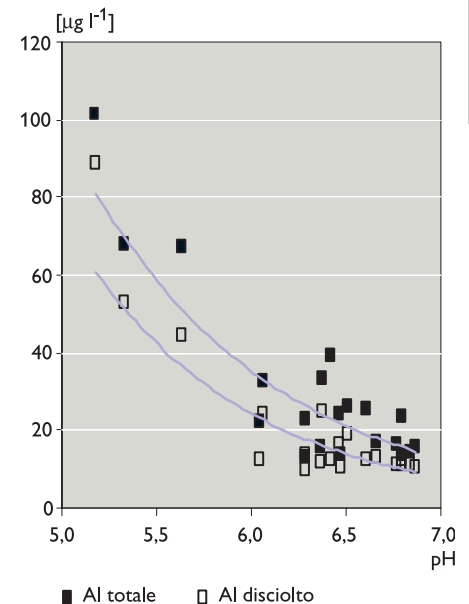
È risaputo che a  $pH < 6$  aumenta il rilascio di metalli da suoli e sedimenti. Questo fenomeno è importante per via degli effetti di tossicità che i metalli, in particolare l'alluminio, possono avere su alcuni organismi.

La figura C, che riporta graficamente le

concentrazioni medie di alluminio nei 20 laghetti in funzione del pH, mostra molto bene l'aumento delle concentrazioni di alluminio a valori di pH inferiori a 6. La legge federale sulla protezione delle acque non prevede un limite per la concentrazione di alluminio nelle acque superficiali. Per valutare meglio le concentrazioni di alluminio misurate nei laghetti alpini le confrontiamo quindi con i limiti previsti negli Stati Uniti. Per l'intervallo di pH 6,5-9 la legislazione ambientale degli Stati Uniti considera critiche concentrazioni di alluminio disciolto superiori a  $87 \mu\text{g l}^{-1}$  (US EPA, 1988).

Ciò significa che il valore medio di quattro giorni consecutivi non dovrebbe superare questo limite più di una volta ogni 3 anni. Siccome però a  $pH < 6$  l'alluminio non solo diventa più solubile ma anche più tossico (Gensemer e Playle, 1999) in condizioni acide il valore critico potrebbe essere anche inferiore a  $87 \mu\text{g l}^{-1}$ . Ne segue che le concentrazioni di alluminio nei 3 laghetti più acidi (Lago del Starlaresc da Sgiof, Laghetto Gardiscio, Lago di Tomè) potrebbero essere abbastanza elevate da poter causare effetti tossici sugli organismi più sensibili.

### C Concentrazioni medie di alluminio in $\mu\text{g l}^{-1}$ vs pH nel periodo 2000-2004



### 3 Risultati dell'analisi delle tendenze dei principali parametri nelle acque superficiali di 20 laghetti alpini nel periodo 1980-2004<sup>1</sup>

