

**DGL**  
DEUTSCHE GESELLSCHAFT  
FÜR LIMNOLOGIE e.V.



**TAGUNGSBERICHT 2001**

der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)  
und der deutschen und österreichischen Sektion der  
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

Kiel, 17. bis 21. September 2001

**Band II**

**DGL**  
**DEUTSCHE GESELLSCHAFT**  
**FÜR LIMNOLOGIE e.V.**



**TAGUNGSBERICHT 2001**

der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)  
und der deutschen und österreichischen Sektion der  
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

Kiel, 17. bis 21. September 2000

**Band II**

**Impressum:**

Deutsche Gesellschaft für Limnologie DGL)  
Tagungsbericht 2001 (Kiel), Band 2  
Eigenverlag der DGL, Tutzing 2002

**Redaktion und Layout:**

Dr. E. Coring & Dr. J. Bäche, **EcoRing**, Hardegsen

**Druck:**

Hubert & Co, Göttingen

**ISBN-Nr. 3-9805678-5-0**

**Bezug für Nichtmitglieder:**

Geschäftsstelle der DGL

Dr. J. Spieker

Altonaer Poststraße 15

D-22767 Hamburg

Preis: € 30,00 für beide Bände inkl. Versand

<b>INHALT, VERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN, BAND 2</b>	<b>Seite</b>
<b>MIKROBIELLE NAHRUNGSNETZE</b>	<b>550</b>
PTACNIK, R. & U. SOMMER: Auswirkungen von Produktivität, Omnivorie und Mixotrophie auf marine planktische Nahrungsnetze	551
GREY, J. : Food web analysis with stable isotopes	556
MEYER, E. I. & R. POEPPERL: Vergleichende Nahrungsnetzanalysen an einem Tiefland- und Mittelgebirgsbach	558
KATECHAKIS, A. & H. STIBOR: Auswirkungen von Produktivität und Omnivorie auf die Länge limnischer planktischer Nahrungsnetze	564
<b>PHYTOPLANKTON</b>	<b>570</b>
BALLOT, A., K. KOTUT & L. KRIENITZ: Biodiversität des Phytoplanktons in Standgewässern Kenias: Forschungsansätze	571
EIXLER, S., U. SELIG & U. KARSTEN: Einfluss von Phosphatangebot und Phosphatmangel auf die Bildung intrazellulärer Phosphorverbindungen autotropher Plankter	575
FINK, P. & E. VON ELERT: Daphnia-induzierte Coenobienbildung bei <i>Scenedesmus obliquus</i> – chemische Charakterisierung des Kairomons	579
KRIENITZ, L., E. HEGEWALD, D. HEPERLE & M. WOLF: Systematisches Konzept von Familien und Gattungen coccaler Grünalgen: Morphologie versus 18S rRNA-Gen-Sequenzen	585
OPITZ, M. & A. NICKLISCH: Blaualgen auf Wanderschaft ?? Bedeutung von saisonalem Habitatwechsel für die Ausbildung eines Cyanobakterien-Tiefenmaximums	589
SCHEFFLER, W., A. NICKLISCH & D. HEPERLE: Dimorphismus und Entwicklungszyklus der planktischen Diatomee <i>Cyclotella pseudocomensis</i>	594
TÄUSCHER, L.: Beitrag zum Phytoplankton nordostdeutscher Kanäle	599
TEUBNER, K. : <sup>14</sup> C-Photosynthese und Pigmentmuster: Adaptation der Größenfraktionen des Phytoplanktons in alpinen Seen.	604
<b>MAKROPHYTEN</b>	<b>610</b>
LEU, E., A. KRIEGER-LISZKAY & E. GROSS: Wirkung von Allelochemikalien aus submersen Makrophyten auf die Photosynthese	611
SIPOS, V. K, U. VEIT & A. KOHLER: Quantitative Kenngrößen als Instrument zur Charakterisierung und zum Vergleich der Makrophyten-Vegetation von Fließgewässern	614
SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP: Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Uferröhrichte des Bodensees	620
<b>ZOOPLANKTON</b>	<b>626</b>
VON ELERT, E.: Futterqualität bei <i>Daphnia galeata</i> : Limitierung durch hochungesättigte Fettsäuren	627

MARTIN-CREUZBURG, D. & E. VON ELERT: Untersuchungen zur Futterqualität von Cyanobakterien: Der Einfluss von Fettsäuren und Sterolen auf das Wachstum von <i>Daphnia</i>	632
RINKE, K. & T. PETZOLDT: Ein Modell zur diurnalen Vertikalmigration von <i>Daphnia</i> : Populationsdynamik und individuelle Schicksale	638
SCHUMPELICK - DEUSCHEL, B. : Zyklomorphose und Zooplanktonbiomasse, Zusammenhänge und potentielle Ursachen	644
WILLKOMM, M. & H. ARNDT: Temperaturtoleranz und nicht-fraßbedingte Mortalität am Beispiel des heterotrophen Flagellaten <i>Entosiphon sulcatum</i> (Euglenida)	647
<b>MAKROZOOBENTHOS</b>	<b>652</b>
BECHER, P.; A. WACKER & E. VON ELERT: Futterqualitätseffekte bei <i>Dreissena polymorpha</i> : Die Bedeutung von Fettsäuren im Futterangebot	653
WACKER, A. & E. VON ELERT: Einfluss der Futterqualität auf die Reproduktionsleistung von <i>Dreissena polymorpha</i>	658
BECKER, G.: Biomasse, Wachstumsraten und biochemische Zusammensetzung koexistierender Trichopteren (Weidegänger) eines Mittelgebirgsbachs im Jahresverlauf	662
MÜLLER, A. & B. SCHARF: Die Trichopterenzönosen des Eu- und Hypokrenals Harzer Bäche	665
BECKMANN, M.; CH. MATTHÄI & F. SCHÖLL: Auswirkungen der Rheinhochwasser auf das Makrozoobenthos seiner Nebenflüsse im Mittelrheingebiet	670
BEILHARZ, M.; J.H.E. KOOP & K. MÜLLER: Struktur und Regeneration des Makrozoobenthos der Oberelbe	675
DETTINGER-KLEMM, A. : Drought-Tolerance and the Impact of the Photoperiod on Growth and Adult Emergence in <i>Polypedilum tritum</i> 1 (Walker, 1856) (= <i>Polypedilum uncinatum</i> Goetghebuer, 1921 syn. nov.)2	681
ORENDT, C. : Gliederung nördlicher Alpenvorlandflüsse anhand von Chironomiden	687
MARTIN, P., S. WIEDENBRUG, E. STUR & I. SCHRANKEL: Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) als Parasiten an quellbewohnenden Zuckmücken (Chironomidae, Diptera) - erste Befunde aus dem Nationalpark Berchtesgaden	691
OTTO, C.-J. & P. MARTIN: Die Chironomiden-Emergenz (Diptera, Chironomidae) eines norddeutschen Quellbaches und ihre Parasitierung durch Wassermilben (Acari, Hydrachnidia)	697
SUNDERMANN, A. & A. DETTINGER-KLEMM: Autökologische Untersuchungen an <i>Stempellina spec. nov.</i> (Diptera: Chironomidae) - eine köcherbauende Chironomidae aus Sumpfwässern (Helokrenen)	703
DRESSEL, A. & H.-W. BOHLE: Larvenwachstum und Entwicklungszyklus von <i>Metreletus balcanicus</i> (ULMER) (Ameletidae), einer Ephemeroptere sommertrockener Fließgewässer	709
GERKE, N.: Untersuchungen zu den Wirtsfischspektren heimischer Großmuscheln (Fam.: Unionidae) mittels einer molekulargenetischen Artdiagnose der parasitischen Larven (Glochidien)	715

<b>INHALT, VERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN, BAND 2</b>	<b>Seite</b>
KRETSCHMER, S.; M. LAUTENSCHLÄGER & P. PODRAZA: Die Besiedlung von Ufermauern durch Imagines von Wasserinsekten entlang eines kleinen, urbanen Fließgewässers	718
KÖNIG, M., J.H.E. KOOP & J. BENNDORF: Vergleichbarkeit zweier Fließgewässer: Abiotische Umweltfaktoren und Makrozoobenthosbesiedelung	724
KORNEK, K.; J.H.E. KOOP J. BENNDORF: Ein Transplantationsexperiment zur Erklärung unterschiedlicher Gammaridenvorkommen in drei Fließgewässern	729
KOOP, J.H.E; M. KÖNIG; C. WINKELMANN & J. BENNDORF: Voraussetzungen für die Durchführung eines paarweisen Ökosystemexperiments in Fließgewässern	735
RAFFEL, M. & M. SCHIRMER: Analyse der mit der Krebschere ( <i>Stratiotes aloides</i> L.) assoziierten Makroinvertebratenzönose	741
STELZER, M.; F.-J. WICHOWSKI & T. METZGER: Wiederansiedlung der Flussperlmuschel im Hessischen Spessart	746
<b>FISCHE</b>	<b>752</b>
HÜBNER, D., J. FISCHER, D. BORCHARDT & H.W. BOHLE: Auswirkungen der Eutrophierung und die Veränderung der hyporheischen Milieubedingungen auf die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche ( <i>Thymallus thymallus</i> ).	753
MILER, O. & PH. FISCHER: Verteilung und Migrationsverhalten von Trübschenlarven bei der Einwanderung ins Litoral des Bodensees	758
SCHMALZ, W., M. SIEGISMUND & H.-P. HACK: Untersuchungen der Wirksamkeit akustischer Signale an ausgewählten Fischarten zum Schutz der Fischfauna vor Turbinenschäden	762
SIEGISMUND, M., W. SCHMALZ & K. THÜRMER: Betrachtung zeitlicher Migrationsmuster verschiedener Fischarten bei Effizienzkontrollen an Fischwanderhilfen	767
<b>SPEZIELLE METHODEN</b>	<b>771</b>
BERGHAHN, R., M. FEIBICKE, M. GABRIEL, D. GRAßMANN, S. LOTH, S. MEINECKE, S. MOHR, T. OTTENSTRÖER, M. SCHMIDT & R. SCHMIDT: Erste Ergebnisse aus der Einfahrphase (Kalibrierungsphase) des Fließgewässer-Mesokosmos des Umweltbundesamtes	772
BETHWELL, C., M. MUTZ, R. SAACK & D. MENZ: Organische Feinsedimente – ein geeigneter Tracer für Retentionsuntersuchungen in Bächen?	777
BRÜDERN, U.; K. HIRCHE, W. WEIDEMANN & S. KUNST: Anwendbarkeit von in-place-Verfahren zur Dokumentation anthropogener Gewässerbelastungen	783
HÄSE, C.: Entwicklung eines Fernerkundungs-Algorithmus zur Bestimmung der Primärproduktion im Bodensee	788
HÜNKEN, A., M. MUTZ & B. EHRLICH: Der hydraulische Fingerabdruck von Sandbächen Tracerversuche und Modellierung - eine geeignete Methode zur Charakterisierung von Fließstrecken ?	794
MÄHLMANN, J., R. KUSSEROW, U. SCHRÖTER-BOBSIN, I. RÖSKE, R. DUMKE, R. ARNOLD & H. FUCHS: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel ( <i>Dreissena polymorpha</i> ) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor	800

<b>INHALT, VERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN, BAND 2</b>	<b>Seite</b>
KÜMMERLIN, R. & H.-B. STICH: Algen zählen oder Pigmente bestimmen – Zwei Wege zur korrekten Biomassebestimmung?	805
SCHMIDT-HALEWICZ, S. & D. HEPERLE: OPTICOUNT – ein verbessertes tool zur mikroskopischen Planktonzählung	810
SANDROCK, ST.; E.-M. SCHARF & T. QUANDT: Erste Ergebnisse aus Laborversuchen zur Auswirkung der Zugabe von Ton als Restaurierungsmethode auf die limnische Biozönose von Standgewässern: Teil 1: Plankton	814
STEGGER, P.; H.W. RISS; E. BLÜBAUM-GRONAU & E.I. MEYER: Mentum- und Mandibeldeformationen bei Chironomus-Larven (Diptera: Chironomidae) als Testkriterium für Sedimentkontaktteste: Ein kritischer Beitrag	819
WAGNER, F.: Bottom-Sampler oder Hess-Sampler – Verfahren zur Sedimentbeprobung im Vergleich	825
WAUER, G. & R. KOSCHEL: Quantitative Bestimmung ökotoxisch relevanter Aluminium-Spezies im Freiwasser von Binnenseen	831
<b>SONSTIGE THEMEN</b>	<b>834</b>
MAUCH, E.: 100 Jahre Saprobiensystem	835
SPIEKER, J.: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht der selbständigen Limnologen	841
MARTEN, M.: Qualitätssicherung bei Vergabe und Durchführung gewässerbiologischer Freilandarbeiten in Baden-Württemberg	847
SCHMIDT, A. R., H. DÖRFELT, W. SCHÖNBORN & H. ZIMMERMANN-TIMM: Mikrofossilien im Bernstein – Neue Einblicke in limnisch-terrestrische Mikrozönosen des späten Mesozoikums	852
KUSBER, W.-H. & R. JAHN: Standards für die Artidentifikation von Algen in der Limnologischen Forschung	858
LANGE, A., H. HOPFGARTEN & H. ZIMMERMANN-TIMM: Die Literatursammlungen der Abteilung Limnologie in Jena	864
PLUNTKE, TH. & H.-P. KOZERSKI: Sedimentationsprozesse in unbewachsenen und mit submersen Makrophyten bewachsenen Litoralbereichen des Müggelsees (Berlin)	867
KOZERSKI, H.-P., T. PLUNTKE & TH. HINTZE: Ablagerungen von feinem organischen Material in der Spree und im Müggelsee	873
BABOROWSKI, M., J. KRAFT, M. MAGES, B. KARRASCH, W. VON TÜMPLING JR., M. OVARI, G. ZARAY, J. W. EINAX: Untersuchungen zum Eintrag von gelösten und partikulären Stoffen aus der Szamos in die Tisza (Ungarn)	879
GUNKEL, G., U.LANGE, D.WALDE & J. W. C. ROSA: Umweltbeeinträchtigungen durch Wasserkraftnutzung in Amazonien am Beispiel des 25 Jahre alten Curuá-Una-Staudamms	885
KRISMANN, M. & E. I. MEYER: Einflussnahme des Kanusports auf die natürliche Drift-diurnalität eines Tieflandflusses	891
<b>VERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN</b>	<b>XVII</b>

## MIKROBIELLE NAHRUNGSNETZE

PTACNIK, R. & U. SOMMER: Auswirkungen von Produktivität, Omnivorie und Mixotrophie auf marine planktische Nahrungsnetze

GREY, J.: Food web analysis with stable isotopes

MEYER, E. I. & R. POEPPERL: Vergleichende Nahrungsnetzanalysen an einem Tiefland- und Mittelgebirgsbach

KATECHAKIS, A. & H. STIBOR: Auswirkungen von Produktivität und Omnivorie auf die Länge limnischer planktischer Nahrungsnetze

Robert Ptacnik  
Ulrich Sommer  
Institut für Meereskunde, Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel  
rptacnik@ifm.uni-kiel.de

Keywords: mixotrophy, omnivory, food chain, stability, food web, marine system

## Auswirkungen von Produktivität, Omnivorie und Mixotrophie auf marine planktische Nahrungsnetze

### Einleitung

Im Rahmen eines DFG-Projektes werden der Einfluss von Produktivität, Omnivorie und Mixotrophie auf die Länge mariner planktischer Nahrungsketten untersucht. Nach der 'Hypothese der energetischen Begrenzung' ('Energy flow hypothesis', Oksanen et al. 1981) begrenzt die verfügbare Energie auf der untersten trophischen Ebene die mögliche Anzahl darüber liegender trophischer Ebenen. Viele Freilanduntersuchungen widersprechen jedoch dieser Hypothese. So findet man in einigen sehr produktiven Systemen wie Auftriebsgebieten sehr kurze Nahrungsketten. Ein möglicher Widerspruch der Hypothese der energetischen Begrenzung ist die mit steigender Produktivität einhergehende Destabilisierung von Räuber-Beute Beziehungen (Pim and Lawton 1977). Ein zweiter möglicher Faktor für die Verkürzung von Nahrungsketten bei hoher Produktivität ist Omnivorie: Ein Räuber frisst auf zwei verschiedenen trophischen Stufen (vgl. Abb. 1, Copepode). Mathematische wie empirische Daten belegen, dass ein omnivorer Konsument vor allem bei hoher Produktivität zum Ausschluss intermediärer Konsumenten führen kann (Diehl und Feißel 2000). Mixotrophie stellt einen Sonderfall von Omnivorie dar: Ein Organismus, hier Phytoplankter, nutzt zur Energie- und Nährstoffgewinnung sowohl Sonnenenergie und gelöste Nährstoffe, als auch organische Ressourcen wie Bakterien. Entgegen früherer Ansichten ist Mixotrophie vor allem in aquatischen Lebensräumen weit verbreitet (Estep et al. 1986). Über die synökologische Bedeutung mixotropher Organismen gibt es bislang kaum umfassende Theorien. Diese Fragestellung wird in einem Parallelprojekt in limnischen Systemen untersucht (Katechakis und Stibor, Universität München, dieser Band).

### Experimentelles Design

Zur Untersuchung der genannten Faktoren wurden aquatische Nahrungsnetze unter kontrollierten Bedingungen erstellt. Dabei wurden Produktivität und die Anwesenheit mixotropher Organismen variiert. Zudem wurde in einem Experiment Omnivorie durch die An- bzw. Abwesenheit von Mikrozooplankton variiert (s. Abb. 1).

Die Nahrungsnetze wurden in 25 Liter fassenden Mikrokosmen angesetzt. Das Medium in den Gefäßen wurde permanent durchmischt.

Nahrungsnetzkonfigurationen:

- B** Basisnahrungsnetz
- BM** Basisnahrungsnetz + Mixotrophie
- BO** Basisnahrungsnetz + Omnivorie (nur Versuch 1)
- BMO** Basisnahrungsnetz + Mixotrophie + Omnivorie (nur Versuch 1)

Organismen:

	Versuch 1	Versuch 2
Picophytoplankton	<i>Synechococcus sp.</i>	<i>Chlorella sp.</i>
Nanophytoplankton	<i>Rhodomonas sp.</i>	<i>Rhodomonas sp.</i>
Mikrophytoplankton	<i>Thalassionema nitschioides</i>	<i>Skeletonema costatum</i>
Mixotropher Flagellat	<i>Chrysochromulina polylepis</i>	<i>Ochromonas minima</i>
Het. Nanoflagellaten	<i>Cafeteria sp.</i>	<i>Spumella sp.</i>
Mikrozooplankton	<i>Oxyrrhis marina</i>	-
'herbivores' Zooplankton	calanoide Copepoden	<i>Brachionus plicatilis</i>
Toppredator	-	Larven von <i>Dicentrarchus labrax</i>

Die Nahrungsnetzkonfigurationen von Versuch 1 sind in Abbildung 1 vereinfacht dargestellt. Jede Nahrungsnetzkonfiguration wurde zweifach repliziert.

Alle Konfigurationen wurden in mehreren Nährstoffniveaus angesetzt:

Versuch 1: (I) 10:3:5 (II) 30:9:15  
 Versuch 2: (I) 15:1:9 (II) 45:3:27 (III) 150:10:90  
 (Stickstoff : Phosphat : Silikat, jeweils  $\mu\text{mol/l}$ )

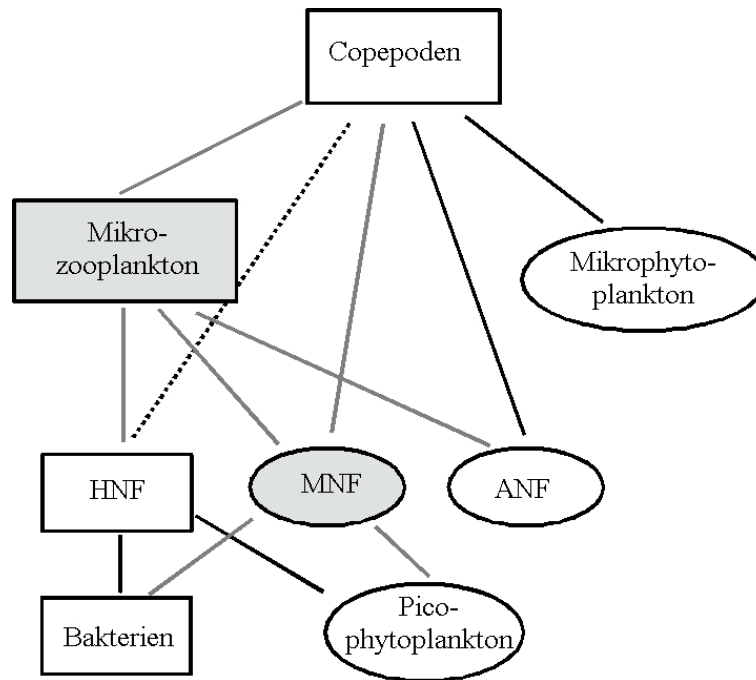


Abbildung 1. Schema des Nahrungsnetzes in Versuch 1. Die Linien stellen mögliche trophische Interaktionen dar. Die Anwesenheit von Mixotrophen Nanoflagellaten (MNF) und Mikrozooplankton wurde variiert. ANF, autotrophe Nanoflagellaten; HNF, heterotrophe Nanoflagellaten.

## Ergebnisse

### Mixotrophie

Die Anwesenheit von Mixotrophen Phytoflagellaten führte in beiden Versuch zu einer Dezimierung des Picophytoplanktons. Ausserdem war ein Anstieg des atomaren Stickstoff zu Kohlenstoff Verhältnisses des Sestons (ohne Mesozooplankton) zu verzeichnen (Abb. 2, 3). Die Anwesenheit von *Chrysochromulina* hatte einen positiven Effekt auf die Nauplien der Copepoden (Versuch 1). *Ochromonas* hingegen wirkte sich negativ auf der Ebene des herbivoren Zooplanktons aus (*Brachionus*, Versuch 2).

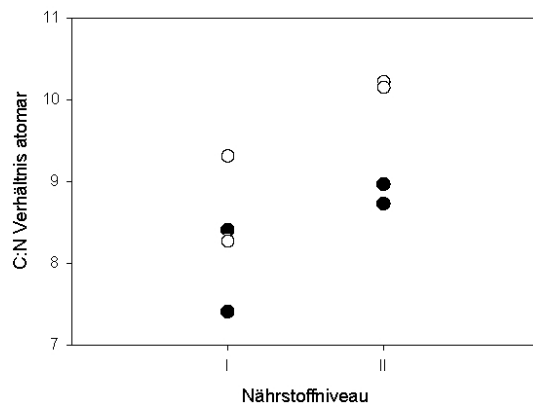


Abbildung 2. Versuch 1, Atomares C:N Verhältnis des Sestons. Schwarz Ansätze ohne (B), weiss mit Mixotrophen (BM).

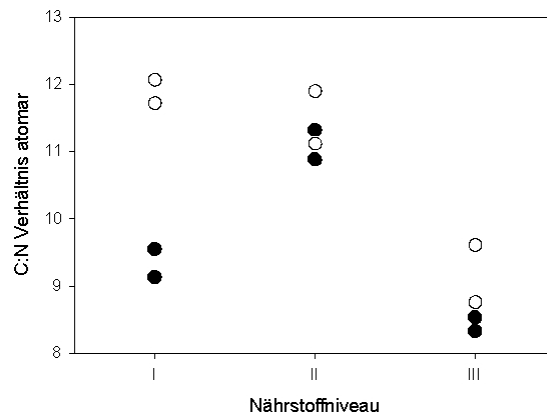


Abbildung 3. Versuch 2. Atomares C:N Verhältnis des Sestons (wie Abb. 2).

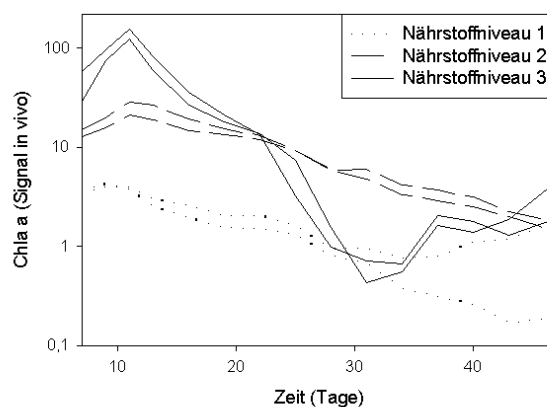


Abbildung 4. Versuch 2. Zeitreihe Chlorophyll a (in vivo Signal); nur Basisnahrungsnetz (B).

### Omnivorie (Versuch 1)

Die Anwesenheit von *Oxyrrhis marina* führte zu einer deutlich verbesserten Entwicklung der calanoiden Copepoden, die im Versuchszeitraum reproduzierten. Zugleich bewirkte *Oxyrrhis* einen

sehr starken Frassdruck auf das Nanophytoplankton. Dieser Effekt war beim hohen Nährstoffniveau grösser als beim niedrigen. Indirekt begünstigte die Anwesenheit des Mikrozooplanktons das Picophytoplankton.

### Produktivität

Enrichment führte zu stärkeren Schwankungen in den Nahrungsnetzen, was z.B. im zeitlichen Verlauf des Chl a Gehaltes zum Ausdruck kommt (Zeitreihe Chl a Versuch 2, Abb. 4).

Insgesamt wirkte sich Enrichment vor allem auf den oberen trophischen Ebenen positiv aus. In Versuch 1 erreichten die Copepoden im hohen Nährstoffniveau höhere Abundanzen (Abb.5). In Versuch 2 profitierten sowohl die Grazer (*Brachionus*) als auch die Fischlarven von hoher Produktivität, wohingegen die Algenbiomasse im höchsten Nährstofftreatment zeitweise unter der in den Ansätzen mit weniger Nährstoffen lag (Abb. 6, Abb. 4). Insgesamt führte Enrichment zu einer verstärkten Top-down-Kontrolle.

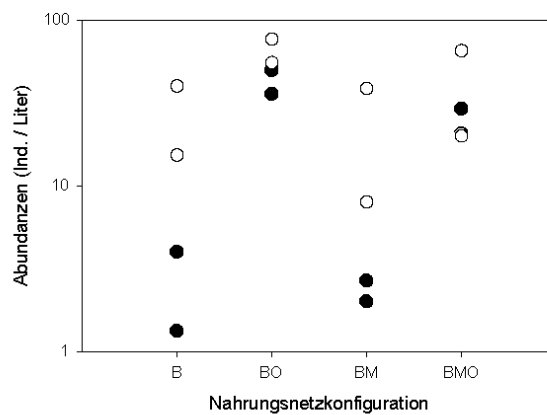


Abbildung 5. Versuch 1. Abundanzen der Copepoden (alle Stadien) zu Versuchsende. Schwarz Nährstoffniveau I, weiss Nährstoffniveau II.

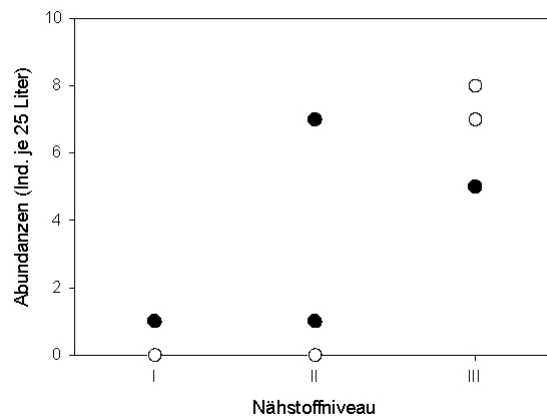


Abbildung 6. Versuch 2. Abundanzen der Fischlarven zu Versuchsende. Schwarz Ansätze ohne Mixotrophe (B), weiss Ansätze mit Mixotrophen (BM).

### Diskussion

Die dargestellten Ergebnisse unterstützen grundsätzlich die 'Hypothese der energetischen Begrenzung'. Im Versuchszeitraum spielten die beobachteten Schwankungen eine untergeordnete Rolle. Ob diese Schwankungen ausreichen, um auf längere Sicht zu einem Ausschluss von Arten zu führen, könnte durch Modelle überprüft werden. Das Experimentelle Design lässt nur Versuche

begrenzter Dauer (wenige Wochen) zu, da sich die Modellnahrungsnetze im weiteren Verlauf durch Kontaminationen verändern. Im bereits erwähnten limnischen Parallelprojekt führte Enrichment ebenfalls zu einer Destabilisierung der Systeme.

Der positive Effekt des Mikrozooplanktons auf die Copepoden ist insofern überraschend, als die Anwesenheit des Mikrozooplanktons die Copepoden auf eine höhere trophische Stufe stellt und somit weniger Energie auf dieser trophischen Stufe verfügbar ist. Durch weitere Versuche sollte geklärt werden, ob die Copepoden allein von der veränderten Größe der Beutepartikel profitieren (*Oxyrrhis* hat gegenüber *Rhodomonas* etwa das zehnfache Biovolumen) oder ob die stoffliche Zusammensetzung (Fettsäuren, Stöchiometrie) der Organismen diesen Effekt hervorruft.

Mixotrophe Phytoflagellaten können offenbar einen positiven Effekt auf die Primärproduktion haben; die dargestellte Veränderung im Kohlenstoff zu Stickstoff Verhältnis zeigt, dass bei Anwesenheit von Mixotrophen pro Einheit verfügbarem Stickstoff mehr Biomasse aufgebaut wurde. Diese Veränderung lässt sich dadurch erklären, dass Mixotrophe Flagellaten Bakterien ingestieren und den darin gebundenen Stickstoff für die Primärproduktion nutzen. Bakterien haben ein deutlich niedrigeres C:N-Verhältnis als Phytoplankter (Bakterien: 5-7; Fukuda et al. 1988.; Phytoplankton: ca. 8 bis über 20, je nach Licht- und Nährstoffbedingungen; Kohl und Nicklisch 1988). Durch die Ingestion von Picophytoplankton verändern Mixotrophe Flagellaten die Größenverteilung der Phytoplanktongemeinschaft.

#### Literatur

- Diehl, S; Feißel, M (2000): Effects of enrichment on three-level food chains with omnivory. Am. Nat. 155: 200-218.
- Estep, K W; Davis, P G; Keller, M D; Sieburth, J McN (1986): How important are algal nanoflagellates in bacterivory ? Limnol. Oceanogr. 31: 646-650.
- Fukuda, R; Ogawa, H; Nagata, T; Koike, I (1998): Direct determination of carbon and nitrogen contents of natural bacterial assemblages in marine environments. Appl. Environ. Microbiol., vol. 64, no. 9, pp. 3352-3358, Sep 1998.
- Kohl, J-G; Nicklisch, A (1988): Ökophysiologie der Algen. Stuttgart; New York: Fischer, 1988.
- Oksanen, L; Fretwell, S D; Arruda, L; Niemela, P (1981): Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. Am. Nat. 116: 240-261.
- Pimm, S L; Lawton, J H (1977): Number of trophic levels in ecological communities. Nature 268: 329-331.

Grey, Jonathan

### **Food web analysis with stable isotopes**

Max-Planck-Institut für Limnologie, Postfach 165, 24302 Plön,  
Tel: 04522 763 283, Fax: 04522 763 310, e-mail: [grey@mpil-ploen.mpg.de](mailto:grey@mpil-ploen.mpg.de)

Keywords: Carbon, nitrogen, stable isotopes, plankton, methane, food web

Extended Abstract.

The measurement of a variety of naturally occurring stable isotopes in biological material as a tool to investigate aspects of ecological research has increased in recent years. This is likely a function of the continued development and refinement of machines by manufacturers combined with expanded interest in the application of the stable isotope technique resulting in more accessibility to researchers, the end-users. The scale at which stable isotope analyses can be applied varies enormously, for example tracing macromolecules in eco-physiology at the molecular level, to tracking the migratory behaviour of large, marine mammals across distinct biomes, or reconstructing historical aspects in paleoecology. A number of useful reviews have recently been published dealing with general ecological, or more specific applications (e.g. Lajtha & Michener, 1994; Hobson, 1999).

In studies of food webs and trophic interactions, the analyses of stable isotopes requires the different basal resources to exhibit distinct and robust isotopic 'signatures'. Most frequently used are those signatures derived from the abundance ratios of  $^{13}\text{C}$ :  $^{12}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$ :  $^{14}\text{N}$ . Signatures can then be traced as they are passed through a food web because the isotope ratios of organisms reflect those of diet in a dependable manner. Carbon is relatively conservative so the  $\delta^{13}\text{C}$  of an animal generally reflects that of diet closely, whilst the lighter isotope of nitrogen is preferentially excreted during metabolism so there is a greater enrichment of the signature (DeNiro & Epstein, 1981; Minagawa & Wada, 1984). Thus, information on an animal's putative food sources and trophic level can be deduced by utilising a combination of carbon and nitrogen signatures. Stable isotope analyses offer advantages over more conventional methods such as gut content analyses by representing assimilated as opposed to ingested diet; incorporate dietary information over longer time periods as opposed to momentary 'snapshots'; and may even identify sources that are not detectable by inspection of ingested material. The latter makes the method particularly useful for studies of planktonic organisms.

Here, I shall outline some of the findings from studies using stable isotopes to characterise food webs in two very different and famous lakes - Loch Ness, Scotland and Esthwaite Water, England - and how surprising signatures in specific organisms from these lakes have opened up further avenues of investigation. Loch Ness is a large, deep, oligotrophic lake formed by glacial scouring of a geological fault line. It has been a focus of study by freshwater ecologists at Lancaster University for a decade, and by initially characterising the microbial aspects of the planktonic food web, it was inferred that much of the production must be subsidised from allochthonous sources. In a pilot investigation, Jones et al (1998) revealed that the two primary basal resources (phytoplankton and terrestrial detritus which dominates the particulate organic matter – POM) exhibited distinct stable isotopic signatures, and relative contributions to zooplankton production could thus be traced. This was followed by a more detailed seasonal study involving monthly sampling of all possible components of the loch food web, the results of which suggested zooplankton undertook a seasonal dietary switch from allochthonous to autochthonous sources (Grey et al. 2001).

In a completely separate investigation at Esthwaite Water, a small, shallow productive lake in lowland England, stable isotope analyses were utilised in a more applied situation, to identify and quantify contributions from the waste products of a trout cage-culture system to the receiving planktonic and benthic communities. Cage culture systems are under scrutiny from agencies the world over due to the detrimental environmental effects of pollution, water quality degradation and diseases commonly associated with their location. The original hypothesis relied on the trout pelleted feed applied to the fish in the cages being derived predominantly from marine sources. Thus, the marine stable isotope signature should be distinct and

traceable relative to the freshwater components of the Esthwaite food web. The hypothesis held true and using mixing models, it was possible to determine the extent to which different organisms of the Esthwaite food web used the anthropogenic feed (Grey et al., submitted).

In both of the above lake systems, the application of stable isotope analyses proved particularly useful in identifying and determining trophic links in the food webs, and ultimately in fulfilling the aims of the respective projects. However, new avenues of investigation are often brought to light by the 'anomalies' of specific studies. Thus, despite the very different physical, chemical and biological character of the two lakes described above, and despite a different species of chironomid being sampled from each lake (*Sergentia* sp. in Loch Ness; *Chironomus anthracinus* in Esthwaite), there appeared to be a similar isotopic pattern emerging in the chironomids. Chironomids were exhibiting extremely isotopically depleted carbon values relative to the putative dietary sources sampled. Using the conventional lore of isotopes, the chironomids could not directly have been feeding upon allochthonous-derived detritus or algal cells, but were more likely assimilating them after they had passed through intermediary trophic steps. The extent of  $^{13}\text{C}$ -depletion suggested an appreciable amount of methane-derived carbon becoming incorporated into the food web.

Methane is a powerful greenhouse gas, which is almost 25 times more potent than  $\text{CO}_2$  in its radiative effect, and large reservoirs of natural methane lie buried in oceanic and freshwater sediments and wetlands all over the world. Recent research is furthering our understanding of the role of microbial consortia in regulating methane fluxes, yet few studies are investigating the 'fuelling' of aquatic food webs via methanotrophy beyond the microbial level. Since chironomids constitute an important part of the diet of benthivorous fishes, other macroinvertebrate predators, and sporadically also pelagic fish when the larvae migrate into the water column to pupate or relocate, they may act as a vector for methane derived carbon in benthic-pelagic coupling and, thus might be used as a key species to identify this phenomenon in future studies (Grey, In press). Currently, the extent to which this phenomenon occurs is being examined in a suite of lakes from Arctic Sweden to equatorial Africa and in collaboration with a number of different European institutes.

#### References:

- Deniro, M. J., & Epstein, S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 45: 341-351.
- Grey, J., Jones, R.I. & Sleep, D. 2001 Seasonal changes in the importance of allochthonous organic matter to the diet of zooplankton in Loch Ness indicated by stable isotope analysis. *Limnol. Oceanog.* 46 (3): 505-513.
- Grey, J. 200- A chironomid conundrum: questions arising from stable isotope analysis. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 28 In Press.
- Grey, J., Waldron, S. & Hutchinson, R. 200- The utility of C, N and S-isotope analysis to trace contributions from fish farms to the receiving communities of freshwater lakes. *J. Aquat. Eco. Stress & Recovery* submitted.
- Hobson, K.A. 1999 Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120: 314-326
- Jones, R.I., Grey, J., Sleep, D. & Quarmby, C. 1998 An assessment using stable isotopes of the importance of allochthonous organic carbon sources to the pelagial food web in Loch Ness. *Proc. Roy. Soc. Lond. B.* 265: 105-111.
- Lajtha, K. & Michener, R.H. 1994 *Stable isotopes in Ecology and Environmental Science.* Methods in Ecology, Blackwell Science, Oxford, 316pp.
- Minagawa, M., & Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food chains: Further evidence and the relation between  $\delta^{15}\text{N}$  and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 48: 1135-1140.

## Vergleichende Nahrungsnetzanalysen an einem Tiefland- und Mittelgebirgsbach

Elisabeth I. Meyer & Rainer Poepperl

**Keywords:** Nahrungsnetz, Netzwerkanalyse, Mittelgebirgsbach, Tieflandbach, Stoffflüsse, Systemeigenschaften

### Einleitung

Nahrungsnetz-Modellierungen werden für einen Gewässerabschnitt des Schwarzwaldbaches Steina sowie für die in Schleswig-Holstein gelegene Alte Schwentine (AS) zwischen dem Belauer und den Stolper See durchgeführt. Auf der Basis von C-Jahresdurchschnittswerten wurden mit Hilfe der Netzwerkanalyse Massenbilanzen erstellt. Die Modelle beschreiben die Struktur der Nahrungsnetze und quantifizieren (1) die Biomasse, Produktion und Konsumtion einzelner Systemelemente wie auch des gesamten Systems sowie (2) den Stofffluß zwischen den einzelnen Systemkompartimenten.

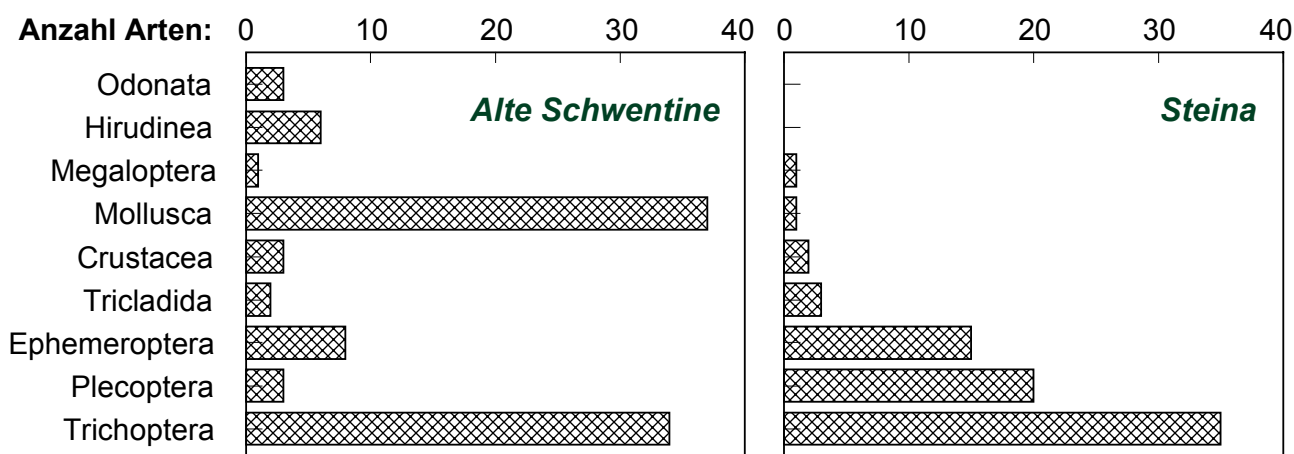
### Untersuchungsgewässer

Der Tieflandbach **Alte Schwentine** befindet sich ca. 30 km südlich von Kiel im Randbereich der Weichselvereisung und entwässert den eutrophen, meist dimiktischen und holomiktischen Belauer See. Das anthropogen überprägte, sommerwarme Fließgewässer hat eine Länge von ca. 1,9 km und eine konstante Breite von 6 m. Es ist kalk- und nährstoffreich und der Chemismus wird weitgehend von den biologischen Aktivitäten im vorgeschalteten Belauer Sees bestimmt. Ufergehölze fehlen weitgehend und im Gewässer sind große *Elodea*-Bestände ausgebildet. Das Substrat ist vorwiegend sandig-schlammig, Grobsubstrat findet sich hauptsächlich im Bereich von Prallhängen. Datengrundlage sind Untersuchungen von 1988 bis 1990 (u.a. Poepperl 1992, 1996, 2000).

Der Mittelgebirgsbach **Steina** befindet sich im südlichen Schwarzwald. Der untersuchte Gewässerabschnitt liegt ca. 10 km unterhalb der Quelle bei ca. 720 m über NN. Aufgrund der extensiven Landnutzung im Einzugsgebiet und geochemischer Charakteristika werden vergleichsweise geringe Nährstoffkonzentrationen gemessen (Meyer, Schwoerbel & Tillmanns 1990). Das Fließgewässer weist eine geringe Leitfähigkeit und einen moderaten Abfluß auf. Die Bachbreite variiert zwischen 4 und 6,5 m. Das weitgehend makrophytenfreie Substrat ist grobkiesig bis steinig (Mutz 1989). Datengrundlage sind Ergebnisse aus Untersuchungen von 1985 bis 1988 (Meyer 1991, 1992, Schwoerbel & Meyer 1991).

