Die Wirbellosenfauna des Völser Weihers (Schlerngebiet, Südtirol)

Bertha Thaler

Abstract

The invertebrate assemblages of pond "Völser Weiher" (Schlern area, South Tyrol)

In the frame of the "Habitat Schlern" project, the invertebrate assemblages of the Völser Weiher, meio- and macrozoobenthos as well as zooplankton, were analyzed. Altogether 120 taxa were found, 33 of which not yet recorded for South Tyrol. Zoobenthos was composed of 99 crustacean and macroinvertebrate taxa, the majority of which found in the eulittoral. The richest group was the one of the Diptera with mainly Chironomidae taxa, followed by Oligochaeta and Crustacea. In terms of abundance the Crustacea clearly dominated in the eulittoral, mostly represented by *Macrocyclops albidus* and *Alona affinis*. Among the macroinvertebrates the highest relative abundance was shown by the Oligochaeta with *Stylaria lacustris* as the most frequent species, the Diptera (*Dicrotendipes tritomus*) and the Ephemeroptera (*Caenis horaria*). The zoobenthos of the sublittoral zone was almost exclusively represented by Oligochaeta, Chironomidae and Crustacea. The zooplankton was composed of 16 rotifer species, 10 cladoceran and 4 copepod species. The quantitatively most important species were *Keratella cochlearis* among rotifers, *Ceriodaphnia pulchella* among cladocerans and *Mesocyclops leuckarti* among copepods. The zooplankton community was characterized by a high percentage of rotifers. The ecological status of Völser Weiher, according to the European Water Framework Directive (2000/60/EC), was found to be good both evaluating it with zooplankton and with eulittoral zoobenthos.

Keywords: pond, zoobenthos, zooplankton, macroinvertebrates, crustaceans, ecological status

1. Einleitung

Stehende Gewässer beherbergen aufgrund ihrer Habitatvielfalt eine hohe Anzahl von Arten aus allen Organismengruppen. Zu den am weitesten verbreiteten Standgewässern zählen die Weiher. Diese sind durch eine geringe Tiefe gekennzeichnet, sodass das Licht bis zum Grund vordringen kann und im gesamten Gewässerbereich Photosynthese ermöglicht. In stehenden Gewässern können zwei große Teillebensräume unterschieden werden: die Bodenzone, das Benthal, und die Freiwasserzone, das Pelagial. Die Bodenzone wird in die Uferzone (Litoral) und in die Tiefenzone (Profundal) untergliedert, wobei in Weihern der gesamte Gewässergrund dem Litoral zuzurechnen ist. Die tierischen Organismen des Pelagials setzen sich aus dem Zooplankton (überwiegend mikroskopisch kleine Schwebeorganismen) und aus dem Nekton (aktive Schwimmer, vor allem Fische) zusammen. Das Zooplankton umfasst Protozoen und Metazoen, die fast ausschließlich von Rotatorien und Kleinkrebsen (Cladoceren und Copepoden) gebildet werden. Zu den Tieren der Bodenzone, dem Zoobenthos, gehören ebenfalls Protozoen und Metazoen,

wobei letztere durch zahlreiche Großgruppen vertreten sind (Turbellarien, Schnecken, Muscheln, Würmer, Egel, Wassermilben, Kleinkrebse, Insektenlarven).
Bis Mitte der 80er Jahre weckten Weiher nur das Interesse von Naturliebhabern, die sich der Bedeutung dieser Kleingewässer für Amphibien oder Wasserkäfer wohl bewusst waren, Hydrobiologen und Umweltpolitiker hingegen vernachlässigten diese Gewässer nahezu vollkommen. Erst in jüngster Zeit wurde die Bedeutung dieser Kleingewässer für die Erhaltung der Biodiversität erkannt und man begann, sie genauer zu erforschen und Maßnahmen zu ihrem Schutz in die Wege zu leiten (Oertli et al. 2005), umso mehr, weil man feststellte, dass viele vom Aussterben bedrohte Süßwasserarten vor allem in Weihern leben. Auf regionaler Ebene tragen Weiher wesentlich zur Biodiversität der Gewässer bei, indem sie mehr Arten insgesamt, mehr seltene Arten und mehr besondere Arten als andere Wasserkörper beherbergen (Cereghino et al. 2008, De Bie et al. 2008). Der Grund für diese Vielfalt ist noch nicht genau bekannt, ein Zusammenhang mit ihrem Einzugsgebiet ist wahrscheinlich. Da Weiher im Gegensatz zu Seen oft sehr kleine Einzugsgebiete besitzen, spiegeln sie sehr lokale geologische, hydrologische, klimatische und vegetationskundliche Verhältnisse wieder. Bei größeren Gewässern mit ausgedehnteren Einzugsgebieten findet hingegen eine Mittelung („average out") der Umweltbedingungen statt (Biggs et al. 2005).

Die vorliegende Arbeit ist Teil des Projektes „Habitat Schlern", das die möglichst vollständige Erfassung des Artenspektrums des gesamten Schlerngebietes zum Ziel hatte. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde die Wirbellosenfauna des Völser Weihers (Lebensraum Nr. 16) untersucht, und zwar sowohl die Meso- oder Meiofauna (0,042 - 1 mm) als auch die Makrofauna (>1 mm). Während das Zooplankton bereits seit 1979 im Rahmen der Überwachung der Südtiroler Seen erfasst wird (unveröffentl. Daten des Biologischen Labors), lagen über das Zoobenthos bislang noch keine Daten vor. Das Hauptziel dieser Untersuchung war die Erstellung einer Artenliste der im Weiher vorkommenden wirbellosen Tiere. Außerdem wurde versucht, anhand der erhobenen Daten eine Bewertung des ökologischen Zustands des Völser Weihers im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (European Parliament and the Council 2000) durchzuführen.

2. Untersuchungsgebiet

Der Völser Weiher liegt am Fuße des Schlern in einer durch glaziale Erosion entstandenen Mulde. Seine Speisung erfolgt durch Unterwasserquellen und durch einen künstlichen oberirdischen Zufluss, der dem Weiher Frischwasser aus dem Völser Bach zuführt. Ein großer Teil des Ufers (ungefähr ¾) ist naturbelassen und mit Schilf bewachsen, an das sich seewärts Makrophytenbestände anschließen (hpts. *Myriophyllum spicatum* und *Nymphaea alba*). Im Süden befindet sich eine ausgedehnte Verlandungszone, die etwa so groß ist wie der Weiher selbst. Das Nordufer wird von einem Erddamm gebildet, der 2003 neu errichtet wurde.
Die wichtigsten morphometrischen und chemisch-physikalischen Parameter sind in Tab. 1 zusammengefasst.

Tab. 1: Wichtigste morphometrische und chemisch-physikalische Parameter (2000 - 2007) des Völser Weihers.

Seehöhe (m ü.N.N.)	1036
Fläche (ha)	1,6
Max. Tiefe (m)	3,5
Volumen (m^3)	ca. 23 000
Einzugsgebiet (km^2)	0,139
Uferlinie (m)	600
Max. Temperatur (°C)	23,6
Leitfähigkeit ($\mu S\ cm^{-1}$ 20 °C)	253
Alkalinität (meq l^{-1})	2,75
Calcium (mg l^{-1})	32,2
Magnesium (mg l^{-1})	15,1
Sulfat (mg l^{-1})	9,8
Chlorid (mg l^{-1})	0,92
Gesamtstickstoff (mg N l^{-1})	0,44
Gesamtphosphor (mg P l^{-1})	0,014