Nome	N°	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Ca <sup>2+</sup> +Mg <sup>2+</sup>		Alc		H <sup>+</sup>	
		μeq l <sup>-1</sup> a <sup>1</sup>	p	μeq l <sup>-1</sup> a <sup>1</sup>	p	μeq l <sup>-1</sup> a <sup>1</sup>	p	μeq l <sup>-1</sup> a <sup>1</sup>	p	μeq l <sup>-1</sup> a <sup>1</sup>	p
Lago di Tomè	14-15	-0,99	0,0008	0,12	0,5820	-0,24	0,2503	0,25	0,0468	-0,12	0,6507
Lago di Sascòla	12-15	-1,16	0,0055	-0,05	0,8820	-0,39	0,1250	0,70	0,0013	-0,07	0,0093
Lago d'Alzasca	13-17	-0,94	0,0039	-0,04	0,7095	0,24	0,5641	1,15	0,0050	0,00	0,1081
Lago del Starlaresc da Sgiöf	13-15	-1,59	0,0003	0,40	0,4279	-0,22	0,5190	0,25	0,3205	-0,44	0,0238
Lago di Sfille	12-17	-1,19	0,0002	-0,04	0,5326	-0,61	0,2165	0,45	0,0625	-0,01	0,3131
Laghi dei Pozzöi	12-16	-1,14	0,0069	-0,30	0,1251	-0,49	0,1497	0,95	0,0148	-0,01	0,3291
Lago di Mognòla	13-17	0,13	0,7729	0,00	0,8030	0,33	0,8691	-0,09	0,8040	0,00	0,5030
Laghetto Inferiore	18-22	-1,07	0,0000	-0,29	0,1739	-0,33	0,3974	0,41	0,5716	0,00	0,3081
Laghetto Superiore	14-18	-0,98	0,0000	-0,14	0,2532	0,07	0,7909	1,11	0,0044	-0,02	0,2351
Lago d'Orsalia	12-16	-1,09	0,0307	0,24	0,3905	0,41	0,3219	1,21	0,0003	-0,07	0,0028
Lago della Crosa	13-16	-0,83	0,0000	-0,02	0,4605	-0,15	0,3439	0,83	0,0002	-0,03	0,1207
Laghetto d'Antabia	10-13	-0,63	0,0015	0,02	0,8055	0,90	0,0381	1,57	0,0031	0,00	0,1381
Lago dei Porchieirsc	9-11	0,06	0,7548	-0,14	0,3850	0,84	0,9379	1,20	0,0423	-0,02	0,0112
Lago Leit	12-14	1,14	0,0004	-0,16	0,0990	1,82	0,0002	0,70	0,0010	-0,03	0,0018
Lago di Morghirolo	13-16	-0,12	0,4713	-0,17	0,1592	0,52	0,0132	0,93	0,0039	-0,02	0,0334
Schwarzsee	12-16	-1,02	0,0307	-0,10	0,6842	-0,38	0,6525	0,97	0,0581	-0,01	0,2553
Lago della Froda	12-16	-0,64	0,0272	-0,18	0,1140	0,14	0,7187	1,09	0,0039	-0,01	0,0123
Lago Nero	13-18	-0,07	0,5442	-0,06	0,3395	0,09	0,7332	0,84	0,0056	0,00	0,7015
Lago Barone	14-16	-0,61	0,0954	0,02	0,7856	0,45	0,1258	0,84	0,0090	-0,05	0,2019
Laghetto Gardiscio	13-16	-0,39	0,0169	-0,13	0,2963	0,07	0,7187	0,25	0,0909	-0,29	0,0255
mediana		-0,89		-0,06		0,08		0,84		-0,02	
N° laghetti con trend positivo		1		-		3		14		-	
N° laghetti con nessun trend		5		20		17		6		12	
N° laghetti con trend negativo		14		-		-		-		8	

<sup>1</sup> Per ogni laghetto è indicato l'intervallo del numero di dati N° (varia a dipendenza del parametro), la tendenza calcolata con il metodo di Sen, il valore p del test di Mann-Kendall (in rosso se significativo), inoltre per ogni parametro sono stati calcolati la tendenza mediana e il numero di laghetti con un trend significativamente positivo, negativo o con nessun trend.

#### 2.3.2. Tendenze dei principali parametri chimici tra il 1980 e il 2004

Le analisi dei trend possono dare informazioni importanti sull'evoluzione nel tempo del fenomeno di acidificazione. Negli ultimi 20-25 anni c'è stata una significativa riduzione delle emissioni di anidride solforosa e in alcuni paesi anche di ossidi d'azoto (Vestreng, 2003) con un conseguente miglioramento delle deposizioni atmosferiche. Infatti negli ultimi 20 anni è stato osservato una diminuzione delle deposizioni di zolfo e quindi anche di acidità in molti paesi europei (Schöpp et al. 2003). Lo scopo di questo capitolo è quello di verificare se i trend delle emissioni atmosferiche si ripercuotono sui principali parametri chimici delle acque superficiali dei laghetti alpini. È stata effettua-

ta un'analisi delle tendenze per i principali parametri coinvolti nel processo di acidificazione: solfato, nitrato, cationi basici (calcio + magnesio), alcalinità e ioni H<sup>+</sup>. I risultati sono riassunti nella tabella 3.

#### Metodo statistico utilizzato per l'analisi dei trend

Per ogni laghetto e parametro è stato utilizzato il test di Mann-Kendall per determinare la presenza o meno di un trend temporale (Dietz e Kileen, 1981). Il trend è stato considerato positivo per valori del parametro statistico *p* inferiori a 0,05. In aggiunta il trend è stato quantificato con il metodo di Sen (Sen, 1968).

