



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Das Phytobenthos von Quellen und Quellbach auf einer Alm
im Nationalpark Kalkalpen, Österreich

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer.nat.)

Verfasserin:	Romana Alice Niedermayr
Matrikel-Nummer:	0000644
Studienrichtung /Studienzweig	Biologie (A 437) / Ökologie (A 444)
Betreuer:	Ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Michael Schagerl

Wien, im November 2009

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all jenen bedanken, die mich während meiner Diplomarbeit in jeglicher Form unterstützt haben:

Vor allem möchte ich meinem Diplomarbeitsbetreuer, Herrn Ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Michael Schagerl, danken, da er stets für Fragen und Diskussionen ein offenes Ohr hatte und mir ein hohes Maß an Geduld entgegenbrachte. Sein kollegialer Umgang mit uns Diplomanden ermöglichte ein angenehmes Arbeitsklima auf der Abteilung.

Mag. Dr. Christian Fesl danke ich für die große Hilfe und sein Engagement bei den statistischen Auswertungen.

Großer Dank gilt Mag. Dr. Erich Weigand für das Initiieren und Ermöglichen dieses Diplomarbeits-themas, der Hilfe bei den Probenahmen und die gute Zusammenarbeit. Auch DI Elmar Pröll und Lotte Gärtner haben mich tatkräftig im Feld sowie im Labor unterstützt. Der Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H. danke ich für die finanzielle Unterstützung dieses Projekts.

Meinen größten Dank möchte ich meiner Mutter aussprechen, die mir mein Studium überhaupt ermöglicht und stets an mich geglaubt hat. Danke für die intensive Verbundenheit, die Motivation und das große Vertrauen.

Bei meinem Lebensgefährten Wolfgang Auer bedanke ich mich vor allem für die große Unterstützung, die Motivation und Loyalität in all unseren gemeinsamen Jahren.

Tiefsten Dank an Sarah, Viking und Melina, die mir in einer ganz besonders bezaubernden Art und Weise stets die nötige Kraft zum Durchhalten gegeben haben.

Ein herzliches Dankeschön an Mag. Nella Pokorny, mit der sich in all den Jahren der intensiven Zusammenarbeit im Freiland, Labor und bei der Auswertung eine innige Freundschaft entwickelte. Unsere gemeinsamen Diplomarbeitsjahre voller Idealismus, Mühen, Anstrengungen, Abenteuer, Humor und Hilfsbereitschaft werden mir stets in guter und unvergesslicher Erinnerung bleiben.

Mag. Bettina Stoffer und Mag. Johanna Rechberger möchte ich für ihre bedingungslose und unermüdliche Freundschaft während der letzten 20 Jahre herzlich danken.

Mag. Jennifer Fuchsberger, Mag. Martin Gruber, Mag. Elisabeth König, Mag. Romana Limberger, Margit Schraick und Veronika Uhlik sind mir während unseres gemeinsamen Studiums ganz besonders ans Herz gewachsen. Danke für all die inspirierenden, verständnisvollen, motivierenden und aufmunternden Gespräche, die Zerstreuung und die gemeinsame, schöne Studienzeit!

Meinen Kollegen und Chefs der Firma DWS Hydro-Ökologie GmbH, Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung danke ich für ihr großes Interesse und die Geduld, die sie mir während dieser Zeit entgegengebracht haben.

Inhaltsverzeichnis

EINLEITUNG	7
KARSTQUELLEN	7
UNTERSUCHUNGSGEBIET	7
PHYTOBENTHOS	8
FRAGESTELLUNGEN	9
 DIE PHYTOBENTHOSGEMEINSCHAFT EINES QUELLBACHES IM NATIONALPARK	
KALKALPEN, ÖSTERREICH	13
EINLEITUNG	13
GEBIETSBESCHREIBUNG	15
MATERIAL & METHODEN	17
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	20
ERGEBNISSE	20
<i>Abiotik</i>	20
<i>Biotik</i>	26
DISKUSSION	32
<i>Abiotik</i>	32
<i>Biotik</i>	34
ZUSAMMENFASSUNG	36
LITERATUR	37
 STRUCTURING FACTORS OF THE PHYTOBENTHOS COMMUNITY ALONG A MOUNTAIN	
HEADWATER (NATIONAL PARK KALKALPEN, AUSTRIA)	42
INTRODUCTION	42
STUDY AREA	44
MATERIAL & METHODS	46
RESULTS	49
DISCUSSION	57
REFERENCES	59
 ZUSAMMENFASSUNG	64
<i>Charakterisierung des Almbaches</i>	64
<i>Ökologische Zusammenhänge</i>	65
<i>Literatur</i>	65
 LEBENS LAUF	66

EINLEITUNG

Karstquellen

Quellen sind einzigartige, sehr kleinräumige Ökotope, in denen eine enge Verzahnung zwischen Boden, Gewässer, Fauna und Flora gegeben ist (VOGEL 2006). Aufgrund ihrer physiko-chemischen Stabilität unterscheiden sich Quellen deutlich von anderen Oberflächengewässern (THIENEMANN 1922, HYNES 1976). Hier leben teils hochspezialisierte Organismen, die in ihrer Zusammensetzung wichtige Bioindikatoren darstellen.

Karstquellen entspringen aus Lockergesteinen. Durch chemische Verwitterung wird Kalkstein von kohlesäurehaltigem Wasser aufgelöst, es entstehen zerklüftete Karstlandschaften mit Einsturztrichtern (Ponoren), unterirdischen Verzweigungen und Höhlen. Wasser, das nah benachbarte Quellen speist, kann so aus völlig unterschiedlichen Einzugsgebieten stammen, da es in den Karsthöhlensystemen oft weite Strecken zurücklegt (KLEE 1998) und kaum gereinigt wird (KRALIK 2006). Darüber hinaus bilden Kalkböden wie Rendzina lediglich dünne Humusauflagen aus, sodass organische Einträge und Keime nahezu ungefiltert in die unterirdischen Gewässersysteme gelangen (SCHÖN & STRAUCH 2004). Im Karst existieren Quellen, die nur bei starken Niederschlägen im Einzugsgebiet anspringen. Diese unregelmäßigen Schüttungen, hohe Härtegrade und dadurch gut gepufferte, stabile pH-Werte des karbonreichen Wassers sind charakteristisch für Karstquellen.

Untersuchungsgebiet

Der 1997 gegründete Nationalpark "Oberösterreichische Kalkalpen" liegt im Süden Oberösterreichs und umfasst eine Gesamtfläche von 20 856 ha im Sengsengebirge und Reichraminger Hintergebirge. Dieses österreichweit größte Waldschutzgebiet ist seit 1998 international anerkannt (IUCN, Kategorie II), sowie seit 2004 als Ramsar-Schutzgebiet und Natura 2000-Gebiet ausgewiesen. Der kostbare Naturraum stellt ein einzigartiges Mosaik aus verschiedensten schützenswerten Biotopen dar. Insgesamt besteht der Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen zu 81 % aus Wald und zu 11 % aus Almen bzw. Fels. Die restlichen 8 % der Fläche werden von Legföhrenbeständen eingenommen. Mehr als 200 Kilometer unverbaute Bachläufe durchziehen die Region.

Das Gebiet weist ein ozeanisch geprägtes Klima auf (SCHÖN & STRAUCH 2004) mit einer durchschnittlichen Jahresniederschlagssumme von 1275 mm und einer mittleren

Lufttemperatur von 7,3 °C. Der geologische Untergrund besteht hauptsächlich aus Wettersteinkalk und Hauptdolomit. Durch Verwitterung dieser beiden Gesteinsarten entstehen ausgeprägte Karstlandschaften mit ausgedehnten, unterirdischen Höhlensystemen und fein verzweigten Wasserläufen. An etwa 800 Quellen tritt Wasser wieder zutage.

Die seit hundert Jahren traditionell bewirtschaftete Ebenforstalm befindet sich auf etwa 1105 m Seehöhe und umfasst zurzeit etwa 45 ha, wo zwischen Mai und dem Almbtrieb im September ca. 40 Rinder weiden. Das Hauptgestein der Weide ist der sogenannte "Alpine Flysch", der kaum verkarstet, wodurch sich eine vergleichsweise dichte und trittresistente Humusschicht ausbilden konnte. Ein 8000 Jahre altes Übergangsmoor auf der Ebenforstalm beherbergt zahlreiche Moorspezialisten. Der Almbach wird aus vielen, zumeist kleineren Quellen gespeist. Die am höchsten gelegene Hauptquelle wurde im Zuge der LIFE-Managementmaßnahmen umzäunt (WEIGAND & GRAF 2002). Der resultierende Quellbach vereinigt sich einige hundert Meter unterhalb mit jenem einer zweiten Quelle, welche für Kühe zugänglich ist. Die beiden untersuchten Bachstellen befinden sich auf der Alm bzw. im Fichtenforst kurz vor dem Ponor.

Phytobenthos

Nur wenige Arbeiten beschäftigen sich mit der Charakterisierung der Algengemeinschaften in Quellen und den maßgeblichen steuernden Umweltparametern. Diatomeen gefolgt von Cyanoprokaryota stellen die wichtigsten Komponenten der Mikroflora in Quellen dar (KANN 1978, KAWECKA 1981, PFISTER 1992 and CANTONATI et al. 2001). Bei ungestörten Quellen wird die Biozönose am stärksten von geochemischen Faktoren beeinflusst (CANTONATI 1998, CANTONATI et al. 2001), weiters stellt Licht einen Schlüsselfaktor für die Entwicklung des Aufwuchses in Quellregionen dar (CANTONATI & PIPP 2000).

Analog zu zahlreichen Autoren (HUSTEDT 1945, ROUND 1957, DELL'UOMO 1975, RUSHFORTH et al. 1986 und CANTONATI 1998) sind *Achnanthes lanceolata*, *Diatoma mesodon* und *Meridion circulare* var. *circulare* häufige Vertreter des Quell-Phytobenthos.

In Quellen sind Crenobionte (ausschließlich in Quellen lebende Arten) Algen stets selten oder subdominant (REICHARDT 1994), ein Großteil der in Quellen vorkommenden Diatomeen-Taxa ist auch in Bachoberläufen weit verbreitet (ROUND 1957, CANTONATI 1998).

Fragestellungen

Durch die Analyse von chemischen und physikalischen Parametern sowie des Phytobenthos wurden u.a. folgende Fragestellungen näher untersucht:

- allgemeine Charakterisierung der Gewässer auf der Ebenforstalm anhand von abiotischen und biotischen Parametern
- Unterschiede und Veränderungen der abiotischen Parameter an den einzelnen Probenstellen im Untersuchungszeitraum
- Qualitative und Quantitative Unterschiede und Veränderungen des Phytobenthos während der Vegetationsperiode
- Unterschiede zwischen den Quell- und den Bachstandorten, sowie zwischen der umzäunten und der für Vieh zugänglichen Quelle
- Schlüsselfaktoren für die Zusammensetzung und die Veränderung der Algengemeinschaften

Der erste Teil dieser Diplomarbeit umfasst eine detaillierte Beschreibung des Almbaches und dessen Quellen anhand von Umweltfaktoren und den Phytobenthoszönosen. Abiotische Parameter wurden einerseits im Feld und andererseits im Labor nach Standardmethoden erhoben. Für das Phytobenthos wurden Taxalisten erstellt und Biovolumina ermittelt. Aufgrund einer Hauptkomponentenanalyse konnten jene Faktoren ermittelt werden, anhand derer sich die einzelnen Probenstellen voneinander unterscheiden.

Ökologische Zusammenhänge wurden mittels multivariater statistischer Analysen als Schwerpunkt des zweiten Manuskriptes erhoben. Mithilfe einer Diskriminanzanalyse konnten die Probenstellen anhand ihrer Umweltparameter klassifiziert werden. Eine Indicator Species Analysis wies jene Algentaxa aus, die signifikant häufig an einer der Stellen vorgefunden wurden. Schließlich wurden die wichtigsten Umweltvariablen und Indikatortaxa in einer Canonical Correspondence Analysis (CCA) miteinander verknüpft, um deren wichtigste Zusammenhänge zu ermitteln.

Als Ergebnis dieser Diplomarbeit wurden zwei Manuskripte verfasst, welche zur Publikation bei folgenden Zeitschriften eingereicht wurden:

R. Niedermayr, N. Pokorny & M. Schagerl:

Die Phytobenthosgemeinschaft eines Quellbaches im Nationalpark Kalkalpen, Österreich

Akzeptiert und in Druck bei „Linzer biologische Beiträge“

R. Niedermayr & M. Schagerl:

Structuring factors of the phytobenthos community along a mountain headwater (National Park Kalkalpen, Austria)

Eingereicht bei „Fundamental and Applied Limnology (Archiv für Hydrobiologie)“

Literatur:

- CANTONATI M. (1998): Diatom communities of springs in the Southern Alps. — *Diatom Research* **13** (2): 201-220.
- CANTONATI M. & E. PIPP (2000): Longitudinal and seasonal differentiation of epilithic diatom communities in the uppermost sections of two mountain spring-fed streams. — *Verh. Internat. Limnol.* **27**: 1591-1595.
- CANTONATI M., CORRADINI G., JÜTTNER I. & E.J. COX (2001): Diatom assemblages in high mountain streams of the Alps and the Himalaya. — *Nova Hedwigia, Beiheft* **123**: 37-61.
- DELL'UOMO A. (1975): La flora e la associazioni algali della Sorgente di Salomone (Anterselva, Bolzano). Facies estiva. — *Giornale Botanico Italiano* **109**: 257-271.
- HUSTEDT F. (1945): Diatomeen aus Seen u. Quellgebieten der Balkan Halbinsel. — *Archiv für Hydrobiologie* **40** (4): 867-973.
- HYNES H.B.N. (1976): The ecology of running waters. — 3rd Ed. Liverpool University Press. 555pp.
- KANN E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. — *Arch. Hydrobiol., Suppl.* **53**: 405-643.
- KAWECKA B. (1981): Sessile algae in European mountain streams. 2. Taxonomy and autecology. — *Acta Hydrobiol* **23**: 17-46.
- KLEE O. (1998): Wasser untersuchen: einfache Analysemethoden und Beurteilungskriterien. — Quelle und Meyer Verlag, Wiesbaden, Germany.
- KRALIK M. (2006): Karst- und Kluftgrundwasser. — In: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2006: 53-57. Umweltbundesamt, Wien, Austria.
- PFISTER P. (1992): Artenspektrum des Algenaufwuchses in 2 Tiroler Bergbächen – Teil 1: Cyanophyceae, Chrysophyceae, Chlorophyceae, Rhodophyceae. — *Algological Studies* **65**: 43-61.
- REICHARDT E. (1994): Zur Diatomeenflora Bacillariophyceae tuffabscheidender Quellen und Bäche im Südlichen Frankenjura. — *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **64**: 119-133.
- ROUND F.E. (1957): A note on some diatom communities in calcareous springs and streams. — *Journal of the Linnean Society of London. Botany* **55**: 662-668.
- RUSHFORT S.R., SQUIRES L.E. & C.E. CUSHING (1986): Algal communities of springs and streams in the Mt. St. Helens Region, Washington, U.S.A. following May 1980 eruption. — *Journal of Phycology* **22**: 129-137.

- SCHÖN B. & M. STRAUCH (2004): Raumeinheit Sengsengebirge. — Land Oberösterreich, Linz, Austria.
- THIENEMANN A. (1922): Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. — Arch. Hydrobiol. **14**: 151-190.
- VOGEL M. (2006): Vorwort. — In: Quellen im Nationalpark Berchtesgaden, Germany.
- WEIGAND E. & W. GRAF (2002): Hydrobiologische Beweissicherung von Karstquellen. — In: Forschung im Nationalpark 2002: 28-30. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

DIE PHYTOBENTHOSGEMEINSCHAFT EINES QUELLBACHES IM NATIONALPARK KALKALPEN, ÖSTERREICH

ROMANA NIEDERMAYR¹⁾, NELLA POKORNY²⁾ & MICHAEL SCHAGERL^{3*)}

Abstract:

The phytobenthos community along a headwater in the national park Kalkalpen, Austria. —

We investigated the phytobenthos community along an oligotrophic krenal karst headwater stream including its springs (Ebenforstalmbach, national park Kalkalpen, Austria). The high dynamics in hydrology and physicochemistry could be attributed mainly to precipitation and geology of the catchment area. The rivulet is located within a traditionally operated mountain pasture. Two springs, one of them fenced to avoid cattle access, and two more sites from the headwater stream were sampled from May to October 2005. Cattle had strong influence on the light availability and the sediment composition at the unfenced spring, resulting in a changed phytobenthos community structure. At the fenced spring, diatoms were found to dominate the generally low phytobenthos biomass, while Chlorophyta and Cyanoprokaryota could reach high biovolumes at the unfenced well. Rhodophyta occurred in rather high abundances at the stream sites. A principal component analysis resulted in 3 factors that can be summarized as "distance from the spring", "macroinvertebrates" and "phosphorus". The first factor separates the spring sites from the stream sites, the second one differs between the two stream sites and finally the third factor distinguishes between the fenced and the unfenced spring.

Key words: phytobenthos, spring, headwater, biovolume, pasture

Einleitung

Quellen sind einzigartige, sehr kleinräumige Ökotope, in denen eine enge Verzahnung zwischen Boden, Gewässer, Fauna und Flora gegeben ist (VOGEL 2006). Aufgrund ihrer physiko-chemischen Stabilität unterscheiden sich Quellen deutlich von anderen Oberflächengewässern (THIENEMANN 1922, HYNES 1976). Hier leben teils hochspezialisierte Organismen, die in ihrer Zusammensetzung wichtige Bioindikatoren darstellen. Dennoch wurden erst in den letzten Jahren biologische Studien über diese besonderen Biotope durchgeführt. Während sich ein Großteil der Arbeiten mit dem Phytobenthos im Oberlauf von Bächen beschäftigte (BESCH et al. 1972, KANN 1978, KAWECKA 1980, PIPP & ROTT 1993), wurden Quellen selbst nur selten ausführlich untersucht (SABATER & ROCA 1990, 1992, CANTONATI 1998, CANTONATI et al. 2001). Nur

¹⁾ DWS Hydro-Ökologie, Zentagasse 47, A-1050 Wien

²⁾ Arge Ökologie OEG, Neubaugasse 66/2/10, A-1070 Wien

³⁾ korrespondierender Autor; Universität Wien, Department Meeresbiologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien

wenige Arbeiten beschäftigen sich mit der Charakterisierung der Algengemeinschaften in Quellen und den maßgeblichen steuernden Umweltparametern. Bei ungestörten Quellen wird die Biozönose am stärksten von geochemischen Faktoren beeinflusst (CANTONATI 1998, CANTONATI et al. 2001), weiters spielt unter stabilen hydrologischen Bedingungen Licht ebenfalls eine entscheidende Rolle (CANTONATI & PIPP 2000). Zusätzlich liefern großräumig angelegte Monitoringprogramme in der Alpenregion wertvolle Daten, bei denen sowohl geologische, physikalische chemische und oft auch faunistische Parameter erhoben werden. In diesem Zuge wurden in Südtirol 63 Quellen beschrieben (SAMBUGAR et al. 2006), und im Nationalpark Berchtesgaden 60 Quellen charakterisiert (GERECKE & FRANZ 2006).

Quellen werden nach der Art des Gesteins typisiert, dem sie entspringen. Bei Kluftquellen tritt das Wasser aus Fels aus, als Entwässerungskanal dient eine Kluft oder andersartige Störung im Gestein. Dem gegenüber stehen Karstquellen, welche aus Lockergesteinen entspringen. Wird Kalkstein von kohlesäurehaltigem Wasser aufgelöst, so spricht man von chemischer Verwitterung. Es entsteht eine zerklüftete Karstlandschaft mit Einsturztrichtern (Ponoren), unterirdischen Verzweigungen und Höhlen. Wasser, das nahe benachbarte Quellen speist, kann so aus völlig unterschiedlichen Einzugsgebieten stammen, da es in den Karsthöhlensystemen oft weite Strecken zurücklegt (KLEE 1998) und gereinigt wird (KRALIK 2006). Darüber hinaus bilden Kalkböden wie Rendzina lediglich dünne Humusaufgaben aus, sodass organische Einträge und Keime nahezu ungefiltert in die unterirdischen Gewässersysteme gelangen (SCHÖN & STRAUCH 2004). Im Karst existieren Quellen, die nur bei starken Niederschlägen im Einzugsgebiet anspringen. Diese unregelmäßigen Schüttungen, hohe Härtegrade und dadurch gut gepufferte, stabile pH-Werte des karbonreichen Wassers sind charakteristisch für Karstquellen.