3. Material und Methoden

Das Zoobenthos wurde im Untersuchungszeitraum 2006 - 2007 dreimal beprobt: zweimal im Sommer 2006 und einmal im Sommer 2007. Die Lage der einzelnen Probenstellen kann aus Abb. 1 entnommen werden, Tab. 2 enthält eine Beschreibung der Probenpunkte. Die Beprobung erfolgte sowohl im unmittelbaren Uferbereich, im Eulitoral, als auch im zentralen Seebereich, der dem Sublitoral angehört. Die eulitorale Fauna wurde mit Hilfe eines Handnetzes von 200 μm (2006) bzw. 100 μm (2007) Maschenweite halbquantitativ besammelt, wobei die Beprobungsdauer zwei bis drei Minuten pro Probenstelle betrug. Die Entnahme der Sublitoralproben erfolgte mit Hilfe eines Sedimentbohrers (UWITEC – corer, 6 cm Durchmesser), an jeder Probenstelle wurden drei Bohrkerne entnommen. Alle Proben wurden im Labor mit Hilfe eines 200 μm – bzw. 100 μm – Netzes geschlämmt und mit 70 %igem Alkohol fixiert. Die Organismen wurden unter dem Stereomikroskop aussortiert, gezählt und, wenn möglich, bis auf Artniveau bestimmt. Die Bestimmung der Makroinvertebraten wurde vom Büro ARGE Limnologie – angewandte Gewässerökologie GesmbH (Innsbruck) durchgeführt.
Das Zooplankton wurde 2006 und 2007 an insgesamt acht Terminen untersucht. Die Probenentnahme erfolgte mit Hilfe eines 5 l – UWITEC – Wasserschöpfers an der tiefsten Stelle des Weihers. Die Proben wurden durch ein 47 μm –Netz filtriert, mit 90 % igem Alkohol fixiert und anschließend unter dem Stereomikroskop ausgezählt. Die Arten wurden größtenteils bis auf Artniveau bestimmt.
Die Diversität wurde mit dem Shannon-Index berechnet, für Evenness und Similarität wurden die Formeln von Pielou und Jaccard verwendet. Die Cluster-Analyse wurde mit Hilfe des Programms SPSS 12,0 erstellt. Die Zuordnung der Makroinvertebraten zum Ernährungstyp Räuber erfolgte nach MOOG (1995).

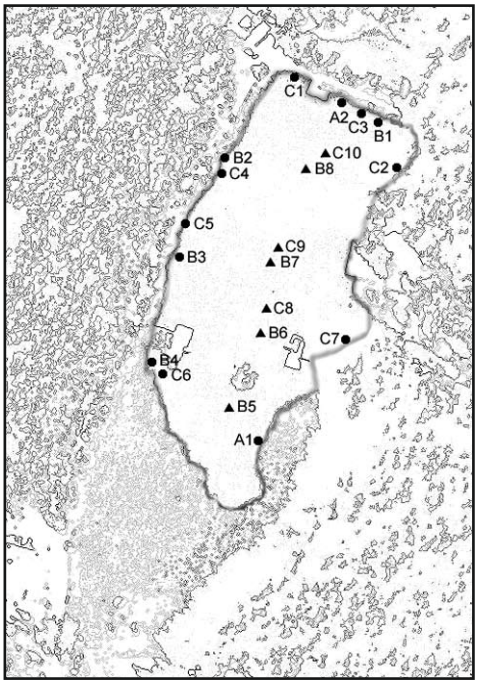


Abb. 1: Lage der Zoobenthos-Probenstellen.

Stelle	Datum	Tiefe [m]	Habitat
Eulitoral			
A1	03.07.2006	0 - 0,5	Schilf
A2	"	0 - 0,5	Sand + Steine
B1	22.08.2006	0 - 0,5	Schilf (Damm)
B2	"	0 - 0,5	Sand + Schilf
B3	"	0 - 0,5	Seerosen
B4	"	0 - 0,5	Schilf
C1	26.06.2007	0 - 0,5	Sand + Steine
C2	"	0 - 0,5	Wurzeln + Steine
C3	"	0 - 0,5	Schilf (Damm)
C4	"	0 - 0,5	Sand + Schilf
C5	"	0 - 0,5	Schilf + Seerosen
C6	"	1 - 1,5	Schlamm + Schilf
C7	"	0 - 0,5	Schilf
Sublitoral			
B 5-8	22.08.2006	2,0 - 3,0	Schlamm
C8-10	26.06.2007	2,0 - 2,9	Schlamm

Tab. 2: Beschreibung der Zoobenthos-Probenstellen.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. Zoobenthos

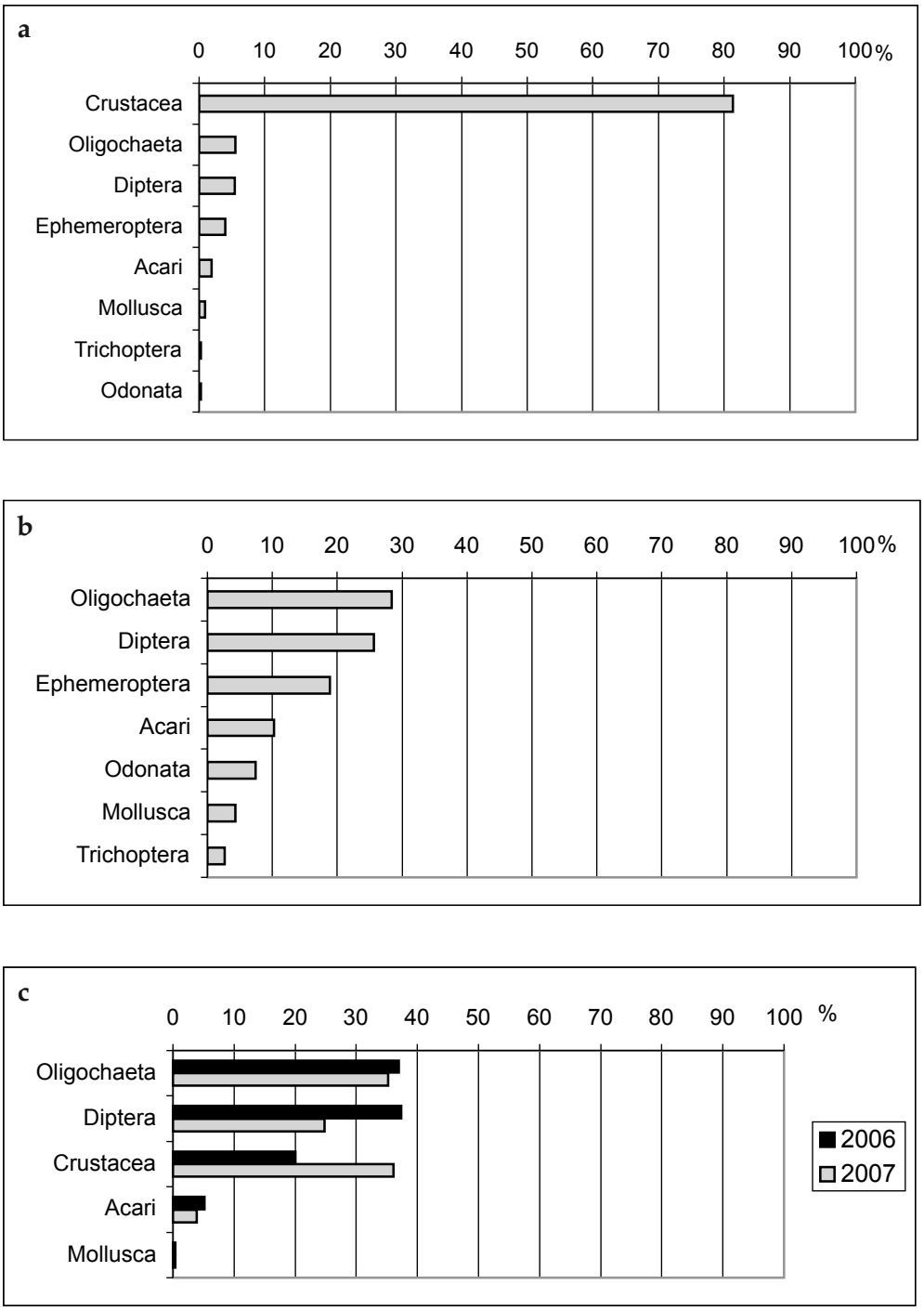
4.1.1. Artenspektrum

Für die Beschreibung des Artenspektrums der bodenbewohnenden Wirbellosen des Völser Weihers wurden die Invertebraten aller Probenstellen (13 im Eulitoral, 7 im Sublitoral) zusammengefasst. Insgesamt wurden 99 Crustaceen- und Makroinvertebraten-Taxa (Tab. A1 im Anhang) nachgewiesen. Der Großteil davon, 95 Taxa, besiedelte den unmittelbaren Uferbereich, das Eulitoral, während im zentralen Seebodenbereich, dem Sublitoral, nur 29 Taxa angetroffen wurden. Bei den Sublitoralbesiedlern handelte es sich mit wenigen Ausnahmen um dieselben Taxa wie im Eulitoral, die Besiedlungsdichte war im Sublitoral jedoch geringer. Die unterschiedliche Besiedlung der beiden Litoralbereiche lässt sich vor allem durch die Umweltbedingungen erklären. Im unmittelbaren Uferbereich ermöglicht die hohe Habitatvielfalt, die sich vor allem durch die Schilf- und Makrophytenbestände ergibt, die Ausbildung einer reichen Wirbellosenfauna. Das Sublitoral stellt hingegen ein eher eintöniges Habitat dar, das hauptsächlich durch feinen organischen Schlamm gekennzeichnet ist und in dem es zeitweise auch zu Sauerstoffmangel kommt.
Berücksichtigt man nur die Makroinvertebraten, so ergeben sich für das Eulitoral 79 Taxa aus 12 Großgruppen und für das Sublitoral 20 Taxa aus 4 Großgruppen. Die Anzahl der Taxa ist in Wirklichkeit höher, da manche Großgruppen nicht detailliert behandelt wurden