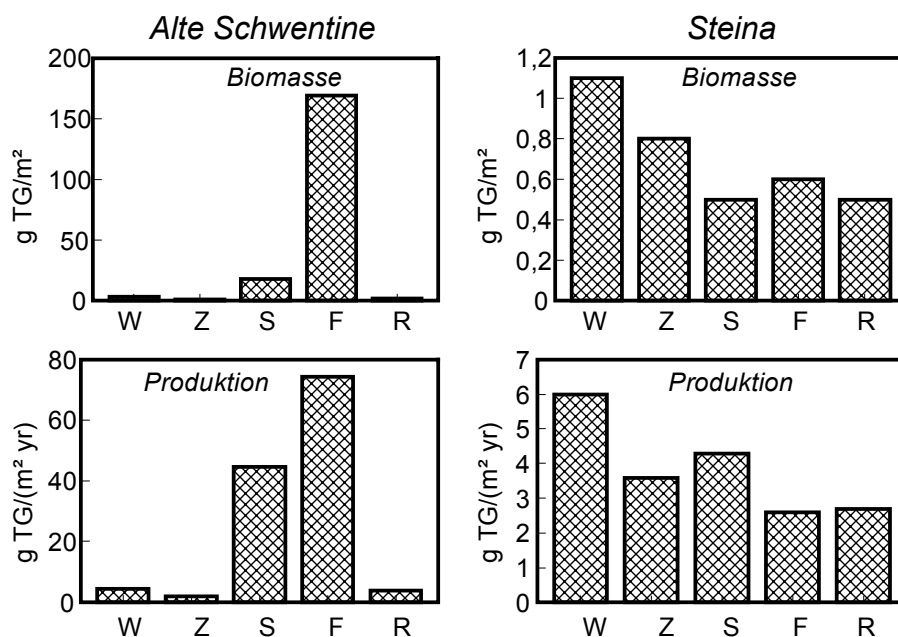
### Ergebnisse und Diskussion

In der Alten Schwentine wurden 126 und in der Steina 156 Taxa nachgewiesen. Im Tieflandbach gehören die meisten Arten den Mollusken und den Trichopteren an (Abb. 1, Poepperl 1992, 1996). In der Steina hingegen sind die Mollusken nur mit der Art *Ancylus fluviatilis* vertreten. Die Artenzusammensetzung dieses Mittelgebirgsbaches wird von den Trichopteren, Plecopteren und Ephemeropteren dominiert (Abb. 1, Meyer 1991, 1992).



**Abb. 1:** Artenzahl einzelner taxonomischer Gruppen benthischer Makroinvertebraten im Mittelgebirgsbach Steina (links) sowie Tieflandbach Alte Schwentine (rechts).

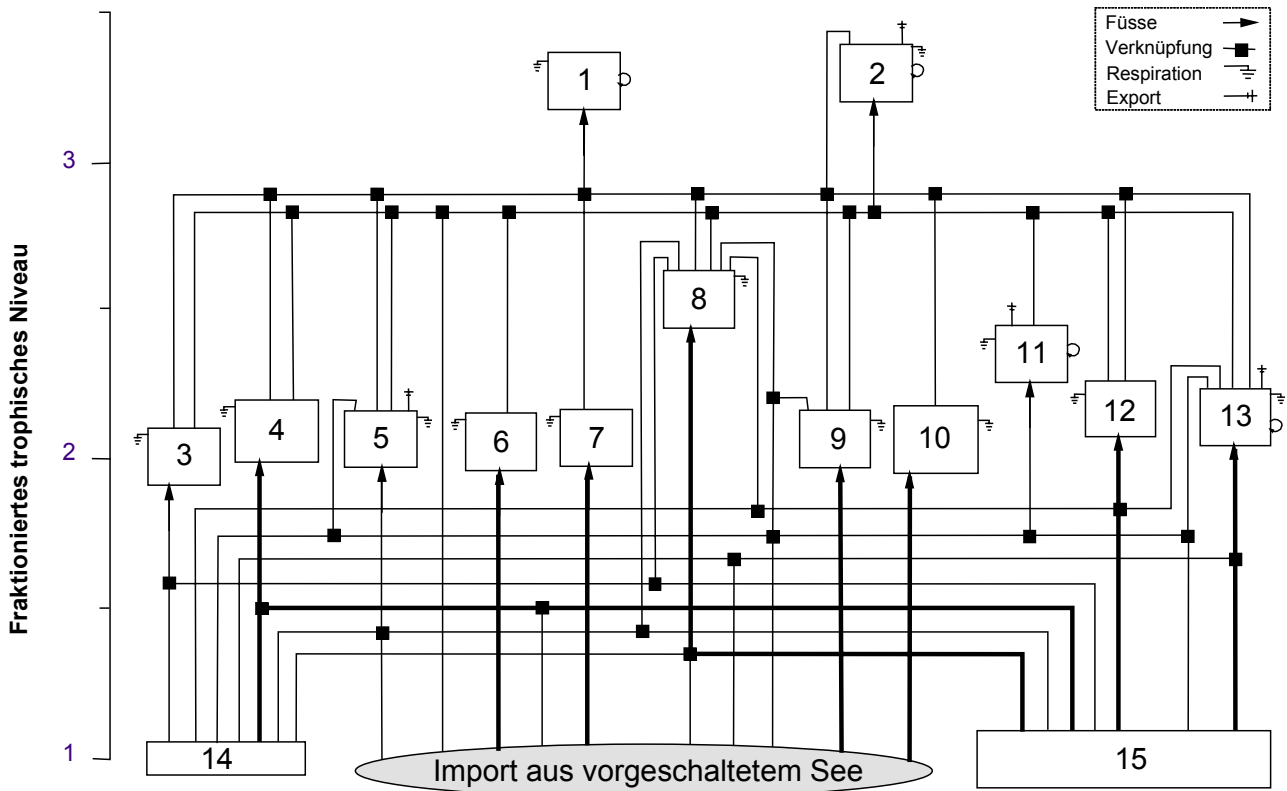
Die Makroinvertebraten-Gemeinschaft des Tieflandbaches ist - sowohl bei der Betrachtung der Biomasse als auch der Produktion - durch Filtrierer und Sammler geprägt (Abb. 2), wobei die Filtrierer den weitaus größten Anteil an der Biomasse und Produktion aufweisen (Poepperl 1999, Poepperl & Böttger 1997). Hingegen zeigt der Mittelgebirgsbach ein ausgeglicheneres Bild mit einer leichten Dominanz der Weidegänger.



**Abb. 2:** Biomasse und Produktion der benthischen Makroinvertebraten im Mittelgebirgsbach Steina (links) sowie Tieflandbach Alte Schwentine (rechts). W: Weidegänger, Z: Zerkleinerer, S: Sammler, F: Filtrierer, R: Räuber.

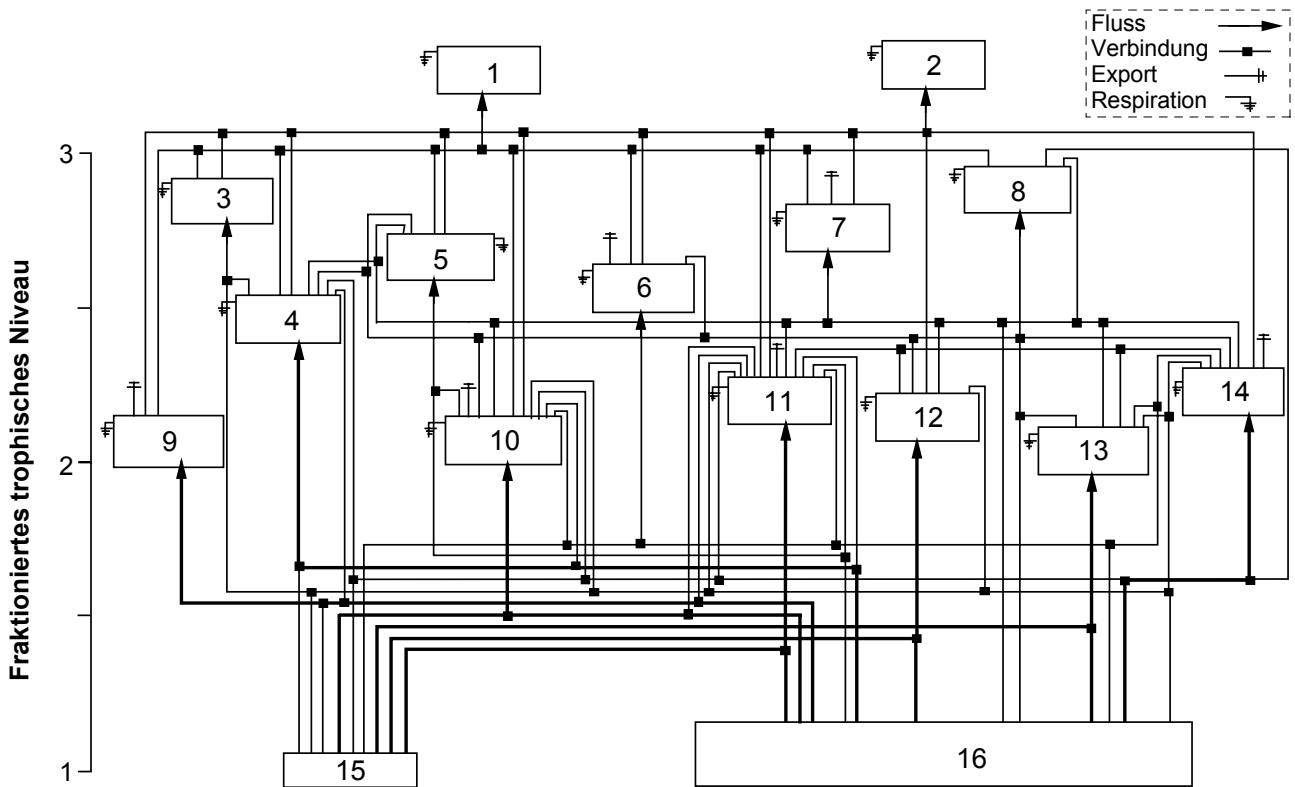
Die Biomasse der Makroinvertebraten der Alten Schwentine beträgt durchschnittlich  $77,9 \text{ g C m}^{-2}$ , die jährliche Sekundärproduktion  $53,1 \text{ g C m}^{-2}$ . Durch Emergenz werden jährlich  $0,8 \text{ g C m}^{-2}$  exportiert. Das Nahrungsnetz umfaßt 3 trophische Niveaus (Abb. 3). Die wichtigsten Nahrungsressourcen bezogen auf die Anzahl der Prädatoren sind der Import aus dem vorgeschalteten See, der Detritus des Sedimentes, die Primärproduzenten, Oligochaeten und das Kompartiment der Chironomiden und Ceratopogoniden. 98,7 % der im System konsumierten Biomasse entstammt dem Import, dem Detritus und den Primärproduzenten, nur 1,3 % stammen von den Sekundärproduzenten. Konsumiert werden insgesamt  $702,6 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ : 135,5 g stammen

aus den Sedimenten des Baches (Detritus), 25,7 g aus der autochthonen Primärproduktion, 532,5 g aus dem vorgeschalteten See und 8,9 g aus den Makroinvertebraten selbst. Das aus dem vorgeschalteten See stammende planktische Material stellt somit die bedeutendste Nahrungsressourcen für die benthischen Makroinvertebraten dar.



**Abb. 3:** Trophische Interaktionen im Tieflandbach Alte Schwentine. Für die Modellkalkulationen wurden die nachgewiesenen Taxa zu 15 Kompartimenten aggregiert. Die Fläche einer jeden Box ist dem Logarithmus der Biomasse [B; in  $\text{g C m}^{-2}$ ] des einzelnen Kompartimentes proportional. Die quantitativ bedeutsamsten Flüsse sind durch dicke Linien dargestellt. Nicht dargestellt sind die Mikroorganismen mit ihren Flüssen. - P: Produktion [ $\text{gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ]; 1: Hirudinea, Tricladida, Hydrachnidia ( $B=0,69/P=1,10$ ); 2: *Sialis* ( $B=0,34/P=0,92$ ); 3: *Theodoxus*, *Ancylus*, *Acroloxus*, *Valvata* ( $B=1,11/P=1,55$ ); 4: *Potamopyrgus*, *Bithynia*, *Lymnaea* ( $B=8,29/P=14,92$ ); 5: collecting Trichoptera and Ephemeroptera ( $B=0,20/P=0,60$ ); 6: Sphaeriidae ( $B=4,18/P=8,36$ ); 7: *Unio* sp. ( $B=20,51/P=1,85$ ); 8: Oligochaeta ( $B=0,52/P=2,10$ ); 9: *Dreissena polymorpha* ( $B=5,02/P=12,55$ ); 10: *Anodonta*, *Pseudanodonta* ( $B=35,99/P=5,40$ ); 11: *Hydropsyche* sp. ( $B=0,17/P=0,46$ ); 12: *Asellus*, *Gammarus* ( $B=0,40/P=0,84$ ); 13: Chironomidae und Ceratopogonidae ( $B=0,48/P=2,40$ ); 14: Primärproduzenten ( $B=90,4/P=153,7$ ); 15: Detritus ( $B=676,7$ ).

In der Steina beträgt die Algenbiomasse im Untersuchungszeitraum durchschnittlich  $2,2 \text{ g C m}^{-2}$  sowie die der Biozönose zur Verfügung stehende Detritusmasse  $535 \text{ g C m}^{-2}$ . Für die Konsumenten wird eine durchschnittliche Biomasse von  $3,9 \text{ g C m}^{-2}$  und eine jährliche Sekundärproduktion von  $13,1 \text{ g C m}^{-2}$  ermittelt. Das Nahrungsnetz umfaßt 3 trophische Niveaus (Abb. 4). Wichtigste Nahrungsressourcen sind bezogen auf (1) die Anzahl von Prädatoren: Detritus, Mikroorganismen, Aufwuchsalgen, Chironomidae, Ephemeroptera, und (2) die konsumierte Menge: Detritus, Aufwuchsalgen, Mikroorganismen, Ephemeroptera, 'Hydropsychidae & Simuliidae', 'Psychomyiidae, Psychodidae, Limnephilidae & Odontoceridae' (Poepperl & Meyer 1999).



**Abb. 4:** Trophische Interaktionen im Mittelgebirgsbach Steina. Für die Modellkalkulationen wurden die nachgewiesenen Taxa zu 16 Kompartimenten aggregiert. Die Fläche einer jeden Box ist dem Logarithmus der Biomasse [B; in  $\text{g C m}^{-2}$ ] proportional. Die quantitativ bedeutsamsten Flüsse sind durch dicke Linien dargestellt. Nicht dargestellt sind die Mikroorganismen mit ihren Flüsse. – P: Produktion [ $\text{gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ]; 1: *Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss* ( $B=1.7/P=2.0$ ); 2: *Cottus gobio* ( $B=0.3/P=0.4$ ); 3: Planariidae ( $B=0.0/P=0.3$ ); 4: Oligochaeta, Nematelminthes ( $B=0.1/P=0.9$ ); 5: Hydrachnidia ( $B=0.0/P=0.2$ ), 6: Perlidae, Perlodidae, Chloroperlidae ( $B=0.1/P=0.3$ ); 7: Rhyacophilidae, *Sialis* sp., Polycentropodidae ( $B=0.1/P=0.3$ ); 8: Limoniidae, Athericidae, räuberische Ceratopogonidae ( $B=0.1/P=0.3$ ); 9: Nemouridae, Leuctridae, Taeniopterygidae ( $B=0.1/P=0.5$ ); 10: Chironomidae ( $B=0.1/P=1.3$ ), 11: Ephemeroptera, Tipulidae, benthische Crustacea ( $B=0.5/P=2.8$ ); 12: *Ancyclus fluviatilis*, Brachycentridae, Elmidae ( $B=0.2/P=0.9$ ); 13: Psychomyiidae, Psychodidae, Limnephilidae, Odontoceridae ( $B=0.3/P=1.6$ ); 14: *Hydropsyche* sp., Simuliidae ( $B=0.3/P=1.3$ ); 15: Aufwuchsalgen ( $B=2.2 / P=69.1$ ); 16: Detritus ( $B=535.0$ ). (Nach Poepperl & Meyer 1999).

Die Größe von Systemflüssen wie Konsumtion, respiratorische Flüsse, Fluß zum Detritus, Systemdurchfluß und Produktion sind bei der Auswahl summarischer Systemattribute in Tabelle 1 dargestellt.

In der Alten Schwentine beläuft sich der gesamte Systemdurchfluß auf  $1524,3 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ , die Konsumtion ( $702,6 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ) hat einen Anteil von 46 %, die respiratorischen Flüsse von 12 % ( $183,4 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ) und die Rückflüsse zum Detritus von 42 % ( $637,5 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ). Die Netto-Gesamtproduktion beträgt  $29,7 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ . Das Verhältnis der Primärproduktion zur Gesamtbiomasse ist 0,91. Der Fluß zum Detritus ist um ein Vielfaches größer als die Primärproduktion des Systems.

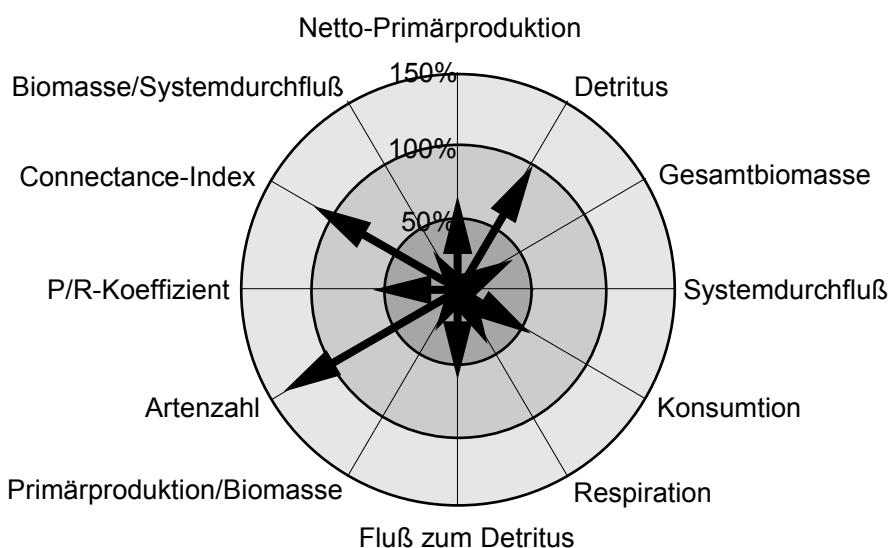
In der Steina beläuft sich der gesamte Systemdurchfluß auf  $521 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ , einen Anteil von 46 % hat die Konsumtion ( $239,7 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ), 6 % die respiratorischen Flüsse ( $32,7 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ) und 48 % die Rückflüsse zum Detritus ( $247,9 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ). Die Gesamtproduktion in der Steina beträgt  $36,4 \text{ g C m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ . Das Verhältnis der Primärproduktion zur Gesamtbiomasse ist 0,06. Auch in der Steina ist der Fluß zum Detritus um ein Vielfaches größer als die Primärproduktion des Systems. Beide Gesamtsysteme basiert somit zu einem Großteil auf der Konsumtion von Detritus und dem Import organischen Materials aus vorgeschalteten bzw. terrestrischen Ökosystemen.

**Tab. 1:** Summarische Systemberechnungen für den Schwarzwaldbach Steina und den Tieflandbach Alte Schwentine (AS).

	AS	Steina
Anzahl des Arten	126	156
Konsumtion [gC m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	702,6	239,7
Respiration R [gC m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	183,4	32,7
Fluß zum Detritus [gC m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	637,5	247,9
Netto-Primärproduktion [gC m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	153,7	69,1
Netto-System Produktion [gC m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	29,7	36,4
Gesamtbiomasse (exkl. Detritus) [[gC m <sup>-2</sup> ]	168,3	36,5
Detritus [gC m <sup>-2</sup> ]	677	535
Gesamter Systemdurchfluß [gC m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ]	1524,3	521,8
P/R-Koeffizient	0,8	0,3
Primärproduktion/Biomasse	0,91	0,06
Biomasse/Systemdurchfluß	0,11	0,01
Connectance-Index	0,36	0,34
System Omnivorie Index	0,01	0,16
Cycling Index [%]	14	27

Die Gesamtbiomasse (exkl. Detritus) beträgt im Tieflandbach 168 g C m<sup>-2</sup> und im Mittelgebirgsbach 37 g C/m<sup>-2</sup>. Sowohl die Konsumtion [703 bzw. 240 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>], die Respiration [183 bzw. 33 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>], der Fluß zum Detritus [638 bzw. 248 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>] als auch der Systemdurchfluß [1524 bzw. 522 g C m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>] sind in der Alten Schwentine deutlich höher als in der Steina.

Auch die Indices für die beiden Gesamtsysteme zeigen deutliche Unterschiede (Abb. 5). Während der Connectance-Index mit 0,36 bzw. 0,34, der Produktion/Respiration-Koeffizient mit 0,8 bzw. 0,3 und das Verhältnis der Biomasse zum Systemdurchfluß mit 0,11 bzw. 0,01 in der Alten Schwentine über dem der Steina liegen, weist die Steina bei der Betrachtung des System-Omnivorie-Indexes (0,01 bzw. 0,16) und des Cycling-Indexes (14 bzw. 27 % des Gesamtdurchflusses) die höheren Werte auf.



**Abb. 5:** Vergleich summarischer Systemberechnungen. Die Werte des Tieflandbach sind als 100% dargestellt.

Die Netzwerkanalyse bietet Informationen, die für eine Bewertung des Reifestadiums eines Ökosystems wie auch für einen interökosystemaren Vergleich herangezogen werden können (Odum 1969, Christensen & Pauly 1992). Einige der summarischen Systemberechnungen geben widersprüchliche Abschätzungen hinsichtlich des Reifestadiums des Ökosystems, dieser Effekt ist ein Ergebnis der geringen Zahl vergleichbarer Studien. Es bleibt derzeit noch zu klären, ob Systemeigenschaften und –berechnungen, wie z.B. das P/R-Verhältnis, nicht auch für eine von Schwoerbel (1999) geforderte kritische Sichtung des Rhithral/Potamal-Konzeptes geeignet sind.

## Referenzen

- Christensen, V. & Pauly, D. (1992b) A guide to the Ecopath II software system (version 2.1). - International Center for Living Aquatic Resources Management Software 6: 1-72.
- Meyer, E. (1991): Pattern of invertebrate community structure, abundance and standing crop in a Black Forest stream: Results of a 3-year study. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 1840-1845.
- Meyer, E. (1992): Die benthischen Invertebraten in kleinen Fließgewässern am Beispiel eines Schwarzwaldbaches: Biozönotische Struktur, Populationsdynamik, Produktion und Stellung im trophischen Gefüge. - Habil. Thesis, 216 pp.
- Meyer, E., Schwoerbel, J. & Tillmanns, G.C. (1990): Physikalische, chemische und hydrographische Untersuchungen an einem Mittelgebirgsbach: Ein Beitrag zur Typisierung kleiner Fließgewässer. - Aquatic Sciences 52: 235-254.
- Mutz, M. (1989): Muster von Substrat, sohlennaher Strömung und Makrozoobenthos auf der Gewässersohle eines Mittelgebirgsbaches. – Dissertation Univ. Freiburg.
- Odum, E.P. (1969) The strategy of ecosystem development. - Science 104: 262-270.
- Poepperl, R. (1992): Die Besiedlung und Vergesellschaftung der Makroinvertebraten in einem Seeabfluß des Norddeutschen Tieflandes, der Alten Schwentine zwischen Belauer und Stolper See (Schleswig- Holstein). - Drosera 92: 186-209.
- Poepperl, R. (1996): The structure of macroinvertebrate community in a Northern German lake outlet (Lake Belau, Schleswig-Holstein) with special emphasis on abundance, biomass and secondary production. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 81: 183-198.
- Poepperl, R. (1998): Nutzungsgrad allochthonen planktischen Materials durch das benthische Nahrungsnetz eines See-Abflusses. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/M.), Krefeld 1998: 269-271.
- Poepperl, R. (1999) Functional feeding groups of a macroinvertebrate community in a northern German lake outlet (Lake Belau, Schleswig-Holstein). Limnologica 29: 137-145.
- Poepperl, R. (2000) The filter feeders *Hydropsyche angustipennis* and *H. pellucidula* (Trichoptera: Hydropsychidae) in a northern German lowland stream: Microdistribution, larval development, emergence pattern, and secondary production. Limnologica 30: 65-72.
- Poepperl, R. & Böttger, K. (1997): The shredders *Gammarus pulex* (Amphipoda) and *Asellus aquaticus* (Isopoda) in a disturbed and an undisturbed stream of the northern German lowland. - EcoSys 6: 61-70.
- Poepperl, R. & Meyer, E. (1999): Ein quantitatives Nahrungsnetz-Modell für einen Mittelgebirgsbach (Steina, Schwarzwald). - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing 1999: 858-860.
- Pusch, M. & Meyer, E. (1989): Limnologische Untersuchungen an einem Schwarzwaldbach: Qualitative und quantitative Untersuchungen an abgelagertem partikulärem organischem Material. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen: 28-33.
- Schwoerbel, J. (1999): Einführung in die Limnologie. – G. Fischer Verlag, 465 S.
- Schwoerbel, J. & Meyer, E. (1991): Stoffhaushalt und Stoffumsetzungen in einem kleinen Mittelgebirgsbach des südlichen Schwarzwaldes. - Unpubl. Report DFG-Project, 200 S.

## Danksagung

Die Untersuchung des Tieflandbaches wurde gefördert durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie BMBF und das Land Schleswig-Holstein, die des Mittelgebirgsbaches durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft DFG.

**Prof. Dr. E.I. Meyer**, Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abt. Limnologie, Hüfferstr. 1, D-48149 Münster; E-mail: meyer@uni-muenster.de  
**Dr. Rainer Poepperl**, Lindenweg 28, D-24242 Felde; E-mail:R.Poepperl@t-online.de

## **Auswirkungen von Produktivität und Omnivorie auf die Länge limnischer planktischer Nahrungsnetze**

Alexis Katechakis und Herwig Stibor

### **Einleitung**

Die Überlegung was die Länge von Nahrungsketten begrenzt ist eine der klassischen, aber immer noch unbeantworteten Fragen der Ökologie von Lebensgemeinschaften. Von Elton 1927 aufgeworfen wird sie bis heute kontrovers diskutiert (Pimm et al 1991, Sterner et al.1997). In diesem Projekt und in einem parallelen Projekt mariner Ausrichtung (s. Beitrag von Robert Ptacnik, IfM Kiel, dieser Band) werden zwei zentrale Hypothesen überprüft: Die Hypothese der energetischen Begrenzung und die Omnivorie-Hypothese. Die Hypothese der energetischen Begrenzung geht davon aus, daß wegen der Energieverluste, die bei jedem Transferschritt in der Nahrungskette auftreten, die Produktivität eines Systems die Länge der Nahrungskette bestimmt. Mit zunehmender Produktivität kann es aber auch zu verstärkten Populationsschwankungen kommen. Hierdurch erhöht sich die Wahrscheinlichkeit der Extinktion eines trophischen Gliedes. Dies kann zu einer Verkürzung der Nahrungskette führen ("paradox of enrichment", Rosenzweig 1971, Abrams & Roth 1994). Omnivorie kann gleichfalls zwei gegensätzliche Effekte auf die Nahrungskettenlänge haben: Omnivore können untergeordnete Konsumenten verdrängen, weil diese dem doppelten Druck von Nahrungskonkurrenz und Prädation von Seiten des Omnivoren nicht standhalten ("strategy of eating your competitor", Thingstad et al. 1996). Andererseits haben Modellrechnungen gezeigt, daß Omnivore Räuber-Beute-Oszillationen dämpfen können, da sie ihre Beute verschiedenen trophischen Ebenen entnehmen (Polis & Strong 1996, McCann et al. 1997, 1998). Zur Überprüfung der Hypothesen haben wir in künstliche Modell-Nahrungsnetze, zusammengestellt aus limnischen Planktern, Omnivore eingefügt. Die resultierenden Dynamiken der Nahrungsnetze wurden mit Kontroll-Nahrungsnetzen ohne Omnivore verglichen. Die Entwicklung der omnivorenhaltigen und omnivorenfreien Modell-Nahrungsnetze haben wir bei unterschiedlicher Trophie und damit unterschiedlicher Primärproduktion verfolgt.

## Material und Methoden

Den Versuch führten wir in semikontinuierlichen Chemostaten in der Klimakammer durch ( $T = 20^{\circ}\text{C}$ ). Als Versuchsgefäße dienten mit einem Plexiglasdeckel verschlossene Eimer mit einem Volumen von 15 L, die mit Hilfe eines Propellers kontinuierlich durchmischt wurden. Membranpumpen belüfteten die Chemostate über Sterilfilter (Sartorius Midisart 2000). Ein seitlich angebrachter Ablaufhahn erlaubte die Entnahme von Proben, ohne die Gefäße öffnen zu müssen. Die Zugabe von Medium erfolgte über einen Zulaufschlauch im Deckel. Zur Beleuchtung der Chemostate (16 h, Langtag) verwendeten wir Naßraumleuchten und Pflanzenröhren zu gleichen Teilen (Osram 36 W Lichtcode 21-840 und Lichtcode 77). Alle Eimer wurden mit steril filtriertem (Sartorius Sartobran-P Filterkerzen) Wasser aus dem Langbürgener See (Eggstätter Seenplatte, Chiemgau) befüllt. Das Basis-Nahrungsnetz bestand aus einer autotrophen Nahrungskette, die von einer Grünalge (*Monoraphidium minutum*) zu einem herbivoren Rädertier (*Brachionus rubens*) führte und einer heterotrophen Nahrungskette die von Bakterioplankton über einen heterotrophen Nanoflagellaten (HNF, *Spumella pudica*) zu einem räuberischen Ciliaten (*Tetrahymena pyriformes*) führte. Beide Ketten endeten in einem terminalen Prädator, dem räuberischen Rädertier *Asplanchna sp.*. Die Hälfte der Basis-Nahrungsnetze erweiterten wir durch das Einfügen von *Paramecium caudatum* als omnivoren Organismus. *Paramecium* konnte sowohl *Monoraphidium* als auch verschiedene Kompartimente der heterotrophen Nahrungskette als Futterressource nutzen und wurde selbst von *Asplanchna* konsumiert (Abb. 1).

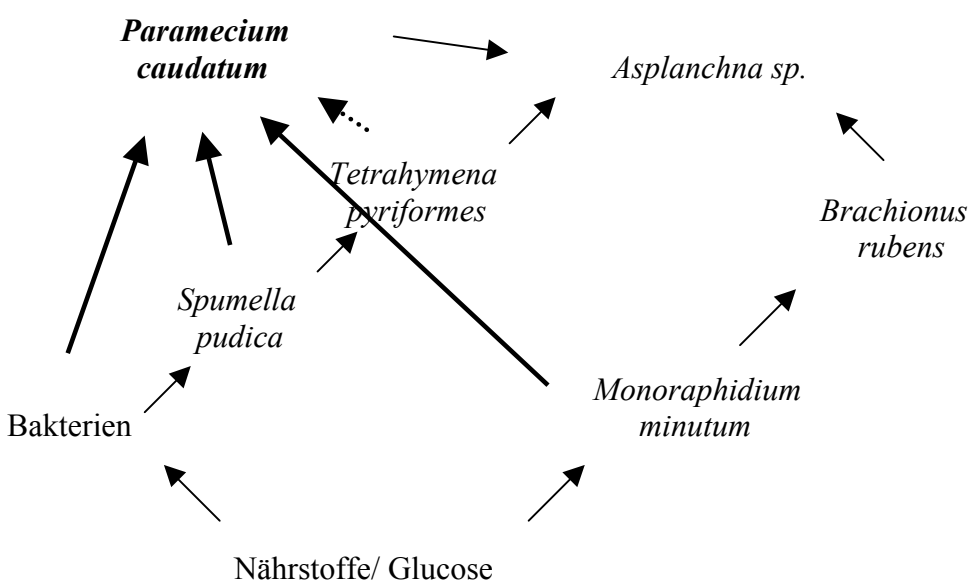


Abb. 1: Nahrungsnetz mit Schwerpunkt Omnivorie – zur genaueren Erläuterung siehe Text

Die Systeme wurden bei drei unterschiedlichen Nährstoffniveaus untersucht (Si:N:P = 16:16:1 in molaren Einheiten, mit P-Konzentrationen von 0,1  $\mu\text{M}$ , 1  $\mu\text{M}$  und 10  $\mu\text{M}$ , sowie einem Glucose-Gradienten von 0,1  $\mu\text{g/ml}$ , 1  $\mu\text{g/ml}$  und 10  $\mu\text{g/ml}$ ). Jeder Ansatz wurde viel Mal repliziert. Zur Probennahme entnahmen wir täglich 300 ml aus den Chemostaten, die durch 300 ml frisches Medium (steril filtriertes Seewasser mit Nährstoffen wie oben beschrieben angereichert) ersetzt wurden (Durchflußrate  $D = 0,02 \text{ d}^{-1}$ ). Zur Untersuchung der Populationsdynamiken von Grünalgen, HNF und Ciliaten wurden täglich als Summenparameter die Chl a-Konzentrationen mit Hilfe eines Fluorometers (Turner GAT TD-700) gemessen, sowie die Partikelzahlen, ihr Volumen und ihre Größe mit einem Zell-Zähler (Schärfe CASY 1 Model TTC) erfaßt. Zur genaueren Auflösung der Dynamiken fixierten wir alle vier Tage Proben mit Lugol'scher Lösung und zählten sie nach Utermöhl (1958) mit einem Umkehrmikroskop (Leica DMIL) aus. Veränderungen im Bakterioplankton untersuchten wir wöchentlich mit Hilfe eines Epifluoreszenzmikroskops (Leitz Laborlux D). Hierzu fixierten wir Proben mit Formaldehyd (2% Endkonzentration) und färbten sie nach Porter & Feig (1980) mit DAPI an. Die Populationsentwicklungen der herbivoren Rädertiere, der Omnivoren und des terminalen Prädatoren verfolgten wir, indem wir täglich mit einem Binokular ihre Abundanzen, das somatische Wachstum und ihre egg-ratios bestimmten. Die Konzentrationen gelöster Nährstoffe (Si,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) wurden alle vier Tage mit einem Autoanalyser gemessen.

## **Erste Ergebnisse**

Da der Versuch erst kürzlich beendet wurde, sind die Analysen noch nicht abgeschlossen. Die bisherigen Auswertungen zeigen deutlich, daß das Einfügen von omnivoren Komponenten zu einer Veränderung der Nahrungsnetz-dynamiken im Trophiegradienten führte (Abb. 2). Die vorläufige Auswertung des Versuches läßt zwei Schlüsse zu: (i) Die Ergebnisse unterstützen die Hypothese der energetischen Begrenzung. Mikrozooplankton, Omnivore und terminale Prädatoren konnten nur bei hohen Nährstoffverhältnissen bestehen (exemplarisch: terminale Prädatoren Abb. 3). Dies legt den Schluß nahe, daß die Produktivität den Rahmen für die theoretisch maximal mögliche Nahrungskettenlänge vorgibt. (ii) Im Gegensatz zur Omnivorie-Hypothese zeigten die Nahrungsnetze mit Omnivoren stärkere Populationsschwankungen in

vielen trophischen Ebenen als Nahrungsnetze ohne Omnivore. Dieser Effekt vertärkte sich im Trophiegradienten (exemplarisch: terminale Prädatoren Abb. 3). Die Kombination von hohen Nährstoffkonzentrationen und von Omnivoriekomponenten im System kann eine Destabilisierung des Nahrungsnetzes begünstigen. Die Folge können kürzere Nahrungsketten sein (realisierte Nahrungskette), als man aufgrund der Nährstoffverhältnisse vermuten würde (Abb. 4).

## **Diskussion und Ausblick**

Die beobachteten Effekte mögen auch auf die Veränderung der Artenzahl im Nahrungsnetz durch das Einfügen des Omnivoren zurückgehen. Auch können sie auf den spezifischen Eigenschaften von *Paramecium caudatum* beruhen. Nichtsdestotrotz haben Versuche mit Mixotrophen als Sonderfall der Omnivorie, Versuche mit Mixotrophen und Omnivoren und analoge Versuche mit marinen Organismen (s. Beitrag von Robert Ptacnik, IfM Kiel) ähnliche Ergebnisse ergeben, die im Rahmen der DGL-Tagung 2001 nicht vorgestellt werden konnten. Unser Ziel ist es neben der statischen, auf Poolgrößen basierenden Darstellung von Nahrungsnetzstrukturen, Flow-Networks auf der Basis gemessener Raten zu erstellen. Sie folgen inversen Modellierungsverfahren und sollen in Zusammenarbeit mit Dr. T. Andersen (Univ. Oslo) erarbeitet werden.

## **Acknowledgment**

Dieses Projekt wird von der DFG finanziert. Vielen Dank Dr. Klaus Jürgens (MPI, Plön) für die Überlassung von *Spumella pudica*-Kulturen und Tanja Haseneder, Cathérine Conradty und Robert Kling, die bei der Durchführung der Versuche halfen.

	ohne Omnivorie	mit Omnivorie	
<i>Asplanchna sp.</i>	↗	↗	
<i>Brachionus rubens</i>	→	↗	autotrophe Nahrungskette
<i>Monoraphidium minutum</i>	↗	→	
<i>Asplanchna sp.</i>	↗	↗	heterotrophe Nahrungskette
<i>Tetrahymena pyriformes</i>	→	↗	

Abb. 2: qualitative Entwicklung der Biomassen ausgewählter trophischer Ebenen im Trophiegradienten

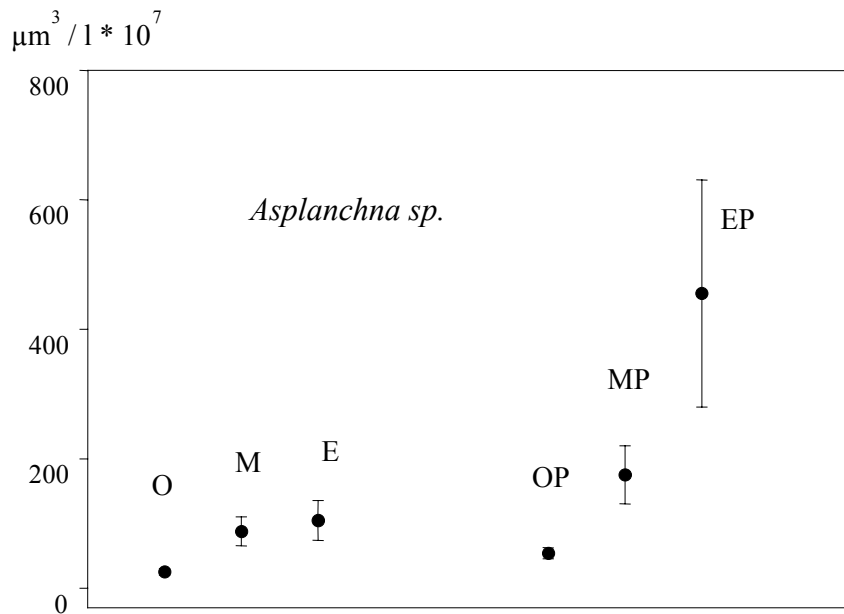


Abb. 3: Entwicklung des Biovolumens von *Asplanchna sp.* (terminaler Prädator im Nahrungsnetz) im Trophiegradienten (O = oligotroph, M = mesotroph, E = eutroph, P = Nahrungsnetze mit Omnivorie), gemittelt über die Tage 1-11 des Versuchzeitraums (Mittelwerte ± SE)

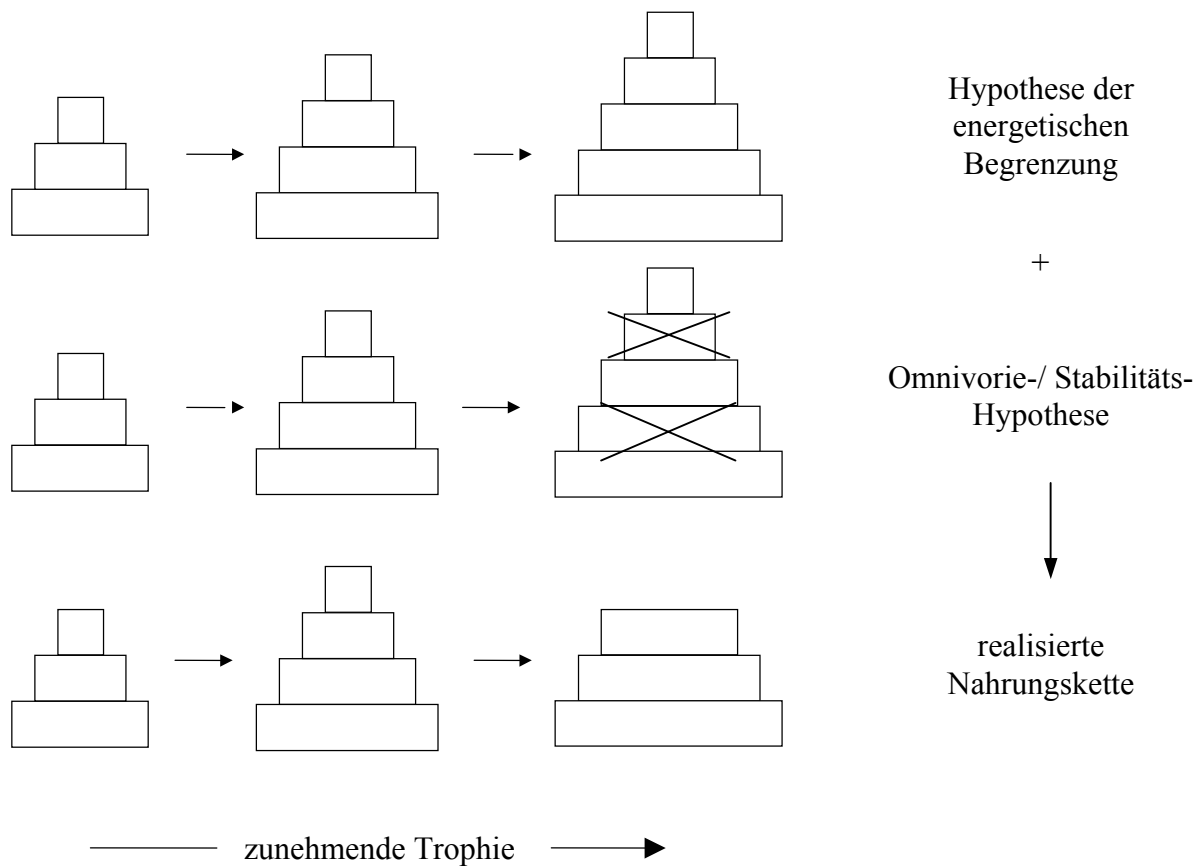


Abb. 4: schematische Darstellung des gemeinsamen Effektes von Produktivität und Omnivorie auf die Länge von Nahrungsketten (zur genaueren Erläuterung siehe Text)

## Literatur

- Abrams PA & Roth JD (1994) The effects of enrichment of three-species food chains with nonlinear functional responses. *Ecology* 75: 1118-1130
- Elton C (1927) *Animal ecology*. Macmillan, New York U.S.A.
- McCann KS, Hastings A & Huxel GR (1998) Weak trophic interactions and the balance of nature. *Nature* 395: 794-798
- McCann KS & Hastings A (1997) Re-evaluating the omnivory-stability relationship in food webs. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B Biological Sciences* 264(1385): 1249-1254
- Pimm SL, Lawton JH & Cohen JE (1991) Food web patterns and their consequences. *Nature* 350: 669-674
- Polis GA & Strong DR (1996) Food web complexity and community dynamics. *Am. Nat.* 147 (5): 813-846
- Porter KG & Feig YS (1980) "The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora." *Limnol Oceanogr* 25: 943-948
- Rosenzweig ML (1971) Paradox of Enrichment: destabilisation of exploitation ecosystems in ecological time. *Science* 171: 385-387
- Sterner RW, Bajpai A & Adams T (1997) The enigma of food chain length: absence of theoretical evidence for dynamic constraints. *Ecology* 78: 2258-2262
- Thingstad TF, Havskum H, Garde K & Riemann B (1996) On the strategy of "eating your competitor": a mathematical analysis of algal mixotrophy. *Ecology* 77: 2108-2118

## PHYTOPLANKTON

- BALLOT, A., K. KOTUT & L. KRIENITZ: Biodiversität des Phytoplanktons in Standgewässern Kenias: Forschungsansätze
- EIXLER, S., U. SELIG & U. KARSTEN: Einfluß von Phosphatangebot und Phosphatmangel auf die Bildung intrazellulärer Phosphorverbindungen autotropher Plankter
- FINK, P. & E. VON ELERT: Daphnia-induzierte Coenobienbildung bei *Scenedesmus obliquus* – chemische Charakterisierung des Kairomons
- KRIENITZ, L., E. HEGEWALD, D. HEPERLE & M. WOLF: Systematisches Konzept von Familien und Gattungen coccaler Grünalgen: Morphologie versus 18S rRNA-Gen-Sequenzen
- OPITZ, M. & A. NICKLISCH: Blaualgen auf Wanderschaft?! Bedeutung von saisonalem Habitatwechsel für die Ausbildung eines Cyanobakterien-Tiefenmaximums
- SCHEFFLER, W., A. NICKLISCH & D. HEPERLE: Dimorphismus und Entwicklungszyklus der planktischen Diatomee *Cyclotella pseudocomensis*
- TÄUSCHER, L.: Beitrag zum Phytoplankton nordostdeutscher Kanäle
- TEUBNER, K.: 14C-Photosynthese und Pigmentmuster: Adaptation der Größenfraktionen des Phytoplanktons in alpinen Seen.