Die Region des heutigen Nationalpark Kalkalpen wurde früher intensiv in Form von Holznutzung, Braunkohleabbau und Almwirtschaft genutzt. Einige Almen, wie auch die Ebenforstalm, werden selbst heute noch bewirtschaftet. Im Rahmen des LIFE-Projektes LIFE99NAT/A/5915 wurden in den Jahren 1999 bis 2003 diverse Management-Maßnahmen im Nationalpark durchgeführt und dokumentiert. Unter anderem wurden Karstquellen untersucht, die als Schutzgüter im Anhang 1 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ausgewiesen sind. Bei diesem seit 1991 laufenden Karstquellen-Monitoringprogramm (PRÖLL 2002) finden regelmäßig Messkampagnen zu Hydrologie, Chemie und Hydrobiologie ausgesuchter Quellen statt. Ebenfalls für eine Zustandserhebung der Gewässer im Nationalpark dienen Messungen der mikrobiellen Aktivität mittels Petrifilm-Platten (THYR 2002) und die hydrobiologische Beweissicherung von Karstquellen anhand der Quellfauna (WEIGAND & GRAF 2002). Bereits nach den ersten Erhebungen stellte sich heraus, dass einige Almquellen ihre Naturnähe völlig verloren hatten. An Stellen, wo Kühe das Wasser durchqueren, findet eine Verschlammung des

Sediments statt. Darüber hinaus wird die beschattende Ufervegetation abgeweidet, wodurch die Sonneneinstrahlung stellenweise ungehindert auf das Gewässer trifft. Durch fäkale Verunreinigungen gelangen punktuell hohe Nährstoffeinträge in das Wasser, welche die chemischen Verhältnisse beeinflussen. Zum Schutz gegen diese negativen Einflüsse durch Weidevieh wurden einige besonders sensible Biotop auf den Almen des Nationalparks umzäunt, so auch die Hauptquelle der Ebenforstalm. Mit der Zeit soll sich an diesen Stellen wieder eine standorttypische Ufervegetation ansiedeln und eine quelltypische Biozönose etablieren. Während sich bereits nach zwei Jahren die Situation der Ufervegetation, des Sediments und der Fauna gebessert hatte (WEIGAND et al. 2002), liegen bislang keinerlei Daten über eine Regeneration des Phytobenthos vor.

Ziel dieser Arbeit ist eine allgemeine Charakterisierung der Gewässer auf der Ebenforstalm anhand von biotischen und abiotischen Parametern. Weiters soll festgestellt werden, ob sich die Quellen vom Bach unterscheiden, und ob es Unterschiede zwischen der umzäunten Quelle und einer benachbarten Quelle gibt, zu der das Weidevieh ungehinderten Zutritt hat. Das Hauptaugenmerk dieser Untersuchung liegt am Phytobenthos, die Miteinbeziehung hydrologischer und physiko-chemischer Umweltparameter liefert Basisdaten über die komplexen Wirkungsgefüge eines Quellgewässers. Konträr zu zahlreichen anderen Quellstudien, in denen Häufigkeitsschätzungen der Organismen im Mittelpunkt stehen, wurde das Phytobenthos in dieser Untersuchung quantitativ erfasst. Dadurch werden wertvolle und seltene Informationen hinsichtlich Produktivität und Quantität der Phytobenthoszönose gewonnen.

Gebietsbeschreibung

Der 1997 gegründete Nationalpark "Oberösterreichische Kalkalpen" liegt im Süden Oberösterreichs und umfasst eine Gesamtfläche von 20 856 ha im Sengengebirge und Reichraminger Hintergebirge. Dieses österreichweit größte Waldschutzgebiet erstreckt sich von 385 bis 1963 m Seehöhe und besteht zu 89 % aus Naturzone und zu 11 % aus Bewahrungszone. Der Nationalpark ist seit 1998 international anerkannt (IUCN, Kategorie II), sowie seit 2004 als Ramsar-Schutzgebiet und Natura 2000-Gebiet ausgewiesen. Der kostbare Naturraum stellt ein einzigartiges Mosaik aus verschiedensten schützenswerten Biotopen dar. Insgesamt besteht der Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen zu 81 % aus Wald und zu 11 % aus Almen bzw. Fels. Die restlichen 8 % der Fläche werden von Legföhrenbeständen eingenommen. Mehr als 200 Kilometer unverbaute Bachläufe durchziehen die Region.

Das Gebiet weist ein ozeanisch geprägtes Klima auf (SCHÖN & STRAUCH 2004) mit einer durchschnittlichen Jahresniederschlagssumme von 1275 mm und einer mittleren

Lufttemperatur von 7,3 °C. Der geologische Untergrund besteht hauptsächlich aus Wettersteinkalk und Hauptdolomit. Durch Verwitterung dieser beiden Gesteinsarten entstehen ausgeprägte Karstlandschaften mit ausgedehnten, unterirdischen Höhlensystemen und fein verzweigten Wasserläufen. An etwa 800 Quellen tritt Wasser wieder zutage.

Die Ebenforstalm befindet sich auf etwa 1105 m Seehöhe an der Nordseite des Reichraminger Hintergebirges. Die seit hunderten Jahren traditionell bewirtschaftete Alm umfasst zurzeit etwa 45 ha, wo zwischen Mai und dem Almadtrieb im September ca. 40 Rinder weiden. Im Almgebiet existiert eine geologische Besonderheit: Aufgrund einer inversen Synklinale liegen hier ältere Gesteine auf jüngeren Schichten (HASEKE 2002). Das Hauptgestein der Weide ist der sogenannte "Alpine Flysch", der auch als "Rossfeldschichten" bezeichnet wird. Da dieser Boden kaum verkarstet, kann sich eine vergleichsweise dichte Humusschicht bilden, welche dem Vertritt des Weideviehs standhält. Darüber hinaus wirkt der Lehmantel wasserstauend, wodurch die Ausbildung eines ca. 8000 Jahre alten Übergangsmoores auf der Ebenforstalm möglich wurde. Es beherbergt Moorspezialisten wie das Scheiden-Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), den Rundblatt-Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) sowie mehrere Torfmoosarten (*Sphagnum spp.*). Übergangs- und Schwinggrasmoore werden nach der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs als stark gefährdet eingestuft (ESSL et al. 2002).

Der Almbach wird aus zahlreichen, zumeist kleineren Quellen gespeist. Die am höchsten gelegene Hauptquelle wurde im Zuge der LIFE-Managementmaßnahmen umzäunt (WEIGAND & GRAF 2002). Anschließend fließt der Bach ein Stück unterirdisch (anmooriger Bereich, siehe Abb. 1). Etwa 150 m unterhalb der umzäunten Quelle (EB 1) befinden sich zwei weitere Quellaustritte (als EB 2 zusammengefasst), deren Abflüsse sich schließlich mit dem Bach vereinigen. Der Almbach durchfließt den Rest der Alm (EB 3), bis er in einen Fichtenforst eintritt (EB 4), um schließlich 900 m nach seinem Ursprung in einem Ponor zu verschwinden. An der auf 450 m Seehöhe gelegenen Predigtstuhlquelle tritt das Wasser des Ebenforstbaches schließlich wieder zutage.

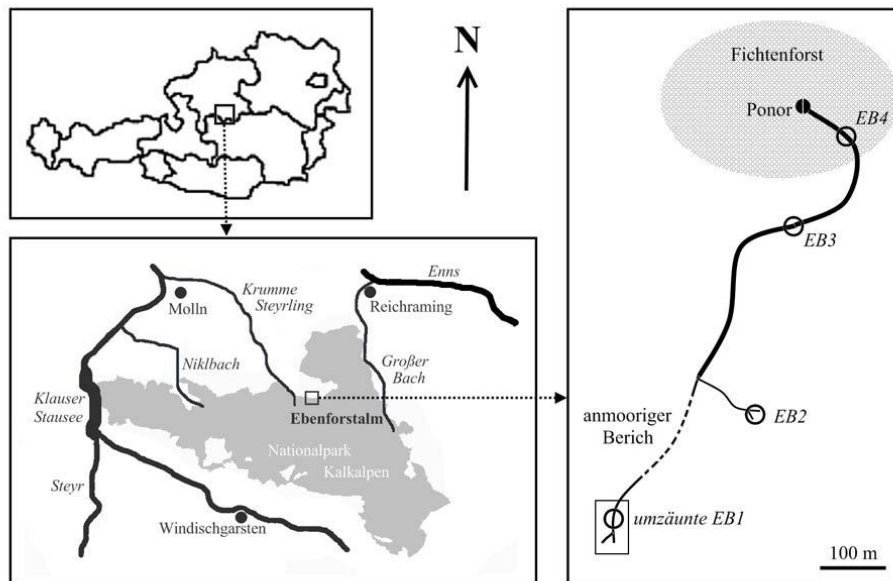


Abb. 1: Lageplan der Ebenfortstalm im Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen. Die umzäunte Quelle EB 1 und die zugängliche Quelle EB 2 bilden nach ihrem Zusammenfluss den Almbach. Der Bachstandort EB 3 befindet sich vor dem Wald, EB 4 liegt im Fichtenforst (schraffierte Fläche).

Der behaarte Kälberkopf (*Chaerophyllum hirsutum*) sowie die Rossmintze (*Mentha longifolia*) dominieren die Quellflurgesellschaft der Ebenfortstalm. Diese Arten charakterisieren die *Chaerophyllum hirsutum* - Gesellschaft, die typisch für eine gleichmäßige Wasserführung und oligotrophes Wasser sind, jedoch auf leichten Beweidungseinfluss hindeuten (HUBER 2006). Auf der Alm selbst gibt es nur vereinzelt Fichten, kurz vor dem Eintritt des Almbachs in den Wald säumen einige strauchförmige Rotbuchen das Gewässer.

Material & Methoden

Die Probenahme erfolgte von Mai bis Oktober 2005 in einem 3-wöchigen Zyklus. An jeder der 4 Probestellen (EB 1 – EB 4) wurden direkt im Freiland Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit ($\mu\text{S cm}^{-1}$) und Sauerstoff (% und mg l^{-1}) gemessen (WTW-MultiLineP4 mit TetraCon 325, SenTix 41, CellOx 325). An jeder Probenstelle wurden Bachbreite (b), Wassertiefe (z) sowie die Fließgeschwindigkeit (v) ermittelt (Flow-Mate, Marsh-McBirney). Der Grad der Sonnenexposition der einzelnen Probenstellen wurde vor Ort geschätzt und in Werten von 1 bis 5 (gänzlich beschattet bis vollständig sonnenexponiert) festgehalten.

Bachwasser: Für die chemischen Wasseranalysen wurden pro Probenstelle etwa 2 l Probenwasser entnommen, welche bis zur weiteren Aufbereitung im Labor kühl und dunkel aufbewahrt wurden. Um den Schwebstoffgehalt des Probenwassers zu ermitteln,

wurden definierte Volumina durch vorgemuffelte Glasfaserfilter filtriert (Ederol BM/C). Das Filtrat diente zur Durchführung der chemischen Wasseranalysen. Unter den Stickstofffraktionen wurde Ammoniumstickstoff (Ammonium-N, NH_4^+ -N) nach der Indophenolblau-Methode (KROM 1980), Nitratstickstoff (Nitrat-N, NO_3^- -N) nach der Natriumsalicylat-Methode (LEGLER 1988) und Nitritstickstoff (Nitrit-N, NO_2^- -N) colorimetrisch nach der GRIESS-Reaktion nachgewiesen. Der gelöste, reaktive Phosphor (Soluble reactive phosphorus, SRP) wurde mittels der Molybdänblau-Methode (STRICKLAND & PARSONS 1968) colorimetrisch bestimmt. Der Gesamtphosphorgehalt sowie die organisch gebundenen Stickstoffanteile wurden nach Aufschluss der Rohproben mit Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid ermittelt. Die Totalalkalinität wurde durch Endpunkttitration der unfiltrierten Wasserproben auf den pH-Wert 4,3 bestimmt (Methrom: Titrand 808, Dosimat 805, 814 USB Sample Processor).

Phytobenthos: Zur Quantifizierung der Phytobenthosgemeinschaft wurden 4 Parallelproben je Stelle untersucht. Mit Schablonen wurden definierte Flächen von den entnommenen Steinen mittels Zahnbürsten und Pinseln abgebürstet und in eine 20 ml Schraubdeckelflasche überführt. Zusätzlich wurden qualitative Phytobenthosproben von makroskopisch sichtbaren Algenwatten sowie von unterschiedlichen Choriotopten wie Totholz, Moos und Feinsediment entnommen. Die qualitativen Phytobenthosproben wurden als Lebendmaterial mit dem Mikroskop (Polyvar Reichert-Jung) bestimmt, wobei die Häufigkeiten der identifizierten Taxa mit Hilfe einer relativen Skala geschätzt wurden (1 = sporadisch bis 5 = massenhaft). Verwendete Bestimmungsliteratur: Cyanoprokaryota: (GEITLER 1932, KOMAREK & ANAGNOSTIDIS 1999, 2001); Bacillariophyceae: (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986, 1988, 1991a, 1991b); Chlorococcales: (KOMAREK & FOTT 1983); Oedogoniophyceae: (MROZINSKA 1985); Conjugatophyceae: (KADLUBOWSKA 1984); Xanthophyceae: (ETTL 1978).

Die quantitativ entnommenen Proben wurden im Labor mit Leitungswasser bis zu einem definierten Volumen verdünnt, durch Schütteln homogenisiert und anschließend in drei Fraktionen aufgeteilt. Ein Drittel wurde zur nachfolgenden Zählung und Vermessung im Umkehrmikroskop (UTERMÖHL 1958) mit Formol konserviert (Endkonzentration 2 %). Zur präzisen Ermittlung des Biovolumens wurden operative taxonomische Einheiten (OTE) verwendet, um unterschiedlich große Individuen derselben Gattung oder derselben Art verschiedenen Größenklassen zuzuteilen. Aus den bei der Zählung überschüssigen Probenanteilen wurden mittels Säurebehandlung (HCl , HNO_3 + H_2SO_4) und Naphrax-Einschluß Kieselalgenpräparate angefertigt und ausgewertet.

Ein weiterer Teil wurde zur Chlorophyll-a-Analyse (Chl-a) auf Glasfaserfilter (Whatman GF/C) filtriert und bei -30°C tiefgefroren. Anschließend wurden die Filter in 90 % Aceton mit einem Dispergiergerät homogenisiert und bei 2°C für 12 h extrahiert (Polytron, PT 1660 E, Kinematica). Der nach dem Zentrifugieren (Zentrifuge Jouan MR 22 i) dekantierte

Extrakt wurde zur Chl-a-Bestimmung im Spektralphotometer (Hitachi U-2100) vermessen (LORENZEN 1967). Der dritte Teil der quantitativen Phytobenthosproben wurde zur Ermittlung des organischen und des anorganischen Anteils über vorgemuffelte und gewogene Glasfaserfilter (Ederol BM/C) filtriert, bei 95°C für 12 Stunden getrocknet und erneut gewogen (Trockengewicht, TG). Anschließend wurden die Filter 3 Stunden lang bei 550 °C gemuffelt, um das Aschegewicht (AG) festzustellen (Feinwaage Sartorius MC 1 Research 63595). Der organische Anteil (Glühverlust = aschefreies Trockengewicht AFTG) wurde folgendermaßen berechnet: $TG - AG = AFTG$. Den biologischen Analysen liegt ein Datensatz von 144 Proben zugrunde (4 Stellen x 4 Parallelproben x 9 Termine).

Makrozoobenthos: Das MZB wurde quantitativ mit Hess-Samplern beprobt. Vor Ort wurden die Proben durch ein 100 µm-Sieb geschwemmt und mit 95%igem Ethanol fixiert. Im Labor erfolgte eine Aufteilung der Großgruppen größer als 200 µm (Auflichtmikroskop, max. 32-fache Vergrößerung) und eine Determination der beiden Gruppen der Plecoptera und Ephemeroptera auf niedrigstmögliche taxonomische Einheiten. Verwendete Literatur: (HYNES 1984, BAUERNFEIND & HUMPESCH 2001, MOOG et al. 2002, GRAF et al. 2002, BAUERNFEIND et al. 2002).

Statistische Auswertung: Hydrologische Parameter (z, b und v) wurden mittels nicht-parametrischem H-Test und post-hoc-Test nach Tamhane auf signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) getestet. Die übrigen abiotischen Parameter (Temperatur, Leitfähigkeit, pH und Sauerstoff) und chemischen (SRP, NO_3^- -N, NH_4^+ -N und N_{red} -N) wurden mit Tests nach Friedman ($p < 0,05$) und Wilcoxon ($p < 0,01259$) nicht-parametrisch auf signifikante Unterschiede überprüft. Ausgewählte Umweltfaktoren wurden mittels Faktorenanalyse (PCA) auf Hauptkomponenten reduziert. Einige Parameter wurden für eine Annäherung an die Normalverteilung mit dem natürlichen Logarithmus ($\ln(x+1)$) transformiert und dann mit dem Präfix ln kenntlich gemacht. Zur weiteren Datenanalyse wurde die Biozönose über Taxazahl S, Shannon-Wiener Diversitätsindex H' und Shannon-Wiener Evenness V' genauer charakterisiert (p_i ist der Anteil der Individuenzahl des Taxons i an der Gesamtindividuenzahl).

$$H' = -\sum_i^S (p_i * \ln p_i) \quad V' = \frac{H'}{\ln S}$$

Mit multiplen Regressionen wurde anschließend ermittelt, wie gut die aus der PCA resultierenden Hauptkomponenten die Taxazahl S, die logarithmierten Gesamtindividuenzahlen, $GesInd(\ln)$, und die Evenness V' der Großgruppen erklären ($\hat{y} \dots S, GesInd(\ln)$, bzw. V' ; b...Regressionskoeffizient; f...Hauptkomponente):

$$\hat{y} = b_0 + b_1 f_1 + b_2 f_2 + b_3 f_3$$

Berechnet wurden sämtliche Analysen mit dem Programm SPSS 12.0 (SPSS Inc. 2003).

Abkürzungsverzeichnis

- AG... Aschegewicht: Masse der anorganischen Bestandteile
- AFTG... aschefreies Trockengewicht: Masse der organischen Bestandteile (=Glühverlust)
- MZB... Makrozoobenthos: benthisch lebende Invertebraten, ab einer Größe von ca. 100 bzw. 200 μm
- OTE... operative taxonomische Einheit: wird verwendet, um unterschiedlich große Individuen derselben Gattung oder derselben Art verschiedenen Größenklassen zuzuteilen
- PCA... Principal component analysis (Hauptkomponentenanalyse): reduziert eine Vielzahl an Umweltfaktoren auf wenige Hauptkomponenten
- SRP... soluble reactive phosphorus (gelöster reaktiver Phosphor): jene Form des Phosphors, welche von Primärproduzenten direkt aufgenommen werden kann
- TG... Trockengewicht: Masse aller organischen und anorganischen Bestandteile

Ergebnisse

Abiotik

Die beiden Quellstandorte (EB 1, EB 2) weisen geringere Gewässerbreiten und -tiefen, sowie niedrige Fließgeschwindigkeiten gegenüber den Bachstandorten auf. Im Bereich der nichteingezäunten Quelle EB 2 herrscht im Durchschnitt eine nahezu doppelt so hohe Fließgeschwindigkeit als in EB 1 (Tab. 1). Die Temperaturwerte sind in beiden Quellen während der Untersuchungsperiode konstant niedrig um 5 – 8 °C, während der weitere Bachverlauf eine charakteristische saisonale Temperaturkurve aufzeigt (Abb. 2). Bereits zu Beginn der Vegetationsperiode erreicht die Wassertemperatur des Quellbaches über 20°C. Zum Zeitpunkt des starken Hochwassers Mitte August weisen beide Bachstandorte idente Temperaturen von 10,7 °C auf, am Jahresende werden die niedrigsten Temperaturen mit 4,4 bzw. 3,9 °C gemessen. Der Bachstandort EB 3 unterscheidet sich hinsichtlich der Wassertemperatur signifikant von den drei anderen Untersuchungsstellen.

Tab. 1: Übersicht hydrologischer und physikalischer Parameter der Probenstellen, dargestellt als Mittelwerte $\pm$ 95% Konfidenzintervall (C.I.). Der Lichteinfall wird als Q_2 (Q_1 , Q_3) angegeben. Hochgestellt ist die Gruppenzugehörigkeit; Gruppen unterschiedlicher Signifikanz sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet.