(z.B. Acari) und viele juvenile Stadien nicht bis auf Artniveau bestimmt werden konnten. Verglichen mit den Literaturangaben über die Artenvielfalt von Makroinvertebraten in Kleingewässern und im Litoral von Seen ist die Artenanzahl des Völser Weihers durchaus als hoch zu bezeichnen (Oertli et al. 2000, Lencioni et al. 2006).
Von den 99 im Völser Weiher gesammelten Meio- und Makrobenthos-Taxa sind 29 Arten Neufunde für Südtirol, d.h. sie werden in „Die Tierwelt Südtirols" (Hellrigl 1996) nicht angeführt. Es handelt dabei jedoch nicht unbedingt um seltene Arten, sondern vielmehr wurden Lebensräume wie das Ufer und der Gewässergrund von Südtiroler Seen bisher kaum untersucht.

Bei Betrachtung der Verteilung der Taxa auf die einzelnen Großgruppen ergibt sich folgendes Bild: die Dipteren, die sich fast ausschließlich aus Chironomiden zusammensetzten, waren mit 26 Taxa am artenreichsten, es folgten die Oligochaeten (17 Taxa), die Crustaceen (15), die Odonaten (10) und die Trichopteren (10). Eine hohe Artenvielfalt von Dipteren wird auch für andere Weiher beschrieben (Oertli et al. 2008, Della Bella et al. 2005). Die zahlenmäßig stark vertretenen Ephemeropteren waren nur zwei Arten, *Caenis horaria* und *Cloeon dipterum*, zuzuordnen, die beide sehr häufig in Weihern anzutreffen sind (Menetrey et al. 2008). Menetrey et al. stellten in einer an über 100 Schweizer Kleingewässern durchgeführten Untersuchung fest, dass Ephemeropteren in Kleingewässern sehr verbreitet sind, jedoch im Durchschnitt nur mit 2 Arten auftreten. *Caenis horaria*, die im Völser Weiher dominierende Eintagsfliegenart, scheint ihr Optimum in oligotrophen Standgewässern zu haben. Muscheln, Schnecken und Wasserkäfer, die meist eine wichtige Komponente der Litoralfauna darstellen, wiesen eine relativ geringe Artenvielfalt auf und waren nur durch wenige Individuen vertreten. Dies könnte auf einen hohen Fraßdruck von Seiten der Fische zurückzuführen sein, durch den auch die Zooplanktonverteilung maßgeblich beeinflusst wird. Erwähnenswert ist das Auftreten der Käfergattung *Donacia,* die in Italien zu den gefährdeten Arten zählt (Della Bella et al. 2005).
Im Eulitoral dominierten zahlenmäßig die Crustaceen (81 %, nur 2007, Abb. 2a), mit *Macrocyclops albidus* und *Alona affinis* als dominierende Arten. Beide Arten sind in Mitteleuropa sehr häufig und für pflanzenreiche Litoralzonen und Kleingewässer typisch. Auch *Cypridopsis vidua,* einer der am weitesten verbreiteten Muschelkrebse mit einer Präferenz für pflanzenreiche Gewässer, wies hohe Individuendichten auf.
Von den Makroinvertebraten (Abb. 2b) wiesen Oligochaeten, Dipteren- und Ephemeropterenlarven die höchsten relativen Häufigkeiten auf, es folgten Milben und Libellenlarven, die übrigen Großgruppen waren nur mit wenigen Individuen vertreten. Die dominierende Rolle der Oligochaeten und Chironomiden im Benthal von stehenden Gewässern wird auch von anderen Autoren beschrieben (Lencioni et al. 2006). Der am häufigsten angetroffene Wenigborster *Stylaria lacustris* ist eine weit verbreitete Litoralart, die vor allem an pflanzenreichen Ufern häufig ist. Unter den Dipteren trat die Chironomidenart *Dicrotendipes tritomus* quantitativ hervor.
Das Zoobenthos des Sublitorals setzte sich fast ausschließlich aus Oligochaeten, Chironomidenlarven und Crustaceen zusammen (Abb. 2c). Die Unterschiede in den beiden Untersuchungsjahren stehen einerseits mit der Sammelmethodik (Verwendung von Fangnetzen mit verschiedenen Maschenweiten - Crustacea) und andererseits mit den Probenterminen zu verschiedenen Zeiten des Jahres (Spätsommer 2006, Frühsommer 2007 - Diptera) in Zusammenhang. Bei den Oligochaeten spielten nur die toleranten Arten *Ilyodrilus templetoni*, *Potamothrix hammoniensis* und *Limnodrilus hoffmeisteri* (Wiederholm 1980) eine Rolle. Unter den Chironomiden trat keine Art quantitativ hervor.

Abb. 2: Relative Häufigkeit der einzelnen Wirbellosengruppen (a: Eulitoral, alle Gruppen; b: Eulitoral, nur Makroinvertebraten; c: Sublitoral, alle Gruppen).



4.1.2. Vergleich der Probenstellen

Die über den gesamten Uferbereich verteilten Probenstellen (Abb. 1, Tab. 2) unterschieden sich vor allem durch das Vorhandensein oder Fehlen eines Schilf- und Makrophytenbestandes. Die Probenstellen im zentralen Seebereich waren frei von höheren Wasserpflanzen und wiesen durchwegs einen schlammigen Grund auf.

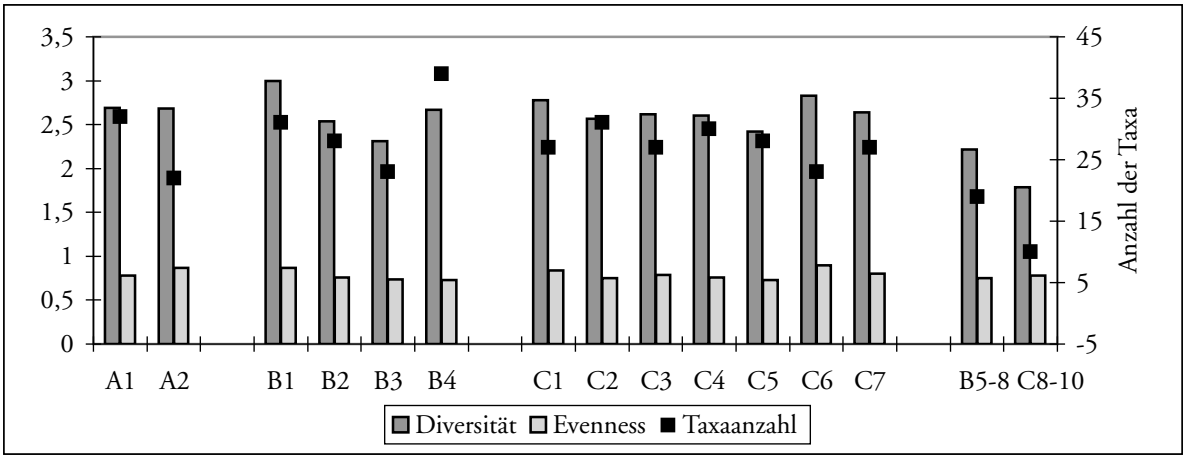
Da in den beiden Untersuchungsjahren Netze mit unterschiedlichen Maschenweiten verwendet wurden (2006 - 200 μm, 2007 - 100 μm) und die Crustaceenfänge beider Jahre deshalb nicht ohne weiteres vergleichbar sind, wurden im Folgenden nur die Makroinvertebraten berücksichtigt.

Zur Charakterisierung der Makroinvertebratengemeinschaften der einzelnen Probenstellen wurden Taxa-Anzahl, Diversität, Evenness und Similarität sowie der prozentuelle Anteil der verschiedenen Großgruppen, der ETO-Taxa (Ephemeropteren, Trichopteren und Oligochaeten) und des Ernährungstyps der Räuber berechnet.