## Biodiversität des Phytoplanktons in Standgewässern Kenias: Forschungsansätze

Ballot, Andreas<sup>1)</sup>; Kotut, Kiplagat<sup>2)</sup> & Krienitz, Lothar<sup>1)</sup>

1) Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Forschungsverbund Berlin,  
Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Neuglobsow

2) Kenyatta University, Department of Botany, P.O.Box43844 Nairobi

Keywords: Biodiversität; Phytoplankton; Rift Valley Lakes; Stauseen; Kleingewässer; Kenya

### 1 Einleitung

Lang anhaltende Trockenperioden und starker demographischer Druck haben in vielen Regionen Afrikas zu einer Verringerung der Quantität und Qualität der natürlichen Wasservorräte geführt. Die Bewertung der vorhandenen Wasserressourcen und die Entwicklung von Strategien zu ihrer nachhaltigen Nutzung sind daher dringend notwendig. Die Wasserqualität lässt sich mit physikalisch-chemischen und biologischen Methoden einschätzen. Bei den biologischen Methoden spielt die Besiedlung des Wassers mit Phytoplanktonorganismen eine wichtige Rolle. Die Bedeutung der Phytoplanktonbesiedlung lässt sich folgendermaßen erklären:

- Phytoplankton spielt als Hauptträger der Primärproduktion eine funktionale Schlüsselrolle in den Binnengewässern
- die Struktur der Phytoplanktonpopulationen, bzw. ihre Biodiversität hat einen entscheidenden Einfluss auf die Nutzbarkeit des Wassers
- durch die schnellen Reproduktionsraten geben Phytoplankter eine prompte Antwort auf veränderte Umwelteinflüsse
- Phytoplanktongemeinschaften sind meist viel artenreicher als andere euzytische Glieder der Nahrungskette im Gewässer.

Ungeachtet der Bedeutung des Phytoplanktons befindet sich die Forschung auf diesem Gebiet noch in den Anfangsstadien. Bis heute sind in der künstlichen Sammelgruppe „Algen“ ca. 30000 bis 40000 Arten beschrieben. Diese Zahl ist vermutlich noch weit von der wirklich vorhandenen Artenzahl entfernt. Fachleute schätzen, dass weltweit erst etwa 10 bis 20 % der Algenarten bekannt sind (Norton et al. 1996). Das gilt auch für die „planktischen Algen“, das Phytoplankton (planktische Cyanobakterien und planktische pflanzliche Protisten). Der Schwerpunkt der Forschung zur Biodiversität und Systematik des Phytoplanktons wurde dabei in den nördlichen gemäßigten Zonen durchgeführt. Über die Biodiversität und die Systematik des Phytoplanktons der Binnengewässer tropischer Zonen und den Vergleich mit den gemäßigten Breiten ist nur ein geringes Wissen vorhanden. So ist nach Lewis (1978) die Biodiversität des Phytoplanktons der Binnengewässer der gemäßigten Breiten wesentlich höher als die der Binnengewässer der Tropen. Kalff und Watson (1986) führen diese Aussagen auf methodische Fehler zurück und haben gezeigt, dass tropische Seen hinsichtlich der Phytoplanktondiversität vergleichbar mit Seen der gemäßigten Zonen sind.

Die ersten in Ostafrika durchgeführten Phytoplanktonuntersuchungen waren die Netzfänge von Bogert (Ostenfeld 1908) und Cunnington (West 1907) am Lake Victoria. Diese und weitere Untersuchungen in afrikanischen Seen werden zusammengefasst bei Brook et al. (1957). Der Großteil an Untersuchungen des Phytoplanktons in Ostafrika wurde am Lake Victoria und den großen Rift Valley Lakes im Ethiopian Rift Valley, Eastern und Western Rift Valley durchgeführt. (Hecky & Kling 1981, Talling 1987, Cocquyt et al. 1993, Evans 1997, Kebede & Willén 1998, Lung'ayia et al. 2000). Untersuchungen des Phytoplanktons kleiner Gewässer (Teiche) oder von Stauseen in Ostafrika liegen nur wenige vor (Evans 1962, Uku & Mavuti 1994, Kotut et al. 1998a, 1998b, Krienitz et al. 1998). Deshalb werden vom geplanten Projekt wichtige Impulse zur Biodiversitätsforschung auf diesem Gebiet erwartet. Weitere Ziele des Projektes sind eine

Bewertung der Wasserressourcen anhand der Biodiversität des Phytoplanktons und die Ausbildung von Spezialisten auf dem Gebiet der Planktonkunde in Kenia.

## 2 Vorgehensweise

### 2.1 Projektzeitraum

Das Projekt wird im Zeitraum März 2001 bis Dezember 2003 durchgeführt. Es finden 5 vierwöchige Forschungsaufenthalte in Kenia statt. Die erste Hälfte der Projektphase dient der Erfassung möglicher Untersuchungsgewässer, die zweite Projekthälfte der intensiveren Untersuchung ausgewählter Gewässer. Der erste Forschungsaufenthalt erfolgte bereits im Juni 2001.

### 2.2 Auswahl geeigneter Untersuchungsgewässer

Bereits nach dem ersten Forschungsaufenthalt im Juni 2001 lassen sich mehrere Gruppen von Gewässern unterscheiden:

- |  |  |  |
|--|--|--|
| <p><b>a) Rift Valley Lakes</b><br/>z.B. Lake Naivasha, L. Baringo,<br/>L. Nakuru, L. Bogoria,<br/>L. Elementeita</p> | <p><b>b) Reservoirs (Stauseen)</b><br/>z.B. Kibutie-Reservoir, Athi-<br/>Reservoir, Masinga-Staudamm</p> | <p><b>c) Kleingewässer</b><br/>Wasserlöcher<br/>Teiche</p> |
|--|--|--|



Abb. 1: Lake Bogoria



Abb. 2: Kibutie-Reservoir



Abb. 3: Wasserloch im Nakuru Nationalpark

### 2.3 Grobcharakterisierung der Gewässer

Für alle ausgewählten Gewässer erfolgt eine Erfassung folgender Parameter: geografische Lage, Morphometrie, Einzugsgebiet, Zuflüsse, anthropogene Nutzung und Makrophytenbestand

### 2.4 Erhebung physikalisch-chemischer Parameter:

Das Untersuchungsprogramm umfasst die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrat, Gesamtstickstoff, ortho-Phosphat, Gesamtphosphor und Eisen.

Die nachfolgende Tabelle zeigt Messergebnisse des ersten Forschungsaufenthaltes in Kenia vom Juni 2001 für ausgewählte Parameter.

Parameter	Rift Valley Lakes	Reservoirs	Kleingewässer
pH	8,9 - 10,5	6,5 - 7,7	8,0 - 9,3
Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	355 - 60000	45 - 235	202 - 3620
Alkalinität ( $\text{mg CaCO}_3/\text{l}$ )	250 - 70000	24 - 144	136 - 2500
$\text{NH}_4\text{-N}$ ( $\text{mg}/\text{l}$ )	< 0,04 - 1,1	< 0,04 - 0,05	< 0,04 - 0,5
$\text{NO}_3\text{-N}$ ( $\text{mg}/\text{l}$ )	0,9 - 7,9	< 0,3 - 3,6	2,6 - 6,1
Gesamt-N ( $\text{mg}/\text{l}$ )	2,4 - 11,3	< 0,5 - 3,9	2,7 - 15,9
$\text{PO}_4\text{-P}$ ( $\text{mg}/\text{l}$ )	< 0,01 - 4,5	< 0,01 - 0,08	0,5 - 2,3
Gesamt-P ( $\text{mg}/\text{l}$ )	0,2 - 18,0	0,05 - 0,8	0,5 - 4,4

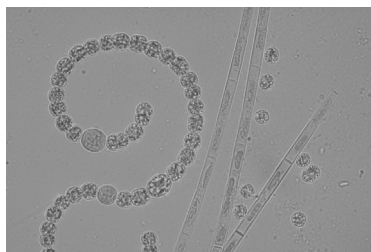
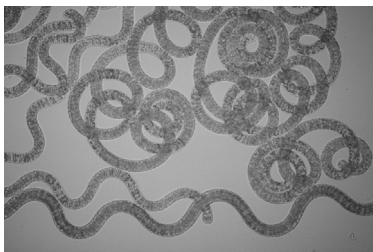
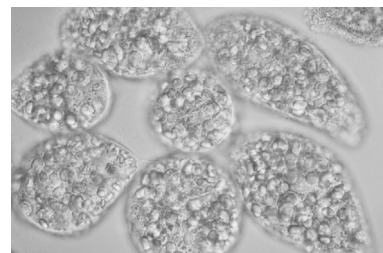
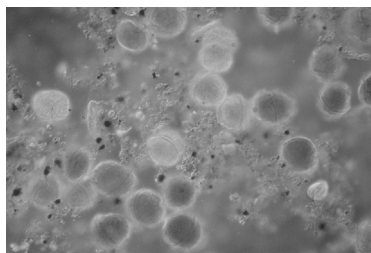
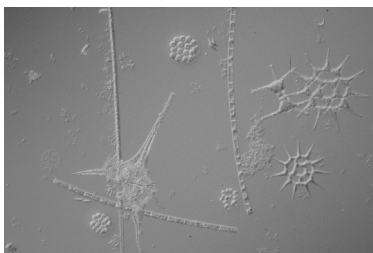
## 2.5 Qualitative und quantitative Untersuchung des Phytoplanktons

**a)** qualitativ: Mit einem Phytoplanktonnetz (10 µm oder 20 µm Maschenweite) werden vom Ufer oder im Vertikalprofil (tiefste Seestelle) aus qualitative Proben genommen. Diese angereicherten Proben werden vor Ort mit dem Feldmikroskop auf die vorkommenden Arten untersucht um weitere Schritte zur sachgerechten Probenahme ableiten zu können. Die einzelnen Algengruppen benötigen spezielle Vorgehensweisen für die Anreicherung (unterschiedliche Nährmedien) und Fixierung (Lugol'sche Lösung, Formaldehyd oder Glutaraldehyd).

**b)** quantitativ: Mit einem Industrierwasserschöpfer werden Mischproben aus den oberen 5 m entnommen, bzw. es wird vom Ufer aus eine Mischprobe genommen und ein Volumen von 250 ml für quantitative Untersuchungen fixiert.

**c)** Mit Hilfe von Mikrokapillaren werden unter dem Feldmikroskop aus lebenden angereicherten Proben durch direkte Isolation einzelner Organismen unialgale Reinkulturen von Phytoplanktern unterschiedlicher Gruppen gewonnen und für den Transport nach Deutschland in mit Nährmedium gefüllten Probenröhrchen kultiviert.

Die folgenden Abbildungen zeigen Phytoplanktongesellschaften in ausgewählten Gewässern der drei Gewässergruppen.



**Abb. 4:** *Ceratium* sp., *Aulacoseira* sp., *Staurastrum* sp., *Pediastrum* sp. etc. (Lake Naivasha)

**Abb. 5:** *Arthrospira fusiformis* (Lake Bogoria)

**Abb. 6:** *Peridinium* sp. (Kibutie-Reservoir)

**Abb. 7:** *Anabaena* sp., *Microcystis* sp., *Aulacoseira* sp. (Athi Reservoir)

**Abb. 8:** *Euglena* sp. (Wasserloch im Nakuru Nationalpark)

**Abb. 9:** *Ankistrodesmus* sp. (Wasserloch im Nakuru Nationalpark)

An jeden Auslandsaufenthalt in Kenia schließt sich jeweils eine Laborphase in Deutschland an, in der die im Freiland genommenen Proben untersucht und kultiviert werden.

**d)** Quantitative und qualitative Auswertung der fixierten Phytoplanktonproben mit Hilfe der Lichtmikroskopie, Elektronenmikroskopie und dem inversen Zählmikroskop nach Utermöhl (1958). Es werden detaillierte Listen der gefundenen Taxa (wenn möglich bis Artniveau), der Abundanzen und der daraus berechneten Biomassen erstellt.

**e)** Kultivierung der in Kenya isolierten Phytoplankter. Sie werden auf Schrägagar oder in Nährlösungen bei 8° bis 15° C in der institutseigenen Stammsammlung gehalten. Zur Anreicherung werden die Kulturen in belüfteten Batchkulturen bei Raumtemperatur angezogen. Die Kulturen dienen als Grundlage für licht- und elektronenmikroskopische Untersuchungen und für molekularbiologische Untersuchungen.

f) Molekularbiologische Untersuchungen der Klonkulturen: Zur Klärung der systematischen Stellung werden die 16S (Cyanobakterien) bzw. 18S rRNA-Gene (Chlorophyceae) der kultivierten Arten sequenziert. Bei Bedarf werden andere Marker der ribosomalen Transkriptionseinheit, wie ITS-Regionen sequenziert.

### 3 Zusammenfassung

Die Biodiversität der Phytoplanktongemeinschaften in Binnengewässern in Kenia soll unter folgender Zielstellung untersucht werden:

- Selektion von „Priority Waters“, welche als Modellgewässer für interessante Phytoplanktonbiodiversität, unterschiedlichem trophischen Status und Nutzung durch den Menschen dienen können
- Vergleich der Phytoplanktonbiodiversität in der tropischen und temperaten Zone
- Detaillierte Inventarisierung des Artenbestandes von Modellgruppen des Phytoplanktons mit hoher ökosystemarer Relevanz und Schlußfolgerungen bezüglich ihrer funktionalen Rolle in den Untersuchungsgewässern
- Beitrag zur Bewertung von Wasserressourcen
- Training von Spezialisten auf dem Gebiet der Planktonkunde in Kenia.

### 4 Literaturverzeichnis

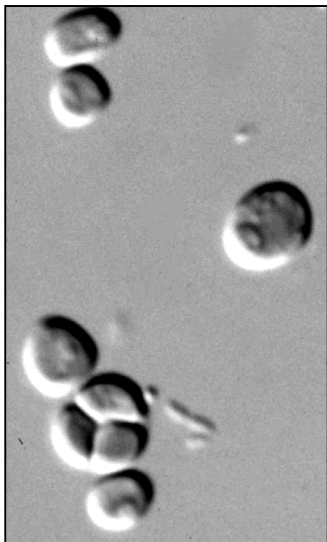
- Brook, A.J., Kufferath, H., Ross, R. & Sims, P.A. (1957): A bibliography of African freshwater algae. *Rev. algol.*, N.S. 4: 207-233
- Cocquyt, C., Vyverman, W. & Compère, P. (1993): A checklist of the algal flora of the East African Great Lakes. *Scripta Botanica Belgica* 8: 1-55
- Evans, J.H. (1962): Some new records and forms of algae in Central East Africa. *Hydrobiologia* 20: 59-86
- Evans, J.H. (1997): Spatial and seasonal distribution of phytoplankton in an African Rift Valley lake (Lake Albert, Uganda, Zaire). *Hydrobiologia* 354: 1-16
- Hecky, R.E. & Kling, H.J. (1981): The phytoplankton and protozooplankton of the euphotic zone of Lake Tanganyika: species composition, biomass, chlorophyll content and spatio-temporal distribution. *Limnol. Oceanogr.* 26: 548-564
- Kalff J., Watson S. (1986): Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia* 138: 161-176
- Kebede, E. & Willén, E. (1998): Phytoplankton in a salinity series of lakes in the Ethiopian Rift Valley. *Algological studies* 89: 63-96
- Kotut, K., Krienitz, L., Muthuri, F. M. (1998a): Temporal change in phytoplankton structure and composition at the Turkwel Gorge Reservoir, Kenya. *Hydrobiologia* 368: 41-59
- Kotut, K., Krienitz, L., Scheffler, W., Engels, M., Grigorszky, I. (1998b): Some interesting cyanoprocaryotes and algae from Turkwel Gorge Reservoir, Kenya. *Algological Studies* 91: 37-55
- Krienitz, L., Kotut, K., Hegewald, E. (1998): Some interesting coccal green algae (Chlorellales) from Turkwel Gorge Reservoir, Kenya. *Algological Studies* 91: 57-69
- Lewis, W.M. (1978): A compositional, phytogeographical and elementary structural analysis of the phytoplankton in a tropical lake: Lake Lanao, Philippines. *Journal of Ecology* 66: 213-226
- Lung'ayaia, H.B.O., M'harzi, A., Tackx, M., Gichuki & J., Symoens, J. (2000): Phytoplankton community structure and environment in the Kenyan waters of Lake Victoria. *Freshwater Biology* 43: 529-543
- Norton T.A., Melkonian M., Andersen R.A. (1996): Algal biodiversity. *Phycologia* 35 (4):308-326
- Ostenfeld, C.H.. (1908): Phytoplankton aus dem Victoria-Nyanza. *Sammelausbeute von A. Bogert, 1904-1905. Bot. Jb. (Syst.)* 41: 171-181
- Talling, J.F. (1987): The phytoplankton of Lake Victoria (East Africa). *Arch. Hydrobiol. Beihefte* 25: 229-256
- Uku, J.N., Mavuti, K.M. (1994): Comparative limnology, species diversity and biomass relationship of zooplankton and phytoplankton in five freshwater lakes in Kenya. *Hydrobiologia* 272: 251-258
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Intern. Verh. Theoret. Angewandte. Limnol.* 9: 1-39
- West, G.S. (1907): Report on the freshwater algae, including phytoplankton, of the third Tanganyika Expedition conducted by Dr. W. A. Cunningham, 1904-1905. *J. Linn. Soc. (Bot.)* 38: 81-97

## Einfluß von Phosphatangebot und Phosphatmangel auf die Bildung intrazellulärer Phosphorverbindungen autotropher Plankter

S. Eixler, U. Selig, U. Karsten  
Universität Rostock, Institut für Angewandte Ökologie, Freiligrathstr. 7/8,  
18051 Rostock, sebastian.eixler@stud.uni-rostock.de

### Einleitung

Phosphat als Makronährstoff ist für die meisten natürlichen limnischen Gewässer Steuergröße des Algenwachstums und somit entscheidend für die Trophie des jeweiligen Gewässers. Aber selbst in hocheutrophierten Gewässern befindet sich die  $\text{PO}_4^{3-}$ -Konzentration nicht selten an der Nachweisgrenze. Ursache hierfür sind schnelle Umsetzung der remineralisierten Nährstoffe sowie



**Abb. 1:** *Chlorella* sp.  
(Phasenkontrast, 900 x)

Sorptionsprozesse von Phosphat an Partikeln. Folglich lassen die gemessenen Orthophosphatkonzentrationen im Gewässer keine Rückschlüsse auf den Nährstoffstatus zu. Die elementare Zusammensetzung des partikulären Materials (C:N:P-Verhältnis) hat sich als ungeeignet erwiesen, um Aussagen über die Nährstoffversorgung von Planktern zu treffen (Tezuka 1990, Goldman *et al.* 1987).

Sowohl für heterotrophe Bakterien, als auch für einige Phytoplankter ist die Bildung von Polyphosphatgranula bei ausreichendem P-Angebot beschrieben. Über ihre Physiologie und ökologische Bedeutung ist bisher wenig bekannt. Es wird angenommen, daß die Polyphosphatgranula der Energie- und Phosphorspeicherung dienen, sowie an der pH-Regulation beteiligt sind (Kornberg 1995). Die vermehrte Einlagerung von Polyphosphaten wurde bisher primär im Zusammenhang mit Stresseinwirkungen beschrieben.

Ziel dieser Untersuchungen im Rahmen einer Diplomarbeit ist es, die Bildung von intrazellulären Phosphorspeicherstoffen (Polyphosphate und Phospholipide) in Abhängigkeit des Phosphatangebotes zu untersuchen. Dazu wurden Laboruntersuchungen an den beiden autotrophen Planktern *Chlorella* sp. (Chlorophyta) und *Synechocystis* sp. strain PPC 6803 (Cyanobacteria) durchgeführt. Die ersten Ergebnisse zu den Experimenten mit *Chlorella* sp. (Abb. 1) werden an dieser Stelle vorgestellt.

### Material und Methoden

Die Algenkultivierung erfolgt in belüftetem Normalmedium (modifiziert nach Allen & Arnon 1955) in 500 ml Erlenmeyerkolben bei Raumtemperatur und  $100 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$  (Dauerlicht).

Der organische Kohlenstoffgehalt der Algenbiomasse wurde durch Filtration (Whatmann GF/F) und anschließender C/N-Analyse (Verado *et al.* 1990) ermittelt.

Zur soluble reactive phosphate (SRP)- Bestimmung im Nährmedium wurde die Molybdänblau-Methode (Murphy & Riley 1962) verwendet.

Filtration (Whatmann GF/F), Veraschung der Filter und anschließender Säureaufschluß (Andersen 1976) ergaben den Gesamphosphorgehalt der Algenbiomasse.

Die Phospholipidbestimmung erfolgte nach Filtration (Whatmann GF/F), modifiziert nach Findlay *et al.* (1989).

Durch Messung des Umsatzes des Methylumbelliferyl-Substrates konnte die Aktivität der extrazellulären und frei gelösten alkalischen Phosphatase (APase) berechnet werden (Hoppe 1993). Mit DAPI lassen sich unter Ausnutzung der Metachromasie Polyphosphate in den Volutin-Granula der Plankter anfärben (Allan & Miller 1980, Hobbie 1997, Tijssen 1982).

ELF-97 dient zum Nachweis extrazellulärer Phosphatase (Molecular Probes 2001). Das gelöste Substrat wird der Zellsuspension zugegeben und kristallisiert am Ort seiner enzymatischen Umsetzung.

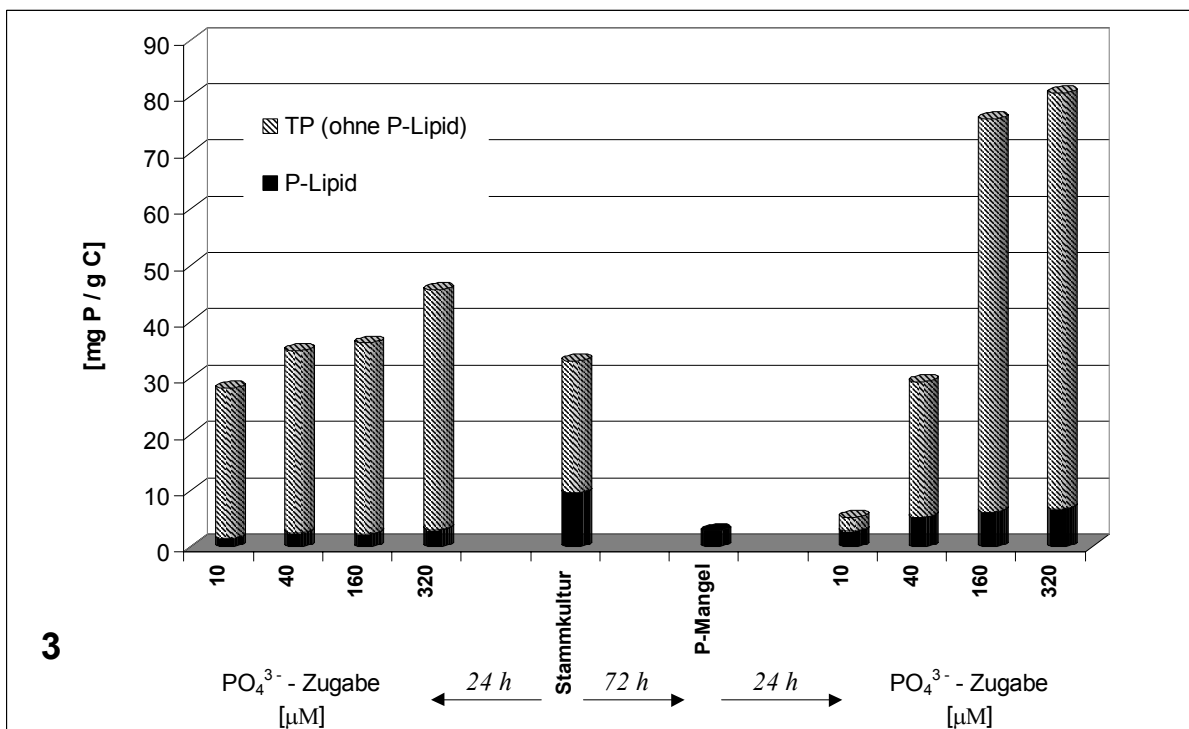
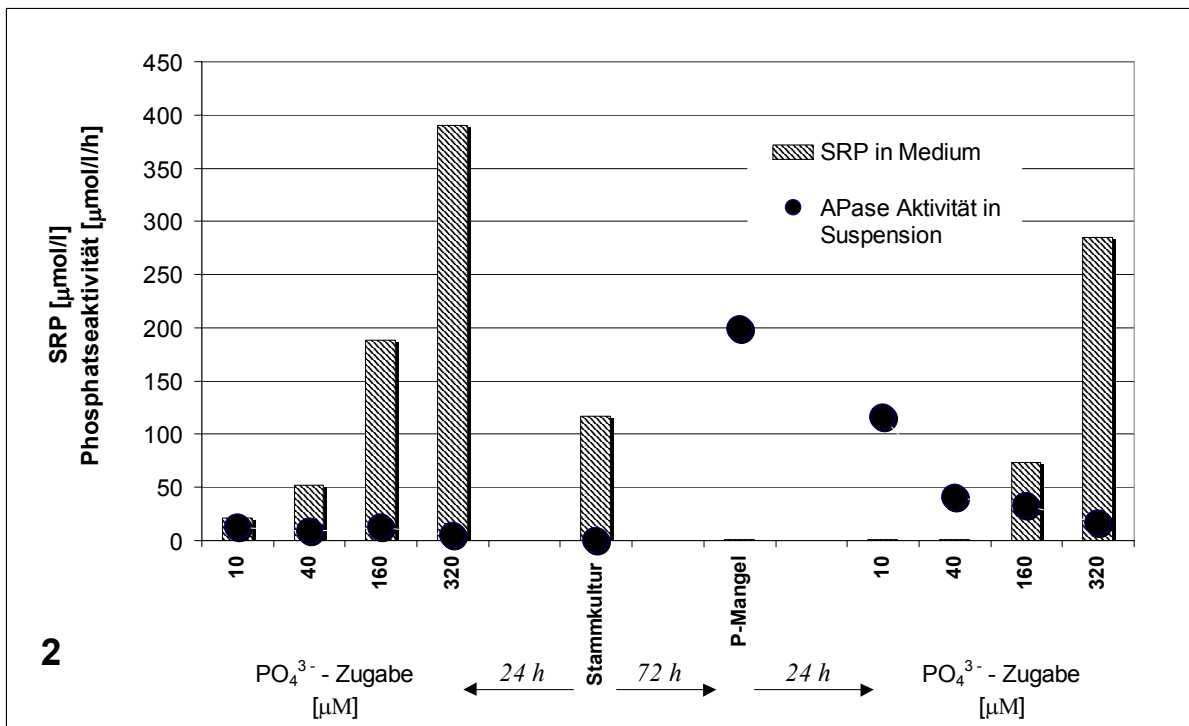
## **Ergebnisse:**

Als Ausgangspunkt eines Experimentes ist die „Stammkultur“ aus der Kultivierung anzusehen. Zum einen wurde die Algensuspension auf vier Ansätze mit unterschiedlicher  $\text{PO}_4^{3-}$ -Konzentration verteilt (in Abb. 2 und 3 links von Stammkultur), zum anderen durch Verdünnung mit P-freiem Medium eine P-Mangelsituation über 72 h induziert (rechts in Abb. 2 und 3). Im Anschluß wurde die Algensuspension wieder mit vier unterschiedlichen  $\text{PO}_4^{3-}$ -Konzentrationen 24 h inkubiert.

In der Ausgangssituation sind die Algen ausreichend mit Nährstoffen versorgt und eine APase-Aktivität im Medium ist nicht nachweisbar (Abb. 2). In mit DAPI gefärbten Zellen sind kleine gelbliche Polyphosphatgranula zu erkennen. Die Zugabe unterschiedlicher P-Konzentrationen ins Nährmedium führt nur zu geringfügigen Änderungen des Gesamphosphorgehaltes von *Chlorella* sp. (Abb. 3). APase ist im Medium nicht nachweisbar. Erst unter P-Mangel steigt ihre Aktivität auf 200  $\mu\text{mol/l/h}$ . Die Färbung mit dem ELF-97-Substrat belegt, daß etliche Algen extrazelluläre Phosphatase exprimieren (Abb. 4). Am Ende der Mangelsituation ist die SRP-Konzentration im Medium kleiner 1  $\mu\text{M}$ . Der Phosphorgehalt der Algen verringert sich auf weniger als 10 % der Ausgangssituation. Polyphosphatgranula sind nicht mehr sichtbar. Nach Zugabe von Phosphat in unterschiedlichen Konzentrationen steigt der Phosphorgehalt der Algen gegenüber der Mangelsituation nach 24 h an (Abb. 3). Bei den Ansätzen mit 160  $\mu\text{M}$  und 320  $\mu\text{M}$   $\text{PO}_4^{3-}$ -Zugabe erhöht sich der Phosphorgehalt der Alge um das zwei- bis dreifache gegenüber der Ausgangssituation (Abb. 3). Polyphosphatgranula sind stark vergrößert. Bei den geringen Zugabekonzentrationen (10  $\mu\text{M}$  und 40  $\mu\text{M}$   $\text{PO}_4^{3-}$ ) ist nach 24 h kein SRP mehr im Medium nachweisbar. Die APase-Aktivität nimmt in Abhängigkeit von der zugesetzten P-Menge ab und ist im 320  $\mu\text{M}$  Ansatz kaum noch nachweisbar. Bei dem Versuchsansatz mit 10  $\mu\text{M}$  ist noch eine APase Aktivität von 116  $\mu\text{mol/l/h}$  meßbar (Abb. 2).

## **Diskussion**

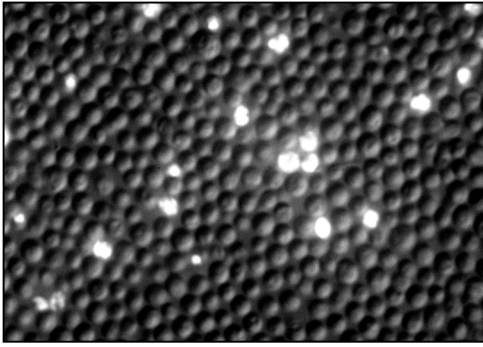
Die ersten Ergebnisse belegen, daß *Chlorella* sp. bei ausreichender Nährstoffversorgung Polyphosphatgranula bildet. Eine direkte Abhängigkeit von der angebotenen Orthophosphatkonzentration im Nährmedium konnte nicht nachgewiesen werden. Unter P-Mangel sind keine Granula anfärbbar und der P-Gehalt der Algen nimmt stark ab, wobei gleichzeitig der P-Lipid Anteil am Gesamt-P-Gehalt zunimmt. In dieser Situation kommt es zu einem starken Anstieg der APase Aktivität.



**Abb. 2:** SRP-Konzentration und APase Aktivität im Medium der Versuchsansätze mit verschiedenen Phosphatzugaben

**Abb. 3:** TP- und P-Lipid-Konzentration von *Chlorella* sp. mit verschiedenen Phosphatzugaben

Nach einer P-Mangelsituation (Streß) werden bedeutend mehr und größere Polyphosphatgranula gebildet und der Phosphorgehalt steigt gegenüber der Situation mit kontinuierlicher P-Versorgung.



**Abb. 4:** *Chlorella* sp., ELF-97 der Kultur zugegeben (420 x, Phasenkontrast + UV Epifluoreszenz)

Der Phospholipidanteil am Gesamtphosphor (5-8 %) ist bei ausreichender  $\text{PO}_4^{3-}$ -Konzentration im Nährmedium konstant und unabhängig von einer vorherigen P-Mangelsituation.

Bisherige Versuche, den Polyphosphatanteil durch Extraktionsverfahren zu quantifizieren, verliefen unbefriedigend. Aus diesem Grund kann die Zunahme des Algenphosphors nach der Mangelsituation nicht ausschließlich der Polyphosphatspeicherung zugeordnet werden. Dies soll im Rahmen der Diplomarbeit genauer untersucht werden. Dazu ist die Anwendung weiterer Extraktionsverfahren, sowie röntgenspektroskopische Elementaranalyse der Volutingranula vorgesehen.

## Literatur

- Allan, R.A. & J.J. Miller, Influence of S-adenosylmethionine on DAPI-induced fluorescence of polyphosphate in the yeast vacuole. *Can. J. Microbiol.*, 1980. **26**: p. 912-920.
- Allen, M.B. & D.L. Arnon, Studies on nitrogen-fixing blue-green algae. 1. Growth and nitrogen fixation by *Anabaena cylindrica* Lemm. *Plant. Physiol.*, 1955. **30**: p. 366-372.
- Andersen, J.M., An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, 1976. **10**: p. 329-331.
- Findlay, R.H., G.M. King & L. Watling, Efficacy of phospholipid analysis in determining microbial biomass in sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1989. **55**(11): p. 2888-2893.
- Hobbie, J.E., R.J. Daley & S. Jasper, Use of Nucleopore filters for counting bacteria by epifluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1977. **33**: p. 1225-1228.
- Hoppe, H.G., Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brackish water: measurements by means of methylumbelliferyl-substrates. *Marine Ecology Progress Series*, 1983. **11**: p. 299-308.
- Kornberg, A., Inorganic polyphosphate: Toward making a forgotten polymer unforgettable. *J. Bacteriol.*, 1995. **177**(3): p. 491-496.
- Molecular Probes., Web Edition: Handbook of Fluorescent Probes and Research Products. 2001.
- Murphy, J. & J.P. Riley, A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyt. Chim. Acta*, 1962. **27**: p. 31-36.
- Tijssen, J., H. Beekes & J. Van Steveninck, Localization of polyphosphates in *Saccharomyces fragilis*, as revealed by 4',6-diamidino-2-phenylindole fluorescence. *Biochim Biophys Acta*, 1985. **721**(4): p. 394-398.
- Verado, D.J., P.N. Froelich & A. McIntyre, Determination of organic carbon and nitrogen in marine sediments using Carlo-Erba Na-1500 analyzer. *Deep-Sea Res.*, 1990. **37**: p. 157-165.

## ***Daphnia*-induzierte Coenobienbildung bei *Scenedesmus obliquus* – chemische Charakterisierung des Kairomons**

**P. Fink, E. Von Elert**

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz.

Email: patrick.fink@uni-konstanz.de

*Keywords:* chemische Kommunikation, Coenobien, *Daphnia magna*, induzierbare Verteidigung, Kairomon, Koloniebildung, *Scenedesmus obliquus*

Die in mitteleuropäischen Seen häufig vorkommende Grünalpengattung *Scenedesmus* zeigt eine ausgeprägte phänotypische Plastizität, d.h. der selbe Genotyp prägt abhängig von den Umweltbedingungen unterschiedliche Morphotypen aus (Trainor und Egan 1990). Die in Laborkulturen normalerweise nur als Einzelzellen vorkommende Algen bilden in Gegenwart von Daphnien sogenannte Coenobien (Kolonien von 4-8 Zellen, Hessen und Van Donk 1993). Diese *Daphnia*-induzierte Coenobienbildung bei *Scenedesmus* stellt eine effektive Strategie zur Verminderung der durch kleine Grazer vermittelten Mortalität dar (Lürling und Van Donk 1996) und ist damit das einzige bisher beschriebene Beispiel eines durch chemische Faktoren induzierten morphologischen Verteidigungsmechanismus bei eukaryotischen Phytoplanktern. Die Mechanismen der Coenobienbildung sowie die Kosten und Nutzen dieser induzierbaren Verteidigung wurde in den letzten Jahren intensiv untersucht (zusammengefasst in Lürling 2001). Im Rahmen dieser Arbeit wurden die von Lampert et al. (1994) begonnene und durch Von Elert und Franck (1999) weitergeführten Arbeiten zur chemischen Charakterisierung der für die Coenobieninduktion verantwortlichen Substanz mittels Hochdruck-Flüssigchromatographie (HPLC) fortgesetzt.

### **Material und Methoden**

#### *Biotest*

*Scenedesmus obliquus* (TURPIN) KÜTZING, Stamm MPI (aus dem Max-Planck-Institut für Limnologie, Plön) wurde als Schüttelkulturen (100 rpm) in Erlenmeyerkolben mit 100 ml WC-Medium (Guillard 1975) bei  $20 \pm 1^\circ \text{C}$  und einer photosynthetisch aktiven Strahlung von  $110 \mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  bis zu einer Zelldichte von ca.  $1\text{-}2 \cdot 10^6 \text{ Zellen} \cdot \text{ml}^{-1}$  kultiviert. Biotests für die

Messung der Coenobieninduktion wurden in mit Zellulosestopfen verschlossenen 100 ml - Erlenmeyerkolben mit je 50 ml WC\*-Medium (Von Elert und Franck 1999) und einem Inokulum von  $1-2 \cdot 10^4$  *S. obliquus* - Zellen  $\cdot \text{ml}^{-1}$  durchgeführt. In diese Kolben wurden entweder 2,5  $\mu\text{l}$  (mit der Methode von Von Elert und Franck (1999)) 1000fach über  $\text{C}_{18}$ -Festphasenextraktion angereichertes Daphnien-Hälterungswasser in Methanol (Positivkontrollen), 25  $\mu\text{l}$  methanolischer Lösungen der HPLC-Fraktionen (Treatments) oder 50  $\mu\text{l}$  1000fach über  $\text{C}_{18}$ -Festphasenextraktion angereichertes WC\*-Medium in Methanol (Negativkontrolle) zugegeben. Die Kolben wurden anschließend für 48 h bei den oben beschriebenen Bedingungen inkubiert. Alle Ansätze wurde in vier Replikaten pro Treatment durchgeführt. Die Dichte der Algenkulturen bei Beginn und Ende des Versuches sowie die Häufigkeitsverteilung der Partikelgrößen wurden mit einem elektronischen Partikelzählgerät (CASY 1, Schärfe System, Reutlingen) mit 150  $\mu\text{m}$  Kapillarweite gemessen. Die Algenkulturen wurden hierzu 1:10 verdünnt und  $3 \cdot 200 \mu\text{l}$  in einem Partikelgrößenbereich von 0-20  $\mu\text{m}$  gemessen.

#### *Festphasenanreicherung der coenobieninduzierenden Aktivität*

300 adulte *D. magna* wurden für 24 h in 1 l WC\*-Medium mit *S. obliquus* als Futter inkubiert. Anschließend wurde das Daphnien-Hälterungswasser membranfiltriert und 1000fach über  $\text{C}_{18}$ -Festphasenextraktion (Von Elert und Franck 1999) angereichert. Die methanolischen Lösungen der angereicherten coenobieninduzierenden Aktivität wurden bis zur Verwendung in Biotest oder HPLC bei  $-18^\circ \text{C}$  gelagert.