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
Gewässerbreite b [m]	$0,48 \pm 0,07^A$	$0,69 \pm 0,19^{AB}$	$0,99 \pm 0,16^B$	$2,22 \pm 0,49^C$
Wassertiefe z [m]	$0,07 \pm 0,01^A$	$0,05 \pm 0,01^A$	$0,10 \pm 0,02^B$	$0,09 \pm 0,01^B$
Fließgeschwindigkeit v [$m\ s^{-1}$]	$0,06 \pm 0,01^A$	$0,13 \pm 0,02^B$	$0,22 \pm 0,07^B$	$0,19 \pm 0,05^B$
pH [-log H^+]	$7,4 \pm 0,05^A$	$7,3 \pm 0,05^A$	$8,0 \pm 0,09^B$	$8,1 \pm 0,3^B$
Sauerstoff [$mg\ l^{-1}$]	$10,2 \pm 0,3^A$	$9,1 \pm 0,3^A$	$9,0 \pm 0,3^A$	$9,8 \pm 0,5^A$
Sauerstoff [%]	$95,5 \pm 2,2$	$84,6 \pm 2,6$	$97,4 \pm 1,1$	$102,0 \pm 2,1$
Lichteinfall	2 (1,3)	3 (3,4)	3 (3,4)	3 (3,3)

An allen Probenstellen kann ein ähnlicher Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit beobachtet werden, die starken Schwankungen unterliegt ($126 - 496\ \mu S\ cm^{-1}$). Beide Quellen weisen generell höhere Leitfähigkeiten als der Quellbach auf, wobei vor allem die Werte des Standorts EB 2 (353 bis $496\ \mu S\ cm^{-1}$) während der gesamten Untersuchungsperiode signifikant über jenen der übrigen Probenpunkte liegen. Nach einem raschen Anstieg im Mai bewegen sich die Werte auf einem konstanten Niveau zwischen 300 und $400\ \mu S\ cm^{-1}$. Zum Zeitpunkt des Hochwassers Mitte August ist ein deutlicher Einbruch aller Leitfähigkeitswerte zu erkennen, welcher vor allem beim Quellbach sehr stark ausgeprägt ist (siehe Pfeil in Abb. 2). Generell liegen die pH-Werte aller Probenstellen zwischen $7,2$ und $8,5$ im leicht basischen Bereich, wobei von Anfang Mai bis Ende Oktober beide Quellen signifikant geringere pH-Werte als der Ebenforstbach aufweisen. Der Quellstandort EB 1 ist während der Vegetationsperiode am dichtesten beschattet, während die für Kühe zugängliche Quelle EB 2 sonnenexponiert liegt. Die Probenstellen EB 3 und EB 4 erfahren ganzjährig einen mittleren Lichtgenuss.

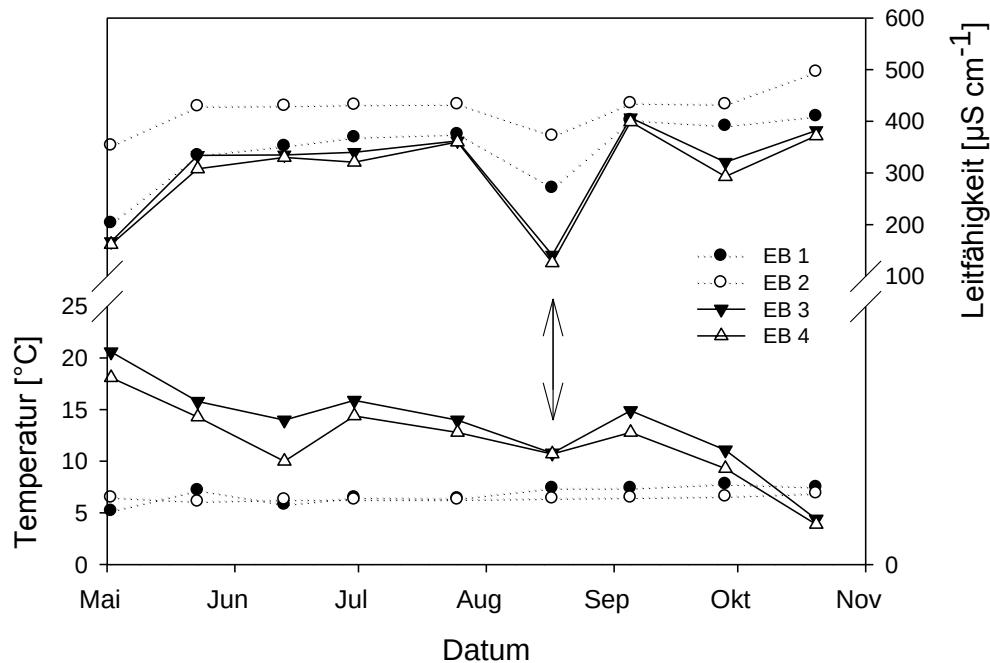


Abb. 2: Verlauf der Wassertemperatur [°C] und der Leitfähigkeitswerte während der Untersuchungsperiode, der Pfeil kennzeichnet das Hochwasserereignis im August 2005.

Hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften unterscheiden sich die beiden Quellen signifikant voneinander. In der eingezäunten Quelle (EB 1) ist die Konzentration des gelösten, reaktiven Phosphors (SRP) mit $32 \mu\text{g l}^{-1}$ etwa sechs Mal höher als in den übrigen Probenstellen, welche im Jahresmittel ca. $5 \mu\text{g l}^{-1}$ aufweisen (Tab. 2). Mit Nitratgehalten (NO_3^- -N) von rund $850 \mu\text{g l}^{-1}$ (EB 1) und $1600 \mu\text{g l}^{-1}$ (EB 2) werden jene von EB 3 und EB 4 um ein vier- bis achtfaches überschritten. NO_3^- -N bildet an den Quellen die bedeutendste Stickstoff-Fraktion, während in den Probenstellen des Ebenforstbaches der überwiegende Teil des Gesamtstickstoffs von reduzierten Stickstoff (Nred) gestellt wird (Abb. 3). Nitrit-N (NO_2^- -N) kann an jeder Probenstelle nur in äußerst geringen Konzentrationen nachgewiesen werden, die Werte liegen meist unter der Nachweisgrenze von $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$. Das Gewichtsverhältnis der für die Primärproduzenten verfügbaren Stickstoff- zu Phosphorfraktionen (NH_4^+ -N + NO_3^- -N + NO_2^- -N): SRP ist in der eingezäunten Quelle EB 1 mit 27 am geringsten, während in der für Kühe zugänglichen Quelle EB 2 der höchste Wert (616) berechnet wird (Abb. 3). Im Quellbach liegt das mittlere N/P-Verhältnis bei 56 und 59. Alle Probenpunkte weisen somit ein deutliches Überangebot an Stickstoff auf. Das höchste Säurebindungsvermögen (Alkalinität) besitzt EB 2 mit $3,3 \text{ mval l}^{-1}$, in den übrigen Standorten liegen die Werte zwischen $2,6$ (EB 3) und $2,8 \text{ mval l}^{-1}$ (EB 1; Tab. 2).

Von Mai bis Oktober werden nur geringe Schwebstoffkonzentrationen – vor allem in den Quellen - beobachtet, die meist deutlich unter 5 mg l^{-1} liegen (Tab. 2). EB 3 stellt hingegen

ganzjährig die schwebstoffreichste Probenstelle dar. Durchschnittlich wird etwa die Hälfte der Trübe in den Quellen von organischen Partikeln verursacht, in den beiden Bachstandorten überwiegt jedoch der anorganische Anteil.

Tab. 2: Physiko-chemische Parameter der Untersuchungsstellen, aufgelistet als Mittelwerte $\pm$ 95% Konfidenzintervall (C.I.).

		EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
SRP	[$\mu\text{g l}^{-1}$]	$31,9 \pm 2,4^B$	$4,9 \pm 1,4^A$	$5,4 \pm 0,8^A$	$5,3 \pm 0,7^A$
NO_2^- -N	[$\mu\text{g l}^{-1}$]	$0,2 \pm 0,1^A$	$0,2 \pm 0,1^A$	$0,5 \pm 0,1^B$	$0,6 \pm 0,1^B$
NO_3^- -N	[$\mu\text{g l}^{-1}$]	857 ± 84^A	1628 ± 167^B	184 ± 31^C	197 ± 29^C
NH_4^+ -N	[$\mu\text{g l}^{-1}$]	$6,35 \pm 4,1^A$	$2,45 \pm 1,4^B$	$8,87 \pm 2,1^A$	$7,14 \pm 2,6^A$
N_{red} -N	[$\mu\text{g l}^{-1}$]	113 ± 24^A	75 ± 14^A	345 ± 39^B	347 ± 61^B
N_{tot}	[$\mu\text{g l}^{-1}$]	970 ± 93^A	1703 ± 161^B	530 ± 36^C	544 ± 61^C
Totalalkalinität	[mval l^{-1}]	$2,8 \pm 0,3^A$	$3,3 \pm 0,4^B$	$2,6 \pm 0,3^A$	$2,7 \pm 0,3^A$
TG	[mg l^{-1}]	$8,6 \pm 7,0$	$7,1 \pm 6,1$	$13,2 \pm 7,3$	$5,4 \pm 2,3$
AG	[mg l^{-1}]	$7,7 \pm 6,7$	$6,3 \pm 5,7$	$10,6 \pm 7,0$	$3,5 \pm 1,5$
AFTG	[mg l^{-1}]	$1,0 \pm 0,4^A$	$0,8 \pm 0,4^A$	$2,6 \pm 0,4^B$	$1,9 \pm 0,8^B$

Das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse liefert 3 Komponenten mit einem kumulativen Erklärungswert von 71 % an der Gesamtvarianz (Tab. 3). Komponente 1 wird als "Quellentfernung" interpretiert, da die Parameter Wassertemperatur, Gewässertiefe und -breite sowie der N_{red} -N Anteil bachabwärts an Bedeutung gewinnen. Die zweite Hauptkomponente zeigt den großen Einfluss des "MZB" auf ($r = 0,95$). Komponente 3 wird als SRP-Verfügbarkeit interpretiert, weil hier SRP sehr hoch lädt. Während der erste Faktor "Quellentfernung" die Quellen deutlich von den Bachstandorten trennt (Abb. 4), lässt sich aufgrund des zweiten Faktors "MZB" der Waldstandort (EB 4) von allen übrigen Probenstellen abgrenzen. Schließlich unterscheidet sich die Quelle EB 1 anhand des 3. Faktors "SRP-Verfügbarkeit" maßgeblich von den drei anderen Standorten.

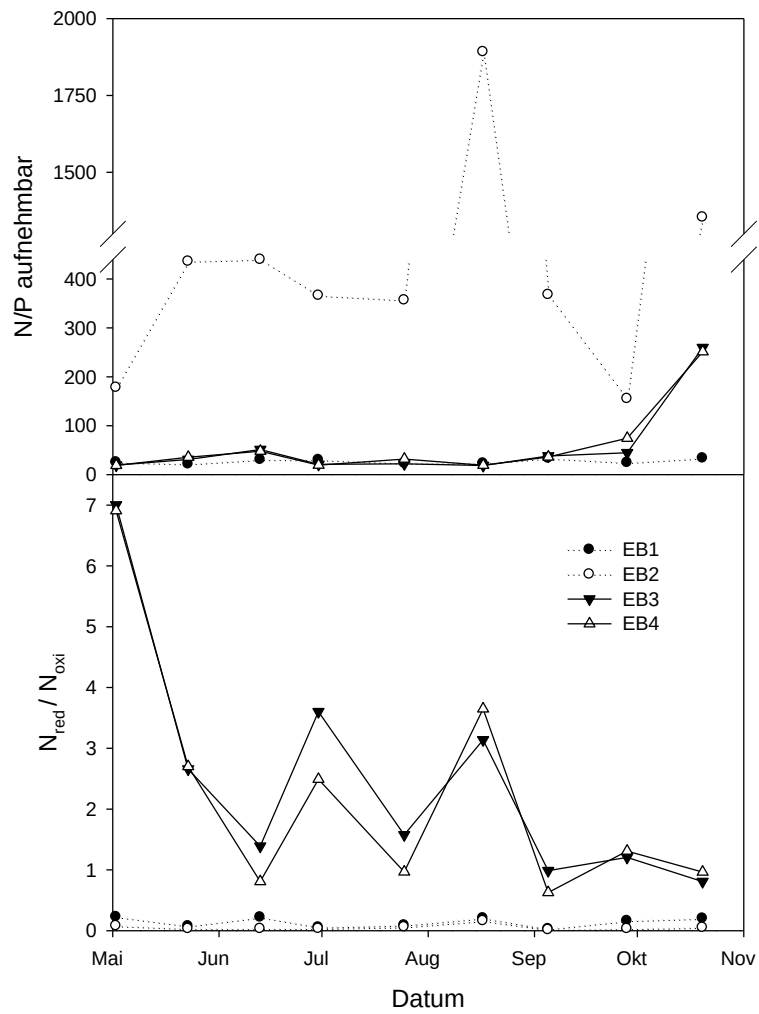


Abb. 3: Verhältnisse der wichtigsten Stickstofffraktionen im Almbach.

Tab. 3: Rotierte Faktorladungsmatrix der PCA anhand von abiotischen Variablen und Variablen zur Beschreibung der Makrozoobenthosgemeinschaften. Gezeigt werden die Korrelationen der Variablen mit den einzelnen Faktoren und deren erklärte Variation. (ln) ... Variable wurde zuvor ln-transformiert.

	Quellentfernung (38%)	MZB (18%)	SRP-Verfügbarkeit (15%)
$\ln N_{\text{red}} - N [\mu\text{g l}^{-1}]$	0,844	-0,249	-0,099
$\ln NO_3^- - N [\mu\text{g l}^{-1}]$	-0,812	0,468	0,111
Wassertemperatur [°C]	0,786	-0,164	-0,147
$\ln$ Wassertiefe z [m]	0,725	-0,416	0,089
MZB Gesamtindividuen [Ind m ⁻²]	-0,062	0,945	-0,054
$\ln$ Gewässerbreite [m]	0,477	-0,692	-0,312
SRP [$\mu\text{g l}^{-1}$]	-0,215	0,155	0,882

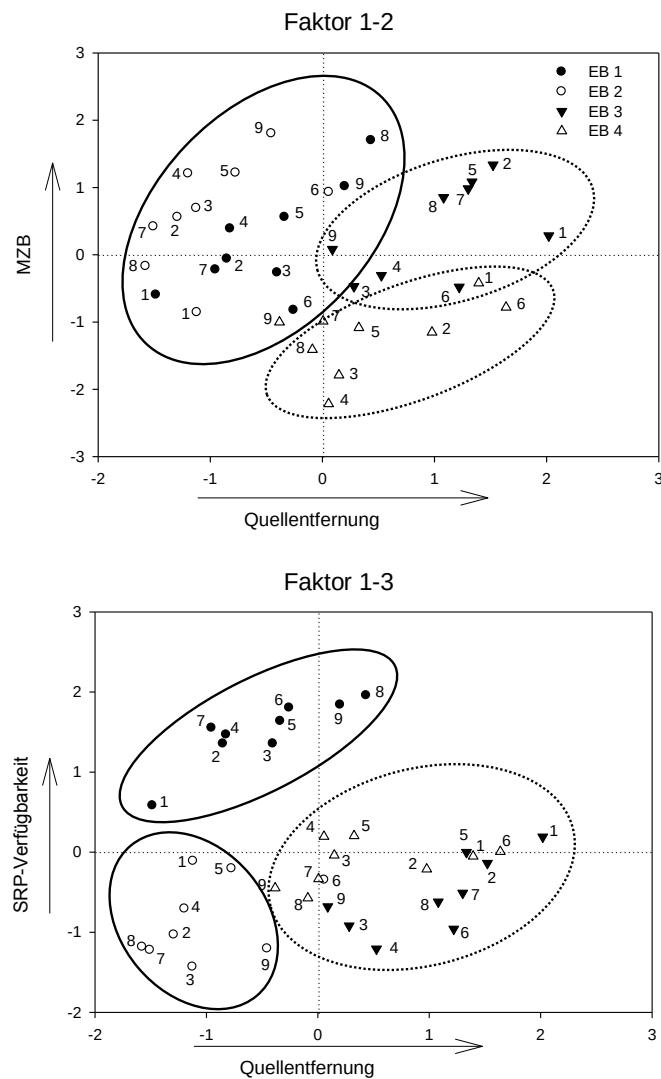


Abb. 4: Faktorwertplot der rotierten Lösung; die Nummern stellen fortschreitend den jeweiligen Probenahmetermin dar. 1...Anfang Mai bis 9...Ende Oktober.

Biotik

Die Trockengewichte der benthischen Beläge weisen in den Quellen geringere Werte als in den Bachstandorten auf, wobei sich EB 2 von EB 4 signifikant unterscheidet (Abb. 5). Die Menge des Biofilms variiert am stärksten in der Quelle EB 1, wo zu Beginn der Vegetationsperiode ein TG-Maximum von $186,1 \text{ g m}^{-2}$ gemessen wird. Im Waldstandort EB 4 können ganzjährig die durchschnittlich höchsten Biofilmmengen ($44,1 \pm 5,4 \text{ g m}^{-2}$) festgestellt werden. Hinsichtlich der Zusammensetzung des benthischen Belages überwiegt mit rund 70 % der Anteil der anorganischen Partikeln (AG) an allen Probenstellen. Durchschnittlich ist der größte Anteil an organischen Bestandteilen (36 %) in EB 1, der geringste Anteil hingegen in EB 3 (28 %) zu finden. Das AFTG differenziert EB 2 von EB 4 ebenfalls signifikant.

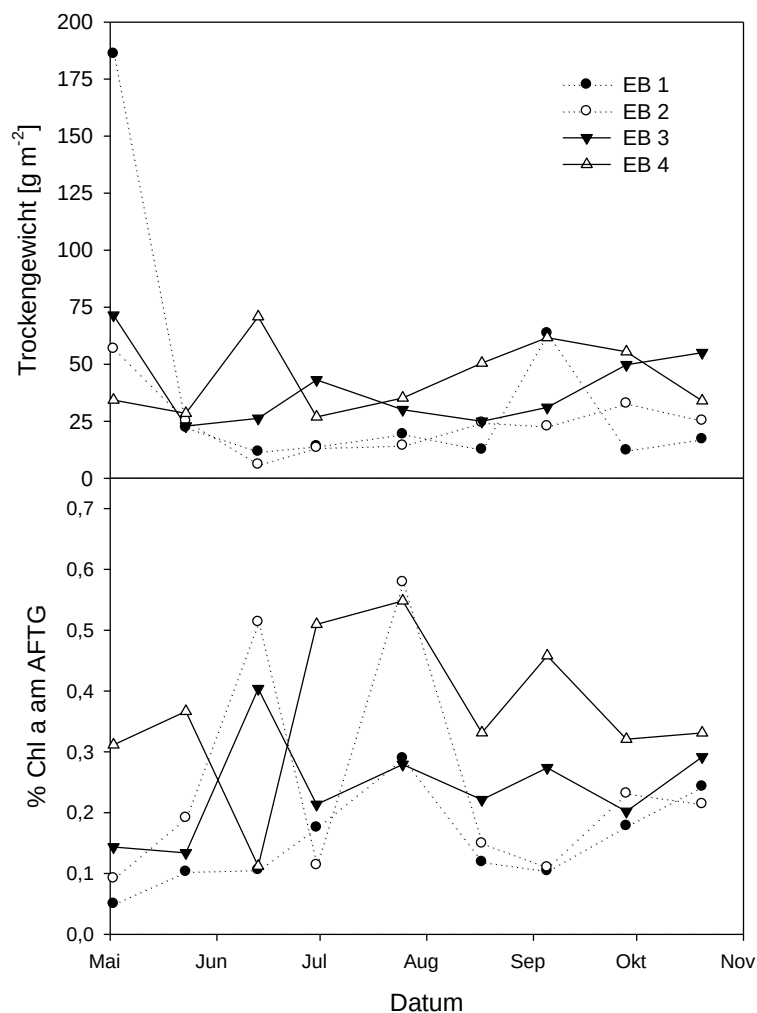


Abb. 5: Mittelwerte der benthischen Trockengewichte aller Probenstellen, sowie der prozentuelle Anteil des Chlorophyll a – Gehaltes am aschefreien Trockengewicht (AFTG).