Die Taxa-Anzahl pro Probenstelle (Abb. 3) schwankte zwischen 10 und 39. Die niedrigsten Taxazahlen wurden im Sublitoral sowie an folgenden Probenstellen im Eulitoral beobachtet: an Probenstelle A2, die durch eine rezente Aufschüttung gekennzeichnet und daher als beeinträchtigt anzusehen ist, an Probenstelle B3, wo die Makrophyten besammelt und möglicherweise nicht alle Mikrohabitate erfasst wurden, und an Probenstelle C6, die eine größere Wassertiefe aufwies (1 - 1,5 m) und an der eine deutliche Verminderung der typischen Eulitoralarten wie Odonaten, Trichopteren und Ephemeropteren zu beobachten war.

Die Diversität (Abb. 3) wies an den Probenstellen im Eulitoral relativ geringe Unterschiede auf (2,31 - 3,0) ebenso die Evenness (Abb. 3; 0,73 - 0,9). Im Sublitoral war die Diversität niedriger (1,79 - 2,22) als im Eulitoral, die Evenness war ungefähr gleich hoch (0,75 - 0,78).

Abb. 3: Diversität, Evenness und Taxa-Anzahl der Makroinvertebraten an den einzelnen Probenstellen.



Die Similarität (Tab. 3) war mit wenigen Ausnahmen gering, d.h. die verschiedenen Probenstellen wiesen, möglicherweise aufgrund einer hohen Habitatheterogenität, nur relativ wenige gemeinsame Arten auf. Die höchsten Similaritätswerte wurden jeweils innerhalb desselben Probentermins erreicht, was auf das Auftreten einzelner Arten zu bestimmten Jahreszeiten hinweist. Der Habitattyp (Schilf, Sand) schien keinen Einfluss auf die Artenzusammensetzung an den verschiedenen Probenstellen zu haben.

Tab. 3: Arten-Similarität zwischen den einzelnen Probenstellen

Probenstelle	**A1**	**A2**	**B1**	**B2**	**B3**	**B4**	**C1**	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**	**C7**
A1	-	0,37	**0,60**	0,53	0,51	**0,62**	0,37	0,48	0,51	0,55	0,53	0,33	0,44
A2		-	0,45	0,48	0,40	0,29	0,45	0,45	0,41	0,46	0,44	0,40	0,37
B1			-	0,58	0,55	0,42	0,48	0,45	0,52	0,52	0,58	0,37	0,38
B2				-	**0,63**	**0,60**	0,40	0,54	0,51	0,56	0,50	0,31	0,47
B3					-	0,52	0,40	0,37	0,48	0,45	0,55	0,26	0,32
B4						-	0,39	0,48	0,42	0,46	0,42	0,26	0,36
C1							-	0,45	0,48	0,46	**0,62**	0,56	0,52
C2								-	**0,62**	0,59	0,44	0,48	**0,65**
C3									-	**0,70**	**0,65**	**0,60**	0,59
C4										-	0,58	0,49	**0,60**
C5											-	0,55	0,40
C6												-	0,56
C7													-

Der prozentuelle Anteil der einzelnen Großgruppen (Abb. 4) zeigte an den verschiedenen Probenstellen deutliche Unterschiede: die relative Häufigkeit der Oligochaeten lag zwischen 3,8 % (Stelle B3, Seerosenbestand) und 56,5 % (B2, hartes Substrat), die relative Häufigkeit der Dipteren schwankte zwischen 8,7 % (B2) und 56,1 % (A1, Schilf), die der Odonaten zwischen 0 % (Sublitoral) und 48,4 % (B3, Seerosenbestand).
Aufgrund der prozentuellen Großgruppen-Zusammensetzung konnten im Wesentlichen drei Gruppen von Probenstellen unterschieden werden (Clusteranalyse, Abb. 5): eine Gruppe setzte sich aus naturbelassenen Stellen mit einem geschlossenen Schilfgürtel und der durch Wurzelwerk stark strukturierten Probenstelle C2 zusammen und war durch einen hohen Ephemeropterenanteil gekennzeichnet. Eine zweite Gruppe bestand aus Stellen, die durch verschiedene menschliche Eingriffe (z.B. Aufschüttung) beeinträchtigt waren und an denen die Oligochaeten überwogen. Die Stellen der dritten Gruppe befanden sich bis auf eine Ausnahme in Seemitte bzw. etwas tiefer als die übrigen Eulitoralstellen und wurden fast ausschließlich von Oligochaeten und Chironomiden besiedelt.
Die ETO-Taxa gelten als empfindlich gegenüber Belastung und werden vielfach als biologische Kenngrößen zur ökologischen Bewertung von stehenden Gewässern verwendet (Gerritsen et al. 1998). Der prozentuelle Anteil der ETO-Taxa (Abb. 6) lag an den einzelnen Probenstellen zwischen 0 und 55 %. Im Bereich des Dammes und an den Stellen, an denen der Sandanteil hoch war (Verfestigung des Bodens) konnte eine Tendenz zu niedrigeren Werten beobachtet werden. Im Sublitoral fehlten ETO-Taxa aufgrund der für sie ungeeigneten Lebensbedingungen völlig.
Stehende Gewässer, die keinen oder nur geringen Störungen unterworfen sind, weisen einen höheren Prozentanteil an wirbellosen Räubern auf als beeinträchtigte Wasserkörper, da sie gut ausgebildete Makrophytenbestände besitzen, die den räuberischen Makroinvertebraten Schutz vor den Fischen bieten (Moss et al. 2003). Diese Autoren stellten fest, dass für ungestörte Flachgewässer ein Räuberanteil von mehr als 15 % typisch ist. Im Völser Weiher lag der Räuberanteil zwischen 11 % und 69 %, der Großteil der Werte schwankte um 20 % (Abb. 6). Nur knapp über 10 % wurden im Sublitoral und im Dammbereich (A2) erreicht, auffallend hoch war, bedingt durch die hohe Odonatendichte, der Räuberanteil im Seerosenbestand.

Abb. 4: Prozentuelle Zusammensetzung der Makroinvertebraten an den einzelnen Probenstellen.

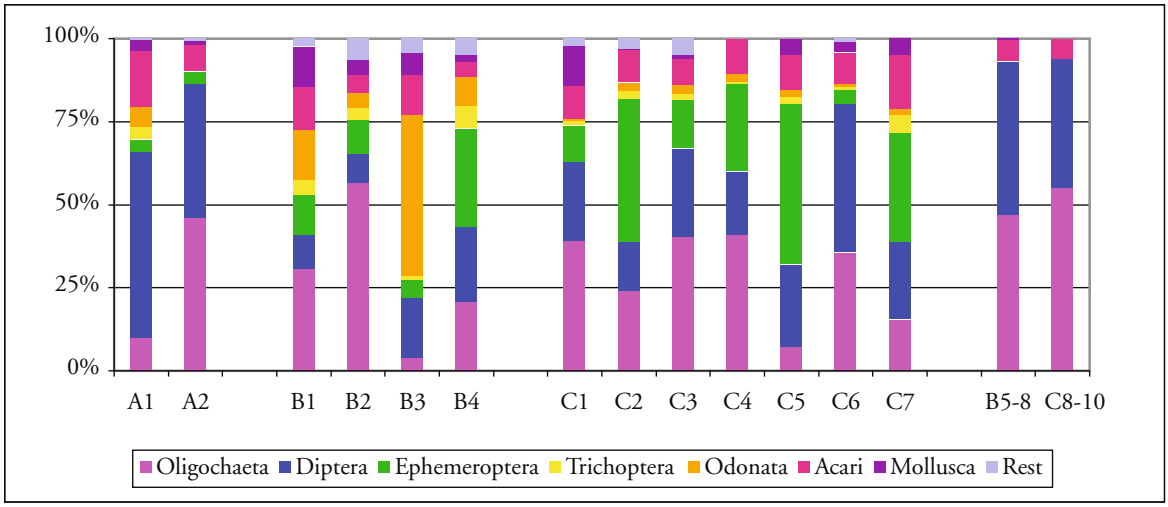


Abb. 5: Hierarchische Clusteranalyse auf der Basis der relativen Häufigkeiten der Makroinvertebraten-Großgruppen.