#### *HPLC*

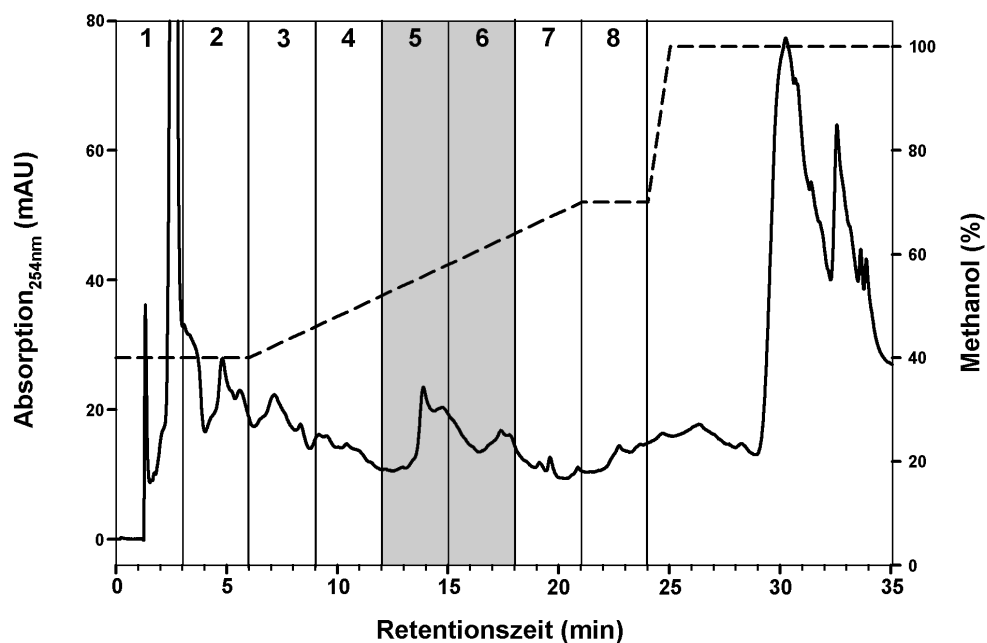
Es wurde ein Hochdruckgradientensystem der Firma SHIMADZU (Class-VP System, SHIMADZU Corporation, Kyoto, Japan) mit Dioden-Array-Detektor und zwei verschiedene „reversed-phase“ Stationärphasen (Kromasil<sup>TM</sup> – 100-5 $\text{C}_{18}$ (ec) (AKZO NOBEL; No. 62000) und Spherisorb<sup>®</sup> - ODS2–5 $\mu$ ( $\text{C}_{18}$ ec) (WATERS; No. 8736/8738)) verwendet. Als Laufmittel wurden verschiedene Methanol : Wasser – Gradienten eingesetzt und gegebenenfalls mit 1% Ameisensäure angesäuert. Pro Lauf wurden 50  $\mu\text{l}$  des über  $\text{C}_{18}$ -SPE angereicherten Daphnien-Hälterungswassers (in Methanol) in das Hochdruckgradientensystem injiziert. Das Eluat wurde in gespülten 10 ml-Reagenzgläsern aufgefangen und so eine Fraktionierung des Laufmittels erreicht. Fraktionen aus HPLC-Läufen wurden in der Vakuumzentrifuge zur Trockene eingengt und in je 500  $\mu\text{l}$  Methanol aufgenommen. Von diesen 500  $\mu\text{l}$  wurden in den folgenden Biotesten 25  $\mu\text{l}$  je Replikat in die Test-Erlenmeyerkolben eingesetzt.

## Ergebnisse und Diskussion

### Chromatographie mit Stationärphase Kromasil™ – 100-5C<sub>18</sub>(ec)

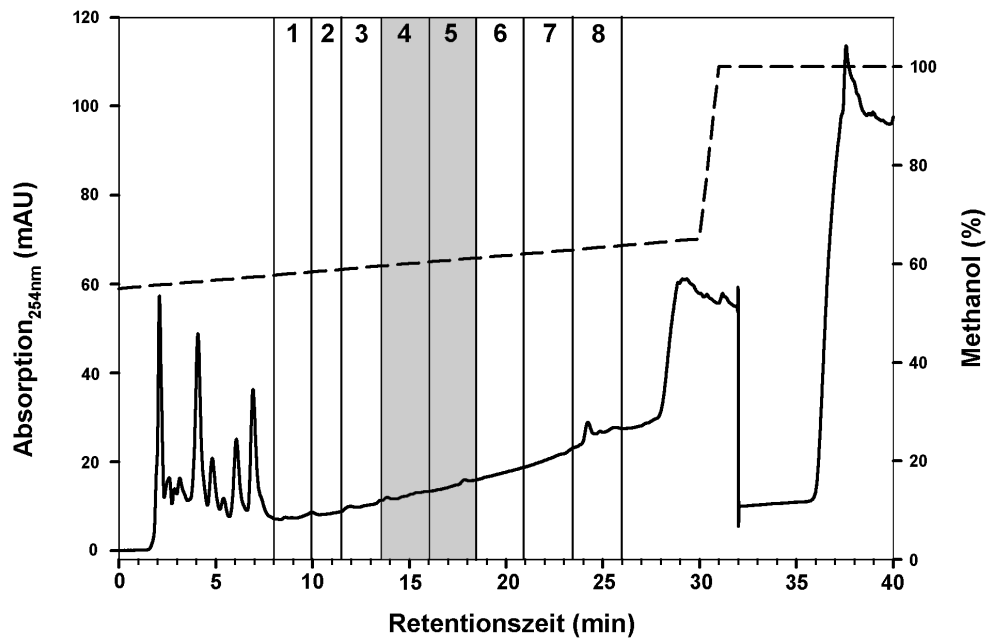
Ausgehend von einem Gradienten von 5% bis 100% Methanol wurde in fünf aufeinanderfolgenden Stufen der Gradient „abgeflacht“ und nach jeder Stufe mittels Biotest die Aktivität der gewonnenen Fraktionen bestimmt. Mit Wasser als polarem und Methanol als organischem Laufmittel wurde eine maximale Abtrennung der coenobieninduzierenden Aktivität mit einem Gradienten von 40% - 70% Methanol erreicht (Abb. 1, aktive Fraktionen 5+6). Bei einer weiteren Abflachung des Gradienten eluierte die coenobieninduzierende Aktivität über einen großen Teil des Gradienten und erlaubte so keine effektive Reinigung mehr.

Durch die Ansäuerung der Laufmittel konnte die Trennung nicht verbessert werden („flachster“ Gradient für effektive Abtrennung der Aktivität betrug 55% bis 85%, Abb. 2, aktive Fraktionen 4+5.). Es fällt aber auf, dass durch die Ansäuerung die coenobieninduzierende Aktivität bei deutlich höheren Konzentrationen des organischen Laufmittels von der apolaren Stationärphase eluiert, was die von Von Elert und Franck (1999) aufgestellte Hypothese stützt, dass es sich bei der coenobieninduzierenden Substanz um eine niedermolekulare organische Säure handelt, da sich bei niedrigen pH-Werten die Retention saurer Gruppen an Umkehrphasen durch zunehmende lipophile Interaktionen verbessert.



**Abbildung 1**

HPLC-Chromatogramm von 1000fach über C<sub>18</sub>-Festphasen angereichertem Daphnien-Hälterungswasser auf Kromasil™-Säule mit Gradient 40-70% Methanol; senkrechte Linien zeigen Fraktionsgrenzen der Fraktionen 1-8 an, gestrichelte Linie den Gradienten in % Methanol; grau unterlegte Fraktionen zeigen im Biotest coenobieninduzierende Aktivität.

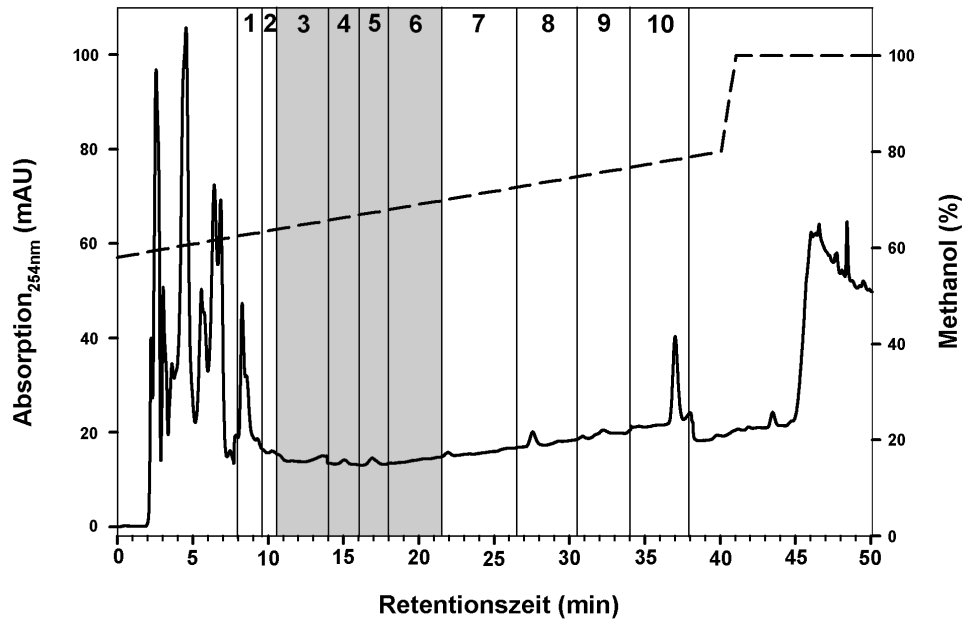


**Abbildung 2** HPLC-Chromatogramm von 1000fach über C<sub>18</sub>-Festphasen angereichertem Daphnien-Hälterungswasser auf Kromasil™-Säule mit Gradient 55-85% Methanol + 1% HCOOH; senkrechte Linien zeigen Fraktionsgrenzen der Fraktionen 1-8 an, gestrichelte Linie den Gradienten in % Methanol; grau unterlegte Fraktionen zeigten im Biotest coenobieninduzierende Aktivität.

#### *Chromatographie mit Stationärphase Spherisorb® - ODS2-5µ(C<sub>18ec</sub>)*

Mit diesem Säulenmaterial wurde als Laufmittel Wasser + 1% Ameisensäure : Methanol + 1% Ameisensäure verwendet. Hier erlaubte ein Gradient von 58% bis 80% Methanol eine optimale Abtrennung der coenobieninduzierenden Aktivität (Abb. 3, aktive Fraktionen 3-6) innerhalb von 11 Minuten. Bei einer weiteren Abflachung des Gradienten eluierte die coenobieninduzierende Aktivität, wie schon beim Festphasenmaterial Kromasil™-100-5 C<sub>18</sub>, über einen großen Teil des Gradienten und erlaubte so keine effektive Reinigung mehr. Das Festphasenmaterial Spherisorb®-ODS2-5µ war somit für die Aufreinigung der coenobieninduzierenden Aktivität nicht erkennbar besser geeignet als das zuvor getestete Material Kromasil™-100-5 C<sub>18</sub>.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde zunächst versucht, die von Von Elert und Franck (1999) erstmals getestete Fraktionierung und Reinigung der coenobieninduzierenden Aktivität mittels Hochleistungs-Flüssigchromatographie zu optimieren. Bei allen eingesetzten Kombinationen von Stationär- und Mobilphasen enthielten immer nur eine einzige oder mehrere direkt nacheinander eluierende Fraktionen die gesamte coenobieninduzierende Aktivität. Obwohl Mischungen aus verschiedenen Substanzen bei bekannten Infochemikalien aus terrestrischen Systemen häufig sind (Dicke 1999), bestätigen die Ergebnisse aus den Biotests der HPLC-Fraktionen die Hypothese, dass es sich bei der coenobieninduzierenden Aktivität nur um eine einzige oder eine Mischung von chemisch sehr ähnlichen Substanzen handelt (Von Elert und Franck 1999).



**Abbildung 3** HPLC-Chromatogramm von 1000fach über  $C_{18}$ -Festphasen angereichertem Daphnien-Hälterungswasser auf Spherisorb<sup>®</sup>-Säule mit Gradient 58-80% Methanol + 1% HCOOH; senkrechte Linien zeigen Fraktionsgrenzen der Fraktionen 1-10 an, gestrichelte Linie den Gradienten in % Methanol; grau unterlegte Fraktionen zeigten im Biotest coenobieninduzierende Aktivität.

Die Aufreinigung der coenobieninduzierenden Aktivität aus Daphnien-Hälterungswasser mittels Hochleistungs-Flüssigchromatographie (HPLC) konnte also im Rahmen dieser Arbeit etabliert und weitgehend optimiert werden. Dies sollte es im Folgenden ermöglichen, die coenobieninduzierende Substanz über Flüssigchromatographie-Massenspektrometrie (LC-MS) zu analysieren. Dies wiederum sollte zu einer endgültigen Identifizierung der coenobieninduzierenden Substanz führen, was für weitere Untersuchungen zur phänotypischen Plastizität bei *Scenedesmus* und zu Kairomon-induzierten Verteidigungen im Phytoplankton von entscheidender Wichtigkeit wäre. Die Verfügbarkeit von Kairomon-Reinsubstanzen würde es erstmals erlauben, in standardisierten Experimenten die Kosten und Nutzen induzierbarer Verteidigungen zu messen und daraus allgemeine Schlüsse über die Evolution solcher Mechanismen zu ziehen. Nicht zuletzt eröffnet die genaue Kenntnis der für die Induktion verantwortlichen Substanzen auch die Möglichkeit, mit Hilfe von Antikörpern oder molekularbiologischen Methoden nähere Aufschlüsse über die molekularen Wirkungsmechanismen dieser Substanzen zu erhalten und zum Beispiel spezifische Rezeptoren und Signalkaskaden zu identifizieren.

## Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurde aus Daphnien-Hälterungswasser über C<sub>18</sub>-Festphasen angereicherte coenobieninduzierende Aktivität nach HPLC-Fraktionierung in Standard-Biotests untersucht. In mehreren aufeinander aufbauenden Schritten wurde somit die Abtrennung der coenobieninduzierenden Aktivität bis zu einem für die entsprechende Umkehrphase optimalen Laufmittelgradienten verbessert. Somit erlaubte der Einsatz verschiedener Umkehrphasen eine weitgehende Vorreinigung der coenobieninduzierenden Aktivität. Zudem konnte mittels HPLC gezeigt werden, dass eine Ansäuerung des Laufmittels eine Elution bei höheren Konzentrationen des organischen Laufmittels zur Folge hat. Dies spricht dafür, dass es sich bei der coenobieninduzierenden Substanz um eine organische Säure handelt.

Dies stellt einen wesentlichen Schritt für die endgültige Identifizierung der coenobieninduzierenden Substanz dar, die für weitere Untersuchungen zur phänotypischen Plastizität bei *Scenedesmus* und zu Kairomon-induzierten Verteidigungen in limnischen Planktongemeinschaften von entscheidender Wichtigkeit sein dürfte.

## Literatur

- Dicke, M. 1999. Evolution of induced indirect defenses of plants. In: *The ecology and evolution of inducible defenses*. pp. 62-88. Edited by Tollrian, R., and Harvell, C.D., Princeton University Press, Chicago, Illinois, USA.
- Guillard, R.R.L. 1975. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: *Culture of marine invertebrate animals*. pp. 29-60. Edited by Smith, W.L., and Chanley, M.H., Plenum Press, New York and London.
- Hessen, D.O., and Van Donk, E. 1993. Morphological changes in *Scenedesmus* induced by substances released from *Daphnia*. Arch. Hydrobiol. 127: 129-140.
- Lampert, W., Rothhaupt, K.O., and Von Elert, E. 1994. Chemical induction of colony formation in a green alga (*Scenedesmus acutus*) by grazers (*Daphnia*). Limnol. Oceanogr. 39: 1543-1550.
- Lürding, M., and Van Donk, E. 1996. Zooplankton-induced unicell-colony transformation in *Scenedesmus acutus* and its effect on growth of herbivore *Daphnia*. Oecologia 180: 432-437.
- Lürding, M. 2001. Grazing-associated infochemicals induce colony formation in the green alga *Scenedesmus*. Protist 152: 7-16.
- Trainor, F.R., and Egan, P.F. 1990. Phenotypic plasticity in *Scenedesmus* (Chlorophyta) with special reference to *S. armatus* unicells. Phycologia 29: 461-469.
- Von Elert, E., and Franck, A. 1999. Colony formation in *Scenedesmus*: grazer-mediated release and chemical feature of the infochemical. J. Plankton Res. 21: 789-804.

## Systematisches Konzept von Familien und Gattungen coccaler Grünalgen: Morphologie versus 18S rRNA-Gen-Sequenzen

LOTHAR KRIENITZ<sup>1</sup>; EBERHARD HEGEWALD<sup>2</sup>; DOMINIK HEPPERLE<sup>1</sup> & MATTHIAS WOLF<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin

<sup>2</sup>Forschungszentrum Jülich

Keywords: Coccale Grünalgen, Chlorellaceae, Oocystaceae, Systematik, 18S rRNA-Gen-Sequenzen

Coccale Grünalgen stellen die photoautotrophe Mikroorganismengruppe mit der vermeintlich höchsten Biodiversität im Plankton eutrophierter Binnengewässer Mitteleuropas dar. Die Systematik dieser Algengruppe (ca. 1400 beschriebene Arten) ist bisher unzureichend aufgeklärt und beruht weitgehend auf künstlichen (morphologischen) Ordnungskriterien (KOMÁREK & FOTT 1983). Schon die Klassiker der Algensystematik taten sich mit der Bestimmung coccaler Grünalgen schwer: " Seitdem die Väter der Phykologie die ersten Algen beschrieben haben, ist mit der Bezeichnung Urkugeln bis heute eine wahre Trödelbude von Lebensformen eröffnet worden. ... Kützing, der sehr viele solcher einfacher Grünalgen beschrieb, hat unsägliche Verwirrung angestiftet und bei dieser Gelegenheit das Unmögliche an Artspalterei geleistet." (FRANCÉ 1908).

PASCHER (1914) stellte innerhalb parallel entwickelter, vermeintlich monophyletischer Algenklassen eine Abfolge bestimmter Organisationsstufen fest. Jede dieser Organisationsstufen wurde später in den Status einer Ordnung erhoben (zusammenfassend bei Pascher 1927). So wurde unter anderem auch die Ordnung der Chlorococcales begründet, also jene Grünalgenordnung, die einzellige oder coenobiale Grünalgen der coccalen Organisationstufe vereint.

Jahrzehnte später wurde diese Ansicht widerlegt, denn man erkannte, dass sich diese Organisationsstufen mehrfach und unabhängig voneinander entwickelt haben. Argumente dafür waren zunächst ultrastrukturelle Merkmale der Zellen. Speziell wurde die "Absolute Konfiguration" (Stellung der Basalkörper des Geißelapparates) als herausragendes Merkmal genutzt, die Grünalgen zu unterteilen. Coccale Grünalgen können in folgende drei Konfigurationstypen des Geißelapparates eingeordnet werden: CCW (counterclockwise, die Basalkörper sind gegen den Uhrzeigersinn versetzt orientiert: 11 Uhr 5 Uhr Konfiguration), DO (directly opposite, Basalkörper nicht gegeneinander versetzt: 12 Uhr 6 Uhr Konfiguration) und CW (clockwise, Basalkörper im Uhrzeigersinn versetzt: 1 Uhr 7 Uhr Konfiguration). Viele coccale Formen haben jedoch sämtliche Merkmale der Begeißelung zurückgebildet und lassen sich daher auf Grund dieses Merkmals schwer einordnen. Erst durch molekularbiologische Untersuchungen konnte die Zuordnung dieser autosporinen Typen vorgenommen werden. Es wurde klar, dass coccale Grünalgentaxa in mindestens vier verschiedenen Klassen der Chlorophyta Entwicklungslinien ausbilden: Chlorophyceae sensu stricto, Trebouxiophyceae, in den polyphyletischen Prasinophyceae und Ulvophyceae (CHAPMAN et al. 1998).

Doch wie sind die systematischen Konzepte auf der Ebene kleinerer taxonomischer Einheiten wie den Familien und Gattungen weiterentwickelt worden? Gerade für den Ökologen und

Freilandalgologen sind diese Einheiten bedeutsam für eine sichere Bestimmung der Taxa. In der gegenwärtigen Phase prallen klassische (morphologische) und moderne (molekularbiologische) Konzepte aufeinander. In vielen Fällen sind beide Konzepte nicht in Deckung zu bringen. In der Genbank (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>) sind bisher ca. 200 Sequenzen von 18S rRNA Genen coccaler Grünalgen vorhanden, und es bietet sich an, dieses Vergleichsmaterial auch auf der Ebene kleinerer systematischer Einheiten zu nutzen. Bei den Beispielen, die hier gebracht werden, soll der unterschiedliche Stand der Verknüpfung morphologischer und molekularbiologischer Kriterien zur Gliederung der Familien hervorgehoben werden.

Nachdem bereits auf der DGL-Tagung in Magdeburg über die Familie Selenastraceae (Klasse Chlorophyceae, DO) berichtet wurde (KRIENITZ et al. 2001a, b), soll hier auf zwei Familien der Trebouxiophyceen (CCW) eingegangen werden:

#### Familie Oocystaceae

Bisher sind Vertreter aus vier Gattungen von Oocystaceen untersucht: *Oocystis*, *Tetrachlorella*, *Amphikrikos* und *Makinoella*. Diese bilden eine monophyletische Abstammungsgemeinschaft innerhalb der Trebouxiophyceen (HEPPERLE et al. 2000). Doch nicht nur molekularbiologisch, sondern auch morphologisch, ist ein einigendes Merkmal gefunden worden: Mehrere ultrastrukturelle Befunde verschiedener Autoren bestätigen, dass alle bisher untersuchten Oocystaceen eine dicke Zellwand aus mehrschichtigen Zellulosefibrillen besitzen (z.B. SACHS et al. 1976).

#### Beispiel Chlorellaceae

Die klassische Urkugel an sich ist *Chlorella*, eine der am häufigsten verwendeten Grünalgen für Laborkulturen. Im Freiland ist *Chlorella* allgegenwärtig, fällt aber in Wasserproben kaum auf, weil sie nur in sehr nährstoffreichen Gewässern hohe Abundanzen erreicht. Die Beschreibung der Gattung *Chlorella* geht auf BEIJERINCK (1890) zurück. Mehr als hundert Jahre später konnte die Arbeitsgruppe Huss in Erlangen umfangreiche biochemische und molekularbiologische Untersuchungen über die Gattung *Chlorella* sensu lato abschließen (HUSS et al. 1999). Die Befunde ergaben, dass aus der Vielzahl (ca. 100 Arten, vgl. KOMÁREK & FOTT 1983) der bisher beschriebenen Taxa nur vier "echte" *Chlorella*-Arten übrigbleiben: *Chlorella vulgaris*, *C. kessleri*, *C. lobophora* und *C. sorokiniana*. Die anderen, "ehemaligen" Chlorellen gehören in andere Gattungen, die wiederum in ganz andere Bereiche des phylogenetischen Systems zu stellen sind. Mit der Arbeit von Huss et al. (1999) wurde ein wichtiger Meilenstein in der Forschung zur Systematik der Chlorellaceae gesetzt. Es schien, als ob nun ein gewisses Maß an "Ordnung" in das System der Urkugeln gebracht wurde.

Doch molekularbiologische Untersuchungen innerhalb der letzten beiden Jahre brachten überraschende Resultate zutage: die Familie der Chlorellaceae ist deutlich zu erweitern und zwar durch morphologisch recht unterschiedliche Gattungen, die bisher in anderen Familien eingeordnet waren: *Actinastrum* (vorher Coelastraceae), *Closteriopsis* (vorher Selenastraceae), *Coronastrum*, *Dicloster* und *Didymogenes* (vorher Scenedesmaceae), *Diacanthus* (vorher Oocystaceae), *Dictyosphaerium* (vorher Botryococcaceae) und *Micractinium* (vorher Micractiniaceae) (Abb.1). Interessanterweise wurde für all diese Chlorellaceae auch ein einigendes morphologisches Merkmal gefunden - die Pyrenoidstruktur: das Pyrenoid ist von deutlichen Stärkehüllen umgeben und von Thylakoidmembranen durchzogen (Abb. 2). Der Stammbaum zeigt, dass die verschiedenen morphologischen Ausprägungen wie Coenobienbildungen, bizarre Zellgestalten (Nadeln), Schleimstränge, Stacheln keine guten Merkmale sind, um phylogenetische Verwandtschaft im System darzustellen. Das Konzept aller genannten Familien und Gattungen ist also auf natürlicher Grundlage neu zu umreißen. Dabei ist zu klären, inwieweit es sich um rein phänotypische

Anpassungen an Umweltbedingungen, in diesem Falle an die planktische Lebensweise handelt, oder ob es doch deutlichere Unterschiede in anderen Genabschnitten, z.B. den hochvariablen ITS-Regionen gibt.

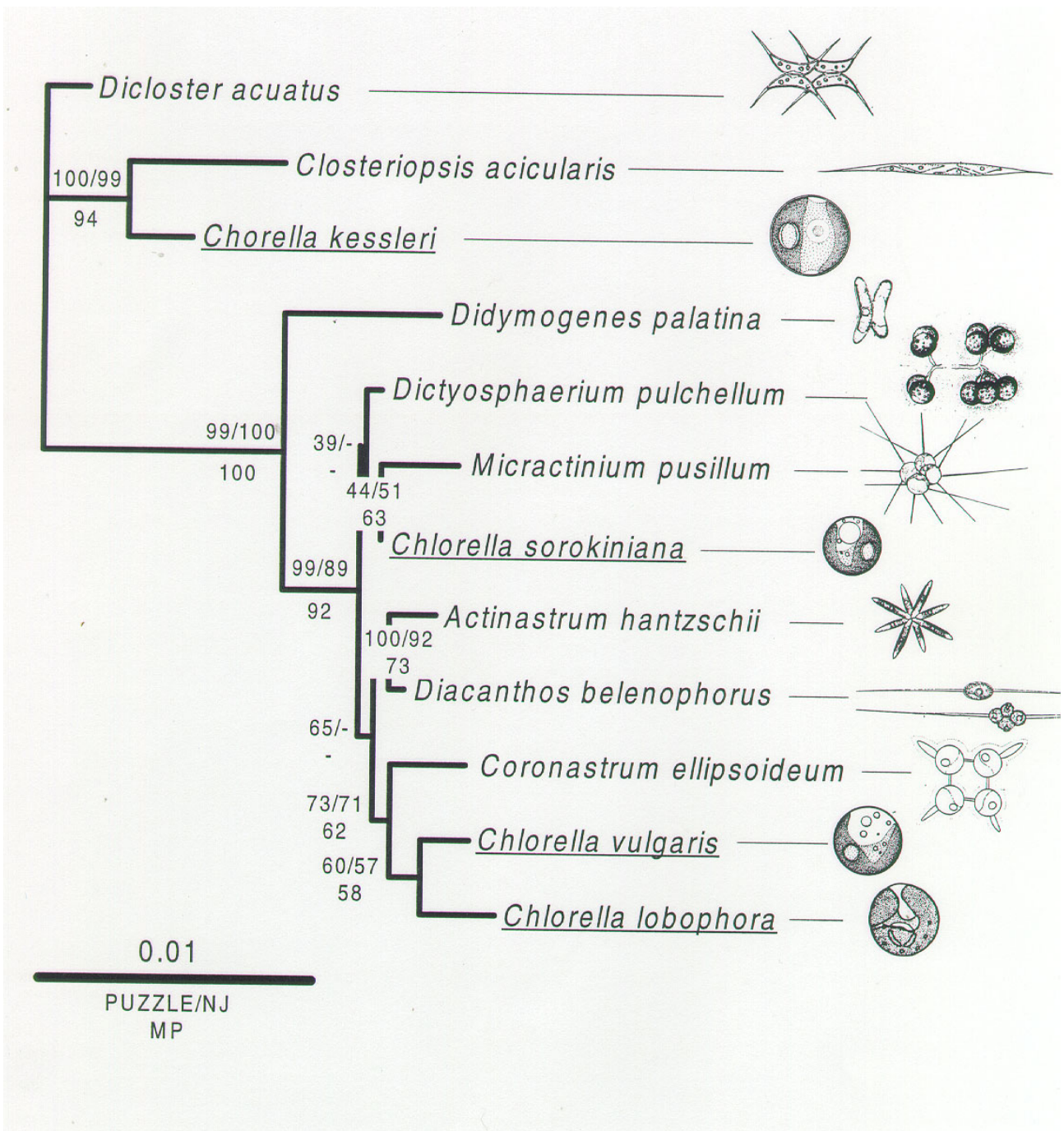


Abb. 1: Stammbaum der 18S rRNA-Phylogenie der Chlorellaceae (Puzzle, Neighbor-Joining, Maximum-Parsimony. Bootstrapwerte in Prozent).



Abb. 2: Ultrastruktur von *Dictyosphaerium pulchellum*. Im Chloroplasten ist ein deutliches Pyrenoid mit Stärkehülle zu erkennen, das von einer Thylakoidmembran durchzogen ist.

#### Literatur:

- Beijerinck, M.W. (1890): Culturversuche mit Zoochlorellen, Lichenengonidien und anderen niederen Algen. Bot. Ztg. 48: 757-768.
- Chapman, R.L., Buchheim, M.A., Delwiche, C.F., Friedl, T., Huss, V.A.R., Karol, K.G., Lewis, L.A., Manhart, J., McCourt, R.M., Olsen, J.L. & Waters, D.A. 1998. Molecular systematics of the green algae. In Soltis, D.E., Soltis, P.S. & Doyle, J.J. [Eds.] Molecular Systematics of Plants II. DNA sequencing. Kluwer Acad. Publ. Boston, Dordrecht, London, pp. 508-40.
- Francé, R.H. (1908): Das Leben der Pflanzen II. Abteilung, Bd. 1: Floristische Lebensbilder. Kosmosverlag, Stuttgart, 526 pp.
- Hepperle, D., Hegewald, E. & Krienitz, L. (2000): Phylogenetic position of the Oocystaceae (Chlorophyta). J. Phycol. 36: 590-595.
- Huss, V.A.R., Frank, C., Hartmann, E., Hirmer, M., Kloboucek, A., Seidel, B.M., Wenzeler, P. & Kessler, E. (1999): Biochemical taxonomy and molecular phylogeny of the genus *Chlorella* sensu lato (Chlorophyta). J. Phycol. 35: 587-598.
- Komárek, J. & Fott, B. (1983): Chlorophyceae, Ordnung Chlorococcales. In: Huber-Pestalozzi (Hrsg.) Binnengewässer 16, 7. Teil, 1. Hälfte, Stuttgart 1044 pp.
- Krienitz, L., Ustinova, I., Friedl, T. & Huss, V.A.R. (2001a): Systematik der Selenastraceae für Limnologen und Molekularbiologen. DGL-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 648-651.
- Krienitz, L., Ustinova, I., Friedl, T. & Huss, V.A.R. (2001b): Traditional generic concepts versus 18S rRNA gene phylogeny in the green algal family Selenastraceae (Chlorophyceae, Chlorophyta). J. Phycol. 37, in press.
- Pascher, A. (1914): Über Flagellaten und Algen. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 32: 136-160.
- Pascher, A. (1927): Volvocales. Chlorophyceae I. In: Pascher, A. (Hrsg.) Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Verlag Gustav Fischer, Jena, 506 pp.
- Sachs, H., Grimm, J. & Robinson, D.G. (1976): Structure, synthesis and orientation of microfibrils I. Architecture and development of the cell wall of *Oocystis solitaria*. Cytobiol. 14: 49-60.

## Blualgen auf Wanderschaft ?! Bedeutung von saisonalem Habitatwechsel für die Ausbildung eines Cyanobakterien-Tiefenmaximums

Michael Opitz & Andreas Nicklisch

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund  
Berlin e.V. (IGB), D-12587 Berlin, Müggelseedamm 301, [m.opitz@igb-berlin.de](mailto:m.opitz@igb-berlin.de)

Keywords: DCM, *Planktothrix clathrata* (SKUJA), Grosser Vätersee

### Einleitung

Tiefenchlorophyllmaxima oder DCM (=Deep Chlorophyll Maxima) die von *Planktothrix rubescens* (DC. ex GOM.) vor allem in grossen und tiefen Seen ausgebildet werden sind gut untersucht und oft beschrieben (z.B. Zimmermann 1969, Walsby et al. 1998). Das im kleinen mesotrophen Grossen Vätersee jeden Sommer im Metalimnion auftretende DCM wird mit über 90 % Biomasseanteil von der selten beschriebenen Art *Planktothrix clathrata* (SKUJA) verursacht. Anders als *Pl. rubescens*, die in den von ihr bewohnten Gewässern auch im Winter im durchmischten Wasserkörper zu finden ist, trifft man *Pl. clathrata* ausschliesslich in den Sommermonaten im Meta- und Hypolimnion des Sees an. Charakteristisch für das DCM im Grossen Vätersee ist dessen rasche Entstehung im Frühsommer und dessen Verschwinden noch vor Ende der thermischen Schichtung im Herbst. Ziel der vorgestellten Arbeit war es, den Lebenszyklus von *Pl. clathrata* im Grossen Vätersee zu charakterisieren um dadurch zu einem Verständnis der Saisonalität des DCM zu kommen. Im Mittelpunkt der Untersuchungen stand dabei die Frage, ob eine vermutete saisonale Migration von *Pl. clathrata* zwischen Sediment und Freiwasser eine Bedeutung für die Entstehung und Auflösung des DCM hat.

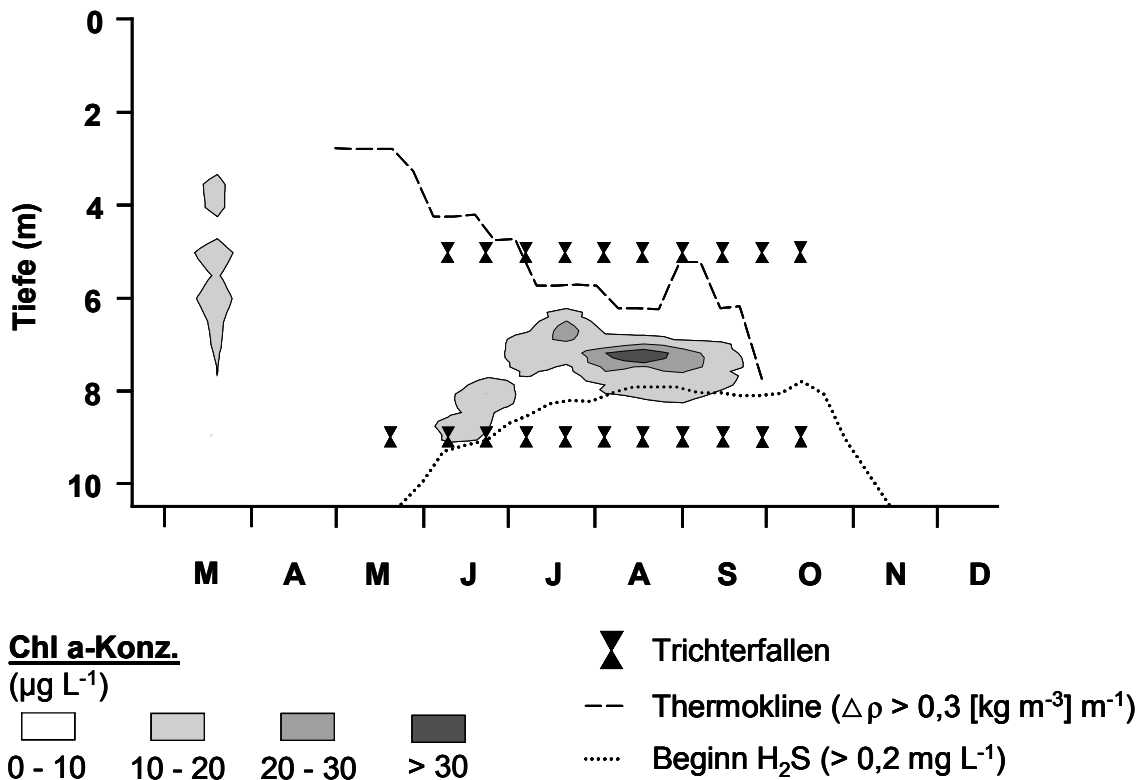
### Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden in 2000 im mesotrophen Grossen Vätersee statt. Der in der Schorfheide (Brandenburg) gelegene See hat eine Fläche von ca. 12 ha bei einer Maximaltiefe von 11,5 und einer mittleren Tiefe von 5,2 m (Details s. Kasprzak et al. 2000). Aller 2 Wochen (im Winter aller 4 Wochen) fanden Probenahmen statt. Dabei wurden Vertikalprofile wichtiger physikalisch-chemischer Messgrössen (u.a. PhAR<sup>(1)</sup>, T<sup>(2)</sup>, O<sub>2</sub><sup>(2)</sup>, H<sub>2</sub>S<sup>(3)</sup>) sowie der Chlorophyll a – und Phycoerythrin-Konzentration<sup>(4)</sup> aufgenommen (Sondentypen: <sup>(1)</sup>sphärischer Quantensensor [LiCor<sup>®</sup>], <sup>(2)</sup>Multiparametersonde [Hydrolab<sup>®</sup> Corporation]; <sup>(2)</sup>H<sub>2</sub>S-Mikrosensor [Analysenmesstechnik AMT]; <sup>(3)</sup>BackScat-Fluorometer [Dr. Haardt-Optik-Mikroelektronik]). Globalstrahlungsdaten stammen von der DWD Station Angermünde. Anhand der gemessenen T - und O<sub>2</sub>-Profile wurden bei Schichtung des Sees die Probenahmehorizonte Epi-, Meta- und Hypolimnion definiert. Zur Messung des vertikalen Phytoplankton-Fluxes ober- und unterhalb des DCM (in 5 und 9 m Tiefe) wurden Flotations/Sedimentations-Trichterfallen nach Hansson (1996) in Triplikaten aller 14 Tage jeweils 72h in den angegebenen Wassertiefen exponiert. Mit Hilfe dieses Fallentyps sollte eine synchrone Erfassung von sich auf – und abwärts bewegendem Plankton erreicht werden. Um ein Eindringen von grossem Zooplankton zu vermeiden, wurden die Fallen mit 500 µm-Gaze abgedeckt. Die Quantifizierung des gefangenen sowie des im Freiwasser vorhandenen Phytoplanktons erfolgte mittels Utermöhl-Technik. Zur Abschätzung der unter

Lichtlimitation im Metalimnion erreichbaren Wachstumsraten von *Pl. clathrata* wurden Versuche mit Reinkulturen in Lichtthermostaten bei 15°C und quasi *in situ* Lichtbedingungen (Photonenflussdichten zwischen 0,5 und 4 E m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> in 8 Abstufungen, Lichtspektrum mittels Farbfiltern auf Grünlicht [575 nm] eingengt) durchgeführt. Die Nährlösung wurde in ihrer Zusammensetzung dem Seewasser nachempfunden.

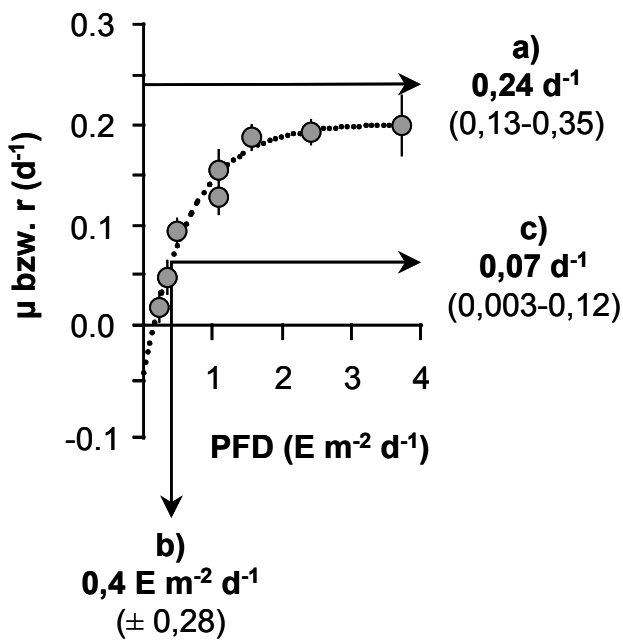
## Ergebnisse und Diskussion

Das DCM entsteht im Juni synchron mit dem erstmaligen Auftreten von H<sub>2</sub>S im tiefen Hypolimnion unterhalb der Thermokline in ca. 8,6 m Tiefe. Noch vor Zusammenbruch der thermischen Schichtung Anfang Oktober verschwindet *Pl. clathrata* wieder aus dem Wasserkörper. Während der Persistenzphase im Juli und August schichtet sich die Population stabil bei 6,5 bis 7,5 m ein (siehe **Abb.1**).

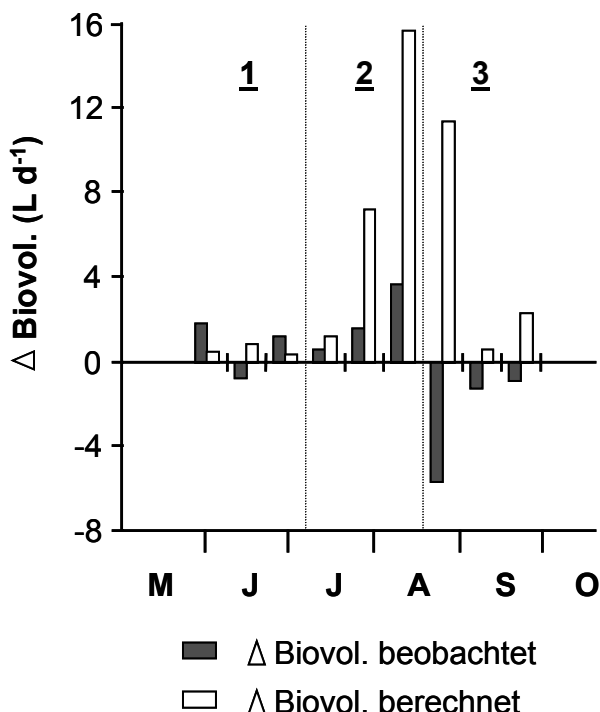


**Abb.1:** Isoplethendarstellung der Verteilung von Chlorophyll a (Chl a), des max. Dichtegradienten (Thermokline) sowie des Beginns messbarer H<sub>2</sub>S-Konzentrationen im Grossen Vätersee 2000. Über 90% des Biovolumens im sommerlichen DCM werden von *Pl. clathrata* gebildet.

In der Entstehungsphase des DCM im Mai/Juni realisierte *Pl. clathrata* im See eine Zuwachsrates von  $0,24 \text{ d}^{-1} \pm 0,11$  (Mittel  $\pm$  Stabw.). Aus der Kombination von errechneten Strahlungsmittelwerten in der Tiefe des Populationsschwerpunktes von *Pl. clathrata* im See und dem experimentell ermittelten Licht-Wachstums-Zusammenhang wurde für diese Periode eine potentielle Wachstumsrate von 0,07 (0,03 – 0,12) errechnet (siehe **Abb. 2**). Der im Mai/Juni beobachtete Zuwachs von *Pl. clathrata*, der zur Ausbildung des DCM führte, konnte somit nicht durch Wachstum erklärt werden. Verfolgt man die im Metalimnion (definiert als DCM einschliessende 2m-Lamelle unterhalb der Thermokline) beobachteten und die potentiell in dieser Schicht aufgrund des Lichtangebotes möglichen Zuwächse von *Pl. clathrata* über die gesamte Vegetationsperiode, ergibt sich das in **Abb. 3** gezeigte Bild.