In beiden Quellen liegen ganzjährig geringere Chl-a - Konzentrationen als in den Bachstandorten vor (Unterschied EB 2 zu EB 3 signifikant; $p < 0,05$), wobei während der

gesamten Untersuchungsperiode der Waldstandort EB 4 die signifikant höchsten Chl-a - Mengen aufweist (Max. 61,2 mg m⁻²). Hinsichtlich des prozentuellen Anteils des Chl-a am AFTG (Abb. 5) sind die einzelnen Probenstellen nicht signifikant voneinander unterschieden (Mediane: EB 1 0,12; EB 2 0,19; EB 3 0,22; EB 4 0,33 %).

Sowohl Höhe als auch Verlauf des benthischen Biovolumens unterscheiden die Untersuchungsstellen deutlich voneinander, wobei sich EB 2, EB 3 und EB 4 jeweils signifikant differenzieren (Abb. 6). Beide Quellen weisen bereits zu Beginn der Vegetationsperiode ihre Biovolumsmaxima von rund 2000 mm³ m⁻² (EB 1) bzw. 300 mm³ m⁻² (EB 2) auf, während in den Sommermonaten die Werte meist deutlich unter 100 mm³ m⁻² liegen. In der umzäunten Quelle EB 1 ist ab dem Spätherbst erneut ein Anstieg der Phytobenthospopulation zu verzeichnen. Im Almbach hingegen bauen die Algengemeinschaften ihre höchsten Biovolumina jeweils im Juli und im Oktober auf, die Spitzenwerte liegen bei rund 1000 mm³ m⁻² (EB 3) bzw. etwa 1300 mm³ m⁻² (EB 4). Generell werden in den Bachstandorten im jährlichen Mittel deutlich höhere Gesamtbiovolumina als in den Quellen erreicht. Zur Zeit des Hochwassertermins Mitte August findet an allen Untersuchungsstellen eine Reduktion der Phytobenthospopulation statt, welche vor allem im Waldstandort EB 4 gravierend ausfällt (Abb. 6).

Betrachtet man die Großgruppenzusammensetzung der Algengemeinschaft (Bacillariophyceae, Rhodophyta, Chlorophyta, Cyanoprokaryota), so grenzen sich die 4 Probenstellen deutlich gegeneinander ab: Während in der Quelle EB 1 ganzjährig Kieselalgen (Bacillariophyceae) dominieren, stellen Grünalgen die Hauptmasse der Algengemeinschaft von EB 2. Nach dem Zusammenfluss der beiden Quellbäche im Bereich (EB 3) bauen hauptsächlich Grün- und Rotalgen die Phytobenthosgemeinschaft auf. Lediglich Ende Mai und Ende Oktober können sich hier für kurze Zeit Bacillariophyceae etablieren. Im Waldstandort EB 4 stellen zu Beginn der Vegetationsperiode die Blaualgen mit rund 60 % den Hauptteil der Phytobenthosgemeinschaft. Der rasante Anstieg der Algenmasse bis Ende Juni beruht auf einer Zunahme aller Algengruppen, wobei zuerst Kieselalgen den größten Anteil bilden, danach dominieren Rot- und Grünalgen das Bild.

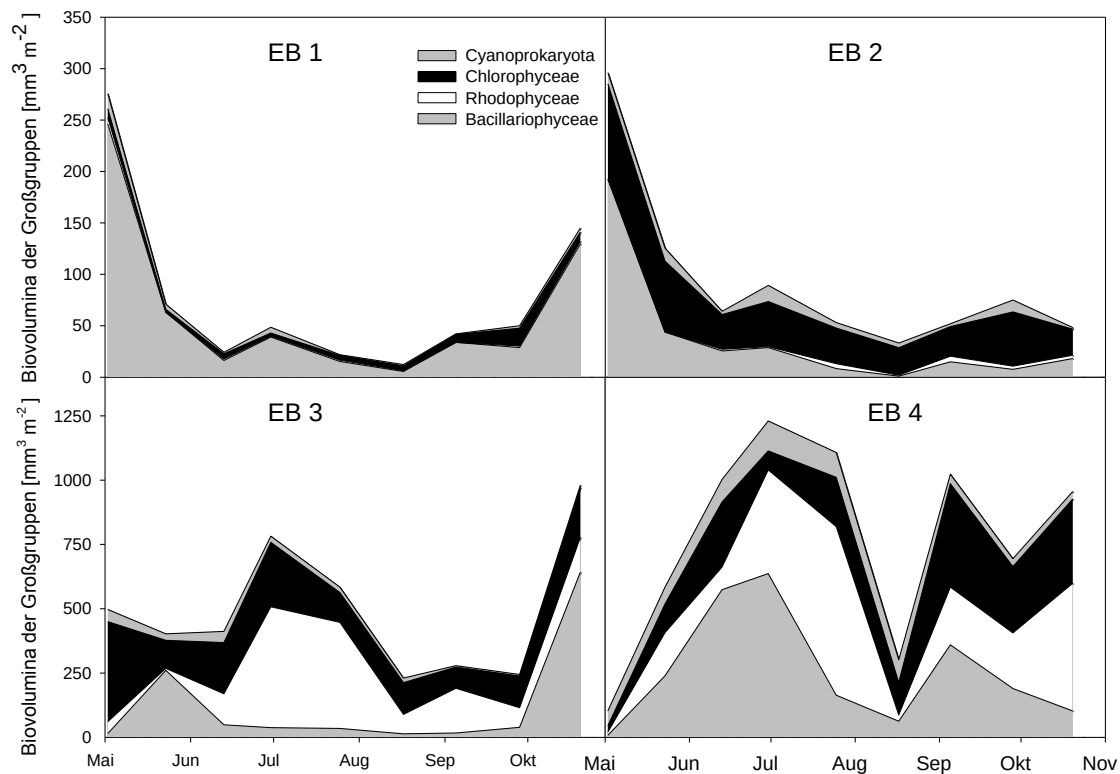


Abb. 6: Verlauf der Algenbiovolumina und Zusammensetzung der Großgruppen an den einzelnen Probenstellen von Mai bis Oktober 2005. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der einzelnen Graphiken. Zur besseren graphischen Darstellung wurde bei EB 1 Anfang Mai das Volumen der Bacillariophyceae um den Wert 1700 vermindert angegeben.

Die zur Ermittlung des Biovolumens verwendeten OTE weisen bei EB 1 sowohl die signifikant höchsten Diversitätsindices H' als auch die signifikant größte Evenness V' auf ($H' = 2,2$; $V' = 0,8$). In der Bachstelle EB 3 werden die jeweils geringsten Werte berechnet, d.h. wenige OTE dominieren diesen Standort. Die größte Anzahl an OTE kann in EB 2 ermittelt werden (34). Der taxonomische Schwerpunkt dieser Untersuchung liegt auf der Kieselalgenbestimmung am Hauptsubstrat Stein. Insgesamt können 102 Taxa bestimmt werden (88 Kieselalgen-, 1 Rotalgen-, 4 Grünalgen- und 9 Cyanoprokaryota). Als artreichster Untersuchungsstandort erweist sich die Quelle EB 2 (75 Taxa), dicht gefolgt von EB 3 im Ebenforstbach mit 70 Phytobenthostaxa. Die Quelle EB 1 und der Waldstandort EB 4 beherbergen je 58 Algentaxa (Tab. 4). Unterschiede zwischen den einzelnen Probestellen bestehen sowohl in deren spezifischen Taxazusammensetzungen wie auch in der saisonalen Entwicklung. So können z. B. 4 *Pinnularia* – Arten (*P. appendiculata*, *P. gibba*, *P. sudetica*, *P. viridis* var. *commutata*) ausschließlich in EB 1 nachgewiesen werden, während 3 *Cymbella*-Arten (*C. aspera*, *C. austriaca*, *C. helvetica*) nur in EB 2 auftreten (Tab. 4). Das Vorkommen von *Neidium affine* beschränkt sich auf EB 3, jenes von *Achnanthes daonensis*, *Gomphonema truncatum* und *Nitzschia*

microcephala hingegen auf EB 4. Andere Taxa treten ausschließlich in den beiden Quellen auf (*Denticula tenuis*, *Caloneis branderii*, *Pinnularia divergentissima*).

An allen Standorten dominierende Taxa sind unter anderem die Ubiquisten *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Cymbella sinuata* und *Meridion circulare* var. *circulare*. Im Laufe der Untersuchungsperiode nehmen die Taxazahlen der beiden Quellen ab (in EB 1 von 41 auf 25, in EB 2 von 45 bis 23), konträr dazu wird in EB 3 ein Anstieg von 21 auf 40 Arten beobachtet. An dieser Stelle variiert die Anzahl der Phytobenthostaxa am stärksten, Ende Mai werden 55 Taxa, Anfang September aber nur 14 Taxa nachgewiesen. 5 Arten können als "gefährdet" und 1 Art sogar als "stark gefährdet" eingestuft werden. Das Vorkommen von 13 Arten wird als "zurückgehend" bezeichnet, während bei 3 weiteren Arten eine "Gefährdung anzunehmen" ist. Schließlich gilt 1 Taxa als "extrem selten" (LANGE-BERTALOT & STEINDORF 1996).

Tab. 4: Taxaliste der Kieselalgen und ihre relativen Häufigkeiten. (-)...nicht gefunden, (+)...an 1-2 Terminen, (++)...an 3-6 Terminen, (+++)...an 7-9 Terminen gefunden.

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
<u>Bacillariophyceae:</u>				
<i>Achnanthes</i> cf. <i>peterseni</i> HUSTEDT	-	+	-	++
<i>Achnanthes daonensis</i> LANGE-BERTALOT	-	-	-	+
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>rostrata</i> (OESTRUP) HUSTEDT	+++	+++	++	++
<i>Achnanthes minutissima</i> KÜTZING	+++	+++	+++	+++
<i>Achnanthes montana</i> KRASSKE	+++	++	+	-
<i>Achnanthes ventralis</i> (KRASSKE) LANGE-BERTALOT	+	++	+	-
<i>Amphipleura pellucida</i> (KÜTZING) KÜTZING	-	-	+	-
<i>Amphora inariensis</i> KRAMMER	+++	+++	+	+++
<i>Amphora libyca</i> EHRENBERG	-	+	+	-
<i>Amphora pediculus</i> (KÜTZING) GRUNOW	+	++	++	+++
<i>Caloneis alpestris</i> (GRUNOW) CLEVE	-	+	-	-
<i>Caloneis bacillum</i> (GRUNOW) CLEVE	+++	+++	++	+
<i>Caloneis branderii</i> (HUSTEDT) KRAMMER	++	+	-	-
<i>Cocconeis pediculus</i> EHRENBERG	-	+	+	-
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>klinoraphis</i> GEITLER	-	-	+	-
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (EHRENBERG) VAN HEURCK	+++	+++	+++	+++
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i> GEITLER	+	-	++	++
<i>Cymbella affinis</i> KÜTZING	-	-	+	-
<i>Cymbella aspera</i> (EHRENBERG) CLEVE	-	++	-	-

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
<i>Cymbella austriaca</i> GRUNOW	-	+	-	-
<i>Cymbella cistula</i> (EHRENBERG) KIRCHNER	-	++	+	-
<i>Cymbella helvetica</i> KÜTZING	-	+	-	-
<i>Cymbella minuta</i> HILSE	+++	++	++	++
<i>Cymbella silesiaca</i> BLEISCH	++	+	+	++
<i>Cymbella sinuata</i> GREGORY	+++	++	+++	+++
<i>Denticula tenuis</i> KÜTZING	+++	+	-	-
<i>Diatoma mesodon</i> (EHRENBERG) KÜTZING	+++	++	+	+
<i>Diatoma vulgaris</i> BORY	+	++	++	+
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	+++	++	++	+++
<i>Fragilaria arcus</i> (Ehrenberg) Cleve	+	-	-	-
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT	+	+	++	++
<i>Fragilaria leptostauron</i> (EHRENBERG) HUSTEDT	-	-	+	-
<i>Fragilaria pinnata</i> EHRENBERG	-	-	+	-
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT	-	++	-	+
<i>Frustulia vulgaris</i> (THWAITES) DE TONI	++	+	+	-
<i>Gomphonema angustatum</i> (KÜTZING) RABENHORST	++	+++	++	+
<i>Gomphonema angustum</i> AGARDH	++	++	+++	+++
<i>Gomphonema clevei</i> FRICKE	-	-	-	+++
<i>Gomphonema micropus</i> KÜTZING	+++	+++	++	++
<i>Gomphonema parvulum</i> KÜTZING	-	+	+	-
<i>Gomphonema truncatum</i> EHRENBERG	-	-	-	+
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (KÜTZING) RABENHORST	-	++	+	-
<i>Gyrosigma scalproides</i> (RABENHORST) CLEVE	-	+	-	-
<i>Hantzschia amphyoxis</i> (EHRENBERG) GRUNOW s. str.	+	+	++	-
<i>Melosira varians</i> AGARDH	-	+	+	-
<i>Meridion circulare</i> var. <i>circulare</i> (GREVILLE) AGARDH	+++	+++	++	++
<i>Navicula angusta</i> GRUNOW	++	++	++	++
<i>Navicula capitatoradiata</i> GERMAIN	-	+	+	-
<i>Navicula cari</i> EHRENBERG	-	++	-	-
<i>Navicula</i> cf. <i>vitabunda</i> HUSTEDT s. str.	-	+	-	-
<i>Navicula cryptocephala</i> KÜTZING	-	++	++	-
<i>Navicula cryptotenella</i> LANGE-BERTALOT	-	+	++	-
<i>Navicula digitoradiata</i> (GREGORY) RALFS	-	+	-	-

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
<i>Navicula elginensis</i> (GREGORY) RALFS	++	++	++	+
<i>Navicula menisculus</i> var. <i>menisculus</i> SCHUMANN	++	+++	++	++
<i>Navicula mutica</i> KÜTZING	+	+	-	+
<i>Navicula pupula</i> var. <i>pupula</i> KÜTZING	++	++	+	+
<i>Navicula radiosa</i> KÜTZING	-	-	++	-
<i>Navicula recens</i> (LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	-	+	-	-
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. MÜLLER) BORY	-	++	++	+++
<i>Navicula trivialis</i> LANGE-BERTALOT	-	-	+	-
<i>Navicula viridula</i> (GRUNOW) EHRENBERG	-	-	++	-
<i>Neidium affine</i> (EHRENBERG) PFITZER	-	-	+	-
<i>Neidium ampliatus</i> (EHRENBERG) KRAMMER	+	++	-	+
<i>Nitzschia dissipata</i> (KÜTZING) GRUNOW	-	+	++	+
<i>Nitzschia linearis</i> (AGARDH) W. SMITH	-	++	++	++
<i>Nitzschia microcephala</i> GRUNOW	-	-	-	+
<i>Nitzschia</i> sp. klein	++	+	+	+
<i>Nitzschia</i> sp. groß	++	+++	++	++
<i>Pinnularia appendiculata</i> (AGARDH) CLEVE	+	-	-	-
<i>Pinnularia borealis</i> EHRENBERG	+	++	+	+
<i>Pinnularia divergentissima</i> (GRUNOW) CLEVE	++	+	-	-
<i>Pinnularia gibba</i> EHRENBERG	+	-	-	-
<i>Pinnularia interrupta</i> W. SMITH	+	+	+	+
<i>Pinnularia karelica</i> CLEVE	-	+	-	-
<i>Pinnularia microstauron</i> (EHRENBERG) CLEVE	++	+	++	+
<i>Pinnularia schroederii</i> (HUSTEDT) KRAMMER	-	-	+	-
<i>Pinnularia sudetica</i> (HILSE) HILSE	+	-	-	-
<i>Pinnularia viridis</i> var. <i>commutate</i> (NITZSCH) EHRENBERG	+	-	-	-
<i>Pinnularia viridis</i> (NITZSCH) EHRENBERG	++	+++	++	++
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (AGARDH) LANGE-BERTALOT	-	-	-	+
<i>Stauroneis anceps</i> EHRENBERG	+	+	+	+
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (NITZSCH) EHRENBERG	+	-	-	-
<i>Stauroneis smithii</i> GRUNOW	+	++	-	+
<i>Surirella angusta</i> KÜTZING	++	-	+	+
<i>Surirella brebissonii</i> KRAMMER & LANGE-BERTALOT	-	-	-	+
<i>Surirella linearis</i> W. SMITH	-	+	-	-
<i>Surirella minuta</i> BRÉBISSE	++	+	+	+

	EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
<u>Rhodophyta:</u>				
<i>Batrachospermum</i> sp. - Chantransia-Stadium	+++	+++	+++	+++
<u>Chlorophyta</u>				
<i>Gongrosira incrustans</i> (REINSCH) SCHMIDLE	+	+++	+++	+++
<i>Gongrosira</i> sp.	-	-	-	++
<i>Chlorococcale</i> klein	+++	+++	++	++
<i>Chlorococcale</i> groß	+++	+++	+++	+++
<u>Cyanoprokaryota:</u>				
<i>Chroococcales</i>	+++	++	+++	+++
<i>Chamaesiphon incrustans</i> GRUNOW	-	-	++	+++
<i>Chamaesiphon</i> sp.	++	+++	+++	++
<i>Chroococcus</i> cf. <i>minutus</i> var. <i>obliteratus</i> (KUETZING) NAEGELI	++	+++	+++	+++
<i>Heteroleibleinia</i> sp.	-	-	+	+++
<i>Homoeothrix varians</i> GEITLER	+++	+++	+++	+++
<i>Leptolyngbya perforans</i> (GEITLER) ANAGNOSTIDIS & KOMAREK	++	+++	+++	+++
<i>Oscillatoria tenuis</i> var. <i>tergestina</i> AGARDH ex GOMONT	++	+	++	++
<i>Phormidium</i> sp.	+++	++	+	-

Diskussion

Abiotik

Aufgrund des vom Wettersteinkalk und Hauptdolomit gebildeten geologischen Untergrundes weist der Almbach neutrale bis leicht basische pH-Werte sowie charakteristische Leitfähigkeiten auf. Die Werte entsprechen nach (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) dem Typ 1 – Fließgewässer der Alpen. Durch das turbulente Abflussregime ist eine ausreichend hohe Sauerstoffsättigung gegeben. Die niedrigen Leitfähigkeitswerte im Frühjahr und August sind auf Verdünnungseffekte durch Schmelzwasser bzw. eines Starkregenereignisses zurückzuführen, während die verschiedenen Werte der beiden Quellen auf eine unterschiedliche Herkunft des Grundwassers schließen lassen (Abb. 2). Die konstant tiefen Wassertemperaturen der Quellen entsprechen ungefähr dem Jahresdurchschnitt der Lufttemperatur (ZOLLHÖFER 1997). Bereits im Mai weist der Almbach gegenüber den Quellen erhöhte Temperaturen

auf, da sich das langsam abfließende Schmelzwasser auf den sonnenexponierten, dunklen Humusschichten der umliegenden Weideflächen stark erwärmt (Abb. 2). Die Sonnenexposition von EB 1, EB 2 und EB 3 ist während der gesamten Untersuchungsperiode einerseits durch die üppige Entwicklung der Ufervegetation, andererseits durch die Beweidung großen Schwankungen unterworfen; nur der Waldstandort EB 4 erfährt ganzjährig einen mittleren Lichtgenuss. Analog zu (CANTONATI & PIPP 2000) steigen Durchflussmenge, Temperatur und Sauerstoffsättigung mit zunehmender Quellentfernung an. Der Almbach weist die Nährstoffkonzentrationen eines typischen oligotrophen, krenalen Karstfließgewässers auf, welche ganzjährig unter den Grenzwerten der Grundwasserschwellenverordnung (BGB II 1997/213 des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft 1997) liegen. (CANTONATI et al. 2001) erhob in Gebirgsbächen der Alpen und im Himalaya vergleichbare Werte. Die auffällig hohen SRP Werte der umzäunten Quelle EB 1 stammen vermutlich aus phosphorhaltigen Gesteinsschichten. Die Quelle EB 2 hingegen weist signifikant höhere NO_3^- -N Konzentrationen auf. Nachdem Weideflächen diese Quelle umgeben, werden offenbar Exkrememente der Kühe bei starken Regenfällen ausgewaschen und gelangen in das Grundwasser. Die signifikanten physiko-chemischen Unterschiede zwischen den beiden Quellen untermauern die Vermutung, dass EB 1 und EB 2 aus unterschiedlichen Grundwasservorkommen gespeist werden. Die deutliche Abnahme des Nitratgehaltes von den Quell- zu den Bachstandorten hat verschiedene Gründe: (i) das nitratärmere Wasser von EB 1 verdünnt beim Zusammenfluss jenes von EB 2, (ii) gibt es zahlreiche weitere, diffuse Wasseraustritte entlang der Fließstrecke und (iii) nimmt der stark ausgeprägte Biofilm im Bach Nitrat auf. Dies unterstreicht den flussabwärts größer werdenden Einfluss des Biofilms (mögliche Denitrifikation in mikroanaeroben Zonen, N- Aufnahme durch Photoautotrophie). Das Verhältnis von anorganischem Stickstoff zu Phosphor zeigt für alle Probenstellen eine Phosphorlimitation an ($\text{N:P} > 16:1$; SCHWOERBEL 1999). Das Verhältnis von reduziertem zu oxidiertem Stickstoff liegt in den beiden Quellen stets deutlich unter 1, während in den Bachstandorten die reduzierten N-Fractionen dominieren.