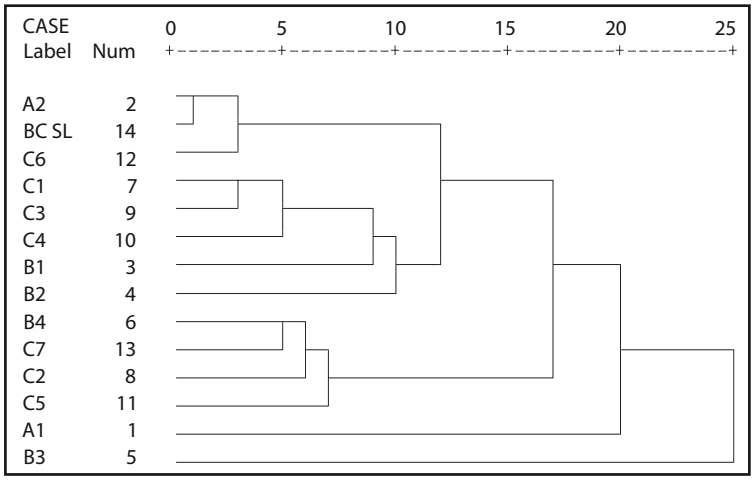
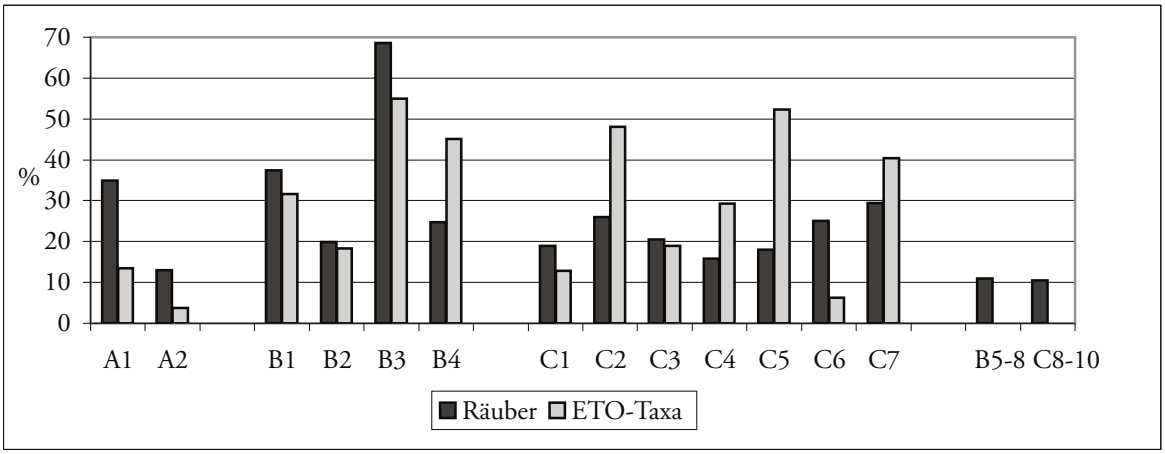


Abb. 6: Prozentanteil der Räuber und der ETO- Taxa an den einzelnen Probenstellen.



4.2. Zooplankton

4.2.1. Artenspektrum

Das Zooplankton weist von Natur aus eine wesentlich geringere Artenvielfalt als das Zoobenthos auf. Vor allem im Litoral herrschen viel günstigere Lebensbedingungen als im Freiwasser: optimale Sauerstoff- und Lichtbedingungen, das Vorhandensein von Strukturen (z.B. höhere Wasserpflanzen) als Zuflucht vor Feinden und eines festen Substrats als Stützpunkt. Das Pelagial stellt hingegen gleichsam einen Extremlebensraum dar, der nur von relativ wenigen Spezialisten besiedelt werden kann.
Für die Erstellung der Zooplankton-Artenliste des Völser Weihers wurden neben den im Rahmen dieser Studie erfassten Daten auch die Ergebnisse früherer Beprobungen (unveröffentl. Daten des Biologischen Labors) verwendet.
Insgesamt wurden 30 Taxa bestimmt, 16 davon entfielen auf Rotatorien und 14 auf Crustaceen (Tab. A1 im Anhang). Diese Artenanzahl ist als relativ hoch zu bezeichnen (Margaritora et al. 2003, unveröffentl. Daten von anderen Südtiroler Seen). Aufgrund der Dominanz weniger Taxa war die Diversität an den einzelnen Probenterminen jedoch gering (Shannon-Index zwischen 0,74 und 1,76; Abb. 8).
Von den 30 Zooplanktonarten sind 5 in „Die Tierwelt Südtirols" (Hellrigl 1996) nicht angeführt. Auch hier handelt es sich wie beim Zoobenthos um Arten, die zwar relativ weit verbreitet sind, bisher aber noch nicht gemeldet wurden.

Der Großteil der im Pelagial des Völser Weihers auftretenden Rotatorien wurde von typischen planktischen Arten gebildet, ein paar Arten waren Litoralbewohner, die nur sporadisch im Pelagial anzutreffen sind (Tychoplankton). Im Zeitraum 2006 - 2007 war unter den Rädertieren *Keratella cochlearis* die häufigste Art (Abb. 7), relativ stark vertreten waren auch *Polyarthra dolichoptera* und *Ascomorpha ovalis*. *Keratella cochlearis* gehört zu den am weitesten verbreiteten Arten und gilt als Indikatorart für eutrophe Seen (Hutchinson 1967). Bei *Polyarthra dolichoptera* handelt es sich ebenfalls um eine sehr häufige Art, die niedrige Temperaturen bevorzugt und auch bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen noch gute Lebensbedingungen findet (Hutchinson 1967).
Das Crustaceenplankton setzte sich aus 10 Cladoceren- und 4 Copepodenarten zusammen, etwa ein Drittel davon wurde von Litoralformen gebildet (z.B. *Alona affinis, Macrocyclops albidus*). Im Untersuchungszeitraum war *Ceriodaphnia pulchella* die quantitativ wichtigste Cladocerenart (Abb. 7), gefolgt von *Bosmina longirostris* und *Diaphanosoma brachyurum*. *Ceriodaphnia pulchella* ist ein typischer Vertreter des Planktons kleiner eutropher Gewässer (Flössner 1972). *Bosmina longirostris* ist sowohl im Pelagial als auch im Litoral von eutrophen Gewässern häufig (Margaritora et al. 2003), *Diaphanosoma brachyurum,* eine Warmwasserart, tritt im Pelagial und häufig auch im Litoral mesotropher See in Erscheinung (Flössner 1972). Unter den Copepoden (Abb. 7) spielte lediglich die weit verbreitete Pelagial- und Litoralart *Mesocyclops leuckarti* zahlenmäßig eine Rolle. Calanoide Copepoden traten nur an einem Probentermin, und nur mit niedriger Abundanz auf.

4.2.2. Zeitliche Verteilung

Die Zusammensetzung des Zooplanktons des Völser Weihers (Abb. 8) war an den einzelnen Probenterminen durch einen durchwegs hohen Rotatorienanteil und einen geringen Copepodenanteil gekennzeichnet, was auf einen erhöhten Trophiegrad hinweist (Gannon & Stemberger 1978). Im Winter setzte sich das Zooplankton fast ausschließlich aus Rädertieren zusammen (um 90 %), die Crustaceen spielten nur im Sommer eine quantitativ wichtige Rolle und erreichten dann Werte um 60 % der Gesamtabundanz, wobei kleine

Cladocerenarten stets deutlich überwogen. Im Mittel der beiden Untersuchungsjahre lag das Verhältnis Rotatorien zu Cladoceren zu Copepoden bei 77:19:4. Die Größenzusammensetzung im Plankton des Völser Weihers, kleine Cladoceren und viele Rotatorien, sprechen für ein Szenario mit vielen zooplanktonfressenden Fischen, die zunächst die großen Cladoceren (z.B. *Daphnia*) und dann auch mittelgroße Zooplankter wie Copepoden fressen. Im Völser Weiher sind zudem die Larven der Büschelmücke *Chaoborus* für das Fehlen größerer Zooplankter verantwortlich, die vor allem auf mittelgroße Zooplankter einen starken Fraßdruck ausüben.

Abb. 7: Relative Häufigkeit der einzelnen Zooplanktonarten.