#### I trend delle concentrazioni di solfato

Il solfato, accanto al nitrato, è il principale

anione responsabile delle piogge acide. Sono stati trovati trend significativi delle concentrazioni di solfato in 15 laghetti su 20: in 14 il trend era negativo e in uno positivo (Lago Leit). La riduzione mediana delle concentrazioni di solfato è di -0,89 μeq l<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. La riduzione delle concentrazioni di solfato nei laghetti è iniziata all'inizio degli anni '80 suggerendo una rapida risposta chimica alle emissioni e deposizioni atmosferiche di zolfo. Il sottile strato di suolo e il suo contenuto limitato di zolfo ad altitudini elevate ha probabilmente contribuito alla rapida risposta nella maggior parte dei laghetti studiati.

#### I trend delle concentrazioni di nitrato

In nessun laghetto è stato trovato un trend significativo delle concentrazioni di

nitrate. Le concentrazioni non riflettono quindi il trend riscontrato in Ticino per le emissioni di ossidi di azoto (ca.  $-90 \text{ teq a}^{-1}$ ; SPAAS, 2003). Ciò suggerisce la presenza dell'influsso di masse d'aria provenienti dal Nord Italia, dove la riduzione delle emissioni di ossidi d'azoto iniziò più tardi (CH: 1985, I: 1992) e in maniera più ridotta (CH:  $-49\%$ , I:  $-32\%$ ) (Vestreng, 2003). In aggiunta, queste masse d'aria sono arricchite di ammoniaca provenienti dall'allevamento di bestiame e dall'agricoltura in genere. Infatti, dagli anni ottanta non è stato riscontrato alcun trend delle concentrazioni di azoto nelle piogge (Mosello et al., 2000). Al contrario, è stato osservato un aumento delle concentrazioni di azoto nei fiumi (Mosello et al., 2001), causato probabilmente dalla progressiva saturazione di azoto dei suoli e/o dal riscaldamento climatico che comporta un'accelerazione dei processi di mineralizzazione nei suoli aumentando il rilascio di nitrato. Di conseguenza, la differenza riscontrata tra i trend di azoto delle emissioni atmosferiche e delle acque dei laghetti alpini potrebbe essere causata da un inquinamento atmosferico transfrontaliero e da un maggior dilavamento di nitrato dai suoli.

#### *I trend delle concentrazioni di cationi basici*

I cationi basici sono mobilizzati durante le reazioni coinvolte nella neutralizzazione degli acidi (vedi capitolo 3.1.2). Le loro concentrazioni rispondono quindi indirettamente alle variazioni di concentrazioni di solfato e di nitrato. Senza l'influsso di altre reazioni che influenzano i cationi basici, una diminuzione degli anioni acidi (soprattutto solfati) comporterebbe una diminuzione delle concentrazioni dei cationi basici. Tuttavia, negli ultimi anni è stato osservato un aumento degli episodi di piogge alcaline (probabilmente a causa di effetti climatici) ed è probabile che polveri Sahariane ricche di carbonati ne sono in parte la causa (Rogora et al. 2004). Anche un aumento della degradazione meteorica della superficie



Lago di Mognòla.

foto: Sandra Steingruber

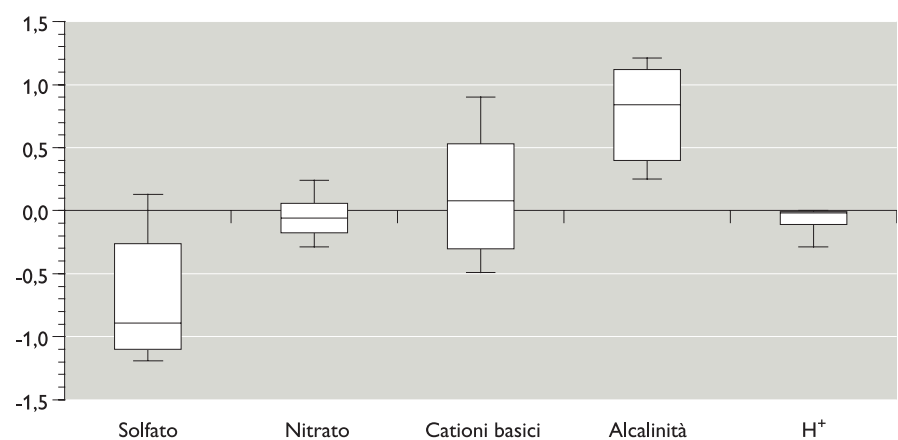
rocciosa dovuto ad un riscaldamento climatico può causare un aumento delle concentrazioni di cationi basici (Rogora, 2004). Nella nostra area di studio soltanto in 3 laghetti su 20 è stato trovato un trend significativo (positivo) delle concentrazioni di cationi basici. Inoltre l'aumento mediano delle concentrazioni di cationi basici è molto piccolo:  $0,08 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$ . L'assenza di un trend significativo nella maggior parte dei laghetti è probabilmente dovuto al fatto che i cationi basi-

ci sono influenzati sia da meccanismi che ne aumentano, sia che ne diminuiscono le concentrazioni.