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA) trennt alle vier Probenstellen deutlich voneinander ab: Besonders hervorzuheben ist hier der zweite Faktor "MZB". Er unterscheidet die beiden Bachstandorte aufgrund der MZB-Gesamtindividuenzahlen, welche in EB 3 ganzjährig höher sind als in EB 4 (POKORNY et al. 2008). Der Standort EB 3 weist ähnliche MZB - Individuendichten wie die beiden Quellen auf (Mittelwert $\pm$ 95 % Konfidenzintervall: EB 1: 40975 ± 14234 ; EB 2: 64902 ± 27793 ; EB 3: 41406 ± 14087 ; EB 4: 12953 ± 4860 Individuen pro m^2). Es ist somit anzunehmen, dass der Fraßdruck auf das Phytobenthos in EB 4 am geringsten ausgeprägt ist (quantitativ weist der Waldstandort EB 4 ein etwa neun Mal höheres Gesamtbiovolumen als die Quelle EB 2 auf). Während für die beiden Bachstandorte hinsichtlich ihrer Ressourcen eine ähnliche bottom

up Situation gegeben ist, so kann im Waldstandort EB 4 ein geringerer top down Effekt durch Grazing vermutet werden (SCHWOERBEL 1999).

Biotik

Während in den beiden Quellen geringe Phytobenthosmengen ausgebildet sind, kann die Stelle EB 3 als Übergang zum algenreichen Waldstandort EB 4 angesehen werden. Die hohe Dynamik in Zusammensetzung und Biovolumen (Abb. 6) ergibt sich aus wechselnden Umweltbedingungen wie Temperatur, Nährstoffgehalt, Licht, Strömung und Vertritt. (KANN 1966) stellte fest, dass an Stellen größerer Strömungsgeschwindigkeit qualitativ und quantitativ mehr Organismen als an ruhigeren Stellen auftreten. Die bereits von (KANN 1978) beobachtete Dominanz der Kieselalgen im Frühjahr ist in der vorliegenden Studie ebenfalls feststellbar. In beiden beschatteten Bachstandorten werden im Frühjahr trotz vergleichsweise hohen Wassertemperaturen nur geringe Biovolumina gemessen, hingegen sind in den konstant kühlen Quellen die Benthosgemeinschaften bei voller Sonneneinstrahlung am besten entwickelt. Laut (KANN 1978) ist es mehr das Licht als die Temperatur, die zur frühjährlichen Entwicklung der Algen führt. Auch (CANTONATI & PIPP 2000) erklären in Quellregionen das Licht zum Schlüsselfaktor für die Entwicklung des Aufwuchses. Das Hochwasserereignis Mitte August führt an allen Probestellen zu einer gravierenden Reduktion der Biomasse, da das Substrat umgelagert wird (mittlere Korngröße 12 bis 38 mm; POKORNY 2008). Darüber hinaus stellt der Vertritt durch Weidevieh an den leicht zugänglichen Stellen EB 2 und EB 3 einen Störfaktor dar.

In Übereinstimmung zu einschlägiger Literatur weisen die qualitativen Analysen Diatomeen als taxareichste Gruppe aus, gefolgt von Cyanoprokaryota (KANN 1978, KAWECKA 1981, PFISTER 1992 und PIPP & ROTT 1994). Innerhalb dieser beiden Gruppen gibt es eine große Anzahl an Spezialisten, die an extreme Bedingungen angepasst sind (PFISTER 1992).

Unterschiede zwischen Quellen und Bach: Im Saisonverlauf sind bedeutende Unterschiede sowohl quantitativ als auch qualitativ zu erkennen. Während die Biovolumina der beiden Quellen jeweils ein Frühjahrsmaximum aufweisen, zeigen die Bachstandorte Mitte Juli große Phytobenthospopulationen. Werden die Quellen ganzjährig von Diatomeen geprägt, so unterliegen die Bachstandorte wechselnden Dominanzverhältnissen. Rhodophyta spielen nur im Bach eine entscheidende Rolle, sie sind ausschließlich durch das sogenannte Chantransia-Stadium der Gattung *Batrachospermum* vertreten. Das Stadium bezeichnet eine Generation im dreigliedrigen Lebenszyklus dieser Gattung. *Batrachospermum* kommt vorwiegend in klaren, kalten und beschatteten Quellbächen und Flussoberläufen vor. Weiters ist eine Vorliebe für hohe Fließgeschwindigkeiten und die damit verbundene gute Sauerstoffversorgung festzustellen.

(KNAPPE et al. 1996). (STARMACH 1961) konnte Chantransia-Stadien hauptsächlich auf Steinflächen beobachten, die der Strömung zugewandt waren.

In der Quelle EB 1 konnten gegenüber den Bachstandorten signifikant höhere Diversitätsindices H' und Evenness H' verzeichnet werden, obwohl die beiden leicht zugänglichen Standorte EB 2 und EB 3 die meisten OTE aufweisen ($p > 0,05$). Dasselbe gilt für die qualitativ erhobenen Taxalisten: Die beiden für Kühe nicht bzw. schwer zugänglichen Stellen EB 1 und EB 4 beherbergen mit jeweils 58 Arten im Vergleich zu den beeinträchtigten Stellen EB 2 und EB 3 weniger Taxa (75 und 70). Aufgrund der ökologischen Angaben in der Fachliteratur (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986, 1988, 1991a, 1991b) werden beispielsweise *Diatoma mesodon* und *Meridion circulare* als krenophil eingeschätzt. Beide Arten sind in den Quellstandorten präsenter als im Bach.

Unterschiede zwischen der umzäunten und der zugänglichen Quelle: Anfang Mai weisen beide Quellphytobenthoszönosen maximale Biovolumina auf, wobei in der umzäunten Quelle Bacillariophyceen unerwartet hohe Dichten bis rund $2000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-2}$ erreichen. Zu dieser Zeit sind beide Standorte voll sonnenexponiert. Mit der sich rasch entwickelnden Ufervegetation aus Annuellen und der damit verbundenen Beschattung, verringern sich beide Algenpopulationen bis Mitte Juni rapide. Von diesem Zeitpunkt an bedingen unterschiedliche Einflussfaktoren die nunmehr geringen Biovolumina. Während eine dichte Ufervegetation die Quellregion EB 1 gänzlich überdeckt und beschattet, weiden Kühe an der zugänglichen Quelle EB 2 die Pflanzen ab. Die Phytobenthosgemeinschaft in EB 2 erfährt zwar erneut einen hohen Lichtgenuss, kann aber dennoch nur geringfügig höhere Biovolumina als jene von EB 1 aufbauen. Das Substrat der zugänglichen Quelle wird durch den Vertritt des Weideviehs ständig umgelagert, die Algengemeinschaft muss sich hier ständig neu etablieren. Selbst nach dem Almatrieb im Herbst können sich an EB 2 keine hohen Algendichten mehr ausbilden. Konträr dazu ist die Situation in EB 1: Sobald die lichtlimitierende Ufervegetation zusammenbricht, entwickelt die benthische Algenpopulation erneut größere Dichten.

Während EB 1 ganzjährig von Diatomeen dominiert wird, beherrschen raschwüchsige Grünalgen EB 2. Auch Cyanoprokaryota können in der für Kühe zugänglichen Quelle größere Populationen aufbauen. CANTONATI (1998) kommt zu dem Schluss, dass Diatomeen qualitativ und quantitativ die wichtigste Komponente der Mikroflora in Quellen darstellen, die umzäunte Quelle EB 1 entspricht dieser Feststellung. Analog zu anderen Autoren (HUSTEDT 1945, ROUND 1957, DELL'UOMO 1975, RUSHFORTH et al. 1986 und CANTONATI 1998) sind *Achnanthes lanceolata*, *Diatoma mesodon* und *Meridion circulare* var. *circulare* häufige Vertreter des Phytobenthos in den Quellen.

Hinsichtlich der OTE weist die umzäunte Quelle die signifikant höchsten Diversitätsindices H' und die signifikant größte Evenness V' auf. Trotzdem werden in der zugänglichen Quelle EB 2 mehr Taxa gefunden. Durch den Vertritt der Kühe werden hier zusätzliche Mikrohabitate geschaffen, in denen sich feineres Sediment ansammelt. Vor allem nährstofftolerante Vertreter der Gattungen *Navicula*, *Gyrosigma* und *Melosira* können diese Bedingungen nutzen. Durch die Abweidung der Ufervegetation und Vertritt üben Kühe einen destruktiven Einfluß auf die Quelle und den Almbach aus. Aufgrund geringerer Beschattung und ständiger Umwälzung des Substrates kommt es zu einer qualitativen und quantitativen Veränderung der Phytobenthosgemeinschaft in EB 2 und EB 3. Betrachtet man hingegen die umzäunte Quelle EB 1, die eine dichte Ufervegetation und eine stabile Sedimentsituation aufweist, so findet man eine quelltypische, von Kieselalgen dominierte Phytobenthosgemeinschaft mit geringen Biovolumina vor. Aus diesen Gründen können Sinnhaftigkeit und Notwendigkeit der Umzäunungen nur bestätigt werden.

Danksagung: Besonderer Dank gilt Dr. Erich Weigand und Ing. Elmar Pröll vom Nationalpark Kalkalpen für die tatkräftige Hilfe bei den Probenahmen. Weiters danken wir dem Nationalpark OÖ. Kalkalpen Ges.m.bH. für die finanzielle Unterstützung.

Zusammenfassung

Im Nationalpark Kalkalpen wurde das Phytobenthos eines typischen oligotrophen, krenalen Karstgewässers von Mai bis Oktober 2005 untersucht. Der Almbach und dessen 2 Hauptquellen liegen auf der traditionell bewirtschafteten Ebenforstalm in etwa 1200 m Seehöhe. Im Zuge von LIFE-Managementmaßnahmen wurde eine Quelle zum Schutz vor dem Vertritt durch Weidevieh umzäunt. In dieser Studie wurden 2 Quellen (eine umzäunt, eine für Kühe zugänglich) und 2 weitere Bachstandorte qualitativ und quantitativ beprobt. Während sich die beiden Quellen anhand ihrer chemischen Eigenschaften stark unterscheiden, weisen sie ähnliche hydrologische und physikalische Bedingungen auf. Die umzäunte Quelle weist geringe Algenbiomassen auf, wobei Diatomeen den Hauptteil stellen, hingegen beeinflusst das Weidevieh die zugängliche Quelle besonders durch das Abweiden der Ufervegetation und der Umwälzung des Substrates, wodurch eine Zunahme der Chlorophyta- und Cyanoprokaryota-anteile bewirkt wird. An den Bachstandorten erreichen in den Sommermonaten Rhodophyta der Gattung *Batrachospermum* hohe Biovolumina. Eine Hauptkomponentenanalyse resultierte in 3 Faktoren, deren Hintergrundvariablen als "Quellentfernung", "MZB" und "SRP" interpretiert werden. Der erste Faktor trennt die beiden Quellen von den Bachstandorten, der zweite Faktor unterscheidet die beiden Bachstandorte voneinander und schließlich separiert der dritte Faktor die beiden Quellen voneinander.

Literatur

- BAUERNFEIND E. & U. HUMPECH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas; Bestimmung und Ökologie. — Verlag Naturhistorisches Museum, Wien.
- BAUERNFEIND E., MOOG O. & P. WEICHSELBAUMER (2002): Ephemeroptera. – Teil III. — In: MOOG O. (Eds.), Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002, 24 pp. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BESCH W.K., BACKHAUS D., CAPBLANCQ J. & P. LAVANDIER (1972): Données écologiques sur les algues benthiques de haute montagne dans les Pyrénées. — Annales de Limnologie 2: 103-118.
- CANTONATI M. (1998): Diatom communities of springs in the Southern Alps. — Diatom Research 13 (2): 201-220.
- CANTONATI M. & E. PIPP (2000): Longitudinal and seasonal differentiation of epilithic diatom communities in the uppermost sections of two mountain spring-fed streams. — Verh. Internat. Limnol. 27: 1591-1595.
- CANTONATI M., CORRADINI G., JÜTTNER I. & E.J. COX (2001): Diatom assemblages in high mountain streams of the Alps and the Himalaya. — Nova Hedwigia, Beiheft 123: 37-61.
- DELL'UOMO A. (1975): La flora e la associazioni algali della Sorgente di Salomone (Anterselva, Bolzano). Facies estiva. — Giornale Botanico Italiano 109: 257-271.
- ESSL F., EGGER G., ELLMAUER T. & S. AIGNER (2002): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Konzept. — Umweltbundesamt, Monographie Band 155. Wien.
- ETTL H. (1978): Xantophyceae, Teil 1. — In: ETTL H., GERLOFF J. & H. HEYNIG (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. Stuttgart-New York, Fischer Verlag.
- GEITLER L. (1932): Cyanophyceae. — In: KOLKWITZ R. (Ed.): Die Algen. Dr. L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. 14. Band 2nd Ed., reprint 1985, Koeltz Scientific Books, 1196 pp.
- GERECKE R. & H. FRANZ (Koord.) (2006): Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. — Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Germany.
- GRAF W., GRASSER U. & A. WEINZIERL (2002): Plecoptera. – Teil III. — In: MOOG O. (Edt.), Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002, 17. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

- HASEKE H. (2002): Rundwanderweg Wollgras, Alm und Wasserschwinde. — Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen Ges.m.b.H., Österreich, Informationsfolder.
- HUSTEDT F. (1945): Diatomeen aus Seen u. Quellgebieten der Balkan Halbinsel. — Archiv für Hydrobiologie **40** (4): 867-973.
- HYNES H.B.N. (1976): The ecology of running waters. — 3rd Ed. Liverpool University Press. 555pp.
- HYNES H.B.N. (1984): A key to the adults and nymphs of the British stoneflies (Plecoptera). — Freshwater Biological Association, Ambleside, U.K.
- KADLUBOWSKA J. (1984): Conjugatophyceae I: Zygnemales. — In: Ettl H., GERLOFF J., HEYNIG H. & D. MOLLENHAUER (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa **16**. Jena, Fischer Verlag.
- KANN E. (1966): Der Algenaufwuchs in einigen Bächen Österreichs. — Verh. Internat. Verein. Limnol. **16**: 646-654.
- KANN E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. — Arch. Hydrobiol., Suppl. **53**: 405-643.
- KAWECKA B. (1980): Sessile algae in European mountain streams. 1. The ecological characteristics of communities. — Acta Hydrobiol. **22**(4): 361-420.
- KAWECKA B. (1981): Sessile algae in European mountain streams. 2. Taxonomy and autecology. — Acta Hydrobiol **23**: 17-46.
- KLEE O. (1998): Wasser untersuchen: einfache Analysemethoden und Beurteilungskriterien. — Quelle und Meyer Verlag, Wiesbaden, Germany.
- KNAPPE J., GEISLER U., GUTOWSKI A. & G. FRIEDRICH (1996): Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. — Schr.-R. f. Vegetationskde. **28**: 609-623.
- KOMAREK J. & K. ANAGNOSTIDIS (1999): Cyanoprokaryota. 1. Teil, Chroococcales. — In: Ettl H., GÄRTNER G., HEYNIG H. & K. ANAGNOSTIDIS (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa **19/1**. Fischer Verlag.
- KOMAREK J. & B. FOTT (1983): Chlorophyceae (Grünalgen); Ordnung Chlorococcales. — In: HUBER-PESTALOZZI G. (Eds.), Das Phytoplankton des Süßwassers. Stuttgart, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- KRALIK M. (2006): Karst- und Kluftgrundwasser. — In: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2006: 53-57. Umweltbundesamt, Wien, Austria.
- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1986): Bacillariophyceae, Teil 1: Naviculaceae. — In: Ettl H., GERLOFF J., HEYNIG H., & D. MOLLENHAUER (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa **2/1**. Stuttgart — New York, Fischer Verlag.

- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1988): Bacillariophyceae, Teil 2: Epithemiaceae, Bacillariaceae, Surirellaceae. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & D. Mollenhauer (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. Stuttgart — New York, Fischer Verlag.
- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1991a): Bacillariophyceae, Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & D. Mollenhauer (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/3. Stuttgart — New York, Fischer Verlag.
- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1991b): Bacillariophyceae, Teil 4: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & D. Mollenhauer (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/4. Stuttgart — New York, Fischer Verlag.
- KROM M.D. (1980): Spectrophotometric determination of amminia: A study of a modified Bertholet Reaction using salicylate and dichlorisocyanurate. — *The Analyst* **105**: 305-316.
- LANGE-BERTALOT H. & A. STEINDORF (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. — *Schr.-R. f. Vegetationskde.* **28**: 633-677.
- LEGLER C. (1988): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. — Jena, Fischer Verlag.
- LORENZEN C.J. (1967): Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. — *Limnol. Oceanogr.* **12**: 543-556.
- MOOG O. (Edt.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca. — Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- MROZINSKA T. (1985): Chlorophyta IV, Oedogoniophyceae: Oedogoniales. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & D. Mollenhauer (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa **14**. Stuttgart — New York, Fischer Verlag.
- POKORNY N., FESL C., NIEDERMAYR R. & M. SCHAGERL (2008): Die Evertebraten-Fauna des Almbaches und dessen Quellen im Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich. — In *Praep.*
- PFISTER P. (1992): Artenspektrum des Algenaufwuchses in 2 Tiroler Bergbächen – Teil 1: Cyanophyceae, Chrysophyceae, Chlorophyceae, Rhodophyceae. — *Algological Studies* **65**: 43-61.

- PIPP E. & E. ROTT (1993): Bestimmung der ökologischen Wertigkeit von Fließgewässern in Österreich nach dem Algenaufwuchs. — Blaue Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie **2**: 147pp.
- PIPP E. & E. ROTT (1994): Classification of running-water sites in Austria based on benthic algal community structure. — Verh. Internat. Verein. Limnol. **25**: 1610-1613.
- POTTGIESSER T. & M. SOMMERHÄUSER (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. — In: STEINBERG C., CALMANO W., WILKEN R.D. & H. KLAPPER (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- PRÖLL E. (2002): Karstquellen-Monitoringprogramm Nationalpark Kalkalpen. — In: Forschung im Nationalpark 2002: 24-25. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- ROUND F.E. (1957): A note on some diatom communities in calcareous springs and streams. — Journal of the Linnean Society of London. Botany **55**: 662-668.
- RUSHFORT S.R., SQUIRES L.E. & C.E. CUSHING (1986): Algal communities of springs and streams in the Mt. St. Helens Region, Washington, U.S.A. following May 1980 eruption. — Journal of Phycology **22**: 129-137.
- SABATER S. & J.R. ROCA (1990): Some factors affecting distribution of diatom assemblages in Pyrenean springs. — Freshwater Biology **24**: 493-507.
- SABATER S. & J.R. ROCA (1992): Ecological and biogeographical aspects of diatom distribution in Pyrenean springs. — British Phycological Journal **27**: 203-213.
- SAMBUGAR B., DESSI G., SAPELZ A., STENICO A., THALER B. & A. VENERI (2006): Südtiroler Quellfauna. — Autonome Provinz Bozen-Südtirol.
- SCHÖN B. & M. STRAUCH (2004): Raumeinheit Sengsengebirge. — Land Oberösterreich, Linz, Austria.
- SCHWOERBEL J. (1999): Einführung in die Limnologie. — Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- STARMACH K. (1961): Communities of algae in the stream Piekielnik near Jablonska. — Acta Hydrobiol. **3**(2-3): 143-150. Kraków.
- STRICKLAND J.D.H. & T.R. PARSONS (1968): A practical handbook of seawater analysis. — Bull. Fish. Res. Bd. Canada 167.
- THIENEMANN A. (1922): Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. — Arch. Hydrobiol. **14**: 151-190.