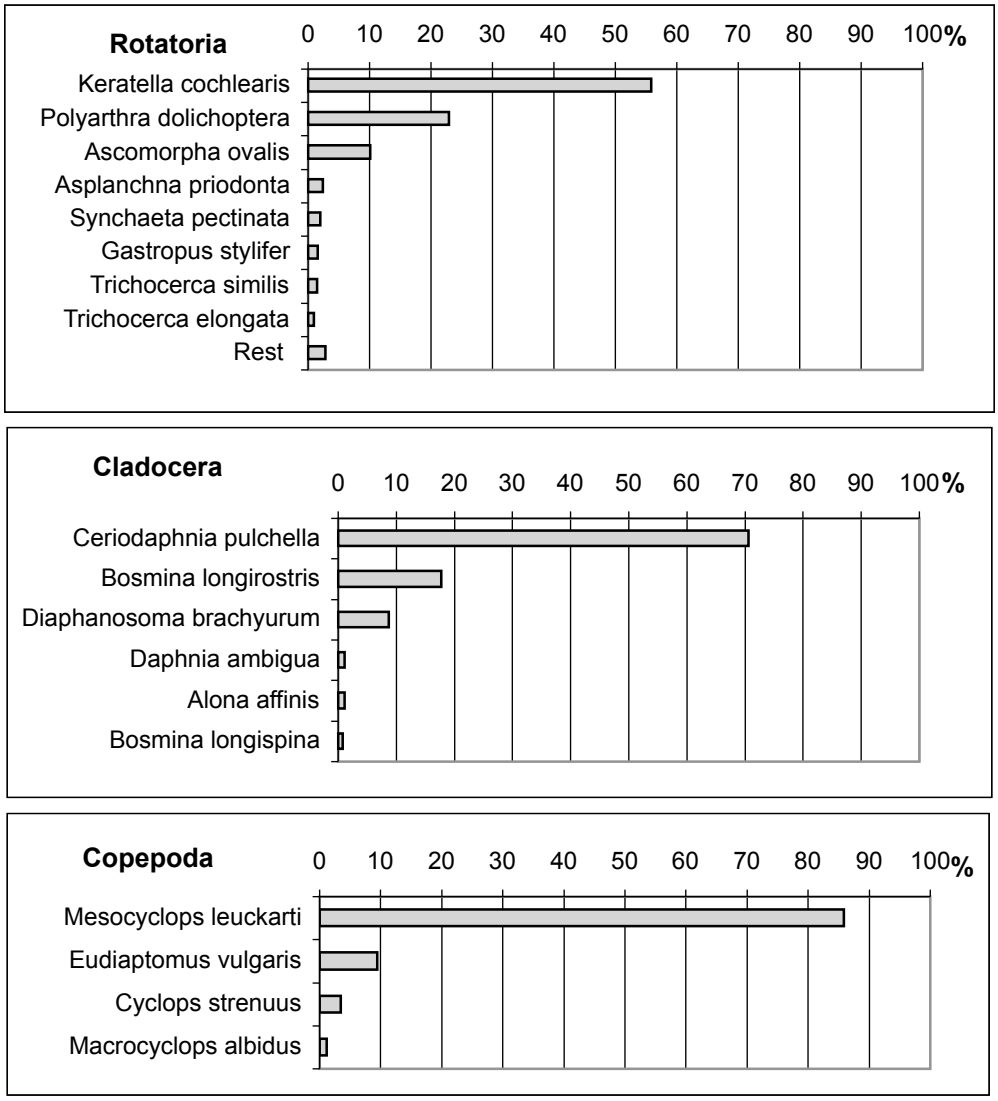
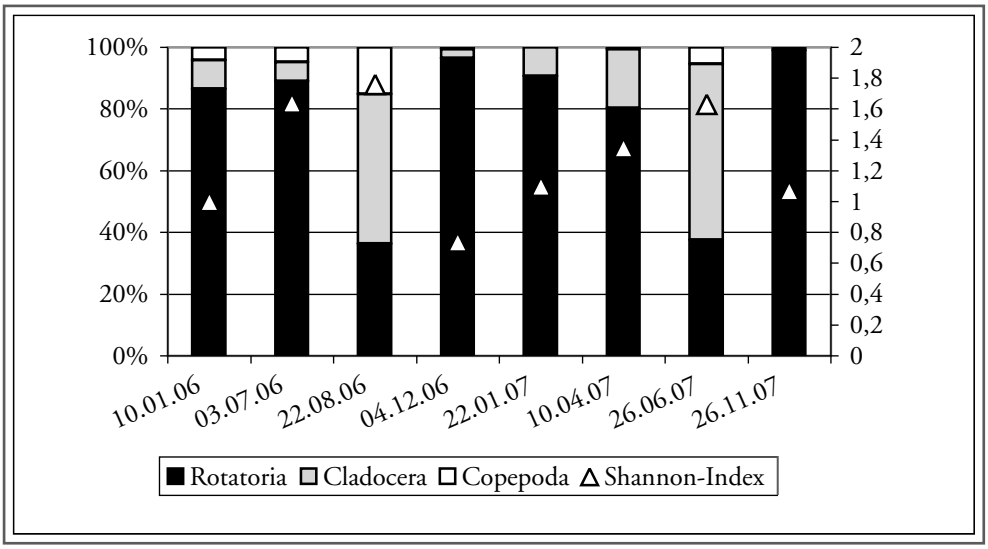


Abb. 8: Zusammensetzung und Diversität des Zooplanktons an den einzelnen Probenterminen.



Die Abundanzen des Zooplanktons steigen mit zunehmender Trophie an (KARABIN 1985). Im Völser Weiher lagen sie mit durchschnittlich 203 Ind./l (2006 u. 2007) im mittleren Bereich. Die höchsten Werte wurden bei den Rotatorien im Sommer 2006 erreicht und lagen bei 377 Ind./l, die Cladoceren erreichten ebenfalls im Sommer 2006 ihr Maximum (81 Ind./l). Als Mittel der beiden Untersuchungsjahre ergaben sich für die Rotatorien 156 Ind./l, für die Cladoceren 38 Ind./l und für die Copepoden 9 Ind./l.

4.3. Bewertung des ökologischen Zustands des Völser Weihers

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL 2000) verlangt eine Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern auf der Basis von biologischen Parametern. Dabei wird die aktuelle Situation mit dem Referenzzustand verglichen, d.h. es wird überprüft, wie stark die vorgefundenen Biozönosen von den Biozönosen ungestörter Gewässer desselben Typs abweichen. Das Bewertungsergebnis für den ökologischen Zustand wird in fünf Stufen von sehr gut über gut, mäßig und unbefriedigend bis schlecht angegeben. Zurzeit liegen noch keine einheitlichen Bewertungsverfahren vor, weshalb nur der Versuch einer ökologischen Einordnung unternommen werden konnte.
Das Zooplankton eignet sich aufgrund seiner zentralen Stellung im pelagischen Nahrungsnetz hauptsächlich zur Beschreibung der trophischen Verhältnisse (DENEKE 2002). Das Zooplankton des Völser Weihers weist diesen aufgrund seines Artenspektrums, seiner Zusammensetzung und seiner Abundanzen als mesotrophes Gewässer mit Tendenz zur Eutrophie aus. Die im Völser Weiher quantitativ wichtigsten Arten (*Keratella cochlearis*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Bosmina longirostris*) treten typischerweise in stehenden Gewässern mit erhöhtem Trophiegrad auf. Die starke Präsenz von Rotatorien und die untergeordnete Rolle der Copepoden belegen ebenfalls eine gute Nährstoffversorgung des Sees, während die Abundanzen des Zooplanktons eher für mäßige trophische Verhältnisse sprechen. Da aufgrund der charakteristischen Eigenschaften des Völser