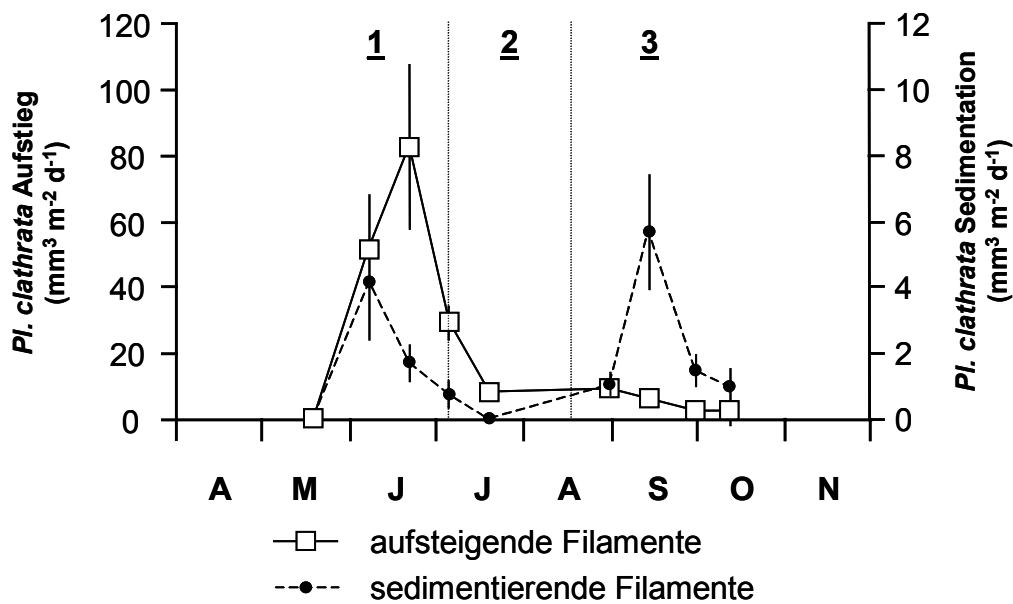
**Abb. 2:** Licht-Wachstums-Kurve *Pl. clathrata* (Kurvenfit Exponentialmodell nach Mitscherlich [1909]) **a)** im See gemessene Zuwachsraten *r* (Mai/Juni); **b)** Lichtangebot in der Aufenthaltstiefe von *Pl. clathrata* im Mai/Juni u. **c)** in diesem Zeitraum max. mögliche Wachstumsrate



**Abb. 3:** *In situ* beobachtete und aufgrund des Lichtangebotes berechnete Zuwächse von *Pl. clathrata* im Metalimnion des Grossen Vätersees; **1** = Aufbau-, **2** = Wachstums- und **3** = Abbauphase des DCM

In 2 der 3 ersten Probennahmeintervalle (19.05.-08.06. u. 22.06.-06.07.) überstieg der *in situ* beobachtete Zuwachs den durch photosynthesegestütztes Wachstum möglichen Biomassezugewinn. Die Biomasseverluste im Zeitraum 08.06.-22.06. konnten auf der Grundlage vorhandener Daten nicht erklärt werden (siehe auch Ergebnisse der Fallenmessungen). In den folgenden 3 Probenahmeintervallen (06.07.-17.08.) konnte jeweils der gesamte Zuwachs im Metalimnion durch Wachstum erklärt werden. Die Tatsache, dass das *in situ*-Strahlungsangebot wesentlich höhere Zuwachsraten erlaubt hätte, könnte ein Hinweis auf Verluste sein (Frass, Sedimentation? [s.u.]) die *Pl. clathrata* in dieser Zeit erleidet. Die letzte Phase der Entwicklung von *Pl. clathrata* im Grossen Vätersee erstreckt sich ebenfalls über 6 Wochen (17.08.-28.09.). In diesem Zeitraum nimmt das Biovolumen stetig ab, obwohl ein Zuwachs durch photosyntheseabhängiges Wachstum möglich gewesen wäre. Ab Mitte Oktober ist *Pl. clathrata* im Grossen Vätersee nicht mehr nachzuweisen. Entsprechend der beobachteten Gemeinsamkeiten der Probennahmeintervalle können 3 Phasen unterschieden werden: (1) Aufbau-, (2) Wachstums- und (3) Abbauphase des DCM (s. **Abb. 3**).

Die nicht durch *in situ*-Wachstums- bzw. Verlustprozesse erklärbaren Veränderungen des Biovolumens von *Pl. clathrata* legen die Vermutung nahe, dass beim Auf- und Abbau des DCM Migrationsphänomene eine grosse Rolle spielen. Tatsächlich wurde in der Aufbauphase des DCM im Juni in 9 m Tiefe ein deutliches Maximum des Aufstieges von *Pl. clathrata*-Filamenten gemessen (s. **Abb. 4**). Das Maximum der Sedimentation wurde Mitte September in der Abbauphase erreicht, wobei die Werte Anfang Juni nur wenig niedriger waren. Der höchste Sedimentationsflux war etwa eine Zehnerpotenz niedriger als das Maximum des Aufwärtsfluxes. Wahrscheinlich tritt bei der Bestimmung der Sedimentation ein me-



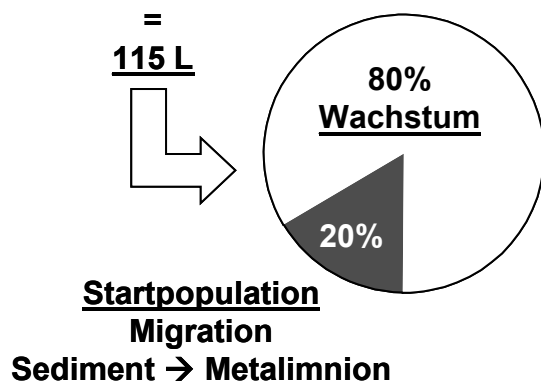
**Abb. 4:** Ergebnisse der synchronen Flotations-/Sedimentationsmessungen für *Pl. clathrata* unterhalb des DCM-Horizontes in 9 m Tiefe (**Hinweis:** Ordinaten für Aufwärtsflux und Sedimentation sind unterschiedlich skaliert!)

thodisches Problem des verwendeten Fallentyps zutage. Die Gazeabdeckung der Fallöffnungen wirkte sich bei der Messung des Aufstieges sowie bei der Sedimentationsmessung im Mai/Juni kaum negativ aus, da *Pl. clathrata* bis Ende Juli ausschliesslich in Form von Einzelfäden von durchschnittlich 300 µm Länge vorkam, und somit die 500 µm-Gaze der Fallendeckel gut passieren konnte. Im Spätsommer wurden jedoch häufig Aggregate längerer Filamente im Hypolimnion und auf den Fallendeckeln beobachtet. Sedimentieren diese, so gelangen sie nicht bis in die Fangkammer der Falle, sondern bleiben aufgrund ihrer Grösse auf den Fallendeckeln liegen. Ein Methodenvergleich mit offenen Sedimentationsfallen steht noch aus. Die Ursache für den Rückgang des Biovolumens von *Pl. clathrata* im 2. Probenahmeintervall in der Aufbauphase des DCM (08.06.-22.06.; s. **Abb. 3**) kann nicht in Sedimentationsverlusten gesucht werden, da gerade in dieser Zeit der stärkste Aufwärtsflux gemessen wurde. In der Wachstumsphase im Juli und August gehen sowohl Sedimentation als auch der Aufstieg von *Pl. clathrata* auf niedrige Werte zurück. In den Fallen oberhalb des DCM-Horizontes in 5 m Wassertiefe (s. **Abb. 1**) wurde *Pl. clathrata* nie gefunden.

Die Ergebnisse der Flotations-/Sedimentationsmessungen unterstützen die Hypothese, dass es im Frühsommer durch den Habitatwechsel einer Startpopulation von *Pl. clathrata* vom Sediment ins Freiwasser zur Entstehung des DCM im Grossen Vätersee kommt. Auch kann, mit Einschränkungen (s. Problem Sedimentationsmessung), davon ausgegangen werden, dass die Population ihr „Sommerquartier“ im Metalimnion durch Absinken im Herbst noch vor Abbau der thermischen Schichtung wieder gen Sediment verlässt.

Das in der Aufbauphase des DCM nicht durch Wachstum sondern durch Immigration von Filamenten vom Sediment ins DCM gelangte *Pl. clathrata*-Biovolumen entspricht 20% des maximalen Biovolumens der Art in der Saison 2000. Mit anderen Worten: Unterstellt man geringe Verluste durch Frass und Sedimentation während der Wachstumsphase, so ergibt sich nur eine Verfünffachung der Population für die Dauer der Vegetationsperiode 2000 (s. **Abb. 5**).

**Maximales Biovolumen**  
***Pl. clathrata*, 2000**  
 (Σ Metalimnion)



**Abb. 5:** Grösse der Startpopulation im Vergleich zum maximalen Biovolumen von *Pl. clathrata* im Metalimnion des Grossen Vätersees in 2000.

Die geringen Zuwächse, die in der kurzen Wachstumsphase im Sommer im DCM des Grossen Vätersees bei sehr geringem Angebot schlecht verwertbaren Grünlichtes realisiert werden, erfordern offenbar eine Kombination aus extremer Verlustminimierung (Frassschutz durch Wuchsform, Aufenthalt in anoxischer Umgebung, Schwebevermögen durch Gasvesikel) und der Anlage einer ergiebigen Dauerstadienbank im Sediment, die schnell eine hohe Startbiomasse zur Besiedlung des Sommerhabitates zur Verfügung stellen kann. Im Vergleich zu *Pl. rubescens* weist *Pl. clathrata* also eine deutlich andere Strategie auf, die eher an ebenfalls auf dem Sediment überwintern- de Vertreter der Chroococcales erinnert (z.B. *Microcystis*, Reynolds et al. 1981).

Erst kürzlich wurde ein ähnlicher Lebenszyklus für die in sulfatreichen Karstseen lebende Oscillatorienart *Planktothrix* cf. *ornata* beschrieben (Camacho et al. 2000). Ähnlich wie *Pl. clathrata* lebt diese in der Nähe des H<sub>2</sub>S-reichen Hypolimnions und ist dort in der Lage bei Bedarf anoxygene Photosynthese unter Nutzung von Sulfid als Elektronendonator zu betreiben (Camacho et al. 1996). Ob Letzteres auch für *Pl. clathrata* gilt soll Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Daneben wird eine Bedeutung von H<sub>2</sub>S als den Aufstieg ins Freiwasser auslösender Faktor, der eine stabile Schichtung und die Abwesenheit grossen Zooplanktons anzeigt, vermutet.

## Literatur

- CAMACHO, A., GARCIA-PICHEL, F., VICENTE, E., CASTENHOLZ, R.W. (1996): Adaptation to sulfide and to the underwater light field in three cyanobacterial isolates from Lake Arcas (Spain). FEMS Microbiol.Ecol. 21: 293-301.
- CAMACHO, A., VICENTE, E., MIRACLE, M.R. (2000): Ecology of a deep living *Oscillatoria* (= *Planktothrix*) population in the sulphide-rich waters of a Spanish karstic lake. Arch. Hydrobiol. 148: 333-355.
- HANSSON, L.A. (1996): Algal recruitment from lake sediments in relation to grazing, sinking, and dominance patterns in the phytoplankton community. Limnol.Oceanogr. 41: 1312-1323.
- KASPRZAK, P., GERVAIS, F., ADRIAN, R., WEILER, W., RADKE, R., JÄGER, I., RIEST, S., SIEDEL, U., SCHNEIDER, B., BÖHME, M., ECKMAN, R., WALZ, N. (2000): Trophic characteristics and pelagic food web structure of two mesotrophic lakes in Brandenburg (Germany). Internat.Rev.Hydrobiol. 85: 167-189.
- MITSCHERLICH, E.A. (1909): Das Gesetz vom Minimum und das Gesetz des abnehmenden Bodenertrags. Landw. Jahrb. 38: 537-552.
- REYNOLDS, C.S., JAWORSKI, G.H.M., CMEICH, H.A. & LEEDALE, G.F. (1981): On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. emend. ELENKIN. – Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 293:419-477.
- WALSBY, A.E., AVERY, A. & SCHANZ, F. (1998): The critical pressures of gas vesicles in *Planktothrix rubescens* in relation to the depth of winter mixing in Lake Zürich, Switzerland. J. Plankton Res. 20 (7): 1357-1375.
- ZIMMERMANN, U. (1969): Ökologische und physiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. unter besonderer Berücksichtigung von Licht und Temperatur. Schweiz.Z.Hydrol. 31: 1-58.

## Dimorphismus und Entwicklungszyklus der planktischen Diatomee *Cyclotella pseudocomensis*

SCHEFFLER, WOLFRAM<sup>1)</sup>, ANDREAS NICKLISCH<sup>2)</sup> UND DOMINIK HEPPERLE<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin-Neuglobsow.

<sup>2)</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie von Flußseen, Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin.

Keywords: Stechlinseegebiet, Seen, Plankton, Diatomeen, Dimorphismus, *Cyclotella pseudocomensis*.

In Hartwasserseen des Stechlinseegebietes (Norddeutschland) mit unterschiedlicher Trophie tritt im Plankton die centriscie Diatomee *Cyclotella pseudocomensis* häufig auf. In den gleichen Seen lebt ein Taxon *Cyclotella spec.*, welches wissenschaftlich noch nicht beschrieben ist. Die Aufklärung der taxonomischen Stellung dieses noch unbekanntes Taxons war das Ziel der Untersuchungen. Angewandte Methoden: Quantitative Analyse der Populationen im Großen Stechlinsee, Großen Wummsee und Großen Boberowsee von Januar 1998 bis Januar 2000. Qualitative Analyse der vegetativen und sexuellen Entwicklungsstadien im Licht- und im Rasterelektronenmikroskop. Kultivierung beider Taxa in einem Hartwassermedium, molekularbiologische ITS II-Analyse von Kulturmaterial.

Ergebnisse:

Das unbekanntes Taxon *Cyclotella spec.* wird schalenmorphologisch vergleichend *Cyclotella pseudocomensis* gegenübergestellt (Tab. 1 und Abb.1-8). Ergebnis: Beide Taxa sind in allen Phasen ihrer vegetativen Entwicklung morphologisch unterschiedlich.

Merkmal	<i>Cyclotella spec.</i>	<i>Cyclotella pseudocomensis</i>
Durchmesser der Zellen	2,5 bis 7 µm	4 bis 15 µm
Schalenform des Zentralteils der Schalen	eben bis schwach konvex oder konkav	tangential gewellt
Struktur der Areolen	sehr fein, gleichmäßig groß, nie in Reihen geordnet. Transversale und radiale Rippen bilden Gruppen von Areolen.	sehr fein bis grob, ungleichmäßig groß. Feine Areolen werden durch zwei Reihen größerer Areolen zu radialen Striae zusammengefasst.
Sitz der radialen Stützenfortsätze auf der Innenseite der Schalen	auf erhabenen Rippen angelegt	auf in die Schalenfläche eingesenkten Rippen angelegt

Tab. 1: Morphologische Unterschiede zwischen *C. spec.* und *C. pseudocomensis*.

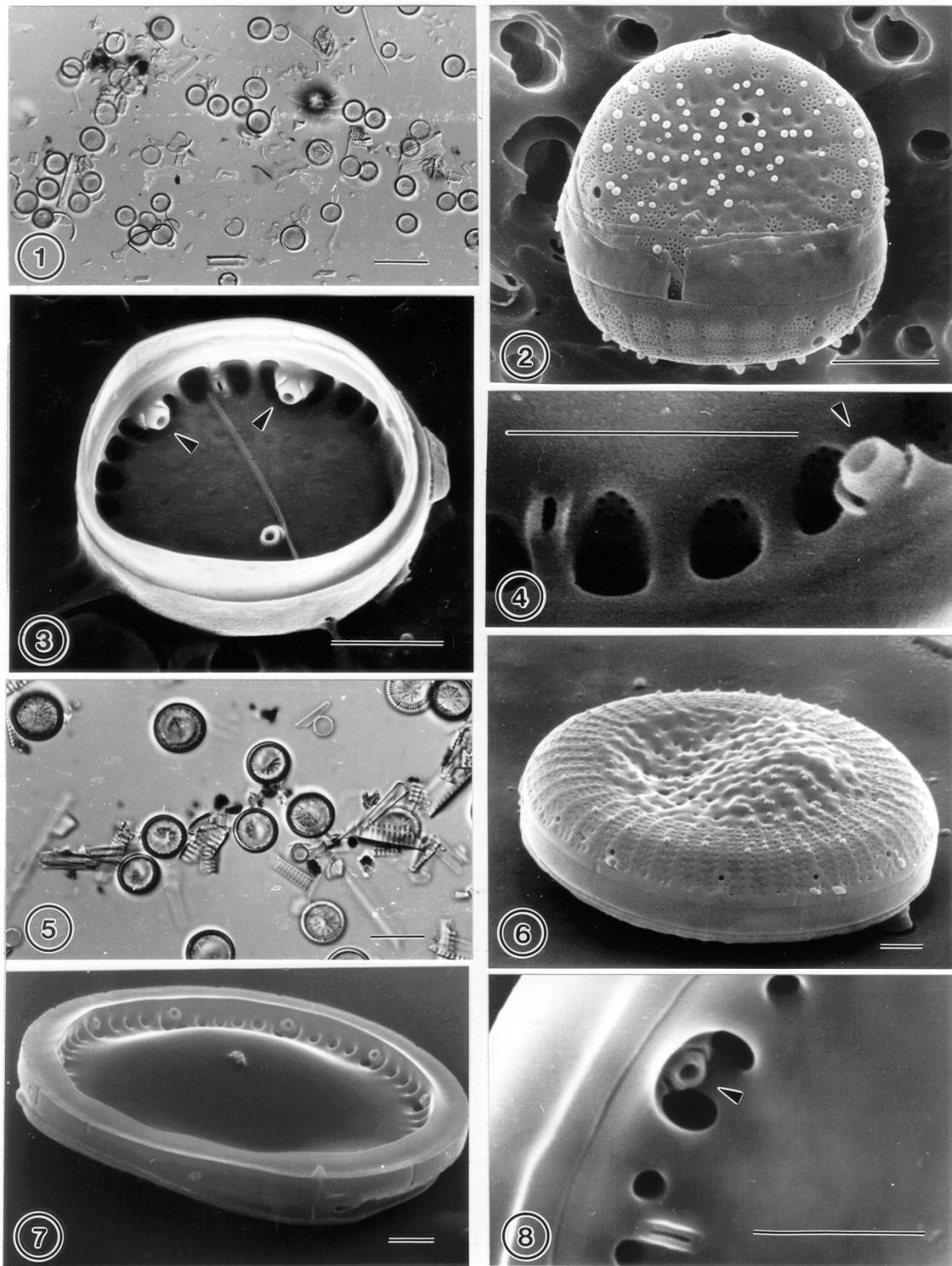


Abb. 1-4. *Cyclotella* spec. aus dem Plankton Gr. Boberowsee. Abb. 1 = LM. Abb. 2-4 = REM. Die Algen haben eine plane Schalenoberfläche (Abb. 2) und einen Durchmesser unter 5  $\mu\text{m}$ . Ihre Areolen sind nicht in Reihen geordnet (Abb. 2). Die Stützenfortsätze des Randes sitzen erhaben (Abb. 3 und 4, Pfeile).

Abb. 5-8. *Cyclotella pseudocomensis* aus dem Plankton Gr. Boberowsee. Abb. 5 = LM. Abb. 6-8 = REM. Die Algen haben eine gewellte Schalenoberfläche (Abb. 6) und einen Durchmesser um 10  $\mu\text{m}$ . Ihre Areolen sind in Reihen geordnet (Abb. 6). Die Stützenfortsätze des Randes sitzen eingesenkt (Abb. 8, Pfeil). Maßstab: Abb. 1 und 5 = 5  $\mu\text{m}$ . Abb. 2,-4, 6-8 = 1  $\mu\text{m}$ .

Das quantitative Auftreten beider Taxa im Großen Stechlinsee (oligotroph), im Großen Wummsee (mesotroph) und im Großen Boberowsee (schwach eutroph) wird dokumentiert (Abb.9).

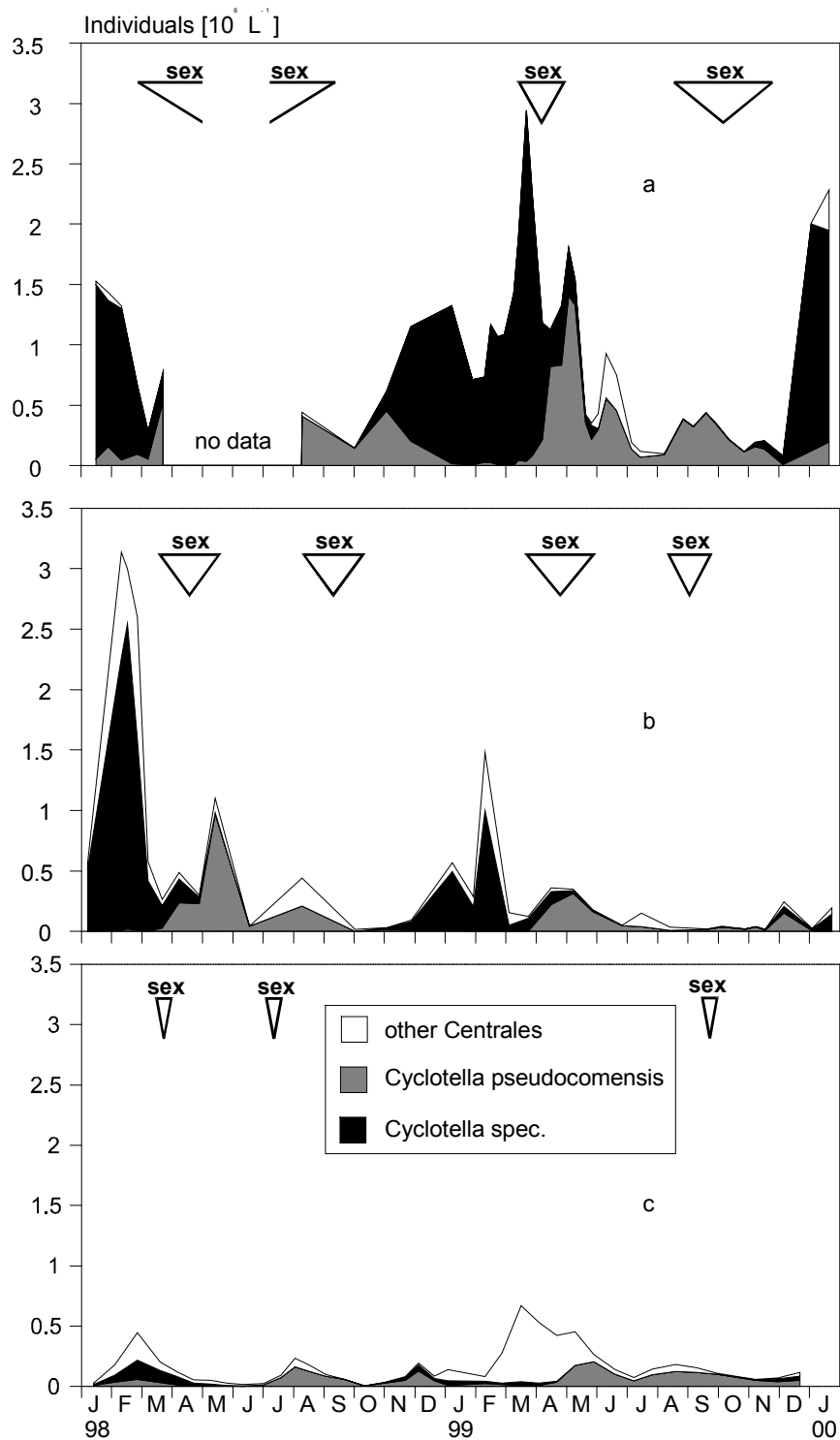


Abb. 9. Abundanz von *Cyclotella spec.* und *Cyclotella pseudocomensis* 1998 und 1999 in der euphotischen Zone von drei Seen ( $10^6$  Individuen/l). a) Großer Boberowsee. b) Großer Wummsee. c) Großer Stechlinsee. Die Dreiecke kennzeichnen die Perioden mit Sexualvermehrung.

*Cyclotella pseudocomensis* hatte ihre Hauptentwicklung von April bis Juli und war ganzjährig im Plankton vorhanden. *Cyclotella spec.* hatte die Hauptentwicklung von Januar bis März, trat aber nicht ganzjährig auf. Es fehlte im Plankton von Juli bis September. Somit unterscheiden sich die Taxa auch ökologisch deutlich voneinander.

Beide Taxa hatten jährlich eine Phase der Sexualvermehrung (Abb. 9).

Im Frühjahr sporulierten die Populationen von *Cyclotella spec.* und bildeten Mutterzellen (Abb. 10, 11) und im Sommer sporulierten die Populationen von *Cyclotella pseudocomensis* und bildeten gleichfalls Mutterzellen (Abb.12, 13) Die sich aus den Initialstadien entwickelnden vegetativen Tochterzellen beider Taxa zeigten ausschließlich die Merkmale von *Cyclotella pseudocomensis* (Abb. 11, 13 ).

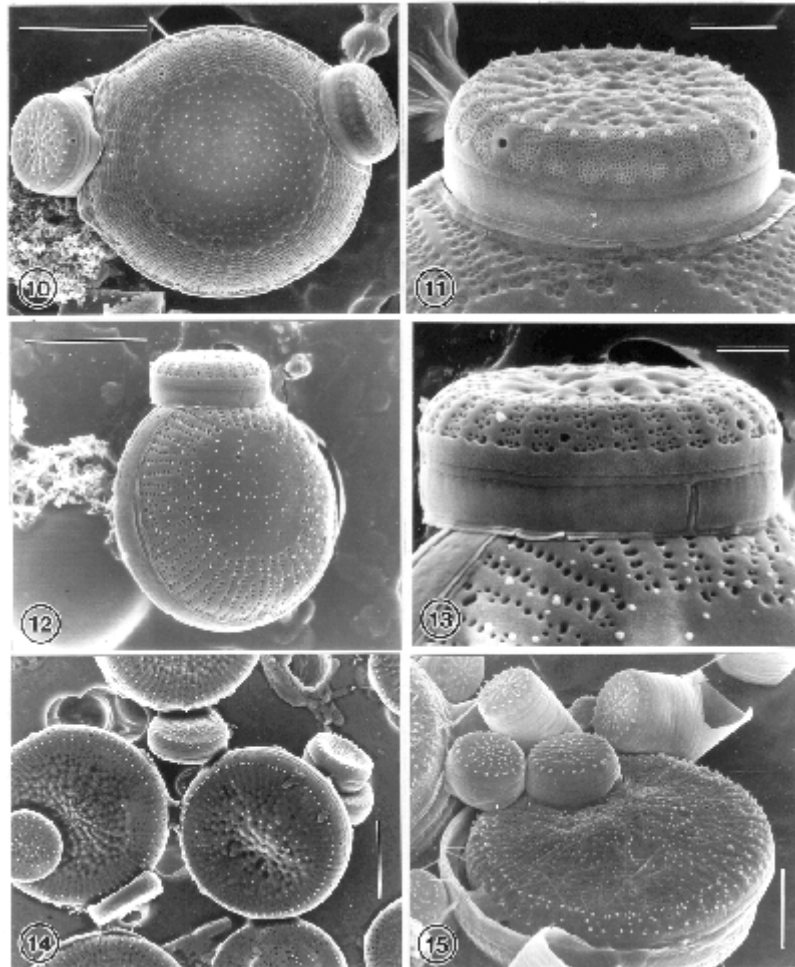


Abb. 10-13. Mutterzellen und Initialzellen von *Cyclotella spec.* und *Cyclotella pseudocomensis* aus dem Plankton Gr. Boberowsee. REM. Mutterzellen *Cyclotella spec.* produzieren Initialzellen mit der Morphologie von *Cyclotella pseudocomensis* (Abb. 10-11).

Mutterzellen *Cyclotella pseudocomensis* produzieren Initialzellen von *Cyclotella pseudocomensis* (Abb. 12-13).

Abb. 14-15. Kultivierte Zellen von *Cyclotella spec.* und *Cyclotella pseudocomensis*. Stamm HUB 139. Maßstab: Abb. 10, 12, 14-15 = 5 µm. Abb. 11, 13 = 1 µm.

Aus Freilandmaterial aus dem Großen Stechlinsee und aus dem Großen Wummsee wurden beide Taxa isoliert. Vier Stämme wurden auf 0,8 % Agar und in einem Hartwassermedium kultiviert. Bei allen Stämmen waren in wechselnden Anteilen sowohl Zellen von *Cyclotella pseudocomensis* als auch von *Cyclotella spec.* vorhanden (Abb.14, 15). Die Beobachtung der Sexualphase in den Kulturen bestätigte die Ergebnisse aus dem Freiland: Mutterzellen waren sowohl Zellen von *Cyclotella pseudocomensis* als auch Zellen von *Cyclotella spec.* Tochterzellen zeigten immer die Merkmale von *Cyclotella pseudocomensis*.

Vom Material der Stämme HUB 139; HUB 140 und HUB 141 mit Ursprung Großer Stechlinsee und großer Wummsee wurde die ITS II- Region sequenziert.

Die Sequenzen waren gut lesbar und fast völlig identisch. Das bedeutet: Das Material aller untersuchten Stämme enthielt nur eine Art und es war genetisch einheitlich.

Ergebnis der Untersuchungen:

Das bisher unbekannt Taxon *Cyclotella* spec. ist taxonomisch nicht eigenständig. Es ist ein Morphotyp der Art *Cyclotella pseudocomensis*.

Somit besitzt *Cyclotella pseudocomensis* einen ausgeprägten Dimorphismus, der hier erstmals für eine Art der Gattung *Cyclotella* nachgewiesen wurde.

#### Literatur

Müller, O. (1905): Pleomorphismus; Auxosporen und Dauersporen bei *Melosira*-Arten. Jahrb. Wiss. Bot. 43: 49-88.

Scheffler, W. (1994): *Cyclotella pseudocomensis* nov. spec. (Bacillariophyceae) aus norddeutschen Seen. Diatom. Res. 9:355-69.

Scheffler, W. , Nicklisch, A. Hepperle, D. (im Druck): Dimorphism in *Cyclotella pseudocomensis* (Heterokontophyta, Bacillariophyceae) as Revealed by Morphological, Ecological and Molecular Methods. Arch. Hydrobiol.

## Beitrag zum Phytoplankton nordostdeutscher Kanäle <sup>1)</sup>

LOTHAR TÄUSCHER

privat: Petersburger Straße 44, D-10249 Berlin, Tel.: 030 / 4223643, E-Mail: ltaeu@yahoo.com  
 dienstlich: Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, D-14554 Seddiner See,  
 Tel.: 033205 / 71010, Fax: 033205 / 62161, E-Mail: gewaesseroekologie-tauescher@gmx.de

**Keywords: Nordostdeutschland, Kanäle, Phytoplankton, Bioindikation, Mikroalgenengesellschaft**

<sup>1)</sup> Herrn Prof. Dr. Günther Friedrich, Krefeld, zum 65. Geburtstag gewidmet.

### 1 Einleitung

Außer den großen Fließgewässern Elbe, Havel, Oder, Peene und Warnow spielen Kanäle als Verbindungsgewässer und Schifffahrtswege in Nordostdeutschland (NOD) eine große Rolle. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurden vom Büro für Naturschutz und Umweltsanierung (BNU) Planktonproben aus Kanälen bewertet (s. LITSCHÉ & TÄUSCHER 1995a, b, 1998, TÄUSCHER & LITSCHÉ 1995).

### 2 Untersuchungsgebiet/Material/Methoden

Es wurde das Phytoplankton der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße (HFW: 12 Probenahmestellen, vgl. WOTZKA et al. 1996) und des Oder-Havel-Kanals (OHK: 10 Probenahmestellen) aus fixierten Schöpf- und Netzproben lichtmikroskopisch (LM) untersucht. Die taxonomische Zuordnung erfolgte nach der in LITSCHÉ & TÄUSCHER (1995a, b, 1998), LITSCHÉ et al. (1996), TÄUSCHER (1998/2000) und TÄUSCHER & LITSCHÉ (1995) genannten Bestimmungsliteratur (incl. Originalarbeiten).

### 3 Ergebnisse

Die qualitativen Auswertungen zeigen (s. Tabelle 1), dass die Chlorophyta s.l. (HFW: 44,2 %; OHK: 36,6 %), die Bacillariophyceae (HFW: 34,1 %; OHK: 33,7 %) und Nostocophyceae/Cyanophyceae (Cyanobacteria) (HFW: 12,4 %; OHK: 24,7 %) die Hauptkomponenten (90 % bzw. 95 %) der Mikroalgen im Freiwasser der Kanäle sind. Neben einem hohen Detritusgehalt werden auch benthische Mikroalgen (z.B. *Oscillatoria limosa*, *Caloneis amphisbaena*, *Campylodiscus hibernicus*, *Cymbella*-Arten, *Ellerbeckia arenaria*, *Fragilaria ulna*, *Navicula*-Arten, *Surirella*-Arten) durch Schiffsverkehr-Aufwirbelungen ins Freiwasser verschlagen.

### 4 Diskussion

Die Mikroalgen-Besiedlung der nordostdeutschen Kanäle ist vor allem durch Arten charakterisiert, die zu den sogenannten "Opportunisten" sensu LANGE-BERTALOT gehören. Es wird durch die starke morphologische Einschränkung dieser Sekundärgewässer und ihre Naturferne nicht die Artenvielfalt (Gesamtartenzahl: 150) erreicht, wie sie z.B. für die naturnahen großen Fließgewässer Elbe und Oder mit ihren Auengewässern typisch ist (KASTEN 1998, 1999, KRIENITZ & TÄUSCHER 2001, TÄUSCHER 2001). Eine markante planktische Mikroalgenengesellschaft in den Kanälen mit sehr geringer Fließgeschwindigkeit ist das Aulacoseiretum granulatae TÄUSCHER 1980 corr. 1995, das hocheutrophe und beta-mesosaprobe Verhältnisse indiziert (vgl. TÄUSCHER 1998). Dabei wird die Phytoplankton-Biomasse zu 90 % und mehr aus Kieselalgen gebildet (s. LITSCHÉ & TÄUSCHER 1998).

**Tabelle 1: Artenliste**

Taxa	HFW	OHK
<b>Cyanophyta/Cyanobacteria = Nostocophyceae/Cyanophyceae</b>		
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNGBYE) BREBISSON ex BORNET et FLAHAULT	+	+
<i>Anabaena lemmermannii</i> P. RICHTER		+
<i>Anabaena solitaria</i> KLEBAHN s.l.	+	+
<i>Anabaena spiroides</i> KLEBAHN	+	+
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) RALFS ex BORNET et FLAHAULT		+

<i>Aphanizomenon gracile</i> (LEMMERMANN) LEMMERMANN	+	+
<i>Aphanocapsa incerta</i> (LEMMERMANN) CRONBERG et KOMAREK	+	+
<i>Aphanothece stagnina</i> (SPRENGEL) A. BRAUN in RABENHORST		+
<i>Chroococcus limneticus</i> LEMMERMANN	+	+
<i>Chroococcus turgidus</i> (KÜTZING) NÄGELI		+
<i>Coelomoron pusillum</i> (VAN GOOR) KOMAREK		+
<i>Geitlerinema splendidum</i> (GREY ex GOMONT) ANAGNOSTIDIS		+
<i>Gomphosphaeria aponina</i> KÜTZING		+
<i>Limnothrix planctonica</i> (WOLOSZYNSKA) MEFFERT		+
<i>Limnothrix redekei</i> (VAN GOOR) MEFFERT	+	+
<i>Merismopedia glauca</i> (EHRENBERG) KÜTZING		+
<i>Merismopedia punctata</i> MEYEN	+	+
<i>Microcystis aeruginosa</i> (KÜTZING) KÜTZING	+	+
<i>Microcystis novacekii</i> (KOMAREK) COMPERE	+	+
<i>Microcystis viridis</i> (A. BRAUN in RABENHORST) LEMMERMANN	+	+
<i>Microcystis wesenbergii</i> (KOMAREK) KOMAREK in KONDRATEVA	+	+
<i>Oscillatoria limosa</i> C.A. AGARDH ex GOMONT	+	+
<i>Planktothrix agardhii</i> (GOMONT) ANAGNOSTIDIS et KOMAREK	+	+
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (LEMMERMANN) KOMAREK	+	+
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (NAUMANN et HUBER-PESTALOZZI) SCHWABE	+	
<i>Woronichia naegeliana</i> (UNGER) ELENKIN		+
<b>Chrysophyceae</b>		
<i>Dinobryon divergens</i> IMHOF		+
<i>Synura</i> spec. (cf. <i>uvella</i> EHRENBERG)		+
<b>Xanthopyceae = Tribophyceae</b>		
<i>Pseudostaurastum limneticum</i> (BORGE) CHODAT	+	
<i>Pseudostaurastrum lobulatum</i> (NÄGELI) CHODAT	+	
<b>Bacillariophyceae</b>		
<i>Amphora ovalis</i> (KÜTZING) KÜTZING	+	+
<i>Amphora pediculus</i> (KÜTZING) GRUNOW	+	+
<i>Asterionella formosa</i> HASSAL	+	+
<i>Aulacoseira granulata</i> (EHRENBERG) SIMONSEN et var. <i>angustissima</i> (O. MÜLLER) SIMONSEN	+	+
<i>Bacillaria paradoxa</i> GMELIN	+	+
<i>Caloneis amphisbaena</i> (BORY) CLEVE	+	
<i>Campylodiscus hibernicus</i> EHRENBERG	+	
<i>Cyclotella radiosa</i> (GRUNOW) LEMMERMANN	+	+
<i>Cymatopleura elliptica</i> (BREBISSON) W. SMITH	+	+
<i>Cymatopleura solea</i> (BREBISSON) W. SMITH	+	+
<i>Cymbella aspera</i> (EHRENBERG) CLEVE	+	+
<i>Cymbella ehrenbergii</i> KÜTZING	+	+
<i>Cymbella lanceolata</i> (EHRENBERG) KIRCHNER	+	
<i>Cymbella prostrata</i> (BERKELEY) CLEVE	+	+
<i>Diatoma tenuis</i> C.A. AGARDH	+	+
<i>Diatoma vulgare</i> BORY	+	+
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (MOORE) CRAWFORD	+	
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAZIERES	+	+
<i>Fragilaria construens</i> (EHRENBERG) GRUNOW	+	+
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON	+	+
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. SMITH) GRUNOW et var. <i>subconstricta</i> GRUNOW	+	
<i>Fragilaria reicheltii</i> (VOIGT) LANGE-BERTALOT	+	
<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT	+	+
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT	+	+
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (KÜTZING) RABENHORST	+	+
<i>Melosira varians</i> C.A. AGARDH	+	+
<i>Navicula cuspidata</i> (KÜTZING) KÜTZING	+	
<i>Navicula reinhardtii</i> (GRUNOW) GRUNOW		+
<i>Navicula rhynchocephala</i> KÜTZING	+	
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. MÜLLER) BORY	+	

<i>Nitzschia acicularis</i> (KÜTZING) W. SMITH	+	+
<i>Nitzschia fonticola</i> GRUNOW	+	+
<i>Nitzschia fruticosa</i> HUSTEDT	+	+
<i>Nitzschia sigma</i> (KÜTZING) W. SMITH	+	+
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (NITZSCH) W. SMITH	+	+
<i>Nitzschia vermicularis</i> (KÜTZING) HANTZSCH	+	+
<i>Pinnularia viridis</i> (NITZSCH) EHRENBERG	+	+
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.A. AGARDH) LANGE-BERTALOT	+	
<i>Sellaphora pupula</i> (KÜTZING) MERESCHKOWSKI	+	+
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> -Gruppe GRUNOW	+	+
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> HAKANSSON et HICKEL	+	+
<i>Surirella bifrons</i> EHRENBERG	+	+
<i>Surirella spiralis</i> KÜTZING	+	+
<i>Surirella tenera</i> GREGORY	+	+
<i>Tabellaria fenestrata</i> (LYNGBYE) KÜTZING	+	
<b>Cryptophyta</b>		
<i>Cryptomonas erosa/ovata</i> -Gruppe EHRENBERG	+	+
<b>Dinophyta</b>		
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. MÜLLER) SCHRANK	+	
<i>Peridinium</i> spec.	+	+
<b>Chlorophyta</b>		
<b>Volvocales</b>		
<i>Eudorina elegans</i> EHRENBERG	+	+
<i>Pandorina morum</i> (O.F. MÜLLER) BORY	+	+
<i>Pteromonas angulosa</i> (CARTER) LEMMERMANN	+	
<b>Tetrasporales</b>		
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i> (LEMMERMANN) NOVAKOVA	+	
<b>Chlorococcales</b>		
<i>Actinastrum hantzschii</i> LAGERHEIM	+	+
<i>Chlorotetraedron incus</i> (TEILING) KOMAREK et KOVACIK	+	
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M. SMITH) BELCHER et SWALE	+	+
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGELI	+	+
<i>Coenochloris mucosa</i> (KORSCHIKOV) HINDAK	+	+
<i>Crucigenia quadrata</i> MORREN	+	
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (KIRCHNER) W. et. G.S. WEST		+
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (NÄGELI) KOMAREK		+
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> NÄGELI		+
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> WOOD	+	+
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i> VAN GOOR	+	
<i>Golenkinia radiata</i> CHODAT	+	
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. WEST) SCHMIDLE	+	+
<i>Lagerheimia citrifformis</i> (SNOW) COLLINS	+	
<i>Lagerheimia genevensis</i> (CHODAT) CHODAT	+	+
<i>Lagerheimia wratislaviensis</i> SCHRÖDER	+	
<i>Micractinium borhemiense</i> (CONRAD) KORSCHIKOV	+	
<i>Micractinium pusillum</i> FRESENIUS	+	+
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (KORSCHIKOV) HINDAK	+	+
<i>Monoraphidium contortum</i> ((THURET in BREB.) KOMARKOVA-LEGNEROVA		+
<i>Monoraphidium griffithii</i> (BERKELEY) KOMARKOVA-LEGNEROVA	+	+
<i>Oocystis borgei</i> SNOW	+	
<i>Oocystis lacustris</i> CHODAT	+	
<i>Pediastrum biradiatum</i> MEYEN	+	+
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURPIN) MENEGHINI	+	+
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN	+	+
<i>Pediastrum simplex</i> MEYEN	+	+
<i>Pediastrum tetras</i> (EHRENBERG) RALFS	+	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (LAGERHEIM) CHODAT	+	+
<i>Scenedesmus acutus</i> MEYEN	+	+
<i>Scenedesmus alternans</i> REINSCH	+	

<i>Scenedesmus brevispina</i> (G.M. SMITH) CHODAT	+	
<i>Scenedesmus carinatus</i> (LEMMERMANN) CHODAT	+	
<i>Scenedesmus denticulatus</i> LAGERHEIM	+	
<i>Scenedesmus ecornis</i> (EHRENBERG) CHODAT	+	+
<i>Scenedesmus falcatus</i> CHODAT	+	
<i>Scenedesmus gutwinskii</i> CHODAT	+	
<i>Scenedesmus helveticus</i> CHODAT	+	
<i>Scenedesmus intermedius</i> CHODAT	+	
<i>Scenedesmus longispina</i> CHODAT	+	
<i>Scenedesmus longus</i> MEYEN	+	+
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. RICHTER	+	+
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (TURPIN) BREBISSON	+	+
<i>Scenedesmus spinosus</i> CHODAT	+	
<i>Scenedesmus verrucosus</i> ROLL		+
<i>Selenastrum bibraianum</i> REINSCH		+
<i>Selenastrum gracile</i> REINSCH	+	
<i>Tetrachlorella alternans</i> (G.M. SMITH) KORSCHIKOV		+
<i>Tetraedron caudatum</i> (CORDA) HANSGIRG	+	
<i>Tetraedron minimum</i> (A. BRAUN) HANSGIRG	+	+
<i>Tetraedron trigonum</i> (NÄGELI) HANSGIRG	+	+
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (SCHRÖDER) LEMMERMANN	+	
<i>Tetrastrum triangulare</i> (CHODAT) KOMAREK	+	+
<b>Ulotrichales</b>		
<i>Planctonema lauterbornii</i> SCHMIDLE	+	+
<b>Desmidiiales</b>		
<i>Closterium acerosum</i> (SCHRANK) EHRENBERG ex RALFS	+	+
<i>Closterium aciculare</i> T. WEST	+	
<i>Closterium diana</i> EHRENBERG ex RALFS	+	
<i>Closterium limneticum</i> LEMMERMANN	+	+
<i>Closterium moniliferum</i> (BORY) EHRENBERG ex RALFS	+	
<i>Staurastrum gracile</i> RALFS ex RALFS		+
<i>Staurastrum longipes</i> (NORDSTEDT) TEILING	+	
<i>Staurastrum spec.</i>		+
<b>Euglenophyta</b>		
<i>Colacium sideropus</i> SKUJA	+	
<i>Euglena acus</i> EHRENBERG	+	+
<i>Euglena oxyuris</i> SCHMARDA	+	
<i>Euglena spirogyra</i> EHRENBERG	+	
<i>Euglena viridis</i> (O.F. MÜLLER) EHRENBERG	+	
<i>Phacus longicauda</i> (EHRENBERG) DUJARDIN	+	
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F. MÜLLER) DUJARDIN	+	

## 5 Literatur

- KASTEN, J. (1998): Die kleinsten Pflanzen im jüngsten Nationalpark Deutschlands – Phytoplankter des Unteren Odertals. – *Biologie in unserer Zeit* **28/2**: 82-88.
- KASTEN, J. (1999): Die überschwemmungsbedingte Dynamik der Phytoplanktoncoenosen in Altgewässern des Unteren Odertals. – In: DOHLE, W., R. BORNKAMM & G. WEIGMANN (eds.): *Das Untere Odertal. Limnologie aktuell*, Bd. 9, Stuttgart: 241-258.
- KRIENITZ, L. & L. TÄUSCHER (2001): Algen (excl. Charophyceae): - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (ed.): *Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Elbe. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft: im Druck.*
- LITSCHKE, G. & L. TÄUSCHER (1995a): Mikroalgenflora des Oder-Havel-Kanals – Algologische Bestandserfassung. – Bericht BfG/BNU, 28 S. + Anhang.
- LITSCHKE, G. & L. TÄUSCHER (1995b): Mikroalgenflora der Hohensaaten-Friedrichthaler-Wasserstraße – Algologische Bestandserfassung. – Bericht BfG/BNU, 53 S. + Anhang.
- LITSCHKE, G. & L. TÄUSCHER (1998): Mikroalgenflora der Hohensaaten-Friedrichthaler-Wasserstraße – Algologische Bestandserfassung. – Bericht BfG/BNU, 37 S.
- LITSCHKE, G., L. TÄUSCHER & S. LITSCHKE (1996): Die Mikroalgenflora planktondominierter norddeutscher Fließgewässer. – Fotodokumentation und Text BfG/BNU, 82 S.