- THYR P. (2002): Mikrobielle Dynamik von Karstquellen. — In: Forschung im Nationalpark 2002: 26-27. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- UTERMÖHL H. (1958): Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. — Mitt. Internat. Verein. Limnol. **9**: 1-39.
- VOGEL M. (2006): Vorwort. — In: Quellen im Nationalpark Berchtesgaden, Germany.
- WEIGAND E., PELIKAN U., RATSCHAN C. & C. SCHEDER (2002): Gewässerökologische Bewertung des Einflusses von Alm- und Forstwirtschaft auf Karstquellen im Nationalpark Kalkalpen (Österreich). — *Revue de Geographie Alpine* **2**: 103-115.
- WEIGAND E. & W. GRAF (2002): Hydrobiologische Beweissicherung von Karstquellen. — In: Forschung im Nationalpark 2002: 28-30. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- ZOLLHÖFER J.M. (1997): Quellen – die unbekannten Biotope: erfassen, bewerten, schützen. — Bristol Stiftungsserie Band **6**. Flück-Wirth Verlag. Teufen. Schweiz. 153 pp.

STRUCTURING FACTORS OF THE PHYTOBENTHOS COMMUNITY ALONG A MOUNTAIN HEADWATER (NATIONAL PARK KALKALPEN, AUSTRIA)

ROMANA NIEDERMAYR, MICHAEL SCHAGERL

Abstract

The phytobenthos community of a carbonate headwater and its springs were studied in the national park Kalkalpen (Austria). The investigated rivulet Almbach is located at a traditionally farmed mountain pasture. Two springs, one of them fenced in to prevent livestock access, and two more sites from the headwater were sampled from May to October 2005. Whereas diatoms dominated the fenced spring, chlorophytes reached highest biomass at the spring with livestock access. A Discriminant Analysis revealed three functions based on nitrate, phosphorus and channel width, which classified 100% of the sites correctly. Most indicator taxa could be detected at those sampling sites where cattle had no access. Both springs differed significantly from the rivulet sites and from each other concerning physico-chemical parameters, algal community structure, biomass and seasonal development. Canonical Correspondence Analysis was used to analyze the phytobenthos community pattern along environmental gradients. Phosphorus, benthic ash free dry mass and pH had most influence on the first two axes, which explained 78% of taxa-environmental variation. A negative impact of pasturing on the sensitive high mountain headwater system could be detected because of reduced bank stability through trampling, decreased canopy cover and increased nitrogen input, causing an untypical, chlorophyte-dominated phytobenthos community with both low algal diversity and evenness.

Keywords: phytobenthos community, spring, karst, headwater, alga

Introduction

Springs represent ecotones which link the phreatic zone to headwaters (CANTONATI 1996). Hydrology and physico-chemistry of springs are strongly affected by geology and precipitation of their catchment areas. They feature characteristic stable physico-chemical conditions (ODUM 1971), especially with regard to water temperature. High mountain springs and headwaters are sensitive ecosystems and highly threatened by human impacts like withdrawal of water for drinking water supply, alpine pasture farming and timber industry, however research on their phytobenthos community has been done only scarcely. Commonly, dominant groups in high-mountain running waters are Cyanoprokaryota and diatoms (KANN 1978, KAWECKA 1981, PFISTER 1992 and CANTONATI et al. 2001), which serve also as bioindicators for water quality (ROTT 1997, 1999). KANN (1978) studied ecology and taxonomy of phytobenthos of several mountain streams in Austria and highlighted that the cyanoprocaryote taxa *Chamaesiphon*, *Homoeothrix*, *Phormidium*, the

chlorophyte *Gongrosira incrustans* (Reinsch) Schmidle and the chrysophyte *Hydrurus foetidus* (Villars) Trevisan are typical of calcareous summer-cold rivers. SABATER & ROCA (1992) analysed diatom communities in Pyrenean springs and found that calcareous biotopes sheltered more cosmopolitan taxa than soft water habitats which in contrast contained mainly boreal-alpine species. Additionally, they observed some differences between diatom communities of springs and that of small streams. Studies on diatoms of high mountain springs and headwater streams in the Alps and the Himalaya revealed epilithic samples to be similar and mostly constant over the seasons; cosmopolitan taxa were the most abundant ones (CANTONATI 1998, CANTONATI et al. 2001, CANTONATI & PIPP 2000). Diatom assemblage structures were mainly determined by geochemical factors, such as the level of mineralisation, pH and sulphate amounts. The vast majority of diatom taxa occurring in springs are also common in headwaters, thus they cannot be called crenobionts (ROUND 1957, CANTONATI 1998). Also REICHARDT (1994), investigating calcareous tuff springs and headstreams in Bavaria, stated that crenobiont algae are subdominant to rare. Other studies focused on non-diatom communities (PFISTER 1992, CANTONATI 1996, 1999) and detected Cyanoprokaryota to be the dominant group in rheocrenes and high mountain streams.

We focused on the phytobenthos communities of two springs and an associated headwater within the national park Kalkalpen (limestone Alps, Austria). In this area, more than 800 springs are known. Springs emerging from calcareous areas like the Kalkalpen, offer special features because their bedrocks provide a high buffer capacity with stable pH conditions. Karst formations show typical sinkholes, complex fissures, subterranean furcations and caves. Thus the water emerging from two closely located springs might have different drainage basins (KRÁLIK 2006). Within the national park Kalkalpen, some mountain pastures are still in use. In the course of a LIFE project (LIFE99NAT/A/5915), management measures were carried out on various disturbed alpine springs to prevent them from further deterioration through livestock access. Their progress concerning water chemistry and hydrobiology is monitored since 1991 (PRÖLL 2002). Additionally, studies on microbial activities (THYR 2002) and zoobenthos (WEIGAND & GRAF 2002) were carried out. POKORNY et al. (2008) studied the macroinvertebrate community of the Almbach and its associated springs.

We focused on a comparison between algal communities of two pasture springs, one of them without livestock access. In view of already performed management measures we analysed if significant differences can be found between the fenced spring, the spring with free livestock access and two more downstream sites. We assumed that exclusion of livestock led to the development of a special community including crenophils and crenobionts. Moreover, we tried to extract relevant environmental variables which structure the algal communities. We investigated, if phytobenthos taxa can be specified

which characterize certain environmental conditions. In contrast to other studies, this investigation also includes quantitative analyses of phytobenthos communities.

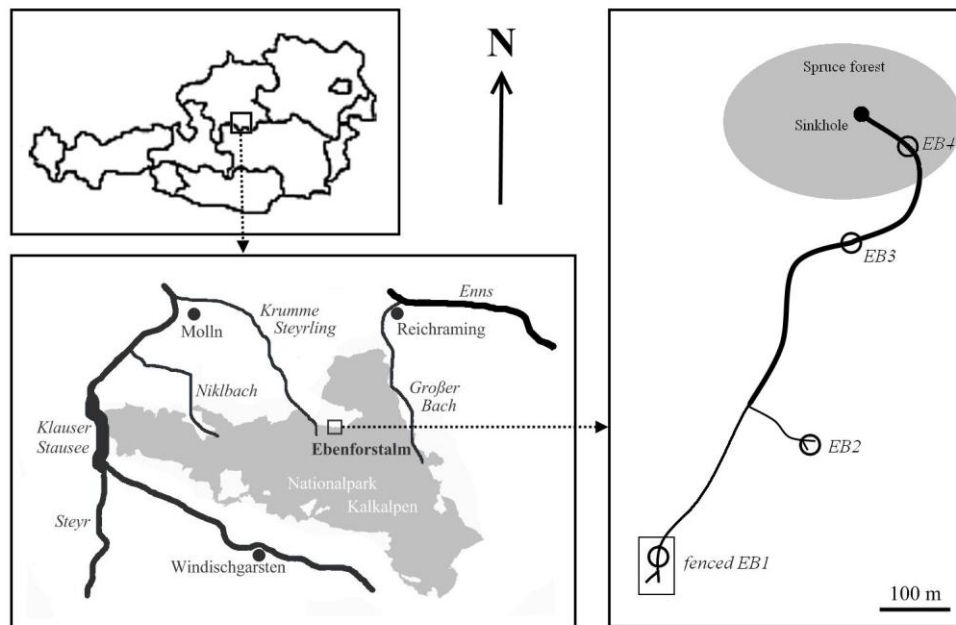


Figure 1: Location of the sampling sites. Shaded area enclosing EB 4 assigns forest area.

Study area

The national park Kalkalpen (Upper Austria), which was founded in 1998 covers an area of about 21 000 ha of the Sengsengebirge and the Reichraminger Hintergebirge (Fig. 1). It is the largest forest protection area of Austria, consisting of 81% forest, 11% mountain pastures and rocks and 8% knee pines, respectively. The summit of the region is called Hoher Nock reaching an altitude of 1963 m. Mean annual precipitation is about 1275 mm with an average annual air temperature of 7,3°C. According to SCHÖN & STRAUCH (2004), the climate can be described as humid-temperate. The geology mostly consists of limestone and dolomite, thus weathering causes karst landscapes, subterranean streams and cave systems.

The study site “Ebenforstalm” is situated at 1105 m altitude within the northern inclination of the Reichraminger Hintergebirge. The inverse syncline of the area enabled the development of a humus layer (HASEKE 2002) that tolerates mechanical load like livestock trampling. The clay fraction of the soil provides elevated water retention and together with high local rainfall the nearby peat-bog Ebenforst-Moor could develop around 8000 years ago. The brooklet Almbach covers a wide catchment area consisting of many small springs. In the course of management measures (WEIGAND et al. 2002) the main spring was

fenced in to protect it against hoof tracks and cow droppings. A second spring with free livestock access is located approximately 150 m downstream. Water from these springs merge and cross the pasture before the Almbach enters a spruce forest and eventually drains in a sinkhole called Ebenforstponor. The distance from the fenced spring to the sinkhole is about 900 m. The Ebenforstponor is connected to a spring at about 450 m altitude called Predigtstuhlquelle.

Material & Methods

Four sites were sampled every three weeks from May to October 2005. Two springs (fenced EB 1, and EB 2 with livestock access) and two sites located a few hundred meters downstream (EB 3, EB 4) were investigated (Fig. 1). Water temperature ($^{\circ}\text{C}$), pH, electrical conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$) and dissolved oxygen (O_2 % and mg l^{-1}) were measured in the field (WTW-MultiLineP4 with TetraCon 325, SenTix 41, CellOx 325). At each site, channel width (b), water depth (z) and flow velocity (v) were recorded using a Marsh-McBirney Flow-Mate. The level of sun exposure was estimated on a relative scale from 1 to 5 (shaded to fully sun-exposed). Water samples were filtered through pre-combusted glass fibre filters (Ederol BM/C). Filters were used for determination of the particulate matter (pelagic dry mass PDM, pelagic ash mass PAM). The filtrate was used for hydrochemistry including nitrogen-fractions (ammonium-nitrogen NH_4^+ -N, nitrite-nitrogen NO_2^- -N and nitrate-nitrogen NO_3^- -N) and phosphorus-fractions (soluble reactive phosphorus SRP and total phosphorus TP; Table 1). Total alkalinity was analysed by endpoint titration to pH 4,3 (Methrom: Titrand 808, Dosimat 805, 814 USB Sample Processor).

Table 1: Methods summary used for nutrient analyses.

Parameter	unit	Analytical Method	Reference / Method
Soluble reactive Phosphorus (SRP)	$[\mu\text{g l}^{-1}]$	Molybdenum blue method	STRICKLAND & PARSONS 1968
Nitrite-N (NO_2^- -N)	$[\mu\text{g l}^{-1}]$	GRIESS-reaction	DIN 38 405 – D 10
Nitrate-N (NO_3^- -N)	$[\mu\text{g l}^{-1}]$	Sodium salicylate method	LEGLER 1988
Ammonium- N (NH_4^+ -N)	$[\mu\text{g l}^{-1}]$	Indophenol blue method	KROM 1980
Organic bound Nitrogen (N_{red} -N)	$[\mu\text{g l}^{-1}]$	Dissociation and Indophenol blue method	APHA 1995
Total alkalinity (Alkal)	$[\text{mval l}^{-1}]$	Titration to pH 4,3	-

For algal taxa lists, qualitative analyses were conducted. Choriotopes like pebbles, dead wood, mosses and muddy patches were considered. Living material was identified using a compound microscope (Polyvar Reichert-Jung). Identification followed GEITLER (1932), KOMAREK & ANAGNOSTIDIS (1999, 2001) for Cyanoprokaryota, KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a, 1991b) for Bacillariophyceae, KOMAREK & FOTT (1983) for Chlorococcales, MROZINSKA (1985) for Oedogoniophyceae, KADLUBOWSKA (1984) for Conjugatophyceae and Ettl (1978) for Xanthophyceae. For quantification of phytobenthos, four replicates per site were taken by brushing off defined areas from pebbles (main substratum). Quantitative samples were split into three parts: (1) one

fraction was fixed with 3% formaldehyde for cell counts and biovolume estimations using an inverted microscope (Nikon Diaphot) at 400x magnification according to UTERMÖHL (1958). Biovolumes of the various taxa were estimated using geometric formulae of the shapes of the respective phytoplankton cells. For rare taxa, biovolumes were taken from HOEHN et al. (1998). From the remaining part, permanent slides for diatom identification were prepared. Diatoms were combusted using acid treatment (HCl, HNO₃ + H₂SO₄) and thereafter embedded in Naphrax (Brunel microscopes Ltd.). (2) From the second part, Chlorophyll-a concentrations (Chl a) were determined spectrophotometrically after extraction in cold 90% acetone (Hitachi U-2100; LORENZEN 1967). (3) Benthic dry mass (BDM) and benthic ash mass (BAM) were measured from the remaining part. Pelagic and benthic samples were filtered through pre-combusted filters, which then were used for gravimetrical determination of dry mass (drying at 95 °C) and ash mass (combusting at 55 °C for 3h), respectively. Pelagic and benthic ash free dry mass (AFDM) were calculated as follows: DM – AM = AFDM.

Macroinvertebrates (Mi) were quantitatively collected by Hess samplers (100 µm mesh size) and immediately preserved in 90 % ethanol. Individuals larger than 200 µm were sorted and counted, Plecoptera and Ephemeroptera were identified to the most accurate taxonomic level possible (larvae of Plecoptera: HYNES 1984, larvae of Ephemeroptera: BAUERNFEIND & HUNPESCH 2001).

Biological data were based on a total of 144 samples (4 replicates at each of the 4 sites at 9 dates). Phytobenthos and macroinvertebrate communities were characterized by the number of taxa S, the Shannon-Wiener Diversity Index H' and Shannon-Wiener Evenness V' (PIELOU 1969); p_i is the proportion of the number of individuals of taxon i to the total of individuals.

$$H' = -\sum_i^S (p_i * \ln p_i) \quad V' = \frac{H'}{\ln S}$$

A Discriminant Analysis (DA) was performed to classify different sampling sites in terms of the environmental variables (SPSS 11; SPSS Inc., 2001). Some of the variables were ln-transformed to achieve normal distribution of the raw data. Spearman Rank Correlations were calculated to check for collinearity of the data set. If variables were highly correlated (p < 0.001; r > 0.5), redundant variables were removed from analysis. An Indicator Species Analysis (ISA) was carried out using PC-ORD for Windows 4.0 software (MCCUNE & MEFFORD 1999) to find the significant indicative taxa (p < 0.05) for each sampling site. A species is regarded as highly indicative of a particular site when it is mainly found in that site and is present in a large number of its sample units (DUFRÊNE & LEGENDRE 1997). The mean abundance of that species in a particular site compared to all sites is calculated as a

measure of specificity. The proportion of dates at this site at which that species has been found serves as a measure of fidelity. Multiplication of the two values gives the indicator value (IV), the result is expressed as a percentage. Relationships between environmental variables and significant indicative taxa resulting from ISA were investigated by Canonical Correspondence Analysis (CCA, CANOCO for Windows 4; TER BRAAK & SMILAUER 1998). CCA was chosen because the gradient length of axis 1 was about 2.3 standard deviations, therefore an unimodal species response could be assumed (TER BRAAK & PRENTICE 1988). For CCA environmental variables were selected by means of the stepwise “forward selection” procedure including tests of significance. Monte Carlo analysis with 499 permutations was used to test the significance of the first four axes. Inter-set correlations of environmental variables with axes were examined to determine the environmental variables which correlate significantly with axes (TER BRAAK 1995). Statistical significance was set at $p < 0.05$. With a sequential Bonferroni technique (SACHS 1992), probabilities for simultaneous tests were corrected.

Results

Hydrological and physicochemical parameters were highly affected by geology and precipitation of the catchment area, resulting in a high temporal and spatial variability of some parameters (Table 2). Both springs showed stable and similar pH and low water temperatures throughout the study period, but they differed significantly ($p < 0,05$) in chemical parameters. NO_3^- -N levels were highest at EB 2 ($1600 \mu\text{g l}^{-1}$), on the contrary maximum concentrations of SRP were measured at fenced EB 1 ($32 \mu\text{g l}^{-1}$). Within the pasture, the Almbach experienced an increase of channel width and oxygen concentration. Annual patterns of temperature, conductivity, flow velocity and channel depth were characterized by snow melt in May and a high-water event in August. Sun exposure was highest at unfenced EB 2, while shading increased with riparian vegetation growth at EB 1 and EB3 in summer.

DA resulted in three significant functions which classified 100% of the 4 sites correctly (Table 3). The first discriminant function explained 58% of variance and separated spring sites EB 1 and EB 2 from the stream sites EB 3 and EB 4 (Fig. 2) with a high positive load of NO_3^- -N and a negative loading of conductivity. Function 2 separated EB 1 from EB 2 due to a gradient of SRP and BDM (37% of variance). Channel width and BAFDM loaded highly with function 3, which separated the two stream sites from each other. Remaining variables like alkalinity or PAFDM exerted only little influence on DA.

Qualitative phytobenthos analysis identified 102 taxa in total, consisting of 88 Bacillariophyceae, 1 Rhodophyte, 4 Chlorophytes and 9 Cyanoprokaryota, respectively. Some ubiquists like *Achnanthes minutissima* Kützing and *Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck were found, but also species typical of springs (e.g., *Pinnularia appendiculata* (Agardh) Cleve in EB 1 and *Cymbella helvetica* Kützing in EB 2 (NIEDERMAYR et al. 2009).

Quantitative analyses revealed 50 taxa. Seasonal variability and group composition of phytobenthos at each sampling site is shown in figure 3. No significant difference could be obtained between EB 1 and the remaining sites, however total phytobenthos biovolumes differed significantly between EB 2, EB 3 and EB 4. At both springs, algal communities reached their biovolume maxima in May ($2000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-2}$ EB 1; $300 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-2}$ EB 2), while biovolumes were lowest during summer ($< 100 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-2}$). On the contrary, phytobenthos at the stream sites reached highest biomass in July and in October (about $1000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-2}$ at EB 3 and $1200 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-2}$ at EB 4). After July, phytobenthos amounts decreased slightly, with an exception of a high water event in August, which considerably reduced phytobenthos biovolumes at the stream sites.

Table 2: Hydrological and physico-chemical variables of the Almbach, Austria (means $\pm$ 95% confidence intervals C.I.). Irradiance is presented as median and quartils Q₁, Q₃. Superior letters mark groups of significance.