Weihers angenommen wird, dass der Weiher auch bei Fehlen von anthropogenen Einflüssen nicht nährstoffarm wäre, liegt nur eine geringfügige Abweichung von den Referenzbedingungen vor. Der ökologische Zustand auf der Basis des Zooplanktons kann daher als gut eingestuft werden.
Das Zoobenthos spricht, vor allem im Eulitoral, außer auf Nährstoffbelastung auch auf weitere Belastungsfaktoren wie z.B. Uferverbauung, Wasserstandsschwankungen und Schaffung von Badestränden an (Solimini et al. 2006). Das Zoobenthos steht mit der Struktur des Ufers in engem Zusammenhang: je natürlicher ein Uferbereich, umso größer ist die Vielfalt an Habitaten und dementsprechend auch der dort lebenden Arten. Durch Verbauung oder andere anthropogene Störeinflusse kommt es zum Verschwinden bestimmter Tiergruppen und zum Anstieg anderer Arten mit geringeren Habitatansprüchen. Das eulitorale Zoobenthos des Völser Weihers zeichnete sich an den schilfbestandenen Uferstellen durch eine hohe Artenvielfalt, einen relativ hohen Anteil an empfindlichen Arten (ETO-Taxa) und einen hohen Anteil an räuberischen Arten aus. Die Werte dieser Messgrößen weisen auf einen sehr natürlichen Zustand der Ufer und somit auch auf eine sehr gute ökologische Qualität hin. An einzelnen Probenstellen konnten störende Einflüsse festgestellt werden, doch machten diese Stellen nur einen geringen Teil der Uferlinie aus. Insgesamt betrachtet ist der Völser Weiher auch auf der Basis des eulitoralen Zoobenthos der ökologischen Qualitätsstufe gut zuzuordnen. Dieser Zustand kann allerdings nur beibehalten werden, wenn der Trophiegrad nicht erhöht wird und die Uferzone ihre weitgehend natürliche Ausprägung beibehält, d.h. nicht durch anthropogene Eingriffe beeinträchtigt wird. Eine zunehmende Eutrophierung kann durch Minimierung der Nährstoffzufuhr von außen bzw. durch ausreichenden Wasseraustausch über den künstlichen Zufluss verhindert werden.

Zusammenfassung

Im Rahmen des Projekts „Habitat Schlern“ wurden das Meio- und das Makrozoobenthos sowie das Zooplankton des Völser Weihers untersucht. Während über das Zooplankton quantitative Daten vorliegen, wurde das Zoobenthos nur halbquantitativ erfasst. Hauptziel der Studie war die Erstellung einer Artenliste der Wirbellosen des Völser Weihers, weiters wurde versucht, eine Bewertung des ökologischen Zustands des Gewässers im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC) anhand des Zooplanktons und des eulitoralen Zoobenthos durchzuführen. Es wurden insgesamt 120 Taxa festgestellt, 33 Arten waren, hauptsächlich aufgrund fehlender Untersuchungen vor allem des Lebensraums Seeufer, für Südtirol noch nicht gemeldet worden. Das Zoobenthos setzte sich aus 99 Crustaceen- und Makroinvertebraten-Taxa zusammen, der Großteil davon besiedelte das Eulitoral. Zu den artenreichsten Großgruppen zählten die fast ausschließlich durch Chironomiden vertretenen Dipteren, die Oligochaeten, die Crustaceen, die Odonaten und die Trichopteren. Zahlenmäßig dominierten im Eulitoral die Crustaceen, mit *Macrocyclops albidus* und *Alona affinis* als wichtigsten Vertretern. Von den Makroinvertebraten wiesen die Oligochaeten mit *Stylaria lacustris* als häufigster Art, die Dipteren (*Dicrotendipes tritomus*) und die Ephemeropteren (*Caenis horaria*) die höchsten relativen Häufigkeiten auf. Das Zoobenthos des Sublitorals bestand fast ausschließlich aus Oligochaeten, Chironomiden und Crustaceen. Das Zooplankton umfasste 16 Rotatorienarten sowie 10 Cladoceren- und 4 Copepodenarten. Die quantitativ wichtigsten Arten waren *Keratella cochlearis* unter den Rotatorien, *Ceriodaphnia pulchella* unter den Cladoceren und *Mesocyclops leuckarti* unter den Copepoden. Die Zusammensetzung des Zooplanktons war durch einen hohen Rotatorienanteil und einen geringen Copepodenanteil gekennzeichnet. Der ökologische Zustand des Völser Weihers wurde sowohl auf der Basis des Zooplankton als auch anhand des eulitoralen Zoobenthos als gut eingestuft.

Literatur

Biggs J., Williams P., Whitfield M., Nicolet P. & Weatherby A., 2005: 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst., 15: 693-714.

Cereghino R., Biggs J., Oertli B. & Declerck S., 2008: The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. Hydrobiologia, 597: 1-6.

De Bie T., Declerck S., Martens K., De Meester L. & Brendonck L., 2008: A comparative analysis of cladoceran communities from different water body types: patterns in community composition and diversity. Hydrobiologia, 597: 19-27.

Della Bella V., Bazzanti M. & Chiaretti F., 2005: Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst., 15: 583-600.

Deneke R., 2002: Welchen Beitrag kann das Metazooplankton zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen leisten? BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02: 83-88.

European Parliament and the Council of the European Union, 2000: Directive of the European Parliament and the Council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. 1997/0067(COD)C50347I2000 LEX224.

Flössner D., 1972: Krebstiere, Crustacea: Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda; Fischläuse, Branchiura. In: Dahl M. & Peus F. (eds.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. 60. Teil; Fischer, Jena, 501 pp.

Gannon J. & Stemberger R., 1978: Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Trans. Amer. Micros. Soc., 97(1): 16-35.

Gerritsen J., Carlson R.E., Dycus D.L., Faulkner C., Gibson G., Harcum J. & Markowitz S.A., 1998: Lake and reservoir bioassessment and biocriteria – Technical Guidance Document. Interner Bericht der US-Umweltbehörde EPA.

Hellrigl K. (ed.), 1996: Die Tierwelt Südtirols. Veröffentlichungen Naturmuseum Südtirol, Bozen, 1, 831 pp.

Hutchinson G.E., 1967: A Treatise on Limnology Vol.I, Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. John Wiley & Sons, Inc., New York: 1115 pp.

Karabin A., 1985: Pelagic zooplankton (Rotatoria and Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1.Structural and quantitative features. Ekol. Pol., 33: 567-616.

Lencioni V., Marziali L. & Rossaro B., 2006: Assessment of the ecological status of lakes by macroinvertebrates: a case study. S.It.E. Atti XXX, 6 pp.

Margaritora F.G., Bazzanti M., Ferrara O., Mastrantuono L., Seminara M. & Vagaggini D., 2003: Classification of the ecological status of volcanic lakes in Central Italy. J. Limnol., 62 (Suppl. 1): 49-59.

Menetrey N., Oertli B., Sartori M. & Wagner A., 2008: Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds? Hydrobiologia, 597: 125-135.

Moog O. (ed.), 1995: Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Moss B., Stephen D., Àlvarez C., Bècares E., van de Bund W., Collings S.E., van Donk E., de Eyto E., Feldmann T., Fernàndez-Alàez C., et al., 2003: The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst., 13: 507-549.

Oertli B., Auderset Joye D., Castella E., Juge R. & Lachavanne J-B., 2000: Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Rapport final. OFEFP et Université de Genéve.

Oertli B., Biggs J., Cereghino R., Grillas P., Joly P. & Lachavanne J.-B., 2005: Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst., 15: 535-540.

Oertli B., Indermuehle N., Angelibert S., Hinden H. & Stoll A., 2008: Macroinvertebrate assemblages in 25 high alpine ponds of the Swiss National Park (Cirque of Macun) and relation to environmental variables. Hydrobiologia, 597: 29-41.

Solimini A., Free G., Donohue I., Irvine K., Pusch M., Rossaro B., Sandin L. & Cardoso A.C., 2006: Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of Lakes. Current Knowledge and Way Forward to Support WFD Implementation. EUR 22347 EN – DG Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. 46 pp.

Wiederholm T., 1980: Use of benthos in lake monitoring. J. Water Poll. Contr. Fed., 52: 537-547.

Adresse der Autorin:

Bertha Thaler
Biologisches Labor
Unterbergstraße 2
39055 Leifers (BZ)
Bertha.Thaler@provinz.bz.it

eingereicht: 28. 03. 2008
angenommen: 03. 10. 2008

Anhang

Tab. A1: Wirbellosenfauna des Völser Weihers - Gesamtartenliste (nach Fauna Europaea 2007; E = Eulitoral, S = Sublitoral, P = Pelagial; grau unterlegt = in „Die Tierwelt Südtirols“,HELLRIGL 1996, nicht angeführt).