- TÄUSCHER, L. (1998): Mikroalgenesellschaften der Gewässer Nordostdeutschlands und ihre Nutzung zur Bioindikation. – Feddes Repertorium **109**: 617-638.
- TÄUSCHER, L. (1998/2000): Mikroalgen-Atlas (Arbeitsmaterial für das Praktikum “Ökologische Taxonomie”, Teil Phytoplankton, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei – IGB -). Berlin, 37 S.
- TÄUSCHER, L. (2001): Die aquatische Mikro- und Makrophyten-Besiedlung der Mittel- und Oberelbe und ihre Auengewässer im Biosphärenreservat “Flusslandschaft Elbe” (Brandenburg, Sachsen-Anhalt). – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): 127-130.
- TÄUSCHER, L. & S. LITSCHKE (1995): Mikroalgenflora des Oder-Havel-Kanals – Algologische Bestandserfassung. – Bericht BfG/BNU, 59 S.
- WOTZKA, J., P. SCHILLING & S. PFITZNER (1996): Untersuchungen zum Stoffhaushalt der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Jahrestagung Schwedt/Oder 1996: Poster.

## **<sup>14</sup>C-Photosynthese und Pigmentmuster: Adaptation der Größenfraktionen des Phytoplanktons in alpinen Seen.**

Katrin Teubner

Institut für Limnologie der ÖAW, Mondseestr. 9, A-5310 Mondsee, [Katrin.Teubner@oeaw.ac.at](mailto:Katrin.Teubner@oeaw.ac.at)

keywords: Mondsee, Traunsee, Schwachlicht, Starklicht

### Zusammenfassung:

Die Hypothese, daß sowohl Photosynthese als auch Pigmentmuster größenabhängige Strategien einer Planktongemeinschaft besser widerspiegeln als vergleichsweise die taxonomische Zusammensetzung wird anhand von *in situ*-Messungen des Herbstplanktons im Mondsee und Traunsee 1999 getestet. Die beiden Größenfraktionen wurden bei 10µm getrennt, da sie über das Jahr gemittelt in etwa den gleichen Biovolumenanteil einnehmen (<56%, >44% 10µm). Die kleine Fraktion des Herbstplanktons trägt 66-67% zu der gesamten Photosynthese in der euphotischen Zone bei. Vertreter der einzelnen Algengruppen wurden jeweils in beiden Größenfraktionen gefunden. Größenabhängige Strategien zeigen sich dagegen sowohl hinsichtlich der Effizienz der Primärproduktion als auch der Pigmentverhältnisse. So sind Algengemeinschaften bei niedriger Einstrahlung und die kleine Größenfraktion (<10µm), mit hohen Werten für den Lichtnutzungsparameter ( $\alpha$ ) schwachlichtadaptiert und weisen zugleich ein hohes Verhältnis von Chlorophyll-a zu lichtschützendem  $\beta$ -Caroten auf. Algengemeinschaften unter größerer Sonneneinstrahlung und die große Fraktion (>10µm) sind photosynthetisch weniger effizient, zeigen aber aufgrund eines niedrigen Verhältnisses von Chlorophyll-a zu  $\beta$ -Caroten eine Anpassung an Starklicht. Die Pigmentrelationen für beide Fraktionen müssen allerdings detailliert über den gesamten Bereich des Unterwasser-Strahlungsprofils analysiert werden. Im lichtlimitierten Bereich, d.h. bei einer Lichtintensität unter 700 mmol Photonen m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup> ( $I_K$ ), nehmen für beide Größenfraktionen die Konzentrationen der lichtsammelnden Pigmente gegenüber den lichtschützenden Pigmenten mit steigender Lichtintensität zu. Damit zeigt sich für beide Fraktionen eine Adaptation an Schwachlichtbedingungen in den tiefen Wasserschichten. Unterschiedliche Strategien der Anpassung an das Lichtklima in Abhängigkeit von der Größenstruktur des Phytoplanktons ergeben sich erst im lichtgesättigten Bereich. Während in der Fraktion >10µm mit zunehmender Lichtintensität die Konzentrationen der lichtschützenden gegenüber den lichtsammelnden Pigmenten zunimmt, ergibt sich der gegensätzliche Trend für die Algen der Fraktion <10µm. Daraus leitet sich im lichtgesättigten Bereich oberflächennaher Wasserschichten

eine Anpassung an Starklichtbedingungen allein für die Fraktion  $>10\mu\text{m}$  ab, wogegen die Algen der Fraktion  $<10\mu\text{m}$  schwachlichtadaptiert bleiben. Die Ergebnisse sind ausführlich in TEUBNER et al. 2001 dargestellt.

## Einleitung

Photosynthese und Pigmente sind funktional eng miteinander verknüpft. Inwieweit sich für beide größenabhängige Adaptationsstrategien ableiten lassen wird anhand des Phytoplanktons in oligo- bis mesotrophen tiefen alpinen Seen getestet. Es leitet sich die Null-Hypothese ab, daß zwischen zwei Größenfraktionen, in denen dieselben Algenklassen vertreten sind, keine größenabhängigen Strategien sowohl hinsichtlich der Photosynthese als auch der Pigmentmuster vorliegen.

## Methoden

Primärproduktion ( $^{14}\text{C}$ , ABM) und Pigmentanalyse (HPLC) wurden nach Standardmethoden durchgeführt. Für beide Parameter wurden jeweils die beiden Fraktionen kleiner und größer  $10\mu\text{m}$  (Gravitations-Kaskadenfiltration) und eine unfraktionierte Probe gemessen. Zur Kontrolle wurde der Wert der unfraktionierten Probe ins Verhältnis zur Summe der beiden Fraktionen gesetzt (Primärproduktion:  $r^2=0,97$ ; Chlorophylle, Carotenoide:  $r^2=0,96$ ). Die beiden Größenfraktionen wurden bei  $10\mu\text{m}$  getrennt, da sie über das Jahr gemittelt in etwa den gleichen Biovolumenanteil einnehmen ( $<56\%$ ,  $>44\%$   $10\mu\text{m}$ ). Die Nomenklatur zur Primärproduktion folgt SAKSHAUG et al. (1997).

## Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 werden die Photosyntheseraten und Pigmentrelationen in Abhängigkeit vom Licht für beide Seen dargestellt. Die Lichtintensitäten während der *in situ*-Inkubation waren in beiden Seen unterschiedlich hoch. Im Mondsee wurde an der Wasseroberfläche eine relative hohe Lichtintensität von  $4500 \text{ mmol Photonen m}^2 \text{ h}^{-1}$  gemessen, welche folgend als Starklicht bezeichnet wird. Im Traunsee lagen vergleichsweise Schwachlichtbedingungen mit nur  $1200 \text{ mmol Photonen m}^2 \text{ h}^{-1}$  an der Oberfläche vor. Im Einklang damit wurde allein im Mondsee eine deutliche Lichthemmung der Primärproduktion an der Wasseroberfläche gemessen (Fig. 1 A, D). Ein direkter Vergleich der Photosyntheseraten für die Fraktionen in beiden Seen ergibt sich wiederum aus den Photosynthese-Lichtkurven. Unterschiede zwischen den Fraktionen zeigen sich anhand der absoluten Photosyntheseraten (Fig. 1 A, D). So nimmt die Fraktion  $<10\mu\text{m}$  mit ca. 66-67% einen größeren Anteil an der gesamten Primärproduktion ( $P$ ) als die großzellige Fraktion ein. Die spezifische

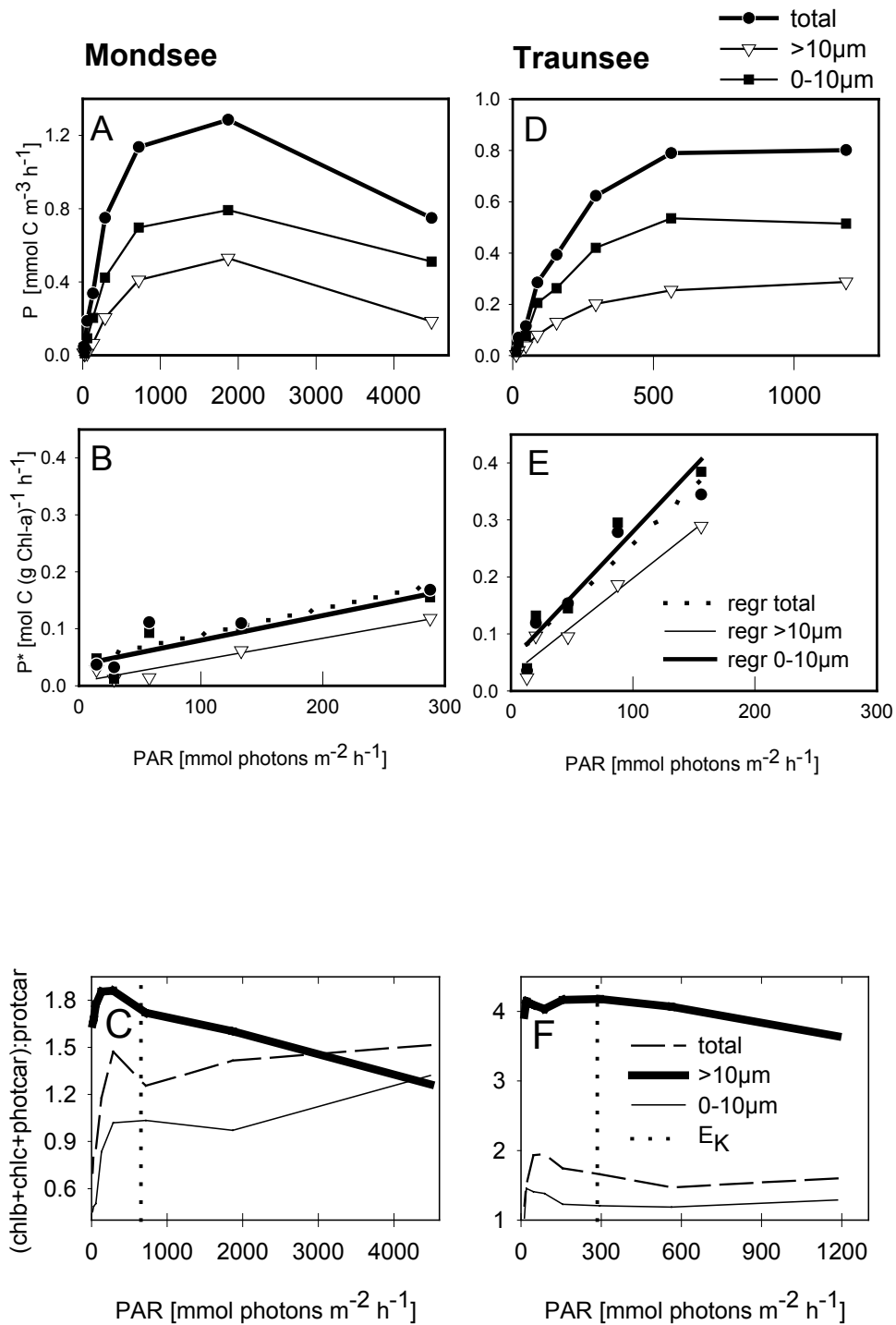


Abb. 1: Primärproduktion und Pigmentrelation für das Gesamtphytoplankton und dessen Größenfraktionen kleiner und größer 10 $\mu\text{m}$  im Mondsee (A-C) und Traunsee (D-F).

A, D: Photosyntheserate ( $P$ ); B, E: Linearer Abschnitt der spezifischen Photosyntheserate ( $P^*$ ). C, F: Pigmentverhältnis von Chlorophyll-b plus -c plus lichtnutzende Carotinoiden zu lichtschützenden Carotinoiden, die gepunktete Linie markiert den Beginn der Lichtsättigung  $E_K$  ab 653  $\text{mmol photons m}^{-2} \text{h}^{-1}$  im Mondsee und ab 286  $\text{mmol photons m}^{-2} \text{h}^{-1}$  im Traunsee ( $E_K$  bezogen auf  $P^*$  vom Gesamtphytoplankton).

Photosyntheserate ( $P^*$ ), wie sie üblicher Weise auf das Chlorophyll-a bezogen wird, läßt jedoch keine großen Unterschiede zwischen den Fraktionen erkennen (hier nicht dargestellt). Signifikante Unterschiede hingegen ergeben sich bezüglich des Anstieges von  $P^*$  im lichtlimitierten Bereich,  $\alpha$ , dem Lichtnutzungsparameter, einem Maß für die Effizienz der Photosynthese (Fig. 1 B, E; Tab. 1). Die hohen  $\alpha$ -Werte für den Traunsee zeigen eine hohe Effizienz und damit eine Anpassung an Schwachlichtbedingungen an. Die niederen Werte für den Mondsee verweisen auf eine Anpassung an das Starklicht. In beiden Seen ergibt sich für die kleinzellige Fraktion ein höherer  $\alpha$ -Wert als für die großzellige Fraktion. Damit zeigt sich in beiden Seen eine Anpassung an Schwachlichtbedingungen für die kleinzellige Fraktion, hingegen eine niedrige Effizienz, d.h. eine Anpassung an Starklichtbedingungen für die großzellige Fraktion.

Tab. 1: Lichtnutzungsparameter  $\alpha$  [ $10^{-3}$  mol C (Chl-a) $^{-1}$  (mmol photons) $^{-1}$  m $^2$ ] für die Größenfraktionen im Mondsee und Traunsee (weitere Details s. TEUBNER et al. 2001).

Größenfraktion	Mondsee	Traunsee
total	0,45	2,02
0-10 $\mu$ m	0,43	2,27
>10 $\mu$ m	0,38	1,70

Anhand von Markerpigmenten, wie Fucoxanthin, Peridinin, Alloxanthin aber auch Chlorophyll-b und -c zeigt sich, daß jeweils in beiden Größenfraktionen eines Sees die gleichen Algentaxa vertreten sind. Allerdings ergeben sich Unterschiede in der quantitativen Wichtung und in der Vertikalverteilung zwischen den Fraktionen und den Seen. So zeigt sich beispielsweise eine deutliche Abnahme von Peridinin, dem Markerpigment für Dinoflagellaten, mit zunehmender Lichtintensität zur Wasseroberfläche. Das Fucoxanthin hingegen, ein Markerpigment für die Diatomeen und Chrysophyceen, ist gleichmäßig in der Wassersäule verteilt (Teubner et al. 2001). Ein einheitlicheres Bild beim Vergleich der Pigmentmuster der Fraktionen ergibt sich aus dem Verhältnis der lichtsammelnden zu den lichtschützenden Pigmenten (ROWAN, 1989; BRICAUD et al., 1995; STUART et al., 1998). Im lichtlimitierten Bereich nehmen für alle Fraktionen die lichtsammelnden Pigmente relativ gegenüber den lichtschützenden zu (Fig. 1 C, F). Trendunterschiede zwischen den Fraktionen zeigen sich erst im lichtgesättigten Bereich. In beiden Seen nehmen bei der großzelligen Fraktion mit zunehmenden Licht zur Wasseroberfläche die lichtschützenden Pigmente relativ zu. Dagegen bleibt der relative Anteil der lichtschützenden Pigmente bei der kleinzelligen Fraktion trotz zunehmender Lichtintensität gleich oder nimmt sogar ab. Folglich ergibt sich im lichtgesättigten Bereich eine Anpassung an Starklichtbedingungen zur Wasseroberfläche

hin allein für die Fraktion größer 10  $\mu\text{m}$ , wogegen die kleinzellige Fraktion schwachlichtadaptiert bleibt.

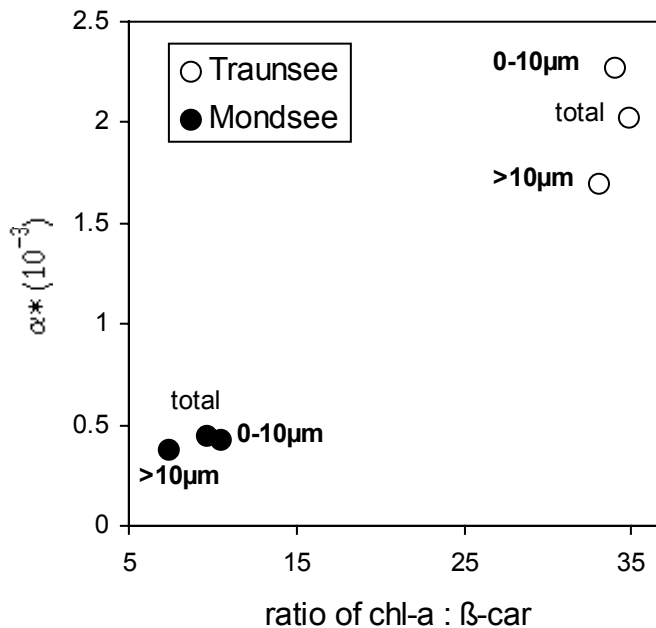


Abb. 2: Abhängigkeit des Lichtnutzungsparameters ( $\alpha$ ) vom Pigmentverhältnis lichtsammelnden Chlorophyll-a zu lichtschießendem  $\beta$ -Caroten (ratio of Chl-a: $\beta$ -car) für die Größenfraktionen und die gesamte Phytoplanktongemeinschaft im Mondsee und Traunsee.

Die größenabhängigen Adaptationen von Primärproduktion und Pigmentmuster werden in Abb. 2 in direkter Abhängigkeit zueinander dargestellt. Der Lichtnutzungsparameter  $\alpha$  steht wiederum für die Abhängigkeit von der Größenstruktur bei der Primärproduktion. Mit der Relation Chl-a: $\beta$ -Caroten wurden zwei im Algensystem weit verbreitete Pigmente stellvertretend für die lichtsammelnden und -schützenden Pigmente ins Verhältnis gesetzt. Dieses Pigmentverhältnis dient als Indikator für die Zellgrößenabhängigkeit der Pigmentmuster. Die relativ hohen  $\alpha$ -Werte bei zugleich relativ hohen Verhältnissen von Chl-a: $\beta$ -Caroten bei der Fraktion <10  $\mu\text{m}$  verweisen auf eine Adaptation an Schwachlichtbedingungen sowohl hinsichtlich der Primärproduktion als auch der Pigmente bei der kleinzelligen Fraktion in beiden Seen. Umgekehrt zeichnet sich in beiden Seen für die Fraktion >10  $\mu\text{m}$  aufgrund niedriger  $\alpha$ -Werte und einem niedrigen Verhältnis von Chl-a: $\beta$ -Caroten eine Anpassung an Starklichtbedingungen bezüglich Produktion und Pigmentausrüstung ab.

Hiermit kann die eingangs formulierte Nullhypothese abgelehnt werden, da gezeigt wurde, daß sowohl für die Photosynthese als auch die Pigmentmuster größenabhängige Strategien innerhalb einer Planktongemeinschaft vorliegen.

#### Literatur

- Bricaud, A., M. Babin, A. Morel and H. Claustre, 1995. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: analysis and parameterization. *J. Geophys. Res.* 100: 13321-13332.
- Rowan, K. S., 1989. *Photosynthetic pigments of algae*. Cambridge University Press, 334 pp.
- Sakshaug, E., A. Bricaud, Y. Dandonneau, P. G. Falkowski, D. A. Kiefer, L. Legendre, A. Morel, J. Parslow and M. Takahashi, 1997. Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation of results. *J. Plankton Res.* 19 (2): 1637-1670.
- Stuart, V., S. Sathyendranath, T. Platt, H. Maass and B. D. Irwin, 1998. Pigments and species composition of natural phytoplankton populations: effect on the absorption spectra. *J. Plankton Res.* 20 (2): 187-217.
- Teubner, K., A. Sarobe, M. R. Vadrucci and M. T. Dokulil, 2001.  $^{14}\text{C}$  photosynthesis and pigment pattern of phytoplankton as size related adaptation strategies in alpine lakes. *Aquat. sci.* 63, *in press*.

## MAKROPHYTEN

LEU, E., A. KRIEGER-LISZKAY & E. GROSS: Wirkung von Allelochemikalien aus submersen Makrophyten auf die Photosynthese

SIPOS, V. K, U. VEIT & A. KOHLER: Quantitative Kenngrößen als Instrument zur Charakterisierung und zum Vergleich der Makrophyten-Vegetation von Fließgewässern

SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP: Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Uferröhrichte des Bodensees

## **Wirkung von Allelochemikalien aus submersen Makrophyten auf die Photosynthese**

**Eva Leu, Anja Krieger-Liszkay\*, Elisabeth Gross**

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz

\* Biochemie der Pflanzen, Fakultät für Biologie, Universität Freiburg, 79104 Freiburg

e-mail: [eva.leu@uni-konstanz.de](mailto:eva.leu@uni-konstanz.de)

key words: Allelopathie, Photosyntheseinhibition, submerse Makrophyten, *Myriophyllum spicatum*, *Elodea nuttallii*, *Najas marina* ssp. *intermedia*

### **Einleitung**

Unter Allelopathie versteht man chemische Wechselwirkungen zwischen Pflanzen bzw. Pflanzen und Mikroorganismen. Ein bekanntes Beispiel aus dem aquatischen Bereich sind die Allelochemikalien submerser Makrophyten, die das Wachstum von Epiphyten und Phytoplankton vermindern können. Um diese Interaktionen besser verstehen und ihre Auswirkungen auf das Ökosystem abschätzen zu können, ist es wichtig, etwas über die Mechanismen der Hemmung zu erfahren. Wir haben drei Makrophyten mit bekanntem allelopathischen Potential darauf untersucht, ob sie die Photosynthese beeinträchtigen und wie sie das tun.

## Material und Methoden

Methanolische Extrakte aus *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum* und *Najas marina* ssp. *intermedia* wurden als Rohextrakte und über Festphasenextraktion fraktioniert eingesetzt. Durch Messungen mit der Clark-Elektrode wurde festgestellt, ob die Extrakte die Photosynthese von Cyanobakterien (*Anabaena* sp. PCC 7120) hemmen. Durch die Verwendung isolierter Thylakoidmembranen konnte unterschieden werden, ob die Hemmung an Photosystem I (PS I) oder II ansetzt. Zur genaueren Lokalisierung des Angriffsortes wurden mit Extrakten aus *M. spicatum* anschließend Thermolumineszenz-Messungen durchgeführt. Diese Methode beruht auf der Messung von Lichtemissionen bei charakteristischen Temperaturen, die durch die Rekombination der lichtinduzierten Ladungstrennung der Photosynthese hervorgerufen werden (INOUE, 1996). So kann man untersuchen, ob und wo der Elektronentransport am PS II gestört ist. Um nachzuweisen, dass der Wirkstoff auch von intakten Pflanzen in das Umgebungswasser abgegeben wird, wurden Exsudationsexperimente durchgeführt.

## Ergebnisse und Diskussion

Der Rohextrakt von *E. nuttallii* führte zu keiner signifikanten Beeinträchtigung der photosynthetischen O<sub>2</sub>-Produktion. Die in früheren Untersuchungen (ERHARD, 2001) festgestellte allelopathische Aktivität dieser Pflanze beruht daher wahrscheinlich auf einem anderen Mechanismus. *M. spicatum* bewirkte hingegen eine signifikante Verringerung der photosynthetischen O<sub>2</sub>-Produktion, wobei der Hemmstoff nur in der lipophilen Fraktion nachgewiesen werden konnte. Thermolumineszenz-Messungen bestätigen, dass der Wirkort am PS II liegt, allerdings nicht an der Q<sub>B</sub>-Bindestelle, die durch viele der klassischen Herbizide (z.B. DCMU) blockiert wird. Der für die Photosynthesehemmung verantwortliche Wirkstoff scheint auch von der intakten Pflanze ausgeschieden zu werden. Neben der bereits bekannten Enzymhemmung (GROSS, 1999) ist offenbar ein Photosynthesehemmstoff mit verantwortlich für das starke allelopathische Potential von *M. spicatum*. Die Messungen mit *N. marina* deuten darauf hin, dass in der methanolischen Fraktion ein Photosynthesehemmstoff enthalten sein könnte, dessen Wirkung jedoch schwächer ist.

## Ausblick

Diese Untersuchung hat gezeigt, dass allelopathische Substanzen in aquatischen Systemen häufig als Photosynthesehemmstoffe wirken, wie bereits aus anderen Studien mit Cyanobakterien (*Fischerella*) oder Characeen bekannt war (s. GROSS, 1999). Weitere Versuche zur ökologischen Relevanz der beobachteten Effekte, sowie zur Charakterisierung der verantwortlichen Substanzen sind geplant.

## Literatur

- ERHARD, D. (2001). Allelopathische Aktivität der submersen Makrohyten *Elodea nuttallii* und *Najas marina* mit Algen und Cyanobakterien. Diplomarbeit. Universität Konstanz
- GROSS, E. M. (1999). Allelopathy in benthic and littoral areas: Case studies on allelochemicals from benthic cyanobacteria and submersed macrophytes. *In*: Inderjit et al. (eds.) Principles and Practices in Plant Ecology: Allelochemical Interactions, pp. 179-199
- INOUE, Y. (1996). Photosynthetic thermoluminescence as a simple probe of photosystem II electron transport. *In*: Amesz et al. (eds.) Biophysical Techniques in Photosynthesis, pp.93-107
- NAKAI, S. *et al.* (2000). *Myriophyllum spicatum*-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Water Research* **34**: 3026-3032

## Quantitative Kenngrößen als Instrument zur Charakterisierung und zum Vergleich der Makrophyten-Vegetation von Fließgewässern

V. K. Sipos, U. Veit & A. Kohler

Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), D - 70593 Stuttgart

**Keywords:** Makrophyten, Auswertungsmethode, quantitative Kenngrößen, Fließgewässer-Vergleich, Wasserrahmenrichtlinie.

### Einleitung

Für den Vergleich des Zustands und der Entwicklung der Makrophyten-Vegetation verschiedener Fließgewässer wird ein Instrumentarium benötigt, mit dem eine Beurteilung unterschiedlicher Gewässertypen problemlos möglich ist. In einer Studie zur Makrophyten-Vegetation von sechs Fließgewässersystemen unterschiedlichen Typs aus Südschweden, Süddeutschland und Ungarn werden die von KOHLER & JANAUER (1995) vorgeschlagenen Kenngrößen daraufhin erprobt. Bei den untersuchten Gewässern handelt es sich um die eutrophen Fließgewässer des Björka-Kävlinge-Flusses in Südschweden, der Vils in der Oberpfalz (Bayern) und um drei Donau-Kanäle im Kiskunság (Ungarn). Außerdem wurden das ursprünglich oligotrophe, Calcium-hydrogencarbonat-reiche Fließgewässer-System der Friedberger Au bei Augsburg (Bayern) und der ursprünglich oligotrophe, weiche humose Bräkne-Fluss in Südschweden, die beide teilweise eutrophiert sind, in die Untersuchungen miteinbezogen. Eine ausführliche Darstellung zur Verwendung der quantitativen Kenngrößen für die Charakterisierung und den Vergleich der Fließgewässer-Vegetation ist in SIPOS (2001) und SIPOS et al. (2001) gegeben.

### Quantitative Kenngrößen

Für den quantitativen Vergleich der Makrophyten-Vegetation verschiedener Fließgewässer und ihrer Zonen haben sich die Kenngrößen „Relative Pflanzenmenge“ (RPM), die Artenzahlen von Gefäß-Hydro- und Amphiphyten, die „Relativen Areallängen“ (d-Werte) und die „Mittleren Mengenindices“ (MMT, MMO) gut bewährt. Ein Vergleich mit diesen Kennwerten ist allerdings nur möglich, wenn die Makrophyten-Vegetation der Fließgewässer nach denselben Erhebungs- und Auswertungsverfahren untersucht wurden. Für die Erhebung und Kartierung der Makrophyten wird die Abschnittsmethode nach KOHLER (1978) verwendet. Der zu untersuchende Fluss wird im Längsverlauf in ökologisch weitgehend einheitliche Abschnitte eingeteilt, deren Grenzen in einer Karte genau festgehalten werden. Für jeden Abschnitt werden alle Makrophyten-Arten erfasst und anhand einer 5-teiligen Skala geschätzt. Zusätzlich zur Mengenschätzung werden Merkmale der Gewässerstruktur erhoben (z. B. Beschattung, Strömung). Eine Verbreitungsgrafik zeigt das mengenmäßige Vorkommen der einzelnen Makrophyten-Arten im Längsverlauf des Flusses (Abb. 1). Anhand von charakteristischen Verbreitungsmustern einzelner Arten oder Artengruppen können floristisch-ökologische Flusszonen ausgewiesen werden, die Ausdruck unterschiedlicher Standortverhältnisse im Fluss sind (KOHLER & JANAUER 1995). Folgende Kenngrößen wurden in der vorliegenden Studie berechnet:

- Die „**Relative Pflanzenmenge**“ (RPM) ist ein Maß dafür, welchen prozentualen Anteil die Menge einer Art an der Gesamtmenge aller berücksichtigten Arten (z. B. Gefäß-Hydro- und – Amphiphyten) hat. Mit dieser Kenngröße kann das Dominanzverhalten einzelner Makrophyten-Arten anschaulich dargestellt werden. Das RPM-Diagramm macht deutlich, ob einzelne Arten im Gewässer dominieren oder ob die Mengenteile der Wasserpflanzen-Sippen im Fluss breiter gestreut sind. Die Berechnung der „Relativen Pflanzenmenge“ (RPM) wurde nach PALL & JANAUER (1995) durchgeführt.
- Die **Artenzahl** der Gefäß-Makrophyten ist eine wichtige Kenngröße für die floristische Vielfalt ( $\alpha$ -Diversität) eines Fließgewässers oder einer Flusszone. Bei der Bestimmung der Artenzahlen muss die taxonomische Stellung kritischer Sippen unter Nennung der verwendeten Florenwerke festgelegt werden. Eine Angabe der Liste aller unterschiedenen Taxa ist dabei hilfreich. Ein Bezug der Artenzahl zur Flusslänge kann hergestellt werden, erschien für diese Untersuchung jedoch nicht von Belang zu sein.
- Die „**Mittleren Mengenindices**“ (MMO, MMT) erlauben eine quantitative Aussage über Verbreitung und Mengenverhältnisse jeder einzelnen Art im Fluss oder einer Flusszone. Das Diagramm macht deutlich, ob eine Art eine gleichmäßige weite Verbreitung hat oder ob sie ein mehr geklumpertes Verhalten aufweist. Die Werte der „Mittleren Mengenindices“ wurden nach JANAUER et al. (1993) berechnet.
- Die „**Relative Areallänge**“ ( $L_r$ , d) ist eine Kenngröße, welche eine gute Aussage über das quantitative Ausmaß der Verbreitung einer Art im Fluss oder einer Flusszone gibt. Sie wird in dieser Studie als d-Wert für jede Pflanzenart ausgedrückt. Dabei ergeben sich Werte zwischen 0 und 1, die einer „Relativen Areallänge“ von 0 bis 100% entsprechen (VEIT et al. 1997).

## Vergleich der Makrophyten-Vegetation

Vergleicht man die **RPM-Diagramme** der sechs Fließgewässer im Ganzen, so wird deutlich, dass bei den meisten Gewässern einige wenige Arten die Vegetation dominieren, die anderen Makrophyten jedoch eine mehr oder weniger untergeordnete Rolle im Vegetationsgefüge spielen (Abb. 2). Eine Ausnahme macht der weiche humose Bräkne-Fluss in Südschweden. Hier erreicht keine Art einen RPM-Wert >10%, in der eutrophen Vils treten die Amphiphyten *Phalaris arundinacea* und *Sparganium emersum* sowie die Hydrophyten *Potamogeton pectinatus* und *Elodea canadensis* als dominante Elemente auf. Die eutrophen Kanäle im Kiskunság fallen durch das Dominieren der drei Hydrophyten-Arten *Ceratophyllum demersum*, *Hydrocharis morsus-ranae* und den für Ungarn neu nachgewiesenen amerikanischen Neophyten *Cabomba caroliniana* auf. In den ursprünglich oligotrophen, kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au dominieren die Amphiphyten *Berula erecta*, *Mentha aquatica* und *Phalaris arundinacea*.

Große Unterschiede sind bei den **Artenzahlen** bei den zu vergleichenden Fließgewässern zu verzeichnen (Tab. 1). Die höchste Artenzahl weist der eutrophe südschwedische Kävlinge-Fluss mit 61 Makrophyten-Arten auf (30 Hydrophyten- und 31 Amphiphyten-Taxa). Hier spiegelt sich eine beachtliche Struktur- und Standortvielfalt dieses Flusses wider. Mehrere *Potamogeton*-Sippen, deren Verbreitung, Seltenheit, Standortansprüche und Gefährdung noch kaum bekannt sind, trägt wesentlich zum Artenreichtum des Gewässers bei. Nach abnehmenden Artenzahlen geordnet folgen die Fließgewässer Björka-Fluss mit 51 Makrophyten-Sippen (21 Hydro- und 30 Amphiphyten), die Oberpfälzer Vils mit 50 Arten (26 Hydro-, 24 Amphiphyten), der humose Bräkne-Fluss in Südschweden mit 43 Arten (21 Hydro-, 22 Amphiphyten), dann die Kanäle im Kiskunság mit 37 Arten (24 Hydro-, 13 Amphiphyten) und schließlich die Fließgewässer der Friedberger Au mit 25 Arten (13 Hydro- und 12 Amphiphyten). Anhand dieser Ergebnisse zeigt sich, dass aufgrund der Artenzahl nicht auf eine bestimmte Wasserqualität geschlossen werden darf, zumal oligotrophe Gewässer oft durch eine relativ niedrige Artenzahl gekennzeichnet sind. Zusammenhänge zwischen Artenzahlen und Strukturvielfalt eines Flusssystems sind zuweilen erkennbar.

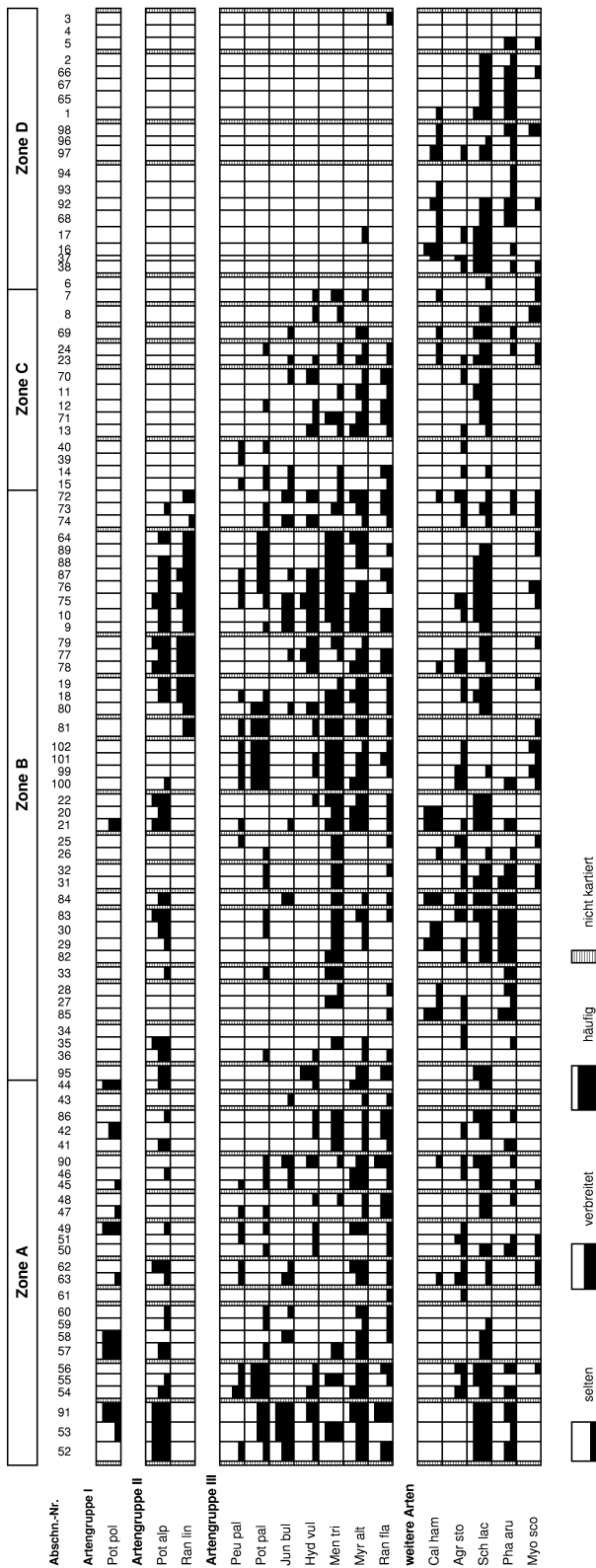


Abb. 1: Verbreitungsdiagramm ausgewählter Makrophyten im Bräcke-Fluss. Die Anordnung der Abschnitte von links nach rechts entspricht dem Verlauf des Flusses vom Oberlauf flussabwärts.