		EB 1	EB 2	EB 3	EB 4
Channel width b	[m]	0,48 $\pm$ 0,07 ^A	0,69 $\pm$ 0,19 ^{AB}	0,99 $\pm$ 0,16 ^B	2,22 $\pm$ 0,49 ^C
Water depth z	[m]	0,07 $\pm$ 0,01 ^A	0,05 $\pm$ 0,01 ^A	0,10 $\pm$ 0,02 ^B	0,09 $\pm$ 0,01 ^B
Velocity flow v	[m s ⁻¹]	0,06 $\pm$ 0,01 ^A	0,13 $\pm$ 0,02 ^B	0,22 $\pm$ 0,07 ^B	0,19 $\pm$ 0,05 ^B
Temperature T	[°C]	6,8 $\pm$ 0,3 ^A	6,4 $\pm$ 0,08 ^A	13,5 $\pm$ 1,51 ^B	11,8 $\pm$ 1,35 ^B
Electric conductivity	[μ S cm ⁻¹]	345 $\pm$ 23 ^A	424 $\pm$ 15 ^B	310 $\pm$ 31 ^A	299 $\pm$ 30 ^A
pH	[-log H ⁺]	7,4 $\pm$ 0,05 ^A	7,3 $\pm$ 0,05 ^A	8,0 $\pm$ 0,09 ^B	8,1 $\pm$ 0,3 ^B
Oxygen O ₂	[mg l ⁻¹]	10,2 $\pm$ 0,3 ^A	9,1 $\pm$ 0,3 ^A	9,0 $\pm$ 0,3 ^A	9,8 $\pm$ 0,5 ^A
Oxygen O ₂	[%]	95,5 $\pm$ 2,2	84,6 $\pm$ 2,6	97,4 $\pm$ 1,1	102,0 $\pm$ 2,1
Light	classes	2 (1,3) ^A	3 (3,4) ^A	3 (3,4) ^B	3 (3,3) ^B
Soluble reactive phosphorus SRP	[μ g l ⁻¹]	31,9 $\pm$ 2,4 ^B	4,9 $\pm$ 1,4 ^A	5,4 $\pm$ 0,8 ^A	5,3 $\pm$ 0,7 ^A
Nitrite-N NO ₂ ⁻ -N	[μ g l ⁻¹]	0,2 $\pm$ 0,1 ^A	0,2 $\pm$ 0,1 ^A	0,5 $\pm$ 0,1 ^B	0,6 $\pm$ 0,1 ^B
Nitrate-N NO ₃ ⁻ -N	[μ g l ⁻¹]	857 $\pm$ 84 ^A	1628 $\pm$ 167 ^B	184 $\pm$ 31 ^C	197 $\pm$ 29 ^C
Ammonium -N NH ₄ ⁺ -N	[μ g l ⁻¹]	6,35 $\pm$ 4,1 ^A	2,45 $\pm$ 1,4 ^B	8,87 $\pm$ 2,1 ^A	7,14 $\pm$ 2,6 ^A
Organic bound nitrogen N _{red} -N	[μ g l ⁻¹]	113 $\pm$ 24 ^A	75 $\pm$ 14 ^A	345 $\pm$ 39 ^B	347 $\pm$ 61 ^B
Total alkalinity	[mval l ⁻¹]	2,8 $\pm$ 0,3 ^A	3,3 $\pm$ 0,4 ^B	2,6 $\pm$ 0,3 ^A	2,7 $\pm$ 0,3 ^A
Pelagic dry mass PDM	[mg l ⁻¹]	8,6 $\pm$ 7,0	7,1 $\pm$ 6,1	13,2 $\pm$ 7,3	5,4 $\pm$ 2,3
Pelagic ash mass PAM	[mg l ⁻¹]	7,7 $\pm$ 6,7	6,3 $\pm$ 5,7	10,6 $\pm$ 7,0	3,5 $\pm$ 1,5
Pelagic ash free dry mass PAFDM	[mg l ⁻¹]	1,0 $\pm$ 0,4 ^A	0,8 $\pm$ 0,4 ^A	2,6 $\pm$ 0,4 ^B	1,9 $\pm$ 0,8 ^B

Table 3: Results of the Discriminant Analysis. For better visibility loadings > 0,800 or < -0,800 are indicated in bold; ln = variable was ln-transformed prior to analysis; abbreviation codes were used also for other statistical analyses.

Environmental variable		Function		
		1	2	3
Eigenvalue		32,79	21,02	2,43
Wilk's Lambda		0,000	0,013	0,292
Significance of function		< 0,001	< 0,001	0,013
Abbreviation code				
ln Distance to bank [m]	Diba	-0,366	0,303	0,170
ln Channel width [m]	b	-0,329	-0,673	1,393
ln Water depth [m]	z	-0,631	-0,247	0,117
Soluble reactive phosphorus [$\mu\text{g l}^{-1}$]	SRP	0,409	1,285	0,236
ln Nitrate-N [$\mu\text{g l}^{-1}$]	$\text{NO}_3^- \text{-N}$	1,735	-1,656	0,886
ln Nred [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Nred	-0,407	0,327	0,081
Watertemperature [$^{\circ}\text{C}$]	Temp	-0,376	-0,766	0,624
Electric conductivity [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	Cond	-1,412	0,311	0,039
Alkalinity [mval l^{-1}]	Alkal	0,064	0,029	-0,253
Oxygen [mg l^{-1}]	O_2	-0,390	0,496	0,797
ln Pelagic ash free dry mass [mg m^{-2}]	PAFDM	-0,097	-0,278	-0,352
ln Pelagic dry mass [mg l^{-1}]	PDM	0,650	0,354	0,229
Relation N/P *100	N/P	0,849	0,182	-0,220
Benthic dry mass [g m^{-2}]	BDM	1,122	1,883	-0,682
Benthic ash mass [g m^{-2}]	BAM	-0,478	-0,944	-0,563
Benthic ash free dry mass [g m^{-2}]	BAFDM	-0,264	-0,570	1,028

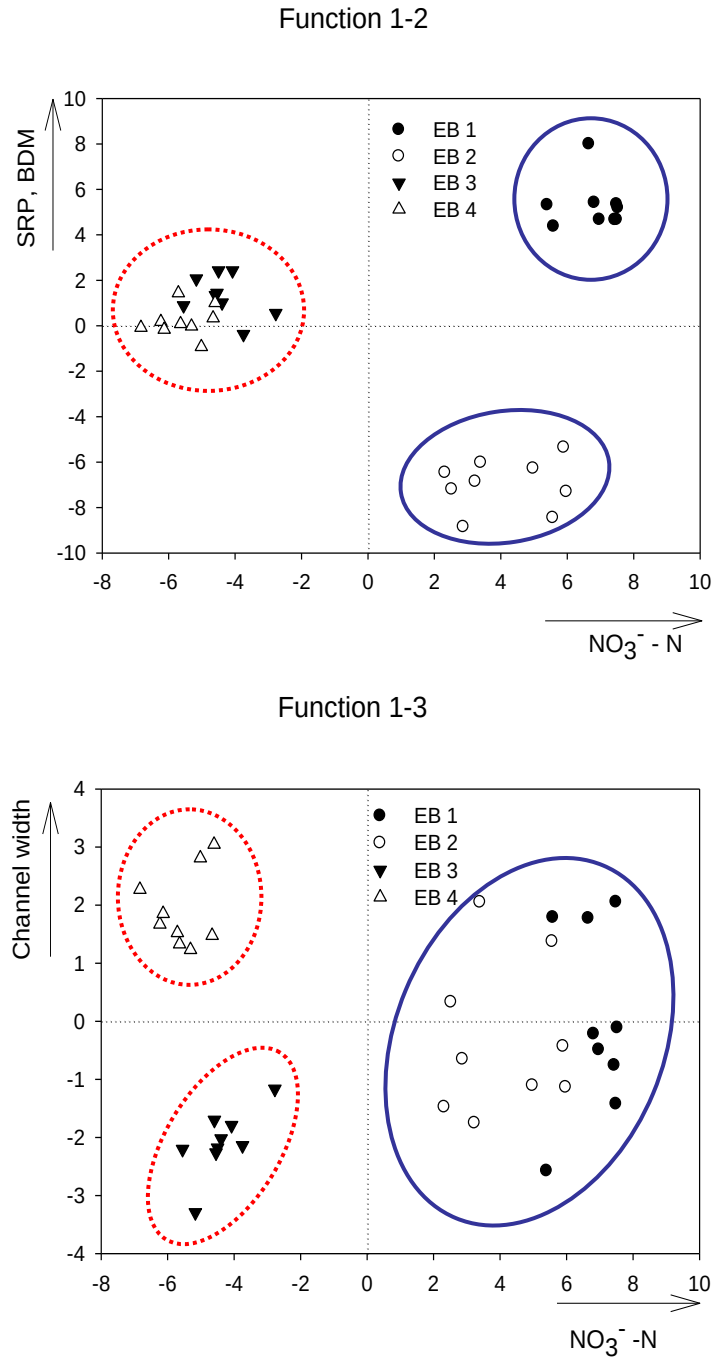


Figure 2: Results of the three discriminant functions classifying the spring sites (EB 1 and EB 2) and the streamsites (EB 3 and EB 4).

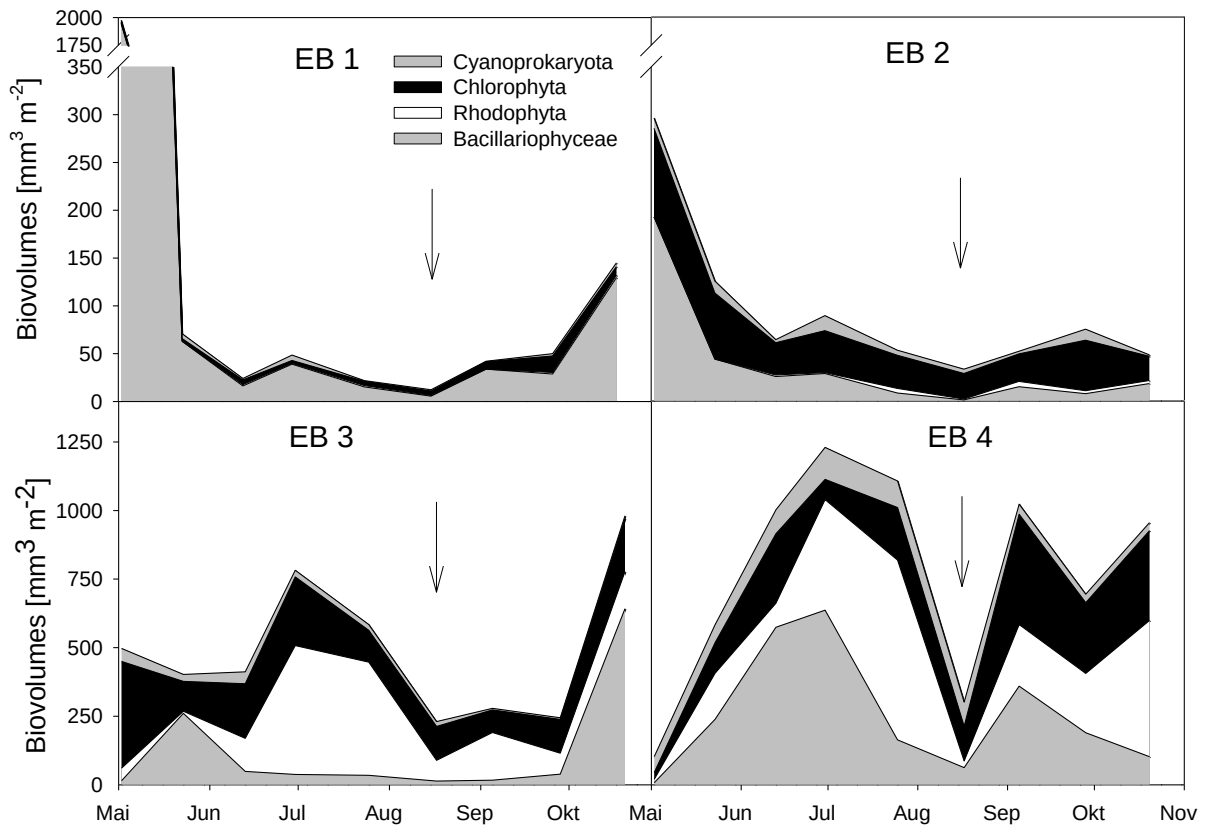


Figure 3: Seasonal variability of biovolume and composition of the phyto-benthos communities in two springs and the spring stream Almbach from May to October 2005. Data presented as geometric means of four replicates. Notice different scalings. Arrows mark the high water event in August.

EB 1 was dominated by diatoms, at unfenced EB 2 also Chlorophyta came into play. At stream sites, dominant groups changed during sampling season (Fig. 3). EB 1 exhibited both highest Diversity Indices H' and Evenness V' ($H' = 2.2$; $V' = 0.8$), but more taxa were detected at EB 2. For stream site EB 3, lowest H' (1.4) and V' (0.5) were calculated. ISA resulted in a total of 20 indicator taxa for all sampling sites investigated (Table 4). For EB 4, the highest number of indicator taxa were calculated comprising Cyanoprokaryota (5), Bacillariophyceae (4), Chlorophyta (2) and Rhodophyta (1) were detected (Tab. 4). With the exception of a filamentous Cyanoprokaryote, exclusively diatoms were representative for EB 1, where *Diatoma mesodon* (Ehrenberg) Kützing, *Meridion circulare* var. *circulare* (Greville) Agardh (IV = 100 and 82), and *Cymbella* sp. (IV = 81) reached highest IVs. *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst and *Chamaesiphon* sp. were the only indicator species found at the unfenced spring EB 2. No indicator taxon could be detected for EB 3.

Table 4: Indicator Species Analysis with significant taxa ($p < 0,05$).

Site	Taxon	addition	Abbreviation code	Observed Indicator Value (IV)	Sig.
EB 1	<i>Diatoma mesodon</i>		Diame	100,0	0,001
	<i>Meridion circulare</i> var. <i>circulare</i>	small	Mercism	82,4	0,001
	<i>Cymbella</i> sp.		Cymb	81,2	0,001
	<i>Amphora inariensis</i>		Amphin	73,9	0,001
	Cyanoprokaryota	filamentous	Cyafi	52,6	0,016
	<i>Denticula tenuis</i>		Dente	43,7	0,024
EB 2	<i>Chamaesiphon</i> sp.	big	Chamb	51,0	0,003
	<i>Gyrosigma acuminatum</i>		Gyrac	33,3	0,036
EB 4	<i>Chamaesiphon</i> sp.		Chama	87,9	0,001
	<i>Chroococcales</i>	small	Chrsm	75,5	0,001
	<i>Phormidium</i> sp.		Phorm	75,5	0,001
	<i>Chroococcales</i>	middle	Chrmi	72,3	0,001
	<i>Oscillatoria</i> sp.	small	Oscsm	69,8	0,001
	<i>Nitzschia</i> sp.	15 µm	Nitzty	62,1	0,005
	<i>Chantransia</i> -cells		Chant	61,3	0,004
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i>	small	Coplsm	59,6	0,018
	<i>Achnanthes</i> sp., <i>Navicula</i> sp.	small	AcNasm	59,4	0,043
	<i>Chlorococcales</i> .	big	Chlbg	48,3	0,012
	<i>Gongrosira incrustans</i>		Gonin	47,5	0,007
	<i>Achnanthes</i> sp., <i>Navicula</i> sp.	23 µm	AcNami	43,4	0,049

CCA was used to detect indicator species occurrences along the environmental data set (Monte Carlo test: $F = 11,25$; $p = 0,002$), forward selection reduced the environmental data set to 5 variables (SRP, pH, Alkal, BDM, $Mi\ H^+$). In total, 98 % of taxa-environmental variation was explained, the first two axes reached 78 % (Table 5). A highly positive loading with SRP and BDM was calculated for the first CCA axis, which separated the spring site EB 1 from the other sites (Fig. 4A). pH was responsible for splitting EB 2 from the river sites along the second axis. *Denticula tenuis* Kützing, *Diatoma mesodon* and *Meridion circulare* var. *circulare* varied with SRP and BDM along the first axis. *Phormidium* sp., *Chamaesiphon* sp., the *Chantransia*-stages of *Batrachospermum* sp. and *Gyrosigma acuminatum* were highly associated with pH at axis 2. Alkalinity was an important environmental parameter for the distribution of *Gongrosira incrustans* (Reinsch) Schmidle.

Table 5: CCA summary, including correlation coefficients between the environmental variables and the first and second CCA axes for the phytobenthos indicator taxa. For a better visibility, correlations > 0,400 or < -0,400 are in bold.

		Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues		0,400	0,114	0,091	0,041
Taxa-environment correlations		0,939	0,784	0,751	0,752
Cumulative percentage variance					
of taxa data		32,3	41,4	48,8	52,1
of taxa-environment relation		60,4	77,6	91,4	97,5
Environmental variable	Abbreviation code				
Soluble reactive phosphorus	SRP	0,792	-0,056	0,357	0,175
pH	pH	-0,407	-0,652	-0,253	0,050
Alkalinity [mval l ⁻¹]	Alkal	0,054	-0,029	-0,416	0,332
Benthic dry mass [g m ⁻²]	BDM	0,753	0,100	-0,092	-0,418
Shannon-Wiener-Index H' of Macroinvertebrates	Mi H'	0,527	0,037	-0,246	0,216

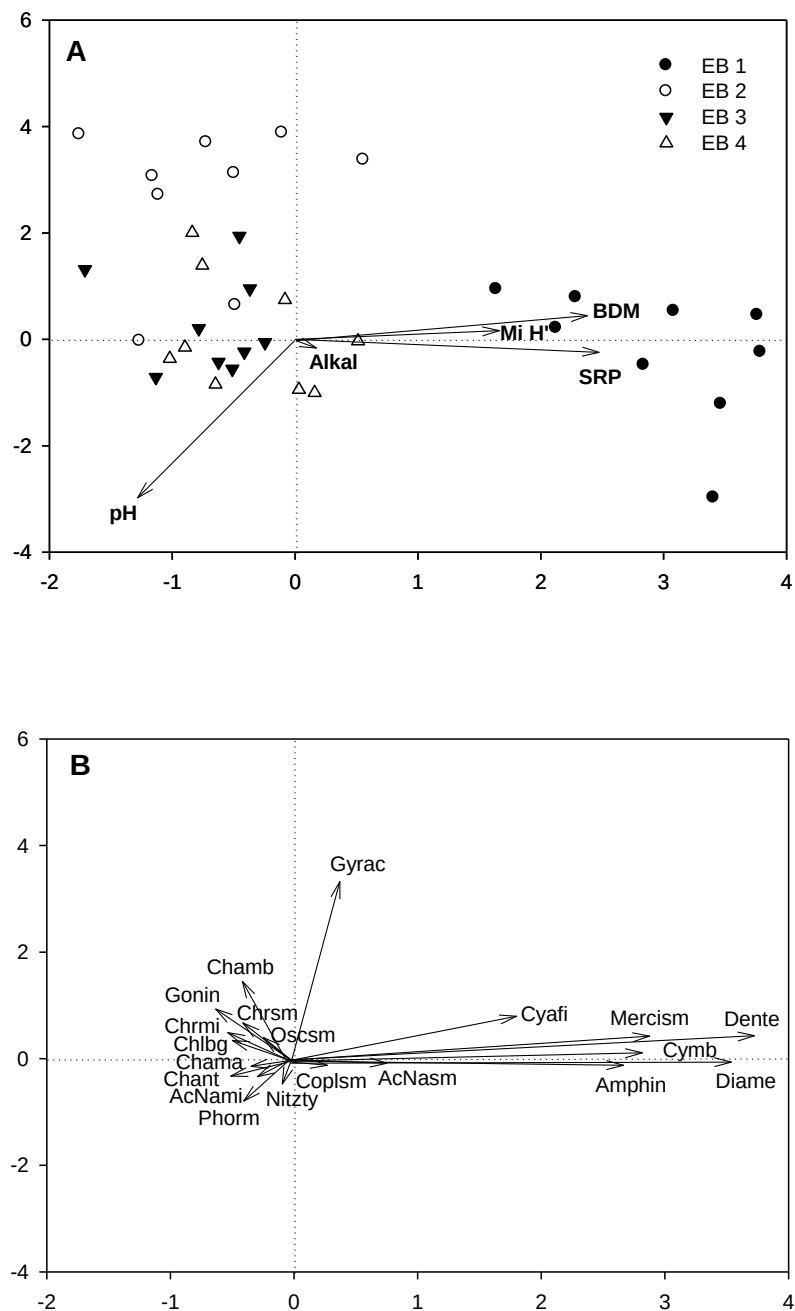


Figure 4: (A) Biplot of the first two CCA axes for springs and stream sites and environmental variables. (B) Centroids of indicator taxa along the gradient axes 1 and 2. Abbreviation codes for environmental variables are given in Table 5, those for indicator taxa are listed in Table 4.

Discussion

Snow melt and precipitation events caused dilution of ions, which was indicated by decreased conductivity. Contrarily to constant spring water temperatures, sampling sites just a few metres downstream showed seasonal temperature changes typical of mountain streams. Significant differences of selected hydrochemical parameters between the springs suggested that they are fed by ground water from different areas. Elevated SRP values at EB 1 originated probably from apatite layers in the bedrock, whereas cattle droppings are supposedly responsible for increased NO_3^- -N contents at EB 2. Interestingly, NO_3^- -N levels at the stream sites were already ten times lower than in EB 2 (Table 2). One explanation could be found in increased biofilm activity, most probably through phytobenthos nitrogen assimilation and microbial denitrification processes (HOUSE et al. 2001). BATTIN et al. (2008) highlighted that biofilms typically dominate microbial life in ecosystems with high sediment-surface-area to water-volume ratios and high downstream transport. Furthermore, these authors pointed out that metabolic performance is highest in headwaters where most of microbial biomass and metabolic processes are mainly associated with streambed surfaces, and continuous surface-subsurface exchanges ensure replenishment of nutrients, substrates and oxygen, and the removal of metabolic wastes. In accordance, BDM values were highest at streamsites indicating a well developed biofilm, exactly where low NO_3^- -N contents were measured.