	E	S	P
P L A T Y H E L M I N T H E S (Stamm)			
Turbellaria gen.sp.	+		
R O T I F E R A			
EUROTATORIA (Klasse)			
COLLOTHECACEA (Ordnung)			
Collothecidae			
Collotheca sp.			+
FLOSCULARIACEA			
Conochilidae			
Conochilus sp.			+
Trochosphaeridae			
Filinia terminalis (Plate,1886)			+
PLOIMA			
Asplanchnidae			
Asplanchna priodonta Gosse,1850			+
Brachionidae			
Anuraeopsis fissa Gosse, 1851			+
Brachionus angularis Gosse,1851			+
Brachionus quadridentatus Hermann, 1783			+
Kellicottia longispina (Kellicott, 1879)			+
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)			+
Keratella quadrata (O.F. Müller, 1786)			+
Gastropodidae			
Ascomorpha ovalis (Bergendahl, 1892)			+
Gastropus stylifer (Imhof, 1891)			+
Synchaetidae			
Polyarthra dolichoptera Idelson, 1925			+
Synchaeta pectinata Ehrenberg, 1832			+
Trichocercidae			
Trichocerca similis (Wierzejski, 1893)			+
Trichocerca *elongata* (Gosse, 1886)			+
M O L L U S C A			
BIVALVIA			
VENEROIDEA			
Sphaeriidae			
Pisidium sp.	+	+	
UNIONOIDA			
Unionidae			
Anodonta sp.	+		

	E	S	P
GASTROPODA			
PULMONATA			
Lymnaeidae			
Radix balthica (Linnaeus, 1758)	+		
Radix labiata (Rossmassler, 1835)	+		
Planorbidae			
Anisus vortex (Linnaeus, 1758)	+		
Gyraulus sp.	+		
Hippeutis complanatus (Linnaeus, 1758)	+		
A N N E L I D A			
OLIGOCHAETA			
LUMBRICULIDA			
Lumbriculidae			
Lumbriculus variegatus (MÜLLER, 1774)	+		
TUBIFICIDA			
Naididae			
Dero sp.	+	+	
Nais barbata Müller, 1774	+	+	
Nais communis Piguet, 1906	+		
Nais pardalis Piguet, 1906	+		
Nais variabilis Piguet, 1906	+		
Nais sp.	+		
Naididae gen.sp.			
Pristina (Pristina) aequiseta Bourne, 1891	+		
Pristina sp.	+		
Pristinella sp.	+		
Slavina appendiculata (Udekem, 1855)	+		
Stylaria lacustris (Linnaeus, 1767)	+		
Tubificidae			
Ilyodrilus templetoni (Southern, 1909)	+	+	
Limnodrilus hoffmeisteri Claparede, 1862	+	+	
Potamothrix hammoniensis (Michaelsen, 1901)	+	+	
Tubifex tubifex (Müller, 1774)	+		
HIRUDINEA			
ARHYNCHOBDELLIDA			
Erpobdellidae			
Erpobdella octoculata (Linnaeus, 1758)	+		
Erpobdella testacea (Savigny, 1820)	+		
RHYNCHOBDELLIDA			

	E	S	P
Glossiphoniidae			
Alboglossiphonia cf. *hyalina* (Müller, 1774)	+		
A R T H R O P O D A - CHELICERATA			
ARACHNIDA			
PROSTIGMATA			
Hydrachnidae gen.sp.	+	+	
A R T H R O P O D A - CRUSTACEA			
BRANCHIOPODA			
DIPLOSTRACA			
Bosminidae			
Bosmina longirostris (O.F.Müller, 1776)			+
Bosmina longispina Leydig, 1860			+
Daphniidae			
Ceriodaphnia pulchella Sars, 1862	+	+	+
Daphnia ambigua Scourfield, 1946			+
*Simocephalus vetulus (*O.F. Müller, 1776)	+		
Eurycercidae			
Acroperus harpae (Baird, 1835)	+		+
Alona affinis (Leydig, 1860)	+	+	+
Chydorus sphaericus (O.F. Müller, 1776)	+		+
Eurycercus lamellatus (O.F. Müller, 1776)	+	+	+
Pleuroxus aduncus (Jurine, 1820)	+		
Sididae			
Diaphanosoma brachyurum (Lievin, 1848)			+
*Sida crystallina (*O.F. Müller, 1776)	+		+
MAXILLOPODA			
CALANOIDA			
Diaptomidae			
Eudiaptomus vulgaris Schmeil 1896			+
CYCLOPOIDA			
Cyclopidae			
Cyclops strenuus Fischer, 1851			+
Eucyclops serrulatus (Fischer, 1851)	+	+	
Mesocyclops leuckarti (Claus, 1857)	+	+	+
Macrocyclops albidus (Jurine, 1820)	+	+	+
Macrocyclops fuscus (Jurine, 1820)	+		
*Paracyclops fimbriatus (*Fischer, *1853)*	+		
HARPACTICOIDA			
Canthocamptidae			
Canthocamptus staphylinus (Jurine, 1820)	+	+	
OSTRACODA			
PODOCOPIDA			
Cyprididae			
Cypridopsis vidua (O.F. Müller, 1776)	+	+	

	E	S	P
Darwinulidae			
Darwinula stevensoni (Brady&Robertson,1870)	+	+	
A R T H R O P O D A - HEXAPODA			
INSECTA			
EPHEMEROPTERA			
Baetidae			
Cloeon dipterum (Linnaeus, 1761)	+		
Caenidae			
Caenis horaria (Linnaeus, 1758)	+		
ODONATA Unterordnung Zygoptera			
Coenagrionidae			
Coenagrion puella-Gr.	+		
Coenagrion sp.	+		
Coenagrionidae gen.sp.juv.	+		
Ischnura sp.	+		
Zygoptera gen.sp.juv.	+		
Unterordnung Anisoptera			
Aeshnidae			
Anax imperator Leach, 1815	+		
Aeshnidae gen.sp.juv.	+		
Corduliidae			
Cordulia aenea (Linnaeus, 1758)	+		
Libellulidae			
Libellula depressa Linnaeus, 1758	+		
Libellulidae gen.sp.juv.	+		
HEMIPTERA, Unterordnung Heteroptera			
Mesoveliidae			
Mesovelia furcata Mulsant & Rey, *1852*	+		
Heteroptera gen.sp.juv.	+		
COLEOPTERA			
Chrysomelidae			
Donacia sp.	+		
Dytiscidae			
Graptodytes sp.	+		
Hydrophilidae			
Enochrus sp	+		
Coleoptera gen.sp.	+		
TRICHOPTERA			
Ecnomidae			
Ecnomus sp.	+		
Leptoceridae			
*Mystacides azureus (*Linnaeus, 1761)	+		
Leptoceridae gen.sp.juv.	+		
Phryganeidae			

	E	S	P
Phryganea cf. *grandis* Linnaeus, 1758	+		
Phryganeidae gen.sp.juv	+		
Polycentropodidae			
Cyrnus cf. *insolutus* McLachlan, 1878	+		
Cyrnus trimaculatus (Curtis, 1834)	+		
Holocentropus dubius (Rambur, 1842)	+		
Plectrocnemia cf. *geniculata* McLachlan, 1871	+		
Polycentropodidae gen.sp.juv.	+		
DIPTERA			
Ceratopogonidae gen.sp.	+	+	
Chaoboridae			
Chaoborus crystallinus (De Geer, 1756)	+		
Chaoborus flavicans (Meigen, 1830)		+	
Chironomidae - Chironominae			
Chironomini gen.sp.juv	+	+	
Cladopelma laccophila-Gr.	+	+	
Cryptochironomus sp	+		
Dicrotendipes cf. *tritomus* (Kieffer, 1916)	+	+	
Endochironomus tendens (Fabricius, 1775)	+	+	
Microtendipes pedellus-Gr.	+		

	E	S	P
Parachironomus arcuatus-Gr.	+		
Parachironomus vitiosus-Gr.	+		
Polypedilum (Pol.) nubeculosum (Meigen, 1804)	+		
Polypedilum (Pentapedilum) sp.	+		
Tanytarsus sp.		+	
Tanytarsini gen.sp.juv.		+	
Chironomidae - Orthocladiinae			
Corynoneura sp.	+		
Nanocladius bicolor (Zetterstedt, 1838)	+	+	
Psectrocladius (Psectrocladius) sordidellus-Gr.	+		
Chironomidae - Tanypodinae			
Ablabesmyia (Ablab.) longistyla Fittkau, 1962	+	+	
Ablabesmyia (Ablab.) monilis (Linnaeus, 1758)	+		
Guttipelopia guttipennis (V.D.Wulp, 1861)	+		
Macropelopiini gen.sp.juv.	+	+	
Monopelopia tenuicalcar (Kieffer, 1918)	+		
Pentaneurini gen.sp.juv.	+		
Procladius (Holotanypus) sp.	+	+	
Tanypus (Tanypus) kraatzi (Kieffer, 1912)		+	