#### *I trend dell'alcalinità*

Quando la diminuzione delle concentrazioni di cationi basici eguaglia la riduzione delle concentrazioni di solfato e nitrato, l'aumento dell'alcalinità e del pH diventa nullo (vedi eq. 2). Sottraendo la diminuzione mediana degli anioni acidi ( $-0,89$  e  $-0,06 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) dall'au-

### **D** Valori mediani e intervalli di confidenza (10%, 25%, 75%, 90%) delle variazioni delle concentrazioni di solfato, nitrato, cationi basici e idrogeno nelle acque superficiali di 20 laghetti alpini in $\mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$ nel periodo 1980-2004



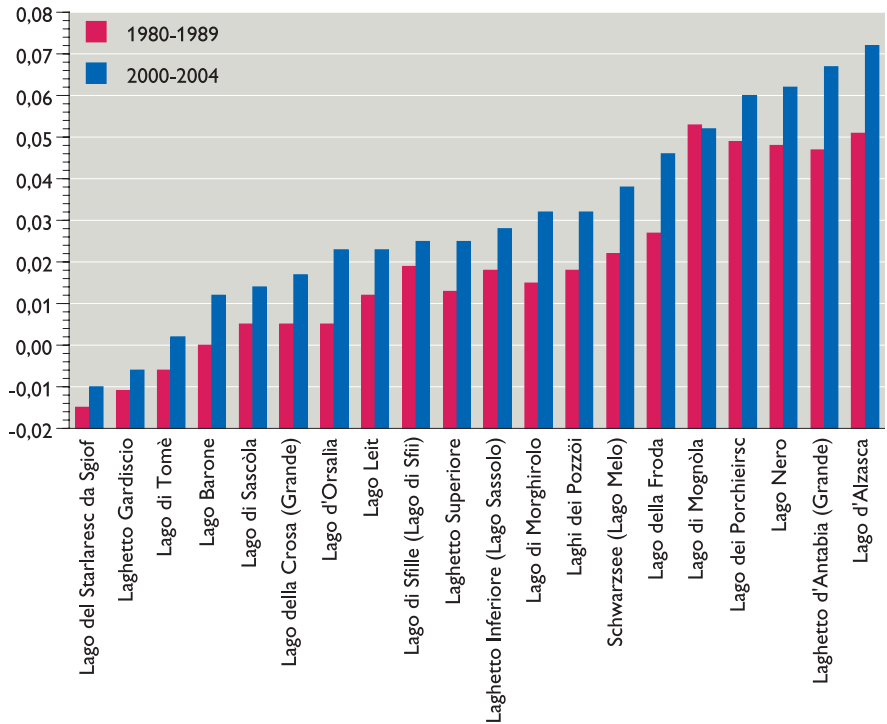
## E Alcalinità media in 20 laghetti alpini negli anni 1980 e tra il 2000 e il 2004 in meq l<sup>-1</sup>

mento mediano delle concentrazioni di cationi basici si ottiene un valore ( $1,03 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) che suggerisce un aumento dell'alcalinità nella nostra area di studio (vedi anche figura D). Effettivamente l'aumento di alcalinità è significativo nella maggior parte dei laghetti (14) ed è stato mediamente di  $0,84 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$ .