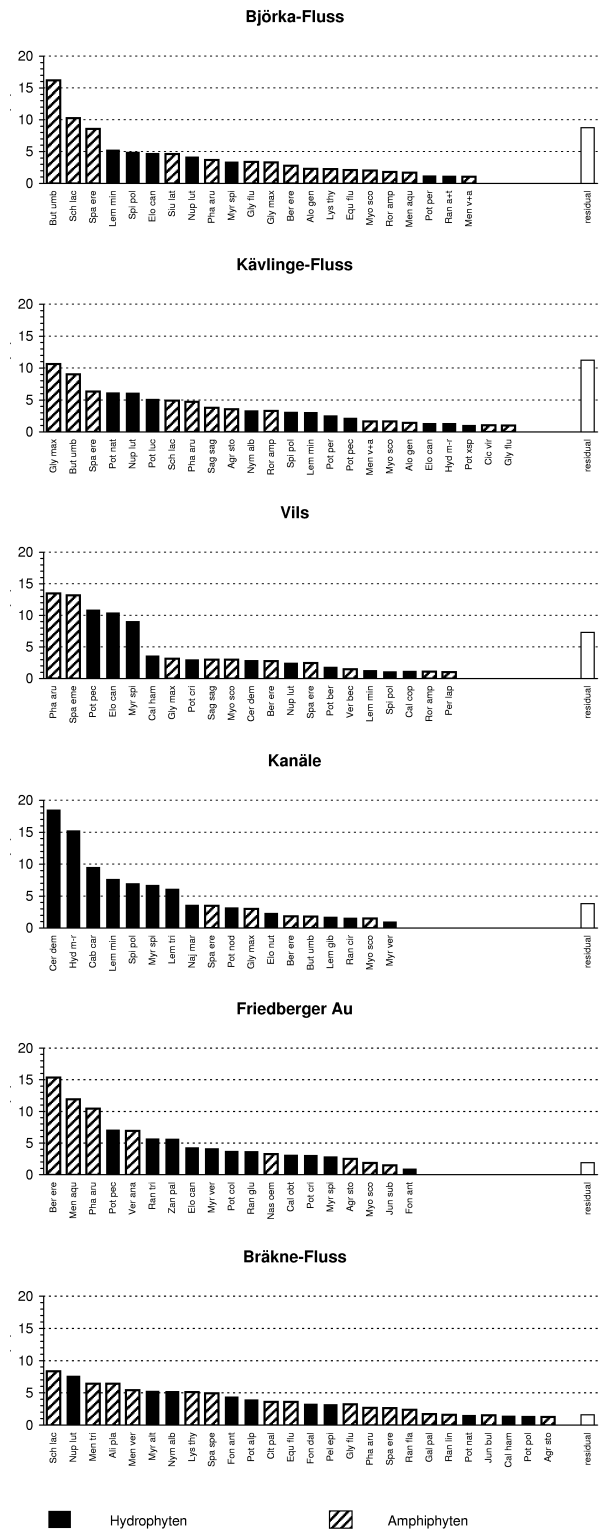


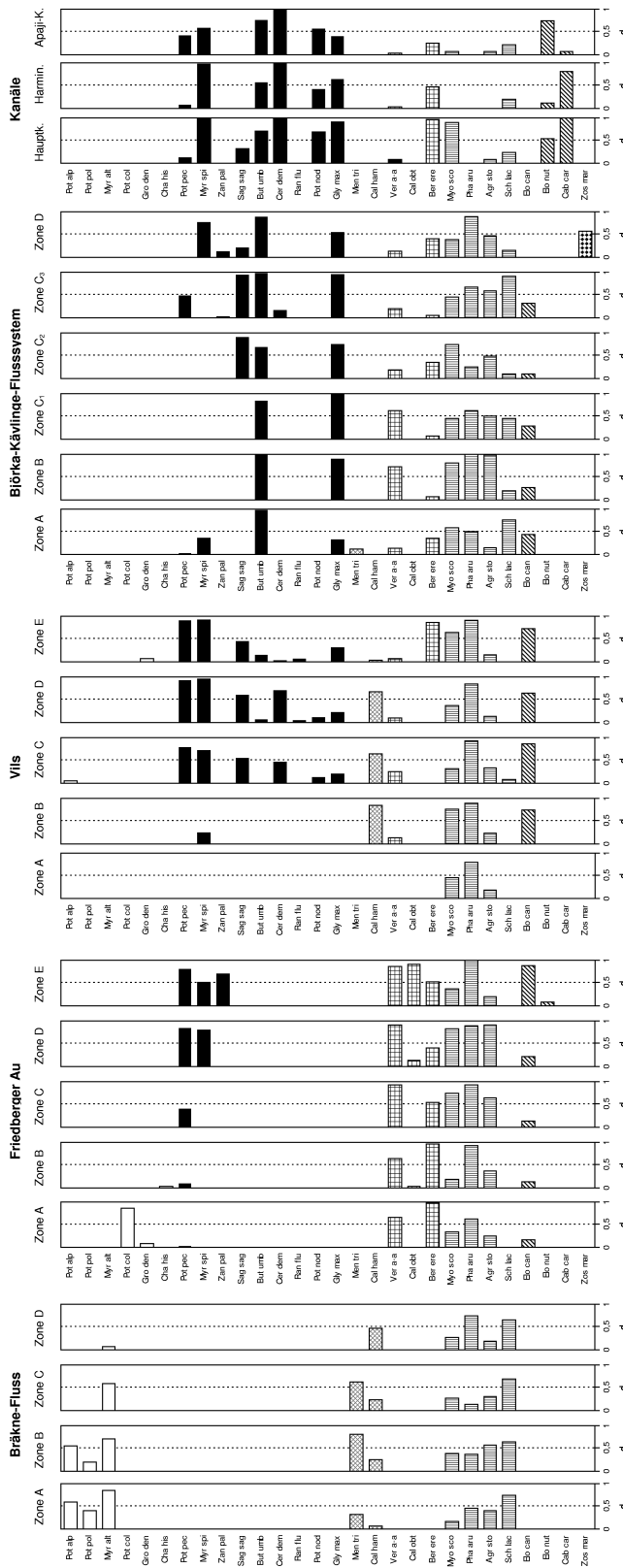
Abb. 2: Diagramme der „Relativen Pflanzenmengen“ für die sechs untersuchten Fließgewässer.

**Tab. 1:** Anzahl von Makrophyten-Arten, dominierende Sippen und vorkommende Neophyten in sechs Fließgewässersystemen. Fettgedruckt sind die Gefäß-Hydrophyten.

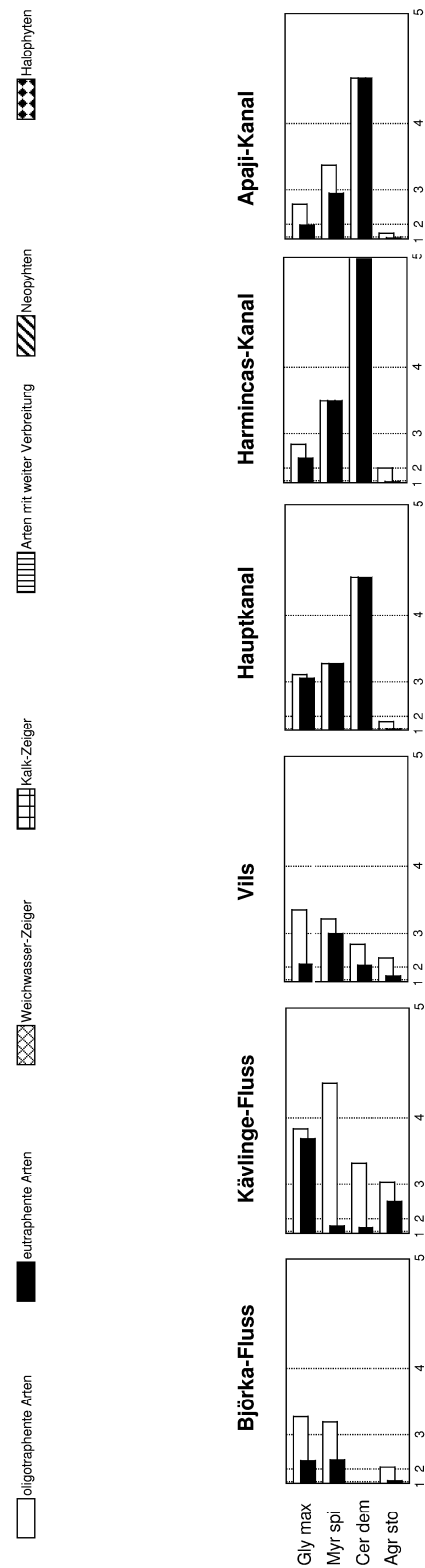
Gewässer	Land	Hydrophyten	Amphiphyten	Gesamt	Dominierende Arten	RPM (%)	Neophyten
BJÖRKA-FLUSS	S	<b>21</b>	30	51	But umb	16,8	<b>Elo can</b>
Zone A		<b>21</b>	30	51	Sch lac	10,6	Aco cal
					Spa ere	8,9	
KÄVLINGE-FLUSS	S	<b>30</b>	31	61	Gly max	10,8	<b>Elo can</b>
Zone B		<b>9</b>	30	39	But umb	9,2	Aco cal
Zone C <sub>1</sub>		<b>16</b>	24	40	Spa ere	6,4	Bun ori
Zone C <sub>2</sub>		<b>13</b>	23	36			Fal jap
Zone C <sub>3</sub>		<b>23</b>	28	51			Imp gla
Zone D		<b>12</b>	22	34			Imp par
VILS	D	<b>26</b>	24	50	Pha aru	13,8	<b>Elo can</b>
Flussbereich A		<b>0</b>	8	8	Spa ere	13,2	Ang arc
Flussbereich B		<b>12</b>	14	26	Pot pec	11	
Flussbereich C		<b>20</b>	18	38			
Flussbereich D		<b>17</b>	20	37			
Flussbereich E		<b>15</b>	15	30			
KANÄLE	H	<b>24</b>	13	37	<b>Cer dem</b>	18,5	<b>Cab car</b>
Hauptkanal		<b>21</b>	13	34	<b>Hyd m-r</b>	15,3	<b>Elo nut</b>
Harmincas-K		<b>20</b>	11	31	<b>Cab car</b>	9,6	Typ lax
Apaji-Kanal		<b>22</b>	9	31			
FRIEDBERGER ACH	D	<b>13</b>	12	25	Ber ere	15,4	<b>Elo can</b>
Zone A		<b>7</b>	11	18	Men aqu	11,9	<b>Elo nut</b>
Zone B		<b>8</b>	11	19	Pha aru	10,5	
Zone C		<b>6</b>	11	17			
Zone D		<b>8</b>	9	17			
Zone E		<b>9</b>	10	19			
BRÄKNE-FLUSS	S	<b>21</b>	22	43	Sch lac	8,4	-
Zone A		<b>10</b>	22	32	<b>Nup lut</b>	7,6	
Zone B		<b>12</b>	26	38	Men tri	6,4	
Zone C		<b>9</b>	21	30			
Zone D		<b>9</b>	18	27			

Als Beispiel für die **Arealausdehnung** einzelner Makrophyten-Arten in den Fließgewässern werden die d-Werte ausgewählter Taxa präsentiert (Abb. 3). Es handelt sich u. a. um Leitarten für oligo- und eutrophe, kalkarme oder kalkreiche bzw. haline Gewässertypen, ferner um Neophyten und Arten mit einer weiten Verbreitungsamplitude. Der weiche humose, oligotrophe Bräke-Fluss hebt sich durch auffallend eigene floristische Zeigerarten (*Potamogeton polygonifolius*, *P. alpinus*, *Myriophyllum alterniflorum*) von den anderen, Hydrogencarbonat-reichen Gewässern ab. Die Quellbäche der Friedberger Au sind durch eine stenöke, oligotraphente Artengruppe mit *Potamogeton coloratus* und *Chara hispida* gekennzeichnet. Zwischen dem strukturell naturnahen Björka-Kävlinge-Flusssystem und den künstlichen Kanälen im Kiskunság zeigen sich trotz unterschiedlicher Artendiversität im gemeinsamen Vorkommen eutraphenter Makrophyten deutliche Ähnlichkeiten.

Eine zusätzliche Information zur Verbreitung von Makrophyten bieten die Werte der „**Mittleren Mengenindices**“ (MMO, MMT). Abb. 4 zeigt vier Beispiele von Amphiphyten und Hydrophyten. Während *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum* in den ungarischen Kanälen und in der Vils mit hohen Mengen gleichmäßig über die gesamte Länge verbreitet sind, zeigt sich im Kävlinge-Fluss ein auffallend geklumpstes Vorkommen. Demgegenüber hat *Glyceria maxima* in diesem eine weite Verbreitung bei relativ hohen Mengen, wohingegen diese Art in anderen Fließgewässern nur auf bestimmte Flussbereiche konzentriert ist. Ähnliche Verbreitungsmuster in allen betrachteten Gewässern sind bei *Agrostis stolonifera* erkennbar.



**Abb. 3:** „Relative Areallängen“ ausgewählter Arten unterschiedlicher ökologischer Gruppen und Neophyten in den einzelnen Zonen der sechs untersuchten Fließgewässern in Südschweden, Süddeutschland und Ungarn.



**Abb. 4:** Beispiele für die unterschiedliche Art der Verbreitung von Makrophyten in Fließgewässern anhand „Mittleren Mengenindizes“.

## Diskussion und Ausblick

Die vorliegende Studie zeigt, dass mit den vorgestellten Kenngrößen ein umfassendes Instrument zur Charakterisierung der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern vorliegt. Es eignet sich sowohl für den Vergleich der Vegetation verschiedenartiger Fließgewässer in unterschiedlichen Naturräumen als auch zur Beschreibung einzelner Zonen innerhalb eines Gewässers. Da natürliche und künstliche Gewässer gleichermaßen mit dieser Methode bearbeitet werden können und mit den Kenngrößen auch die Eignung ausgewählter Referenzgewässer überprüft werden kann, erscheint die Anwendung dieser Methode im Rahmen der Ziele der Europäischen Wasserrahmen-Richtlinie sinnvoll (vgl. ATV-DVWK 2001), zumal auch Monitoring-Programme und Langzeitstudien damit realisierbar sind (z. B. VEIT et al. 1997). Eine besondere Bedeutung erhalten die Kenngrößen, wenn sie zu anderen standortkundlichen Messgrößen wie z. B. Nährstofffracht, verschiedene physikalisch-chemische Parameter, Strukturmerkmale wie Strömung und Beschattung oder mit faunistischen Erhebungen in Beziehung gesetzt werden. Somit bieten die Kenngrößen der „Relativen Pflanzenmenge“, der Artenzahlen, der „Mittleren Mengenindices“ und der „Relativen Areallänge“ ein einfaches und dennoch umfassendes Werkzeug, das bei unterschiedlichen Fragestellungen wertvolle Informationen über die Makrophyten-Vegetation von Fließgewässern liefert.

## Literatur

- ATV-DVWK (2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. - GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, 281 S.
- JANAUER, G. A., ZOUFAL, P., CHRISTOF-DIRRY, P. & ENGLMAIER, P. (1993): Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation. - Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim **2**: 59-70.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - Landschaft + Stadt **10**: 23-85.
- KOHLER, A. & JANAUER, G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. - In: STEINBERG, C., BERNHARDT, H. & KLAPPER, H. (Hrsg.): Handbuch angewandte Limnologie. Ecomed-Verlag, VIII-1.1.3.
- PALL, K. & JANAUER, G. A. (1995): Die Makrophyten-Vegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **101**, Large Rivers **9/2**: 91-109.
- SIPOS, V. K. (2001): Makrophyten-Vegetation und Standorte in eutrophen und humosen Fließgewässern. Beispiele aus Südschweden und Ungarn. - Dissertation Universität Hohenheim, 211 S. und Inst. Ber. Landschafts- und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. 13, 175 S.
- SIPOS, V. K., Kohler, A. & Veit, U. (2001): Vergleichende Kennzeichnung der Makrophyten-Vegetation verschiedener Fließgewässertypen anhand quantitativer Kenngrößen. - Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim **10**: 33-56.
- VEIT, U., ZELTNER, G.-H. & KOHLER, A. (1997): Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Friedberger Au (bei Augsburg). Ihre Entwicklung von 1972 bis 1996. - Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. **4**: 7-241.

## Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Uferröhrichte des Bodensees K. Schmieder\*, M. Dienst\*, W. Ostendorp\*\*

\* Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), 70593 Stuttgart, [schmied@uni-hohenheim.de](mailto:schmied@uni-hohenheim.de), [mdienst@uni-hohenheim.de](mailto:mdienst@uni-hohenheim.de)

\*\* Universität Konstanz, Limnologisches Institut, 78457 Konstanz, [wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de](mailto:wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de)

### 1. Einleitung

An vielen mitteleuropäischen Seeufern wurde in den letzten Jahrzehnten ein starker Rückgang der Seeufer-röhrichte festgestellt (OSTENDORP 1989, VAN DER PUTTEN 1997, BRIX 1999). Auch der Bodensee war von einem Röhrichtrückgang betroffen. Zwischen etwa 1954 und 1978 starben allein am deutschen Ufer des Bodensee-Untersees rund 85 ha seewärtiger Schilfröhrichte ab (OSTENDORP 1990a). War man zunächst davon ausgegangen, dass die Eutrophierung ursächlich für den Rückgang verantwortlich war (KLÖTZLI & GRÜNIG 1976, SCHRÖDER 1979, 1987), stellte sich später anhand von Luftbild-, Pegel- und Witterungsauswertungen das Extremhochwasser vom Juni 1965 als wesentlicher Faktor heraus (OSTENDORP 1990a, b, 1991, KRUMSCHEID-PLANKERT et al. 1989).

Das Jahr 1999 brachte dem Bodensee ein neuerliches Extremhochwasser, das dritthöchste seit Beginn der regelmäßigen Pegelaufzeichnungen im Jahr 1816/17. Es war nicht nur ungewöhnlich hoch, sondern trat auch ungewöhnlich früh - Mitte Mai - ein, und der hohe Wasserstand dauerte ungewöhnlich lange an - von Mitte Mai bis Anfang Juli. Bereits im Sommer 2000 wurde deutlich, dass das Hochwasser nicht ohne Folgen für die Schilfröhrichte bleiben würde. Nach Voruntersuchungen im Auftrag der zuständigen Gewässerdirektionen (OSTENDORP et al. 2000) wurde im Mai 2000 ein Forschungsprojekt gestartet, das die Folgen des Hochwassers dokumentieren und analysieren soll, um daraus Hinweise für eventuelle Röhrichtschutz- bzw. -Renaturierungsmaßnahmen zu gewinnen. Die zentralen Fragestellungen des Forschungsprojektes sind, welche Auswirkungen das Extremhochwasser auf die Uferschilf-Bestände des Bodensees im Einzelnen gehabt hat, welches die Faktoren sind, die zu dem differenzierten Schädigungsbild geführt haben, und wie sich die unterschiedlich geschädigten Schilfflächen in den nächsten Jahren entwickeln werden. Hierzu werden sowohl quantitative Luftbildauswertungen als auch Geländeuntersuchungen durchgeführt. Der vorliegende Beitrag stellt die ersten Ergebnisse nach einjähriger Monitoringperiode dar.

### 2. Methoden

#### 2.1 Luftbildauswertung

Tab. 1. Kartierschlüssel zur Differenzierung der Schädigungsgrade in den Seeuferröhrichten des Bodensees anhand von CIR-Luftbildern und Geländeerkundungen.

Klasse	Struktur	Seeseitiger Röhrichtrand	Rosa-Anteil
G 1 ungeschädigt	dichte, homogene Bestände	Rand scharf, wenig ausgefranst	> 95 %
G 2 schwach ge- schädigt	weitgehend homogene Bestände mit vereinzelt Auflichtungen oder Lü- cken	höchstens geringe Randauflockerung	> 75-95 %
G 3 deutlich ge- schädigt	inhomogene Bestände mit deutlichen Lücken	streckenweise mit deutlich sichtbarer Randauflösung	> 30-75 %
G 4 stark geschä- digt	Einzelhalmauflösung oder Auflösung in Horste bzw. Halmgruppen; Stoppelanteile dominieren	starke Randauflösung	> 5-30 %
G 5 extrem ge- schädigt	Halmdichte sehr gering; sehr hoher Stoppelanteil	randlich sehr stark aufgelöste Bestän- de mit nicht mehr klar identifizierbarer Bestandsgrenze	0-5 %

In den Jahren 2000, 2001 und 2002 wurden bzw. werden kurz vor dem Austrieb der Schilfrispen (Mitte bis Ende Juli) photogrammetrisch auswertbare Colorinfrarot (CIR)-Luftbilder im Maßstab 1:5000 von den Röhrichtgebieten am baden-württembergischen Bodenseeufer erstellt. Zusätzlich zu diesen jeweils ca. 150 Luftbildern wurden Color-Befliegungen vom 29.06.1993 (vgl. SCHMIEDER 1998) und vom 29. Mai 1999 (IGKB 1999) als Vergleich zum Zustand vor dem Extremhochwasser herangezogen. Auf der 1999er Luftbildserie

waren an den meisten Uferstrecken hauptsächlich die Althalme der Schilfgeneration von 1998 erkennbar, da die Jungspresse der 1999er Generation überhaupt nicht oder nicht hoch genug herangewachsen waren. Durch diesen Umstand konnte die wasserseitige Röhrichtgrenze im Jahr vor dem Hochwasserereignis digitalisiert werden.

Anhand der ersten qualitativen Luftbildauswertung der Befliegung vom 22. Juli 2000 und einer Geländeerkundung wurden fünf Schädigungsgrade definiert (vgl. Tab. 1), welche die Grundlage für die weitere Luftbildinterpretation und die Geländeuntersuchungen bilden.

Die Luftbildauswertung wurde am Planicomp P33 (Zeiss Oberkochen) durchgeführt, die weitere Auswertung mit der GIS-Software ArcInfo/ArcView (ESRI, Kranzberg).

Zusätzlich zur seewärtigen Bestandsgrenze wurden die Flächenumrisse der Schädigungsgrade einzelner Röhrichtflächen digitalisiert. Dies dient einerseits der Flächenbilanzierung unterschiedlicher Schädigungsgrade, andererseits der Übertragung der Daten der Monitoringflächen auf den gesamten Röhrichtgürtel und der flächenscharfen Dokumentation der weiteren Bestandsentwicklung in den Jahren 2001 und 2002. Die landseitige Grenze des aquatischen Röhrichts wurde mit 395,50 m ü.NN für den Untersee bzw. 395,70 m ü.NN für den Obersee definiert. Auf diesem Sohlniveau betrug die durchschnittliche Überschwemmungsdauer der letzten 50 Jahre 3 Monate pro Jahr. Die Höhenlinie wurde aus der digitalen Karte der Bodensee-Tiefenvermessung (IGKB 1993) generiert.

## 2.2 Geländeuntersuchungen zur Bestandsstruktur und zur Biomasse-Produktion

Durch Freilanderhebungen und -probenahmen, deren Ergebnisse die CIR-Luftbildauswertungen ergänzten, wurden die mutmaßlich wichtigen Faktoren erfasst, die für den Zustand eines Schilfbestandes und seine zukünftige Entwicklung von Bedeutung sind, v.a. der aktuelle Schädigungsgrad (G) und die Lokalisation (LOC).

Der Schädigungsgrad wurde gleichlautend mit den Klassen des Interpretationsschlüssels der Luftbildauswertung definiert (Tab. 1). Die Lokalisation umfasste zwei Ausprägungen, die 'Außen-' und die 'Binnenbestände', d.h. 'stressexponierte' und 'weniger stressexponierte' Bestände. Jede Faktorenkombination wurde durch 5 Testflächen repräsentiert.

Die Reaktion des Schilfbestandes auf das Hochwasserereignis wurde durch eine Reihe von Variablen erfasst, u.a.

- Bestandsstruktur-Variable: Gesamt-Halmdichte [ $\text{H m}^{-2}$ ], prozentuale Anteile der rispentragenden Primärsprosse (PSH), der rispenlosen Sekundärsprosse (SSH), der insektengeschädigten Sprosse (ISH, meist mit Sprossspitzengallbildung durch die Gallfliege *Lipara* spp. oder die Milbe *Steneotarsonemus phragmitidis*), und der Sommersprosse (SUS), die erst im Juli ausgetrieben und zum Zeitpunkt der Probennahme noch nicht ausgewachsen waren;
- Bestandsbiomasse-Variable: Gesamt-Bestandsbiomasse [ $\text{g TS m}^{-2}$ ], prozentuale Anteile der Halmklassen an der Gesamt-Bestandsbiomasse sowie die prozentualen Anteile der Blattbiomasse und Blattscheiden-Biomasse an der Gesamt-Bestandsbiomasse.

Für jede Variable wurden mittels zweifaktorieller Varianzanalyse (ANOVA) der simultane Einfluss des Schädigungsgrades G und der Lokalisation LOC untersucht.

Die Messungen wurden von Ende August bis Anfang September 2000 an 50 zufallsgemäß ausgewählten, fest markierten Monitoringflächen in den seewärtigen Schilfröhrichten am baden-württembergischen Ufer des Untersees, des Überlinger Sees und des Obersees vorgenommen. Detaillierte Angaben zur Methodik sind in SCHMIEDER et al. (2001) beschrieben.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Auswertung der Luftbildserien von 1993, 1999 und 2000

Aus den vorliegenden Luftbildserien (29.6.1993, 29.5.1999 und 22.7.2000) wurde die wasserseitige Abgrenzung der Röhrichtbestände digitalisiert. Ein Ausschnitt des zentralen Bereiches der ausgedehnten Schilfröhrichte im Nordteil des Naturschutzgebietes „Wollmatinger Ried“ ist in Abb. 1 dargestellt. Ein Vergleich der seewärtigen Röhrichtgrenze von 1993 mit der von 1998 ergab an den meisten Uferstrecken eine deutliche Ausbreitung der Röhrichte. Wie 1993 war auch 1998 der seeseitige Röhrichttrand noch geschlossen. Ganz anders nach dem Extremhochwasser: Ende Juli 2000 waren große Ausfallflächen zu verzeichnen oder die seewärtige Schilfgrenze zeigte zumindest Randauflösungen. Innerhalb der Schilfbestände waren Loch- und Lagunenbildungen erkennbar. Völlig ungeschädigte Randbestände waren die Ausnahme. Die als Ausfallflächen beschriebenen Flächen entsprechen dem Schädigungsgrad 5 (extrem geschädigt, vgl. Tab. 1). Im Nordteil des Wollmatinger Rieds gab es die größten Absterbeflächen des ganzen Bodensees. Mit 8,5 ha sind 18 % des 47 ha großen aquatischen Röhrichts abgestorben (Tab. 2). An der Reichenau betrugen die Ausfallflächen sogar über 42 %. Rein rechnerisch ergab sich ein durchschnittlicher Rückzug der seeseitigen Schilfgrenze um 17 m im Wollmatinger Ried und vor der Reichenau um 7 m. Für den gesamten Untersee ergab die Flächenbilanzierung einen Rückgang um fast 19 ha infolge des Hochwassers, was einem durchschnittlichen Rückzug der seeseitigen Schilfgrenze um ca. 8 m entspricht.

Tab. 2. Flächenbilanzen verschiedener Röhrichtgebiete sowie des gesamten deutschen Untersee-Ufers (ohne Ermatinger Becken) zwischen den Jahren 1993, 1998 und 2000.

	Wollmatinger Ried (Nordteil)	Reichenau	Untersee (Gesamt)
Bestandsgröße 1993	46,2 ha	6,4 ha	94,6 ha
Bestandsgröße 1998	47,2 ha	6,4 ha	98,1 ha
Bestandsgröße 2000	38,8 ha	3,7 ha	79,3 ha
Änderung von 1993 bis 1998	+1,0 ha / +2,2%	-0,01 ha / -0,1 %	+3,5 ha
Änderung von 1998 bis 2000	-8,4 ha / -17,9 %	-2,7 ha / -42,6 %	-18,9 ha

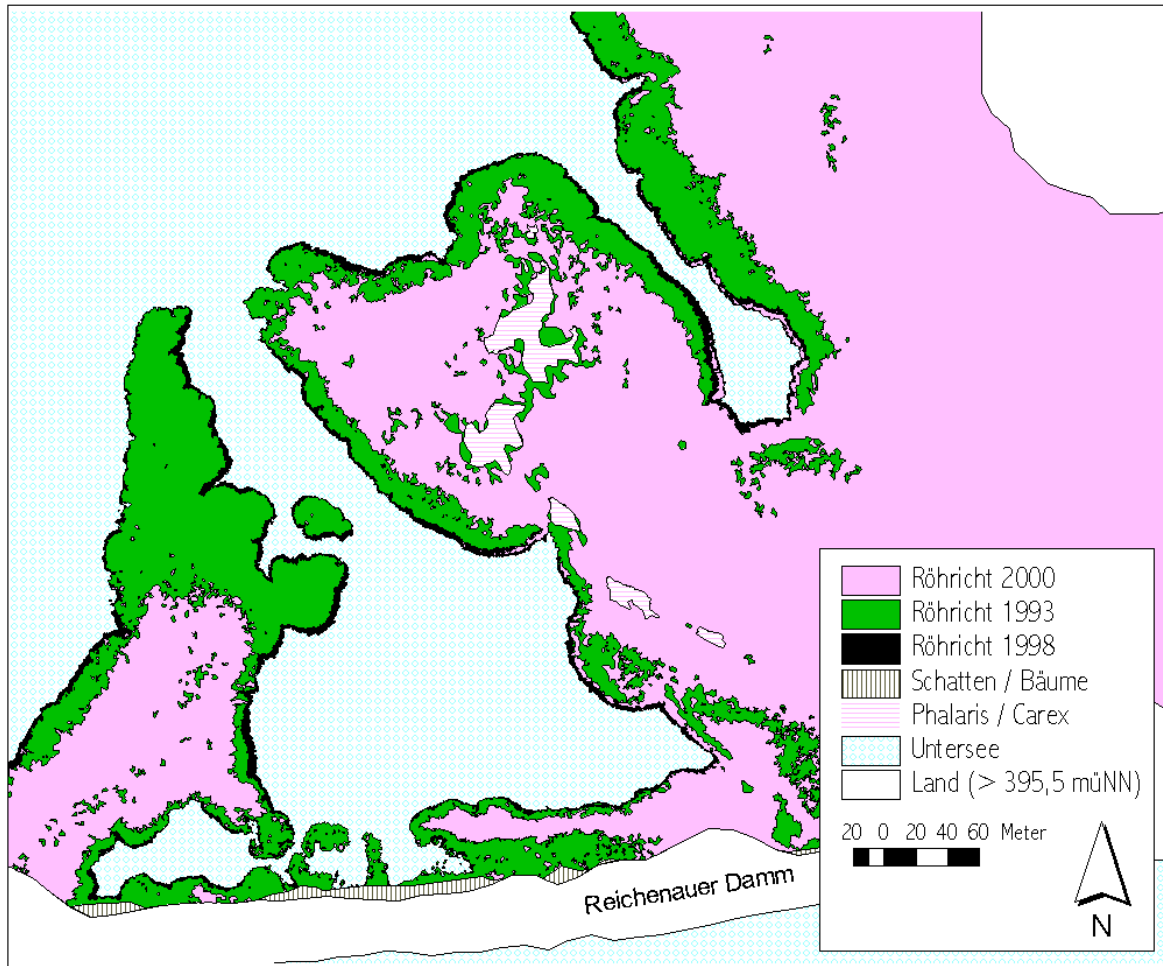


Abb. 1. Röhrichtbestände der Jahre 1993, 1998 und 2000 im NSG Wollmatinger Ried (Nordteil).

### 3.2 Bestandsstruktur und Biomasse-Produktion unterschiedlich geschädigter Flächen

Die Gesamt-Halmdichte der 50 Dauerflächen setzte sich zusammen aus den Dichten der rispentragenden Primärsprosse, der rispenlosen Sekundärsprosse, der insektengeschädigten Sprosse und der Sommersprosse. Die Gesamt-Halmdichte schwankte zwischen  $1,5$  und  $64,4 \text{ H m}^{-2}$ ; der Mittelwert betrug  $21,3 \text{ H m}^{-2}$ . Der Vergleich der einzelnen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen ergab maximale Halmdichten bei geringster Schädigung und mit zunehmendem Schädigungsgrad abnehmende Halmdichten sowohl in den Außen- als auch in den Binnenbeständen (Abb. 2). Die Halmdichte nahm kontinuierlich von  $31$  bis  $40 \text{ H m}^{-2}$  in den „ungeschädigten“ Beständen (G1) auf  $3$  bis  $7 \text{ H m}^{-2}$  in den „extrem geschädigten“ Beständen (G5) ab. An den Binnen-Standorten lag die Halmdichte bei allen Schädigungsgraden außer G1 unter der der Außen-Bestände. Die Struktur von Schilfbeständen kann am besten anhand der Anteile der Halmklassen Primärsprosse, Sekundärsprosse, Insektengeschädigte Sprosse und Sommersprosse an der Gesamt-Halmpopulation deutlich gemacht werden. Die prozentualen Halm-Anteile schwankten innerhalb der 50 untersuchten Bestände sehr stark; durchschnittlich am häufigsten vertreten waren die Sekundärsprosse mit  $46 \pm 36 \%$  aller Halme, gefolgt von den insektengeschädigten Sprossen mit  $25 \pm 29 \%$  und den Primärsprossen mit  $19 \pm 22 \%$ . Die Sommersprosse kamen lediglich auf  $3 \pm 6 \%$  (Mittelwert  $\pm$  einfache Standardabweichung).

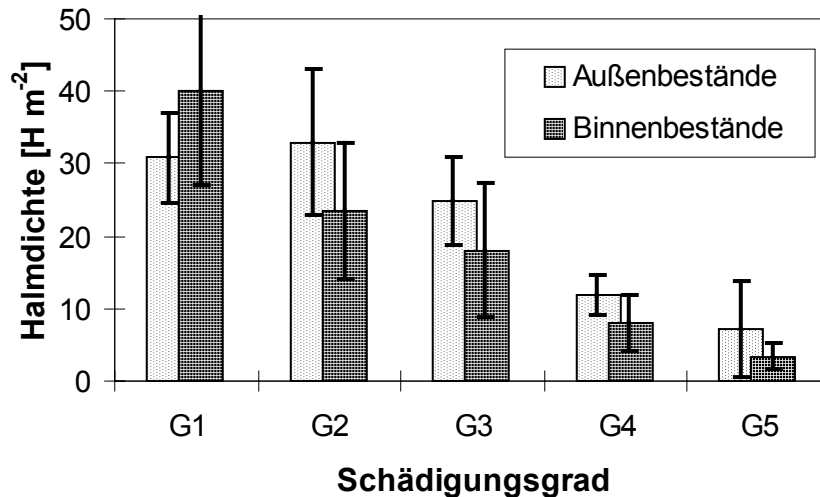


Abb. 2. Halmdichte-Mittelwerte (± einfache Standardabweichung) in den Schädigungsgraden G1 bis G5 der Außen- und Binnen-Bestände

Der Anteil der Primärsprosse war hochsignifikant vom Schädigungsgrad abhängig ( $P < 0,0001$ ), nicht jedoch von der Lokalisation; auch die Interaktionen zwischen Schädigungsgrad und Lokalisation waren nicht signifikant. Je höher der Grad der Hochwasserschädigung, desto geringer war der Anteil an Primärsprossen (Abb. 3). Der Anteil der Sekundärsprosse an der Gesamt-Halmdichte wies ebenfalls eine hochsignifikante Abhängigkeit vom Schädigungsgrad auf ( $P = 0,0002$ ), während Lokalisation und Interaktionen zwischen Schädigungsgrad und Lokalisation keinen signifikanten Einfluss ausübten. Der Sekundärsprossen-Anteil stieg von G1 zu G5 von etwa 25 - 30 % auf über 80 % an, wobei zwischen G3 und G4 ein deutlicher Sprung auftrat. <sup>^</sup>

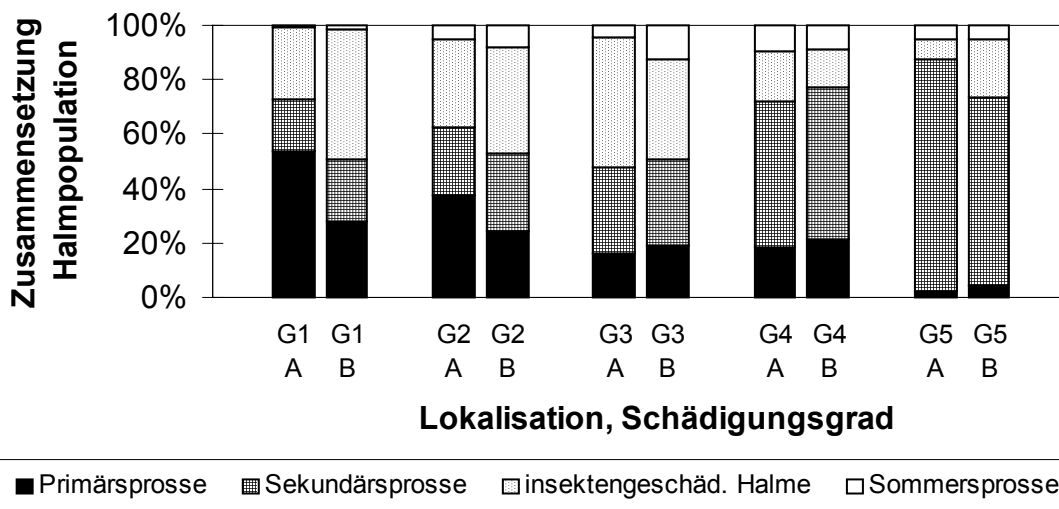


Abb. 3. Mittlere prozentuale Zusammensetzung der Gesamt-Halmpopulation in den Schädigungsgraden G1 bis G5 der Außen- (A) und Binnen-Bestände (B).

Die multiplen Medianvergleiche ergaben bei beiden Halmklassen i.d.R. keine signifikanten Medianunterschiede zwischen aufeinanderfolgenden Schädigungsgraden, wohl aber zu den jeweils übernächsten Gruppen. Der Anteil an insektengeschädigten Halmen war nur noch schwach vom Schädigungsgrad abhängig ( $P = 0,02$ ). Zwar war keiner der gewählten Medianvergleiche signifikant; aber auch hier wurde ein deutlicher Sprung zwischen G3 und G4 sichtbar. Die Anteile der Sommersprosse an der Gesamt-Halmdichte waren weder vom Schädigungsgrad noch von der Lokalisation abhängig, d.h. es gab keine signifikant verschiedenen Gruppenmediane.

#### 4. Diskussion

Am sogenannten Schilfsterben an vielen mitteleuropäischen Seen sind menschliche Eingriffe maßgeblich beteiligt (OSTENDORP 1989; VAN DER PUTTEN 1997, BRIX 1999). Weit weniger bekannt ist, inwieweit natürliche

Störungen, beispielsweise Extremhochwässer, eine langandauernde Dynamik der seewärtigen Röhrichte induzieren können. Hierfür ist der Bodensee aufgrund seines annähernd natürlichen Jahreswasserstandsganges ein gutes Beispiel. Das hydrologische Regime wird bestimmt durch eine Niedrigwasserphase im Februar/März und eine Hochwasserphase im Juni/Juli, für die die Schneeschmelze im Alpenrhein-Einzugsgebiet sowie Sommerniederschläge am nördlichen Alpenrand verantwortlich sind. Dieser "Grundmodulation" haben sich die naturbelassenen Schilfgürtel des Bodensees hinsichtlich ihrer Bestandsstruktur, ihres Wachstumsrhythmus' und ihrer seewärtigen Tiefengrenze angepasst. In Normaljahren wachsen die Jungsprosse dem Hochwasser voraus, so dass stets gewährleistet ist, dass mindestens 3 bis 4 Blätter nicht überschwemmt werden. Hingegen stellen die durch episodische Starkniederschläge hervorgerufenen Seespiegelanstiege aus der Sicht des Schilfs unkalkulierbare Risiken dar, an die die Pflanze nur unzureichend angepasst ist.

In den 80er und 90er Jahren hatten sich die Uferschilfbestände noch seewärts ausgedehnt, wie detaillierte Schilffront-Kartierungen von PIER et al. (1993) und zuletzt PIER (2000) und KRUMSCHEID-PLANKERT (2000) belegen. Ursache war in erster Linie eine länger dauernde Serie von Niedrigwasserjahren (OSTENDORP et al. 1996), daneben aber auch das Nachlassen von Treibgutanschwemmungen im Zuge der Oligotrophierung beider Seeteile (SCHMIEDER & PIER 2000). Nur kurz unterbrochen wurde diese Röhrichtprogression durch das Hochwasser von 1987.

Die Hochwasserwirkungen von 1999 auf das Schilf lassen sich nicht mit einer Alles-oder-nichts-Reaktion beschreiben. Vielmehr wird - dokumentiert durch die Luftbilddauswertungen und Geländebegehungen - ein kleinräumiges Mosaik aus mehr oder minder stark geschädigten Flächen sichtbar. Der Schädigungsumfang wird in erster Linie an einer Verminderung der Halmdichte und in der Veränderung der Bestandsstruktur sichtbar.

Episodische Hochwässer sind in Ökosystemen zunächst als natürliche Störungen zu betrachten. Das Konzept der (natürlichen) Störungen ist in den letzten Jahrzehnten zunehmend ins Blickfeld der ökologischen Theorie gerückt und ihre wichtige Rolle bei der Erhaltung vieler Lebensgemeinschaften spiegelt sich in der aktuellen Naturschutzdiskussion wider (PLACHTER 1996, 1998, JAX 1999). Zu berücksichtigen ist hierbei jedoch, inwieweit es natürliche Störungen sind, die auf natürliche Ökosysteme treffen, bzw. inwieweit anthropogene Einflüsse Störung sowie Ökosystem derart modifiziert haben, dass eine über lange Zeiträume erfolgte Anpassung einer Lebensgemeinschaft an ein Störungsregime nicht mehr gegeben ist.

Auch wenn das Hochwasser von 1999 am Bodensee als Folge heftiger Niederschläge auf den ersten Blick natürlichen Ursprungs ist, so ist dessen Verlauf sicherlich beeinflusst durch anthropogene Nutzungen und den Ausbau der Fließgewässer im Einzugsgebiet. Darüber hinaus trifft diese „natürliche“ Störung auf kein natürliches Ökosystem - zu eng und zu intensiv ist die räumliche Überschneidung von menschlichen Nutzungsansprüchen und naturnahen, nutzungsfreien Uferabschnitten. Das Bodensee-Ufer ist zu rund 42 % verbaut und keiner natürlichen Dynamik mehr zugänglich (MELUF 1981). Insofern gibt es wenig Spielraum für eine folgenlose "natürliche Heilung" der hochwasserbedingten Schäden an den Röhrichtbiozöosen.

## Danksagung

Dieses Projekt wird vom Land Baden-Württemberg innerhalb des Programms BWPLUS „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherheit“ für die Jahre 2000-2003 finanziert.

## Literatur:

- BRIX, H. (1999): The European Research Project on Reed Die-back and Progression (EUREED). – *Limnologia* **29**: 5-10; Jena.
- IGKB (1993): Internationale Bodenseetiefenvermessung, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), digitaler Datensatz.
- IGKB (1999): Seeumfassende Luftbildbefliegung anlässlich des Extremhochwassers von 1999. – unveröffentl. Bildmaterial der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB).
- JAX, K. (1999): Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? – *Z. Ökologie u. Naturschutz* **7**: 241-253; Jena.
- KLÖTZLI, F. & A. GRÜNIG (1976): Seeufervegetation als Bioindikator. – *Fakten Dokumente Umweltschutz* **19**: 109-131.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P., H. STARK, M. PEINTINGER (1989): Decline of reed at Lake Constance (Obersee) since 1968 based on interpretations of aerial photographs. – *Aquat. Bot.* **35**: 57-62; Amsterdam.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (2000): Erfassung und Kartierung der Schilfdynamik 1999 am Obersee und Überlinger See. – Manuskript, 32 S., Gewässerdirektion Donau/Bodensee, Bereich Ravensburg.
- MELUF, Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden Württemberg (1981): Flachwasserschutz am Bodensee. -29 S. u. Karte; Stuttgart.
- OSTENDORP, W. (1989): "Die-Back" of reeds in Europe - A critical review of literature. – *Aquat. Bot.* **35**: 5-26; Amsterdam.
- OSTENDORP, W. (1990a): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – *Carolina* **48**: 85-102; Karlsruhe.
- OSTENDORP, W. (1990b): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld?. – In: H. SUKOPP & M. KRAUSS (Hg.), *Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen*. – *Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung* (Berlin) **71**: 121-140; Berlin.
- OSTENDORP, W. (1991): Zur Geschichte der Uferrohrichte des Bodensee-Untersees. – *Schr. Ver. Gesch. Bodensee* **109**: 215-233; Friedrichshafen.