Both springs reached their maximal algal biovolume in May, thereafter a strong decrease followed which persisted until the end of the study period. At fenced EB 1, the development of riparian vegetation led to almost complete shading which caused phytobenthos growth limitation. This is in accordance to the findings of CANTONATI & PIPP (2000), who stated that light supply acts as a key factor for epilithic diatom communities in a mid-altitude carbonate rheocrene in the Southern Alps. A study of CANTONATI (1999) focusing on non-diatom taxa also resulted in irradiance as most important factor for quantitative changes in headstreams. Also WARD & DUFFORD (1979) stated that seasonal changes in algal communities in permanent springs are commonly controlled by light supply. This is however not the case at unfenced EB 2. Here, cattle grazed on the riparian vegetation, which in principle would increase light supply. However, bank and streambed stability were heavily disturbed by livestock trampling, thus phytobenthos development was hindered by mechanical stress.

Undisturbed spring EB 1 was dominated by diatoms all over the year, which is in accordance to CANTONATI (1998), who found that diatoms are the most important component of the microflora in mountain springs. We found such a pattern only at the undisturbed EB 1. Contrarily, at EB 2 with free livestock access, Chlorophyta and to a

lesser extent Cyanoprokaryota were the most prominent algal groups. Both groups are apparently able to handle frequent disturbances and sometimes are also indicators for eutrophication. At stream sites Rhodophyta reached high biomass and were exclusively represented by *Batrachospermum* sp., which has a strong preference for clear, cold, fast-flowing, shaded streams rich in oxygen (KNAPPE et al. 1996).

Phytobenthos biomass was lowest at spring sites, where grazers reached highest abundances (POKORNY et al. 2008). Additionally, EB 1 and EB 2 exhibited higher V' than the stream sites, therefore springs sheltered a lot of species with rather equal abundances. These findings are in accordance with LIESS & HILLEBRAND (2004), who observed that grazing reduced algal species richness but increased V'. STEINMAN (1996) found that herbivores may reduce algal biomass if grazer densities and consumption rates are sufficient to exceed algal productivity (top-down control). Conversely, if rates of grazing or grazer densities are low, either grazer feeding morphology is not well adapted to dominant algal forms, or biomass accrual is constrained by limited resources irrespective of grazers (bottom-up control, STEINMAN 1996).

Interestingly, both sites with no livestock access (EB 1 and EB 4) exhibited a high number of indicator taxa, whereas EB 2 and EB 3 comprised only two indicator species in total. Frequent mechanical disturbances at EB 2 and EB 3 probably facilitated the development of ubiquists like *Gyrosigma acuminatum* (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986). EB 1 showed a *Diatoma-Meridion* association comparable to that previously described by MARGALEF (1949) to characterize calcareous springs and streams at medium altitudes (500 – 1500 m). Both taxa can be classified as crenophil according to KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1991a). Also RUSHFORT et al. (1986) found *Diatoma mesodon* as one dominating species in springs even in the Mount St. Helens Region (USA).

Summarizing up, we found significant differences of the phytobenthos concerning community structure, biomass and seasonal development. We detected distinctions between fenced EB 1 and EB 2 with livestock access in terms of species composition. The dominance of Bacillariophyceae containing crenophil species could be seen as an evidence of recovery at EB 1. Finally, we could show some taxa preferences concerning certain pH, phosphorus or alkalinity values. Our study confirms the urgent need of management tools for mountain springs protection in pastured mountain areas. Otherwise the phytobenthos might shift from a natural diatom-dominated community containing some crenophil taxa to a Chlorophyta- and Cyanoprokaryota-dominated one, which can be seen as a result of changed light conditions, eutrophication processes and reduced bank stability.

Acknowledgements: Many thanks to Erich Weigand and Elmar Pröll for their great support during fieldwork and to the Nationalpark Kalkalpen Ges.m.b.H. for financial benefit.

References

- Alvarez M. & Peckarsky B.L., 2005: How do grazers affect periphyton heterogeneity in streams? — *Oecologia* **142**: 576-587
- Battin T.J., Kaplan L.A., Findlay S., Hopkinson C.S., Marti E., Packman A.I., Newbold J.D. & Sabater F., 2008: Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. — *Nature geoscience* **1**: 95-100.
- Bauernfeind E. & Humpesch U., 2001: Die Eintagsfliegen Zentraleuropas; Bestimmung und Ökologie. — Verlag Naturhistorisches Museum, Wien.
- Bauernfeind E., Moog O. & Weichselbaumer P., 2002: Ephemeroptera. — Teil III. — In: Moog O. Eds., *Fauna Aquatica Austriaca*, Lieferung 2002, 24 pp. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Cantonati M., 1996: Ecology of cyanophytes in mountain springs of the River Sarca catchment Adamello-Brenta Regional Park, Trentino, Northern Italy. — *Algol.Stud.* **83**:145-162.
- Cantonati M., 1998: Diatom communities of springs in the Southern Alps. — *Diatom Research*, **13** 2: 201-220.
- Cantonati M., 1999: Distribution and seasonality of the phytobenthos along two mountain spring streams in catchments of contrasting lithology. — *Suppl. Boll. Mus. Civ. Stor. Nat. Venezia* **49** **1998**: 357-367.
- Cantonati M. & Pipp E., 2000: Longitudinal and seasonal differentiation of epilithic diatom communities in the uppermost sections of two mountain spring-fed streams. — *Verh. Internat. Limnol.* **27**: 1591-1595.
- Cantonati M., Corradini G., Jüttner I. & Cox E.J., 2001: Diatom assemblages in high mountain streams of the Alps and the Himalaya. — *Nova Hedwigia*, Beiheft **123**: 37-61.
- Dufrêne M. & Legendre P., 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. — *Ecological Monographs* **67** 3: 345-366.
- Ettl H., 1978: Xantophyceae, Teil 1. — In: Ettl H., Gerloff J., & Heynig H. Eds., *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart-New York, Fischer Verlag.

- Geitler L., 1932: Cyanophyceae. — In: Kolkwitz, R. Ed.: Die Algen. Dr. L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. 14. Band 2nd Ed., reprint 1985, Koeltz Scientific Books, 1196 pp.
- Haseke H., 2002: Rundwanderweg Wollgras, Alm und Wasserschwinde. — Nationalpark oberösterreichische Kalkalpen Ges.m.b.H., Österreich, Informationsfolder.
- House W.A., Leach D.V. & Armitage P.D., 2001: Study of dissolved silicon and nitrate dynamics in a freshwater stream. — Wat. Res. 35 11, 2749-2757. Elsevier Science.
- Hoehn, E., Clasen, J., Scharf, W., Ketelaars, H.A.M., Nienhäuser, A.E., Horn, H., Kersken, H. & Ewig, B., 1998: Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. — ATT-Technische Information Nr. 7., 2. völlig neu bearbeitete Aufl., Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren, AK-Biologie, Siegburg. 151. S.
- Hynes H.B.N., 1984: A key to the adults and nymphs of the British stoneflies Plecoptera. — Freshwater Biological Association, Ambleside, U.K.
- Kadlubowska J., 1984: Conjugatophyceae I: Zygnemales. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa, 16. Jena, Fischer Verlag.
- Kann E., 1978: Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche.—Arch. Hydrobiol., Suppl. **53**: 405-643.
- Kawecka B., 1981: Sessile algae in European mountain streams. 2. Taxonomy and autecology. — Acta Hydrobiol **23**: 17-46.
- Knappe J., Geissler U., Gutowski A. & Friedrich G., 1996: Rote Liste der limnischen Braunalgen Fucophyceae und Rotalgen Rhodophyceae Deutschlands. — Schr.-R. f. Vegetationskde. **28**: 609-623.
- Komarek J. & Anagnostidis K., 1999: Cyanoprokaryota. 1. Teil, Chroococcales. — In: Ettl H., Gärtner G., Heynig H., & Anagnostidis K. Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa, 19/1. Fischer Verlag.
- Komarek J. & Anagnostidis K., 2001: Cyanoprokaryota. 2. Teil, Oscillatoriales. — In: Ettl H., Gärtner G., Heynig H., & Anagnostidis K. Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa, 19/2. Fischer Verlag.
- Komarek J. & Fott B., 1983: Chlorophyceae Grünalgen; Ordnung Chlorococcales. — In: Huber-Pestalozzi G. Eds., Das Phytoplankton des Süßwassers. Stuttgart, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Kralik M., 2006: Karst- und Kluftgrundwasser. — In: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2006, 53-57. Umweltbundesamt, Wien, Austria.

- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1986: Bacillariophyceae, Teil 1: Naviculaceae. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., & Mollenhauer D. Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/1. Stuttgart – New York, Fischer Verlag.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1988: Bacillariophyceae, Teil 2: Epithemiaceae, Bacillariaceae, Surirellaceae. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., & Mollenhauer D. Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/2. Stuttgart – New York, Fischer Verlag.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1991a: Bacillariophyceae, Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., & Mollenhauer D. Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/3. Stuttgart – New York, Fischer Verlag.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1991b: Bacillariophyceae, Teil 4: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula Lineolatae und Gomphonema. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., & Mollenhauer D. Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/4. Stuttgart – New York, Fischer Verlag.
- Legler C., 1988: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. — Jena, Fischer Verlag.
- Lorenzen C.J., 1967: Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. — *Limnol. Oceanogr.* **12**: 543-556.
- Liess A. & Hillebrand H., 2004: Direct and indirect effects in herbivore – periphyton interactions. — *Arch. Hydrobiol.* **159**:433-453.
- Margalef R., 1949: Las asociaciones de algas en las aguas dulces de pequeno volumen del noreste de Espana. *Vegetatio* **1**: 258-284.
- McCune B. & Mefford M.J., 1999: PC – ORD – Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 237 S.
- Mrozinska T., 1985: Chlorophyta IV, Oedogoniophyceae: Oedogoniales. — In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa, 14. Stuttgart – New York, Fischer Verlag.
- Odum E.P., 1971: Fundamentals of ecology. Saunders, Philadelphia 3rd.ed., 564pp.
- Pielou E.C., 1969: An introduction to mathematical ecology. New York: John Wiley. 326 pp.
- Pipp E. & Rott E., 1994: Classification of running-water sites in Austria based on benthic algal community structure. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **25**:1610-1613.
- Pokorny N., Fesl C., Niedermayr R. & Schagerl M., 2008: Die Evertebraten-Fauna des Almbaches und dessen Quellen im Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich. — *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich.* **145**: 1-22.

- Pfister P., 1992: Artenspektrum des Algenaufwuchses in 2 Tiroler Bergbächen – Teil 1: Cyanophyceae, Chrysophyceae, Chlorophyceae, Rhodophyceae. — *Algological Studies* **65**: 43-61.
- Pröll E., 2002: Karstquellen-Monitoringprogramm Nationalpark Kalkalpen. — In: *Forschung im Nationalpark 2002*: 24-25. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Reichardt E., 1994: Zur Diatomeenflora Bacillariophyceae tuffabscheidender Quellen und Bäche im Südlichen Frankenjura. — *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **64**: 119-133.
- Rott E., 1997: Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation. Publ. Wasserwirtschaftskataster, BMfLW, 1-73.
- Rott E., 1999: Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation. Publ. Wasserwirtschaftskataster, BMfLW, 1-248.
- Round F.E., 1957: A note on some diatom communities in calcareous springs and streams. — *Journal of the Linnean Society of London. Botany* **55**: 662-668.
- Sabater S. & Roca J.R., 1992: Ecological and biogeographical aspects of diatom distribution in Pyrenean springs. — *British Phycological Journal* **27**: 203-213.
- Sachs L., 1992: *Angewandte Statistik – Anwendung statistischer Methoden*, Springer Verlag, Berlin.
- Schön B. & Strauch M., 2004: *Raumeinheit Sengsengebirge*. — Land Oberösterreich, Linz, Austria.
- Steinman A.D., 1996: Effects of grazers on freshwater benthic algae. Stevenson R.J., Bothwell M.L., Lowe R.L. eds *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. — Academic Press, San Diego, Calif., pp 341-373.
- Strickland J.D.H. & Parsons T.R., 1968: *A practical handbook of seawater analysis*. — Bull. Fish. Res. Bd. Canada 167.
- Ter Braak C.J.F. & Prentice I.C., 1988: A theory of gradient analysis. — *Adv. Ecol. Res.* **18**
- Ter Braak C.J.F. & Smilauer P., 1998: *CANOCO Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows: Software for Canonical Community Ordination version 4*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA. 352 pp.
- Ter Braak C.J.F., 1995: *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*, Netherlands: Pudoc Wageningen, 91-173.
- Thyr P., 2002: Mikrobielle Dynamik von Karstquellen. — In: *Forschung im Nationalpark 2002*: 26-27. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

- Utermöhl H., 1958: Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. — Mitt. Internat. Verein. Limnol. **9**: 1-39.
- Ward J.V. & Dufford R.G., 1979: Longitudinal and seasonal distribution of macroinvertebrates and epilithic algae in a Colorado springbok-pond system. — Arch. Hydrobiol. **86**3: 284-321.
- Weigand E., Pelikan U., Ratschan C. & Scheder C., 2002: Gewässerökologische Bewertung des Einflusses von Alm- und Forstwirtschaft auf Karstquellen im Nationalpark Kalkalpen Österreich. — Revue de Geographie Alpine **2**: 103-115.
- Weigand E. & Graf W., 2002: Hydrobiologische Beweissicherung von Karstquellen. — In: Forschung im Nationalpark 2002, 28-30. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

ZUSAMMENFASSUNG

Von Mai bis Oktober 2005 wurden in dreiwöchigem Abstand im Nationalpark Kalkalpen auf der bewirtschafteten Ebenforstalm zwei Quellen und zwei Bachstandorte hinsichtlich ihrer physiko-chemischen Parameter und ihrer Phytobenthosgemeinschaften untersucht. Anhand multivariater statistischer Analysen wurden ökologische Zusammenhänge zwischen Umweltparametern und Phytobenthos ermittelt. Da im Zuge von Managementmaßnahmen die Hauptquelle der Alm eingezäunt wurde, um sie vor Vertritt durch das Weidevieh zu schützen (WEIGAND & GRAF 2002), sollten etwaige Unterschiede zwischen den beiden Quellen untersucht werden.

Charakterisierung des Almbaches

Abiotik: Der Almbach erwies sich als typisch oligotrophes, krenales Karstgewässer mit leicht basischen pH-Werten und charakteristischen Leitfähigkeitswerten. Die konstant tiefen Wassertemperaturen der Quellen entsprachen ungefähr dem Jahresdurchschnitt der Lufttemperatur (ZOLLHÖFER 1997), während jene der Bachstandorte saisonalen Schwankungen unterlagen. Hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften unterschieden sich die beiden Quellen signifikant voneinander, indem die eingezäunte Quelle die höchsten Konzentrationen von gelösten, reaktiven Phosphor ($32 \mu\text{g l}^{-1}$) aufwies, während an der für Kühe zugänglichen Quelle die höchsten Nitratwerte ($1600 \mu\text{g l}^{-1}$) gemessen wurden. Diese Messwerte untermauern die Vermutungen, dass die beiden Quellen aus jeweils unterschiedlichen Grundwasservorkommen gespeist und die Exkremente der weidenden Kühe in das Grundwasser eingewaschen werden.

Eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) resultierte in 3 Komponenten mit einem kumulativen Erklärungswert von 71 % an der Gesamtvarianz, deren Hintergrundvariablen als "Quellentfernung", "Makrozoobenthos" und "Phosphor" interpretiert werden. Der erste Faktor trennt die beiden Quellen von den Bachstandorten, der zweite Faktor unterscheidet die beiden Bachstandorte voneinander und schließlich separiert der dritte Faktor die beiden Quellen voneinander.

Biotik: Sowohl Höhe, Verlauf als auch die Zusammensetzung des benthischen Biovolumens unterschieden die Untersuchungsstellen deutlich voneinander. Generell wurden in den Bachstandorten im jährlichen Mittel deutlich höhere Gesamtbiovolumina als in den Quellen erreicht. Beide Quellen wiesen bereits zu Beginn der Vegetationsperiode ihre Biovolumsmaxima auf, während im Almbach die Algengemeinschaften ihre höchsten Biovolumina jeweils im Juli und im Oktober erreichten. Kieselalgen dominierten ganzjährig die eingezäunte Quelle, im Gegensatz dazu bildeten an der zugänglichen Quelle Grünalgen den Großteil des Phytobenthos aus. An den Bachstandorten erreichten in den

Sommermonaten Rotalgen der Gattung *Batrachospermum* hohe Biovolumina. Insgesamt konnten 102 Taxa bestimmt werden.

Ökologische Zusammenhänge

Die auf Umweltparametern basierende Diskriminanzanalyse (DA) klassifizierte anhand von drei Funktionen 100% aller Stellen korrekt. Die erste Funktion trennte die Quellen von den Bachstandorten aufgrund von Nitrat und Leitfähigkeit, die zweite Funktion (Phosphor) unterschied die beiden Quellen voneinander, und schließlich konnten die beiden Bachstandorte aufgrund der Gewässerbreite differenziert werden.

In Summe konnten 20 signifikante Taxa mittels Indicator Species Analysis (ISA) ermittelt werden. Die meisten Indikatortaxa beherbergten jene Stellen, an denen das Weidevieh keinen Zutritt hatte. Darüber hinaus wies die umzäunte Quelle sowohl die höchste Diversität als auch Evenness auf.

Schließlich wurden die wichtigsten Umweltvariablen und Indikatortaxa in einer Canonical Correspondence Analysis (CCA) miteinander verknüpft. Phosphor, benthisches aschefreies Trockengewicht und der pH-Wert erwiesen sich als wichtige Parameter der ersten beiden Faktoren. Insgesamt konnten 98 % der Taxa-Umweltvariablen-Variation erklärt werden.

Insgesamt konnten negative Auswirkungen der Beweidung auf diese sensiblen Quellgewässer festgestellt werden. Die Abweidung der Ufervegetation und der Vertritt führen zu einer geringeren Beschattung und zu ständigen Umwälzungen des Substrates, wodurch eine qualitative und quantitative Veränderung der Phytobenthosgemeinschaft beobachtet werden konnte. Betrachtet man hingegen die umzäunte Quelle, die eine dichte Ufervegetation und eine stabile Sedimentsituation aufweist, so findet man eine quelltypische, von Kieselalgen dominierte Phytobenthosgemeinschaft mit geringen Biovolumina vor. Aus diesen Gründen können Sinnhaftigkeit und Notwendigkeit der Umzäunungen nur bestätigt werden.

Literatur

- WEIGAND E. & W. GRAF (2002): Hydrobiologische Beweissicherung von Karstquellen. — In: Forschung im Nationalpark 2002: 28-30. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- ZOLLHÖFER J.M. (1997): Quellen – die unbekannten Biotope: erfassen, bewerten, schützen. — Bristol Stiftungsserie Band 6. Flück-Wirth Verlag, Teufen. Schweiz. 153 pp.

LEBENS LAUF

Persönliche Daten:

Name: Romana Alice Niedermayr
Geboren am 20.11.1981
Geburtsort: Linz
Eltern: Edith Niedermayr, Siegfried Johann Nieder

Ausbildung:

1988 – 1992: Volksschule Neufelden
1992 – 2000: Bundesrealgymnasium Rohrbach
Oktober 2000: Beginn des Diplomstudiums Biologie an der Universität Wien
April 2003: Abschluss des 1. Studienabschnittes, Beginn des 2. Studienabschnittes
im Studienzweig Ökologie mit Diplomfach Limnologie
2003 – 2005: Absolvierung des Wahlfaches Umweltökonomie an der
Wirtschaftsuniversität Wien
Ab Frühjahr 2005: Diplomarbeit im Nationalpark Kalkalpen
November 2009: Abschluss des 2. Studienabschnittes

Beruf:

seit Mai 2007: Angestellte der Firma DWS Hydro-Ökologie GmbH, Technisches Büro
für Gewässerökologie und Landschaftsplanung