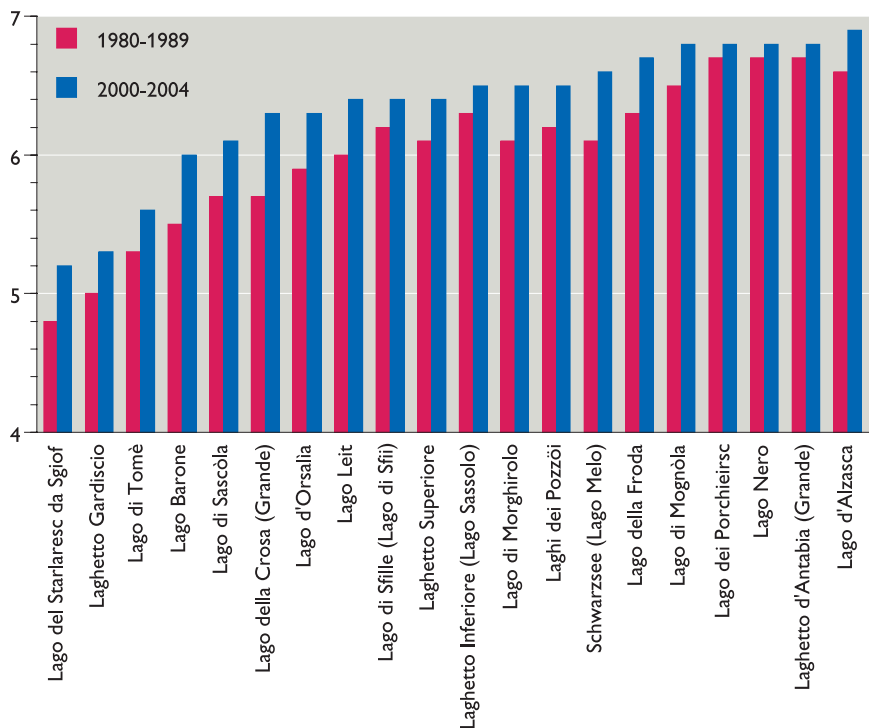
Nella figura E sono messi a confronto le alcalinità medie dei laghetti negli anni ottanta con quelle del periodo 2000-2004. È visibile un aumento dell'alcalinità in quasi tutti i laghetti. L'aumento medio è stato di  $0,012 \text{ meq l}^{-1}$ . Negli anni ottanta 4 laghetti erano acidi (oggi 2), 14 erano sensibili all'acidificazione (oggi 13) e 2 avevano una bassa alcalinità senza essere sensibili all'acidificazione (oggi 5).

### I trend delle concentrazioni di idrogeno

La riduzione mediana delle concentrazioni degli ioni di idrogeno è bassa ( $-0,02 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) e soltanto in 8 laghetti è riscontrabile un trend significativo. Il miglioramento di pH diventa però evidente confrontando i valori medi degli anni 1980 con quelli attuali (figura F): l'aumento di pH è stato in media di 0,3 unità. Negli anni 1980, 8 laghetti avevano un pH inferiore a 6, mentre oggi soltanto 2 laghetti hanno un pH che può essere considerato critico in relazione al rilascio di alluminio. Per meglio comprendere l'entità del miglioramento di pH osservato sarebbe utile conoscere il pH dei laghetti prima dell'inizio del fenomeno di acidificazione. Ci risulta che una ricostruzione del pH esiste però solo per il Lago Leit. Marchetto e Lami (1994) vi hanno stimato una diminuzione del pH di 1,2 unità (da 6,8 a 5,6), avvenuta tra gli anni 1950 e 1980. Tuttavia i valori da noi misurati nel Lago Leit non sono generalmente mai stati inferiori a 6, suggerendo una leggera sovrastima della riduzione di pH indicata da Marchetto e Lami. Niederhauser (1993) ha ricostruito il pH di due laghetti alpini svizzeri, da noi però non monitorati (Langsee (VS) e Lago della Zòta (TI)). Egli ha stimato la riduzione del pH nel ventesimo secolo a 0,6-0,8 unità. Queste indicazioni bibliografiche sembrano suggerire



## F pH medio negli in 20 laghetti alpini negli anni 1980 e tra il 2000 e il 2004





che il pH nei nostri laghetti alpini, seppur migliorato (di 0,3 unità), non è probabilmente ancora tornato ai valori antecedenti il processo di acidificazione.

### 2.3.3. Conclusioni

Nella maggior parte dei laghetti alpini la riduzione delle concentrazioni di solfato e l'aumento dell'alcalinità sono significativi, mentre non sono significative le tendenze delle concentrazioni di cationi basici e di nitrato.

A causa della diminuzione delle emissioni di anidride solforosa, l'azoto diventa sempre più importante nei processi di acidificazione. Di conseguenza, incertezze nell'evoluzione delle emissioni di azoto rendono difficile la previsione dei futuri trend relativi al grado di acidità dei laghetti alpini.

È pensabile che in futuro emissioni atmosferiche di azoto costanti o in aumento potrebbero non solo impedire un ulteriore miglioramento dell'alcalinità e del pH dei laghetti, ma potrebbero addirittura causare di nuovo un aumento del loro grado di acidità, in seguito al maggior rilascio di nitrato dai suoli dovuto al riscaldamento climatico e alla progressiva saturazione da azoto dei suoli.

## 3. Macroinvertebrati come indicatori dell'acidificazione di laghetti alpini

### 3.1. Introduzione

I macroinvertebrati sono invertebrati di dimensioni in genere superiori a 1 mm e visibili quindi a occhio nudo. Sono animali che vivono soprattutto sulla o sotto la superficie dei sedimenti di acque superficiali. Esempi di macroinvertebrati sono larve di insetti, crostacei, vermi, molluschi e acari. Poiché sono in grado di colonizzare quasi tutte le acque superficiali, sono abbastanza facilmente campionabili e riconoscibili, hanno una vita media che varia da mesi ad alcuni anni e reagiscono, a dipendenza della specie, in modo più o meno



Prelievo di macroinvertebrati al Lago di Tomè.

foto: Maurizio Caissutti

sensibile all'inquinamento, i macroinvertebrati si prestano molto bene ad essere utilizzati come indicatori della qualità delle acque.

### 3.2. Metodi

I macroinvertebrati sono stati raccolti rimuovendo una parte dei sedimenti con la punta del piede e raccogliendo in seguito il materiale così messo in sospensione con un

retino e poi conservati in una soluzione con etanolo al 70%. Il monitoraggio dei macroinvertebrati viene effettuato dal 2000. Nel litorale e negli emissari dei laghetti Superiore (LS), Inferiore (LI), Tomè (LT) e Starlaresc da Sgìof (LSG) il campionamento è stato effettuato 1-5 volte all'anno. Utile qui aggiungere che l'emissario del LS si immette nel LI, per cui il bacino imbrifero del secondo ingloba il primo.



Macroinvertebrati nel Laghetto Inferiore.

foto: Chiara Pradella

### 3.3. Risultati e discussione

I 4 laghetti alpini, nei quali sono stati studiati i macroinvertebrati, sono tutti caratterizzati dalla presenza di condizioni estreme: altitudini elevate, lungo periodo in cui la superficie del laghetto rimane ghiacciata (novembre-giugno), basse concentrazioni di nutrienti, basso pH e alcalinità. Il LT e il LSG sono tra i laghetti con il pH più basso (in media 5,6 e 5,2, rispettivamente), mentre il LI e il LS hanno un pH più elevato (in media 6,5 e 6,4, rispettivamente). A causa delle altitudini elevate e quindi delle estreme condizioni fisico-chimiche ad esse connesse la fauna dei laghetti alpini è in genere molto povera (Fjellheim et al., 2000; Hieber, 2002; Marchetto et al., 2004).

Nella tabella 4 sono indicati il numero di campioni e di unità tassonomiche, l'indice EPT (=numero di famiglie appartenenti agli ordini *Efemerotteri*, *Plecotteri*, *Tricotteri*) e la distribuzione media dei principali gruppi di macroinvertebrati nei 4 laghetti alpini nel periodo 2000-2004. Il numero delle unità tassonomiche è spesso considerato un indicatore della "salute" della popolazione di macroinvertebrati. Esso è superiore nel LI (51) e nel LS (60)

rispetto al LT (31) e LSG (31). Anche l'indice EPT è spesso utilizzato come indicatore di qualità delle acque, poiché i macroinvertebrati appartenenti agli ordini *Efemerotteri*, *Plecotteri* e *Tricotteri* sono in genere molto sensibili a fattori d'inquinamento. Analogamente al numero di unità tassonomiche anche l'indice EPT indica una miglior qualità delle acque nel LI e LS rispetto al LT e LSG.

La somiglianza del LI e del LS appare anche dalla distribuzione dei principali gruppi di macroinvertebrati. Il gruppo più numeroso è quello dei *Ditteri* (LI: 49%, LS: 43%), composto prevalentemente da *Chironomidi*, seguito dagli *Oligocheti* (LI: 23%, LS: 26%) e dai *Plecotteri* (LI: 19%, LS: 19%). I *Chironomidi* sono anche la famiglia più diffusa nel LT e LSG. Infatti, i *Ditteri* rappresentano il 43% degli individui nel LT e il 75% nel LSG. Il gran numero di *Oligocheti* e *Chironomidi* è tipico dei laghetti alpini e dei loro emissari (Fjellheim et al., 2000; Hieber, 2002; Marchetto et al., 2004). La frazione elevata di *Chironomidi* (LI: 34%, LS: 36%, LT: 38%, LSG: 63%) è indicativa di una popolazione di macroinvertebrati poco variata. L'ordine degli *Efemerotteri*, al quale appartengono molti degli organismi più sensibili

all'acidificazione, è assente nel LT e LSG. Anche nel LI e LS se ne trovano soltanto pochi individui. Tuttavia, la ragione di questo fenomeno non è forzosamente dovuto a dei valori bassi di pH dei laghetti. Infatti, l'assenza di questo ordine nei laghetti alpini e nei loro emissari è abbastanza comune (Hieber, 2002) ed è da ricondurre all'insieme delle loro condizioni fisico-chimiche estreme. Ad eccezione del LSG, l'ordine dei *Plecotteri* è ben rappresentato specialmente nel LT (30%). L'elevata frazione di individui appartenenti al gruppo *Altri* nel LSG (15%) è dovuto alla presenza degli *Odonati* (libellule) e degli *Eterotteri* (cimici), molto probabilmente a causa delle caratteristiche paludose della zona ripariale del laghetto.

Oltre che dal maggior numero di unità sistematiche e dall'indice EPT più elevato, anche la presenza di alcuni organismi più sensibili all'acidificazione sembra suggerire una qualità delle acque migliore nel LS e LI rispetto al LT e LSG. Infatti il verme piatto *Crenobia alpina* e il mollusco conchigliato *Pisidium Casertanum* sono stati trovati soltanto nel LS e LI, mentre l'efemerottero *Baetis alpinus* è stato catturato soltanto nel LS.

## 4 Numero di campioni e unità tassonomiche, indice EPT e distribuzione media dei principali gruppi di macroinvertebrati nei 4 laghetti alpini nel periodo 2000-2004.

	Laghetto Inferiore	Laghetto Superiore	Lago di Tomé	Lago del Starlaresc da Sgiof
N° campioni	17	16	7	7
N° unità tassonomiche	51	60	31	31
Indice EPT	10	12	8	3
Efemerotteri	1%	2%	0%	0%
Plecotteri	19%	21%	30%	1%
Tricotteri	2%	5%	6%	5%
Ditteri	49%	41%	43%	75%
Coleotteri	1%	1%	1%	1%
Oligocheti	23%	26%	9%	3%
Altri	5%	5%	10%	15%

### 3.4. Conclusioni

Il Laghetto Inferiore e Superiore presentano un pH medio più elevato rispetto al Lago di Tomé e al Lago del Starlaresc da Sgiof. Ciò sembrerebbe avere delle ripercussioni sulla biologia. Nei primi due laghetti, infatti, lo studio dei macroinvertebrati ha rivelato una maggior ricchezza di unità tassonomiche come pure un indice EPT più elevato. Entrambi i parametri sono considerati degli indicatori della "salute" della popolazione di macroinvertebrati. Un minor grado di acidificazione nei Laghetti Inferiore e Superiore viene anche suggerito dalla presenza di organismi sensibili all'acidificazione come il verme piatto *Crenobia alpina*, il mollusco conchigliato *Pisidium Casertanum* e l'efemerottero *Baetis alpinus* (quest'ultimo solo nel Laghetto Superiore).



foto:Luca Colombo

Lago Porchieisc.

## Ringraziamenti

Ringraziamo le numerose persone che sono state coinvolte in questo progetto a partire dal 1980. In particolare ringraziamo i colleghi dell'Ufficio protezione e depurazione delle acque (UPDA) e del Laboratorio della Sezione protezione aria acqua e suolo (SPAAS). Un grazie particolare anche a Chiara Pradella che si è occupata del monitoraggio dei macroinvertebrati. Sono stati inoltre molto utili i commenti di Alberto Barbieri (UPDA) e Germano Righetti (Laboratorio SPAAS). Dal 2000 questo progetto è stato parzialmente finanziato dall'Ufficio federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio.

## Bibliografia

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). 2001. Acidifying deposition. Southern Switzerland. Environmental documentation N°. 134. Bern.

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). 2005. Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts. Stand, Handlungsbedarf, mögliche Massnahmen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 379. Bern.

Dietz E.J. e A. Kileen. 1981. A nonparametric multivariate test for monotone trend with pharmaceutical applications. *J. Am. Stat. Ass.* 76: 169-174.

Fjellheim A., A. Boggero, G.A. Halvorsen, A.M. Nocentini, M. Rieradevall, G. Raddum e Ø.A. Schnell. 2000. Distribution of benthic inver-

tebrates in relation to environmental factors. A study of European remote alpine ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 484-488.

Gensemer R.W. e R.C. Playle. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 29: 315-450.

Hieber M. 2002. Alpine Fließgewässer: vielfältige und empfindliche Oekosysteme. *Eawag News* 55d: 9-11.

Laboratorio studi ambientali (LSA). 2000-2003. ICP-waters. Rapporto annuale. Dipartimento del territorio. Bellinzona.

Marchetto A. e A. Lami. 1994. Reconstruction of pH by chrysophycean scales in some lakes of the Southern Alps. *Hydrobiologia* 274: 83-90.

Marchetto A., R. Mosello, M. Rogora, M. Manca, A. Boggero, G. Morabito, S. Musazzi, G.A. Tartari, A.M. Nocentini, A. Pugnetti, R. Bettinetti, P. Panzani, M. Armiraglio, P. Cammarano e A. Lami. 2004. The chemical and biological response of two remote mountain lakes in the Southern Central Alps (Italy) to twenty years of changing physical and chemical climate. *J. Limnol.* 63: 77-89.

Mosello R., A. Barbieri, M.C. Brizzio, A. Calderoni, A. Marchetto, S. Passera, M. Rogora e G. Tartari. 2001. Nitrogen budget of Lago Maggiore: the relative importance of atmospheric deposition and catchment sources. *J. Limnol.* 60(1): 27-40.

Mosello R., A. Lami, P. Guilizzoni, M. Manca, A.M. Nocentini, A. Pugnetti, A. Boggero, A. Marchetto, G.A. Tartari, R. Bettinetti, M. Bonardi e P. Cammarano. 1993. Limnological

studies on two acid sensitive lakes in the Central Alps (lakes Paione Superiore and Paione Inferiore, Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 51: 127-146.

Mosello R., A. Marchetto, M.C. Brizzio, M. Rogora e G.A. Tartari. 2000. Results from the Italian participation in the International Co-operative Programme on Assessment and Monitorino of Acidification of Rivers and Lakes (ICPWaters). *J. Limnol.* 59: 47-54.

Niederhauser P. 1993. Diatomeen als Bioindikatoren zur Beurteilung der Belastung elektrolytarmen Hochgebirgsseen durch Säuren und Nährstoffe. Dissertation. ETH Zürich.

Rogora M. 2004. Acidification and recovery at mountain lakes in Central Alps assessed the MAGIC model. *J. Limnol.* 63(1): 133-142.

Rogora M., R. Mosello, A. Marchetto e R. Mosello. 2004. Long-term trends in the chemistry of atmospheric deposition in northwestern Italy: the role of increasing Saharan dust deposition. *Tellus.* 56B(5): 426-434.

Schöpp W., M. Posch, S. Mylona e M. Johansson. 2003. Long-term development of acid deposition (1980-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrol. Earth System Sci.* 7: 436-446.

Sen P.K. 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *J. Am. Stat. Ass.* 63: 1379-1389.

Sezione protezione aria acqua e suolo (SPAAS). 2003. L'ambiente in Ticino. 1 Stato e evoluzione. Dipartimento del territorio del Canton Ticino. Bellinzona.

Sigg L. e W. Stumm. 1989. Aquatische Chemie. Verlag ds Fachvereins Zürich. Zürich.

Stumm W., J.J. Morgan e J.L. Schnoor. 1983. Saurer Regen, eine Folge der Störung hydrogeochemischer Kreisläufe. *Naturwissenschaften* 70: 216-223.

US EPA. 1988. Ambient Water Quality Criteria for aluminum-1988.

Vestreng V. 2003. Review and Revision. Emission data reported to CLRTAP. EMEP MSC-WV Status Report 2003. Meteorological Synthesizing Centre - West, Norwegian Meteorological Institute. Oslo.