- OSTENDORP, W., H. STARK, P. KRUMSCHEID-PLANKERT & A. PIER (1996): Dynamics and restoration of lakeside reedbelts in a prealpine lake (Lake Constance, Germany). - Proc. Ecohydraulics, Quebec, June 1996, B753-B765.
- OSTENDORP, W., M. HERRMANN, A. SONNENBERG (2000): Belastung der Schilfröhrichte des Bodensees durch das Extremhochwasser 1999 (Kartierungen 2000). – Bericht Gewässerdirektion Südl. Oberrhein/Hochrhein u. Donau/Bodensee unveröff.: 52 S.
- PIER, A., DIENST, M., STARK, H. (1993): Dynamics of reed belts at Lake Constance (Untersee and Überlinger See) from 1984 to 1992. – Limnologie aktuell **5**: 141-148; Stuttgart.
- PIER, A. (2000): Untersuchungen zur Schilffrontdynamik am Bodensee-Untersee und Überlinger See. – Bericht Landesanstalt für Umweltschutz, unveröff.: 39 S.
- PLACHTER, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. – Verh. Ges. Ökol. **26**: 287-303; Berlin.
- PLACHTER, H. (1998): Die Auen alpiner Wildflüsse als Modelle störungsgeprägter ökologischer Systeme. – Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch. **56**: 21-66; Bonn-Bad Godesberg.
- SCHMIEDER, K. & A. PIER (2000): Lakeside reed border characteristics at Lake Constance (Untersee): A comparison between 1981-1983 and 1994. – Wetlands Ecology and Management **8**: 435-445.
- SCHMIEDER, K. (1998): Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. – Berichte Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee **46**, 171 S.
- SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP (2001): Das Extremhochwasser 1999 am Bodensee: Auslöser eines neuen "Schilfsterbens"? – Carolina (im Druck).
- SCHRÖDER, R. (1979): The decline of reed swamps in Lake Constance. – Symp. Biol. Hung. **19**: 43-48; Budapest.
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. – Arch. Hydrobiol. Suppl. **76**: 53-99; Stuttgart.
- VAN DER PUTTEN, W.H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research programme on Reed Die-back and progression (1993-1994). – Aquat. Bot. **59**: 263-275; Amsterdam.

VON ELERT, E.: Futterqualität bei *Daphnia galeata*: Limitierung durch hochungesättigte Fettsäuren

MARTIN-CREUZBURG, D. & E. VON ELERT: Untersuchungen zur Futterqualität von Cyanobakterien: Der Einfluss von Fettsäuren und Sterolen auf das Wachstum von *Daphnia*

RINKE, K. & T. PETZOLDT: Ein Modell zur diurnalen Vertikalmigration von *Daphnia*: Populationsdynamik und individuelle Schicksale

SCHUMPELICK - DEUSCHEL, B.: Zyklomorphose und Zooplanktonbiomasse, Zusammenhänge und potentielle Ursachen

WILLKOMM, M. & H. ARNDT: Temperaturtoleranz und nicht-fraßbedingte Mortalität am Beispiel des heterotrophen Flagellaten *Entosiphon sulcatum* (Euglenida)

Futterqualität bei *Daphnia galeata*: Limitierung durch hochungesättigte Fettsäuren

Von Elert, Eric, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78434 Konstanz, [eric.vonekert@uni-konstanz.de](mailto:eric.vonekert@uni-konstanz.de)

*Keywords: Daphnia, Futterqualität, Fettsäure, PUFA, Lipid*

## Einleitung

Die Effizienz, mit der aus der Primärproduktion stammender Kohlenstoff für höhere trophische Ebenen verfügbar ist, hängt in entscheidendem Maße davon ab, wie effizient er durch das herbivore Zooplankton assimiliert werden kann. Diese Verwertbarkeit des Kohlenstoffs durch das herbivore Zooplankton kann als Futterqualität beschrieben werden, wobei neben der Morphologie der Futterpartikel auch deren Gehalt an Toxinen oder hochungesättigten Fettsäuren (PUFAs) für die Verwertbarkeit entscheidend sein kann.

Korrelative Freilandstudien weisen darauf hin, dass für Daphnien der Gehalt des Sestons an bestimmten PUFAs für das somatische Wachstum limitierend sein kann (Wacker and Von Elert 2001; Müller-Navarra 1995; Müller-Navarra et al. 2000). Eine rigorose experimentelle Überprüfung dieser Befunde steht bisher aus und erfordert die Möglichkeit, Futtersuspensionen von Daphnien gezielt mit einzelnen PUFAs zu supplementieren, um diese supplementierten Futterpartikel anschließend in kontrollierten Wachstumsexperimenten auf ihre Futterqualität hin zu untersuchen.

## Material & Methoden

### *Verwendete Organismen und Kulturbedingungen*

Die Experimente wurden mit einem Klon von *Daphnia galeata* durchgeführt, der ursprünglich aus dem Bodensee isoliert wurde (Stich and Lampert 1984) und im Durchfluss in 0.45 µm filtriertem Seewasser mit 2 mg C L<sup>-1</sup> *Scenedesmus obliquus* (Stamm SAG 276-3a) gehältert wurde. Für die standardisierten Wachstumsexperimente wurden Neonate des dritten Geleges verwendet, die in einem möglichst engen Zeitfenster (±4h) geboren worden waren. Die Tiere wurden zunächst zwei Tage auf *S. obliquus* vorgehältert, bevor sie in den Experimenten eingesetzt wurden. Die Versuche selbst wurden in einem Klimaraum bei 20°C und Dauerlicht (ca. 20 µE\*s<sup>-1</sup>\*m<sup>-2</sup>) in Gläsern durchgeführt, die mit je 0.5 L filtriertem Bodenseewasser gefüllt waren. Vier Tage lang wurden je nach Ansatz unterschiedlich supplementierte *S. obliquus* zugegeben und die Versuchstiere täglich in neue Weckgläser umgesetzt. Für jeden Ansatz waren drei Replikate vorgesehen, wobei jedes Weckglas mit 20 Tieren besetzt wurde. Die theoretische Futterkonzentration in den Gläsern betrug 2 mg C L<sup>-1</sup>. Als Maß für das somatische Wachstum der Tiere wurde das individuelle Trockengewicht am Ende des Versuchs bestimmt.

### *Supplementierung*

Um den Einfluss von PUFAs auf das Wachstum von *D. galeata* untersuchen zu können, wurde *S. obliquus* mit Eicosapentaensäure (C20:5n-3) bzw. Docosahexaensäure (C22:6n-3) angereichert. Die Chemikalien wurden in Ethanol gelöst (2,5 mg ml<sup>-1</sup>) und bei -20°C gelagert. Für die Supplementierung wurde eine Suspension von *S. obliquus* auf eine optische Dichte von OD<sub>800</sub> = 0,8 eingestellt. In einem nächsten Schritt erfolgte eine Vorinkubation der Fettsäuren mit Rinderserum-Albumin (BSA), was eine Trägerfunktion bei der Übertragung der Fettsäuren auf die Algenzellen übernimmt (Details in Von Elert subm.). Nach vierstündiger Inkubation von *S. obliquus* mit der Fettsäure wurden durch mehrfaches Zentrifugieren der Zellen und anschließendes Resuspendieren in frischem Algenmedium überschüssiges BSA und überschüssige Fettsäure entfernt. Die auf diese Weise erhaltenen Futtersuspensionen wurden dann in den standardisierten Wachstumsexperimenten eingesetzt.

### *Fettsäureanalytik*

Zur Bestimmung der Fettsäuregehalte wurden Aliquots der *S. obliquus* Suspension über vorgeglühte GFF-Filter konzentriert und anschließend die Lipide extrahiert und die Fettsäuren in Fettsäuremethylester überführt (Von Elert and Stampfl 2000). Die Identifizierung erfolgte anhand der Retentionszeiten von Referenzsubstanzen; die Quantifizierung erfolgte nach splitless-Injektion anhand der Peakflächen und der jeweiligen Kalibrierungsfunktion gemäß Von Elert (subm.).

## **Ergebnisse**

### *Supplementierung von Scenedesmus*

Die als Futterorganismus weit verbreitete Alge *S. obliquus* ist relativ reich an C18-PUFAs, wobei  $\alpha$ -Linolensäure (C18:3n-3) die am höchsten konzentrierte PUFA darstellt (Tab. 1). Das Auftreten von Stearidonsäure (C18:4n-3) wurde durch Co-Chromatographie bestätigt. Es konnten keine langkettigen PUFAs nachgewiesen werden: obwohl aufgrund der Retentionszeiten zunächst das Auftreten von Eicosapentaensäure (EPA, C20:5n-3) und Docosahexaensäure (DHA, C22:6n-3) zu vermuten war, konnte dies durch GC-MS und durch Co-Chromatographie mit Referenzsubstanzen ausgeschlossen werden.

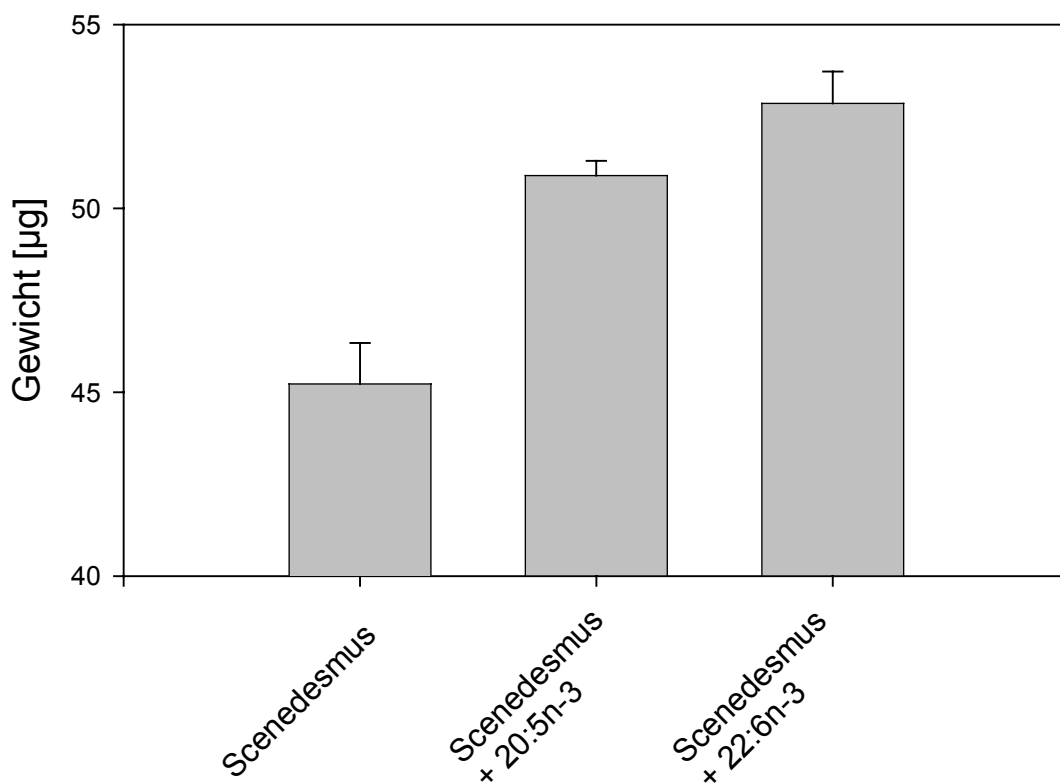
Die Supplementierung mit EPA führte zu einem deutlichen Auftreten dieser Fettsäure in *S. obliquus* mit einem relativen Anteil von 18 % am Gesamtfettsäuregehalt (Tab. 1). Analog führte die Inkubation mit DHA zu einem Anteil von 60 % dieser PUFA an den Gesamtfettsäuren (Tab. 1). Daraus wird ersichtlich, dass, trotz identischer PUFA-Konzentrationen während der Inkubation mit *S. obliquus*, für verschiedene PUFAs unterschiedliche Anreicherungs-effizienzen auftreten.

Tabelle 1. Fettsäurezusammensetzung von *Scenedesmus obliquus* vor und nach Inkubation mit Eicosapentaensäure (C20:5n-3) und Docosahexaensäure (C22:6n-3).

Fettsäure	Fettsäurezusammensetzung [%]		
	<i>S. obliquus</i>	<i>S. obliquus</i> + C20:5n-3	<i>S. obliquus</i> + C22:6n-3
C14:0	1.05	0.90	0.00
C15:0	0.00	0.02	0.00
C16:0	18.47	14.47	7.92
C16:1n-7	0.27	0.19	0.22
C18:0	1.29	0.85	0.18
C18:1n-12/n-9	23.33	16.07	9.26
C18:1n-7	0.94	0.43	0.19
C18:2n-6	15.75	13.12	6.03
C18:3n-6	0.72	0.56	0.11
C18:3n-3	32.13	29.04	13.88
C18:4n-3	4.84	4.16	1.66
C20:1n-9	0.30	0.43	0.09
C20:5n-3	0.00	<b>18.35</b>	0.00
C22:0	0.91	0.80	0.51
C22:6n-3	0.00	0.62	<b>59.94</b>
total	100.00	100.00	100.00

### Wachstum auf *S. obliquus*

Obwohl in *S. obliquus* keine langkettigen PUFAs nachgewiesen werden konnten, ergab sich für *D. galeata* innerhalb von 4 Tagen eine individuelle Trockengewichtszunahme von 45 µg (Abb. 1). Supplementierung mit EPA führte zu einer signifikanten Erhöhung des individuellen Trockengewichtes auf 50.9 µg. Ebenso wurde ein signifikanter Anstieg des individuellen Trockengewichtes auf 52.9 µg beobachtet, wenn das Futter zuvor mit DHA supplementiert worden war (Abb. 1). Somit konnte die Futterqualität von *S. obliquus* durch die langkettigen PUFAs EPA und DHA signifikant verbessert werden.



**Abbildung 1** Individuelles Trockengewicht von 6 d alten *Daphnia galeata* nach viertägiger Hälterung auf *Scenedesmus obliquus* ohne und mit Supplementierung durch Eicosapentaensäure (C20:5n-3) bzw. Docosahexaensäure (C22:6n-3).

### Diskussion

Korrelative Freilanduntersuchungen deuten darauf hin, dass hochungesättigte Fettsäuren (PUFAs) für die Futterqualität des Sestons einen limitierenden Parameter darstellen (Wacker and Von Elert 2001; Müller-Navarra 1995; Müller-Navarra et al. 2000). Eine experimentelle Überprüfung konnte diese Freilandbefunde zumindest für Cyanobakterien nicht bestätigen (Von Elert and Wolffrom

2001), so dass nach wie vor ein rigider experimenteller Nachweis einer Limitierung von Daphnien durch PUFAs aussteht.

Ausgehend von den korrelativen Freilandbefunden sollte das Wachstum von *Daphnia* bei Hälterung auf *S. obliquus* durch EPA limitiert sein, da in *S. obliquus* keine langkettigen PUFAs nachweisbar waren. Dies konnte in der vorliegenden Arbeit durch Supplementierung mit EPA bestätigt werden, so dass EPA die Verwertbarkeit des Algenkohlenstoffs verbesserte.

Obwohl es aus den Freilandstudien heraus keine Hinweise auf eine Bedeutung von DHA für die Futterqualität gab, steigerte auch DHA die Futterqualität signifikant. Dies wirft die Frage auf, ob DHA und EPA in einander konvertierbar sind und somit substituierbare Ressourcen darstellen und erfordert detaillierte Untersuchungen zum Fettsäuremetabolismus bei *Daphnia*, wie sie in anderem Zusammenhang durchgeführt wurden (Von Elert subm.).

#### Literatur

1. Müller-Navarra, D.C. 1995. Evidence that a highly unsaturated fatty acid limits *Daphnia* growth in nature. Archiv für Hydrobiologie 132: 297-307.
2. Müller-Navarra, D.C., M.T. Brett, A.M. Liston, and C.R. Goldman 2000. A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. Nature 403: 74-77.
3. Stich, H.-B. and W. Lampert 1984. Growth and reproduction of migrating and non-migrating *Daphnia* species under simulated food and temperature conditions of diurnal vertical migration. Oecologia 61: 192-196.
4. Von Elert, E. (subm.) Limitation by polyunsaturated fatty acids in *Daphnia*: an experimental test using a new method to enrich food algae with single fatty acids.
5. Von Elert, E. and P. Stampfl 2000. Food quality for *Eudiaptomus gracilis*: The importance of particular highly unsaturated fatty acids. Freshwater Biology 45: 189-200.
6. Von Elert, E. and T. Wolffrom 2001. Supplementation of cyanobacterial food with polyunsaturated fatty acids does not improve growth of *Daphnia*. Limnology and Oceanography 46: 1552-1558.
7. Wacker, A. and E. Von Elert 2001. Polyunsaturated to fatty acids: evidence for non-substitutable biochemical resources in *Daphnia galeata*. Ecology 82: 2507-2520.

## Untersuchungen zur Futterqualität von Cyanobakterien: Der Einfluss von Fettsäuren und Sterolen auf das Wachstum von *Daphnia*

Dominik Martin-Creuzburg, Eric von Elert

Limnologisches Institut der Universität Konstanz, 78467 Konstanz

e-mail: dominikmc@web.de

keywords: Futterqualität, *Synechococcus*, *Anabaena*, *Microcystis*, *Daphnia galeata*

### Einleitung

Cyanobakterien sind aufgrund ihrer Fähigkeit, sich in nährstoffreichen Gewässern massenhaft zu entfalten, im Zuge der Eutrophierung vieler Gewässer ins Interesse der Öffentlichkeit gerückt. Viele Cyanobakterien scheiden geruchsstörende organische Substanzen aus oder produzieren Toxine, die beispielweise bei der Trinkwassergewinnung problematisch werden können. Ein wichtiger Faktor, der die Bildung von massiven Wasserblüten ermöglicht, ist die fehlende Kontrolle der Cyanobakterien durch das herbivore Zooplankton. Cyanobakterien sind in der Regel von geringem Nahrungswert für Zooplankter und erleiden deshalb kaum Fraßverluste. Die geringe Futterqualität von Cyanobakterien für *Daphnia* kann verschiedene Ursachen haben. Neben morphologischen Parametern wie dicken Zellwänden oder Gallerten, die vor der Verdauung schützen, oder der Ausbildung von Trichomen oder Kolonien, die den Filtrierprozess stören, kann auch die Produktion von Toxinen als Grazingschutz betrachtet werden (Lampert 1981). Da die Nahrung des Zooplanktons „Paketcharakter“ hat und speziell Daphnien aufgrund ihrer unselektiven Nahrungsaufnahme keinen Einfluss auf den Gehalt des Futters an lebensnotwendigen Inhaltsstoffen haben, können herbivore Zooplankter nicht nur von der Gesamtmenge der Nahrung limitiert sein, sondern auch durch bestimmte Nahrungsbestandteile. Als limitierende Komponenten für *Daphnia* wurden bereits mineralischen Nahrungsinhaltsstoffe diskutiert. Neuerdings wurde gezeigt, dass auch biochemische Komponenten den Nahrungswert beeinflussen können. In verschiedenen Studien wurde ein positiver Zusammenhang zwischen der Futterqualität von Algenkulturen und ihrem Gehalt an bestimmten mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs) gefunden (Ahlgren et al. 1990; Müller-Navarra 1995). Die meisten Tiere sind nicht in der Lage, langkettige PUFAs de novo zu synthetisieren, es handelt sich um essentielle Nahrungsbestandteile. Da Cyanobakterien als Prokaryonten keine langkettigen PUFAs enthalten (Phillips 1984; Ahlgren et al. 1992), lag die Vermutung nahe, dass der Mangel an diesen PUFAs möglicherweise den Grund für die schlechte Futterqualität von Cyanobakterien darstellt. Cyanobakterien zeichnen sich allerdings nicht nur durch den Mangel an PUFAs aus, sondern auch durch das Fehlen von Sterolen. Das wichtigste Sterol im tierischen Organismus ist Cholesterin, es ist Bestandteil aller eukaryontischen Membranen und an der Regulation der Membranfluidität beteiligt. Als Vorstufe für die Häutungshormone (Ecdysterioide) ist Cholesterin für Arthropoden ebenfalls von Bedeutung. Da Arthropoden nicht zur de novo Sterolsynthese befähigt sind (Rees 1985; Urich 1990) und diese mit der Nahrung aufgenommen werden müssen, ist eine Sterollimitierung von *Daphnia* bei Wachstum auf Cyanobakterien ebenfalls vorstellbar. In der vorliegenden Arbeit wurden Cyanobakterien mit verschiedenen PUFAs und Cholesterin supplementiert, an *Daphnia galeata* verfüttert und die Auswirkungen auf das Wachstum der Tiere dokumentiert.

### Material & Methoden

#### *Verwendete Organismen und Kulturbedingungen*

Alle experimentellen Untersuchungen wurden mit einem Laborklon von *Daphnia galeata* durchgeführt, der ursprünglich von Stich aus dem Bodensee isoliert wurde (Stich & Lampert 1984).

Als Standardfutter für *D. galeata* wurde während der Zucht und während der Hälterung in einem Durchflusssystem die Chlorophyceae *Scenedesmus obliquus* KÜTZING (MPI für Limnologie Plön) verwendet, die als Batch-Kultur unter konstanten Licht- und Temperaturbedingungen kultiviert wurde. In den Wachstumsversuchen wurden die Cyanobakterien *Synechococcus elongatus* (SAG 89.79, Göttingen), *Anabaena variabilis* P9 (ATCC 29413, Maryland USA) und *Microcystis aeruginosa* (PCC 7806, Jüttner, Universität Zürich) eingesetzt. *Synechococcus* und *Anabaena* wurden in Chemostat-Gefäßen kultiviert, um konstante physiologische Bedingungen zu gewährleisten. Die Kulturen wurden mit einer Verdünnungsrate von  $0,25\text{ d}^{-1}$  bei einer Temperatur von  $20^{\circ}\text{C}$  und einer Lichtintensität von  $50\ \mu\text{E}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  betrieben. *Microcystis* wurde als semikontinuierliche Batch-Kultur mit einem Volumen von vier Litern kultiviert. Die Kultivierung erfolgte bei Dauerlicht ( $300\ \mu\text{E}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) und kontinuierlicher Begasung mit Druckluft. Während der Wachstumsversuche wurde täglich ein Liter der Suspension steril entnommen und die Kultur in autoklaviertem Medium wieder auf vier Liter aufgefüllt. Zur Kultivierung der Cyanobakterien und auch zur Kultivierung von *Scenedesmus* wurde ein Cyanobakterien-Medium (Jüttner et al. 1983) verwendet. *D. galeata* wurde vor Beginn eines Experiments in ein Durchflusssystem überführt, um konstante Futterbedingungen gewährleisten zu können. Die Wachstumsversuche selbst wurden in 1,5 Liter Gläsern in einem Klimaraum bei  $20^{\circ}\text{C}$  und Dauerlicht (ca.  $20\ \mu\text{E}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) durchgeführt.

### Supplementierung

Um den Einfluss von PUFAs und Sterolen auf das Wachstum von *D. galeata* untersuchen zu können, wurden die Cyanobakterien mit  $\alpha$ -Linolensäure (C18:3n-3), Eicosapentaensäure (C20:5n-3) bzw. Cholesterin angereichert. Die Chemikalien wurden in Ethanol gelöst (2,5 mg/ml) und bei  $-20^{\circ}\text{C}$  gelagert. Für die Supplementierung wurde aus den Kulturen eine ausreichende Menge Cyanobakterien entnommen und die Suspension auf eine optische Dichte von 0,8 eingestellt und unter Verwendung von Rinderserum-Albumin (BSA) mit den Lipiden inkubiert, und anschließend wurde überschüssiges BSA und Lipid durch mehrmaliges Waschen mit frischem Medium aus der Futtersuspension entfernt (Von Elert subm., Von Elert & Martin-Creuzburg in prep.). Die auf diese Weise erhaltenen Futtersuspensionen wurden dann in den standardisierten Wachstumsexperimenten eingesetzt.

### Wachstumsexperimente

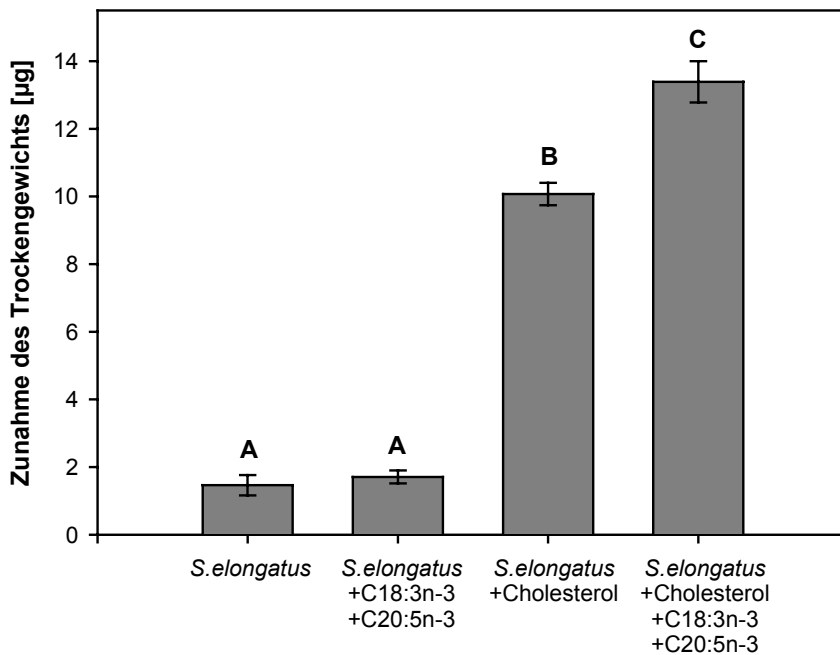
Für die standardisierten Wachstumsexperimente mit *D. galeata* wurden Neonate des dritten Geleges verwendet, die in einem möglichst engen Zeitfenster ( $\pm 6\text{h}$ ) geboren wurden. Um hohe Mortalitätsraten zu vermeiden, wurden die Tiere zunächst zwei Tage auf *Scenedesmus* vorgehört, bevor sie in den Experimenten eingesetzt wurden. Die Versuche selbst wurden in 0,5 Liter filtriertem Bodenseewasser durchgeführt. Vier Tage lang wurden je nach Ansatz unterschiedlich supplementierte Cyanobakterien zugegeben und die Versuchstiere täglich in neue Weckgläser umgesetzt. Für jeden Ansatz waren drei Replikate vorgesehen, wobei jedes Weckglas mit 20 Tieren besetzt wurde. Die theoretische Futterkonzentration in den Gläsern betrug 2 mg C/l. Als Maß für das somatische Wachstum der Tiere wurde die relative Gewichtszunahme aus der Differenz der Trockengewichte zu Beginn und am Ende eines Versuchs bestimmt.

## Ergebnisse

### Supplementierung von *Synechococcus*

Durch Supplementierung mit  $\alpha$ -Linolensäure (C18:3n-3) und Eicosapentaensäure (C20:5n-3) konnte der Nahrungswert von *Synechococcus elongatus* nicht verbessert werden. Das Trockengewicht der Tiere nach Hälterung auf dem supplementierten Cyanobakterium war nicht signifikant verschieden von dem der Tiere, die auf unbehandeltem *Synechococcus* gehört wurden (Abb. 1). Dagegen waren die Tiere bei Hälterung auf mit Cholesterin supplementiertem

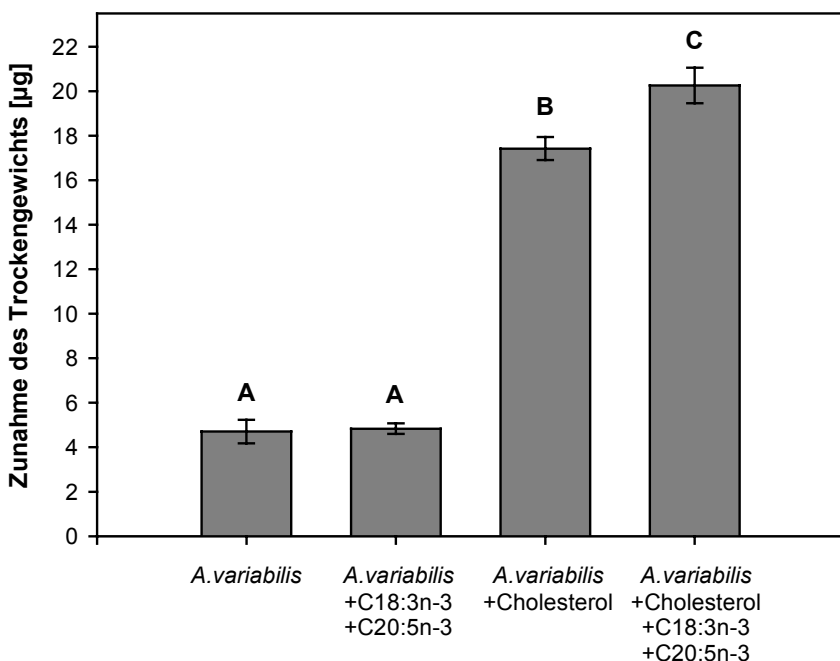
*Synechococcus* signifikant schwerer als die Kontrolltiere. Wurde *Synechococcus* zusätzlich zu Cholesterol mit den beiden PUFAs angereichert, hatte dies einen weiteren signifikanten Anstieg des Trockengewichts der Daphnien zur Folge (Abb. 1).



**Abb. 1** Zunahme des Trockengewichts von *D. galeata* während der viertägigen Hälterung auf unterschiedlich supplementiertem *Synechococcus*. Dargestellt sind die Mittelwerte aus drei Replikaten und die einfache Standardabweichung. Mittelwerte, die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet sind, sind bei einem Signifikanzniveau von  $p < 0,001$  voneinander verschieden [Tukey's HSD nach ANOVA  $F_{3,8} = 711,7$ ;  $p < 0,001$ ]

#### Supplementierung von *Anabaena*

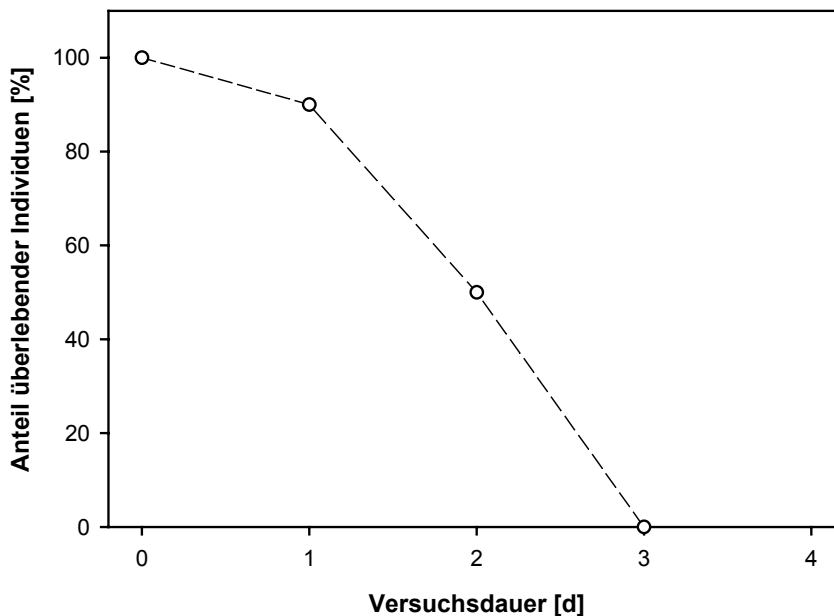
Auch der Nahrungswert des fädigen Cyanobakteriums *Anabaena variabilis* konnte durch Anreicherung mit  $\alpha$ -Linolensäure (C18:3n-3) und Eicosapentaensäure (C20:5n-3) nicht verbessert werden. Die Supplementierung mit Cholesterol hatte dagegen auch bei *Anabaena* einen stark positiven Einfluss auf das Wachstum von *D. galeata*, obwohl die mittlere Trichomlänge bei 536,2  $\mu\text{m}$  und damit weit oberhalb des für *Daphnia* filterbaren Größenspektrums lag. Wie für *Synechococcus* gezeigt, so konnte auch bei *Anabaena* die Futterqualität durch Anreicherung mit den beiden PUFAs zusätzlich zu Cholesterol weiter verbessert werden (Abb. 2).



**Abb. 2** Zunahme des Trockengewichts von *D. galeata* während der viertägigen Hälterung auf *Anabaena variabilis*. Dargestellt sind die Mittelwerte aus drei Replikaten und die einfache Standardabweichung. Mittelwerte, die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet sind, sind bei einem Signifikanzniveau von  $p < 0,01$  voneinander verschieden [Tukey's HSD nach ANOVA  $F_{3,8} = 646,4$ ;  $p < 0,001$ ]

### Supplementierung von *Microcystis*

Als weiteres Cyanobakterium wurde ein toxischer Stamm von *Microcystis aeruginosa* (PCC 7806) verwendet. Die Hypothese, dass der geringe Nahrungswert der Gattung *Microcystis* sich nicht alleine auf die Toxizität zurückführen lässt, sondern dass auch hier die biochemische Zusammensetzung der Cyanobakterien von Bedeutung ist, konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden. In den durchgeführten Wachstumsexperimenten konnte weder durch Anreicherung mit Cholesterol noch durch Anreicherung mit PUFAs die Futterqualität von *Microcystis* verbessert werden. Stattdessen erwies sich der verwendete Stamm, unabhängig von der Supplementierung, innerhalb von drei Tagen für alle juvenilen Daphnien als letal (Abb. 3).



**Abb. 3** Hälterung von *D. galeata* auf *M. aeruginosa*. Aufgetragen ist der Anteil überlebender Individuen gegen die Versuchsdauer. Jeder Datenpunkt repräsentiert den Mittelwert aus drei Replikaten mit jeweils 20 Tieren. Die Tiere wurden zunächst zwei Tage auf *S. obliquus* vorgehändert, bevor *M. aeruginosa* als Futter verwendet wurde. Nach drei Tagen wurde der Versuch abgebrochen, da keines der Tiere, unabhängig von den Supplementierungsbedingungen, überlebt hatte.

### Diskussion

In der vorliegenden Arbeit wurde die Bedeutung von PUFAs für den Nahrungswert von Cyanobakterien experimentell durch gezielte Supplementierung mit mehrfach ungesättigten Fettsäuren untersucht. Das dabei verwendete Cyanobakterium *Synechococcus elongatus* ist für *Daphnia* gut ingestierbar und assimilierbar (Lampert 1977). Dennoch ist die Futterqualität von *Synechococcus* vergleichsweise gering, was sich in sehr geringen Wachstumsraten der Tiere bei saturierenden Futterkonzentrationen äußert. Als Cyanobakterium enthält *S. elongatus* keine langkettigen PUFAs (Von Elert & Wolffrom 2001), was die Vermutung nahe legt, dass *D. galeata* bei Wachstum auf *Synechococcus* durch langkettige PUFAs limitiert ist. Gestützt wird diese Hypothese durch den Befund, dass sich die Futterqualität von *S. elongatus* durch Supplementierung mit einem an PUFAs reichen Fischöl verbessern lässt (DeMott & Müller-Navarra 1997). Dagegen konnte in einer kürzlich veröffentlichten Studie kein Zusammenhang zwischen einer möglichen PUFA-Limitierung von *D. galeata* und dem Mangel an langkettigen PUFAs in *S. elongatus* aufgezeigt werden (Von Elert & Wolffrom 2001). Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigen diesen Befund. Durch gezielte Supplementierung mit einer Mischung aus  $\alpha$ -Linolensäure (C18:3n-3) und Eicosapentaensäure (C20:5n-3) konnte der Nahrungswert von *Synechococcus* nicht verbessern, weshalb eine PUFA-Limitierung, zumindest für die beiden getesteten Fettsäuren, ausgeschlossen werden kann. Da sich der Nahrungswert von *Synechococcus* durch Supplementierung mit einem Lipidextrakt der Grünalge *Scenedesmus obliquus* deutlich verbessern lässt (Von Elert & Wolffrom 2001), ist davon auszugehen, dass *D. galeata* durch eine von PUFAs verschiedene Lipidkomponente limitiert ist.

Cyanobakterien zeichnen sich nicht nur durch das Fehlen von langkettigen PUFAs aus, sondern auch durch den Mangel an Sterolen (Urich 1990). Da Sterole für Arthropoden essentielle Nahrungsbestandteile sind (Goad 1981), scheint eine Limitierung von *D. galeata* durch Sterole möglich zu sein. Das häufigste Sterol in Crustaceen ist Cholesterol (Jarzebski 1985; Serrazanetti 1982), es spielt eine zentrale Rolle im Stoffwechsel der Tiere. In der vorliegenden Untersuchung konnte durch Supplementierung von *S. elongatus* mit Cholesterol der Nahrungswert des Cyanobakteriums erheblich verbessert werden. Wurde *Synechococcus* zusätzlich zu Cholesterol mit  $\alpha$ -Linolensäure und Eicosapentaensäure angereichert, so stieg die Futterqualität weiter an. Diese Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass *D. galeata* bei Wachstum auf *S. elongatus* primär durch Cholesterol limitiert ist und dass sich eine Limitierung durch PUFAs entsprechend des Liebigschen „Gesetz des Minimums“ erst sekundär, nach Cholesterolsättigung, bemerkbar macht.

Das Cyanobakterium *S. elongatus* ist prinzipiell für Daphnien gut fressbar. Es liegt in Einzelzellen vor, die innerhalb des für Daphnien filterbaren Größenspektrums liegen. Viele Cyanobakterien genießen dagegen durch Ausbildung von Trichomen einen gewissen Schutz vor der Ingestion. Filamente, wie auch Kolonien, können den Filterapparat der Daphnien blockieren, wodurch das Wachstum der Daphnien auf fädigen Cyanobakterien reduziert ist (Gliwicz & Lampert 1990). Der in vorliegender Arbeit verwendete *Anabaena variabilis* P9-Stamm ist nicht toxisch. Trotz einer mittleren Trichomlänge von 536,2  $\mu\text{m}$  waren die Därme der Tiere zumindest teilweise mit dem Cyanobakterium gefüllt. Da *D. galeata* bei Hälterung auf *Anabaena* positives Wachstum zeigte, ist davon auszugehen, dass das Cyanobakterium, wenn auch in geringem Maße, ingestiert und assimiliert wurde und dass *D. galeata* nicht kohlenstofflimitiert war. Um die Bedeutung von biochemischen Futterinhaltsstoffen für den Nahrungswert des fädigen Cyanobakteriums abschätzen zu können, wurde *Anabaena* analog zu den mit *Synechococcus* durchgeführten Versuchen, mit PUFAs und Cholesterol angereichert. Dabei konnte durch Supplementierung mit  $\alpha$ -Linolensäure und Eicosapentaensäure das Wachstum von *D. galeata* nicht verbessert werden. Eine PUFA-Limitierung der Daphnien kann demnach, auch bei Wachstum auf *Anabaena variabilis*, zunächst einmal ausgeschlossen werden. Dagegen hatte die Supplementierung mit Cholesterol, wie auch schon bei *S. elongatus*, einen stark positiven Einfluss auf das Wachstum der Tiere. Nach Anreicherung mit Cholesterol war der Nahrungswert von *Anabaena* vergleichbar mit dem der Grünalge *Scenedesmus*. *D. galeata* ist also auch bei Wachstum auf *Anabaena* durch Cholesterol limitiert. Dieser Befund führt zu der Hypothese, dass der geringe Nahrungswert von Cyanobakterien in erster Linie auf den Mangel an Sterolen zurückzuführen ist und dass andere Faktoren, wie beispielweise die Bildung von Trichomen, eher eine untergeordnete Rolle spielen. Wie schon für *S. elongatus* gezeigt, so konnte auch bei Wachstum auf *Anabaena* die Futterqualität durch Supplementierung mit PUFAs zusätzlich zu Cholesterol weiter verbessert werden. Wird also Cholesterol in ausreichender Dosis zugegeben, kommt den PUFAs die Rolle des Minimumfaktors zu, und eine Limitierung durch diese Lipidgruppe tritt ein.

Neben der Ausbildung von Trichomen ist die Synthese von Toxinen eine weitere Eigenschaft von Cyanobakterien. Die Bildung von Toxinen kann als Verteidigungsmechanismus angesehen werden, der einen wirksamen Schutz vor Grazing bietet. Die Toxizität des hier verwendeten *Microcystis* Stammes für *Daphnia* ist bereits von Jungmann et al. (1991) demonstriert worden. *D. pulicaria* starb in dieser Studie nach vier Tagen Hälterung auf *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 und damit signifikant früher als Tiere, die kein Futter bekamen. Sind biochemische Ressourcen für die Futterqualität von genereller Bedeutung, so sollte sich die Supplementierung mit PUFAs bzw. Cholesterol auch im Falle von *Microcystis* positiv auf das Wachstum der Tiere auswirken. Durch Anreicherung mit PUFAs konnte in der vorliegenden Arbeit der Nahrungswert von *Microcystis* allerdings nicht verbessert werden, und auch die Anreicherung mit Cholesterol hatte keinen Einfluss auf die Futterqualität. Stattdessen trat unabhängig von den Supplementierungsbedingungen eine hohe Mortalität auf. Drei Tage Hälterung auf *Microcystis* hatte für alle juvenilen Tiere, trotz zweitägiger Vorhälterung auf *Scenedesmus*, letale Folgen. Eine Limitierung von *D. galeata* durch biochemische Komponenten wie PUFAs oder Sterole ist also im Vergleich zur Toxizität bei Wachstum auf *Microcystis* von untergeordneter Bedeutung.

## Literaturverzeichnis

- Ahlgren, G., Lundstedt, L., Brett, M. T., & Forsberg, C. (1990) Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *Journal of Plankton Research* **12**, pp. 809-818
- Ahlgren, G., Gustafsson, I. B., & Boberg, M. (1992) Fatty acid content and chemical composition of freshwater microalgae. *Journal of Phycology* **28**, pp. 37-50
- Demott, W.R. & Müller-Navarra, D. C. (1997) The importance of highly unsaturated fatty acids in zooplankton nutrition: evidence from experiments with *Daphnia*, a cyanobacterium and lipid emulsions. *Freshwater Biology* **38**, pp. 649-664
- Gliwicz, Z.M. & Lampert, W. (1990) Food thresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blue-green filaments. *Ecology* **71**, pp. 691-702
- Goad, L.J. (1981) Sterol biosynthesis and metabolism in marine invertebrates. *Pure & Appl. Chem.* **51**, pp. 837-852
- Jarzebski, A., Falkowski, L., Kusmierz, J., Szafranek, J., & Albaiges, J. (1985) Sterol composition of *Mesidothea entomon* L. (Isopoda, Crustacea). *Com. Biochemistry & Physiology - B: Comp. Biochemistry* **81B**, pp. 733-735
- Jungmann, D., Henning, M., & Jüttner, F. (1991) Are the Same Compounds in *Microcystis* Responsible for Toxicity to *Daphnia* and of its Filtering Rate? *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **76**, pp. 47-56
- Jüttner, F., Leonhardt, J., & Möhren, S. (1983) Environmental factors affecting the formation of mesityloxid, dimethylallylic alcohol and other volatile compounds excreted by *Anabaena cylindrica*. *J.o. General Microbiology* **129**, pp. 407-412
- Lampert, W. (1977) Studies on the carbon balance of *Daphnia pulex* as related to environmental conditions. I. Methodological problems of the use of  $^{14}\text{C}$  for the measurement of carbon assimilation. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* **48**, pp. 287-309
- Lampert, W. (1987) Feeding and nutrition in *Daphnia*. *Daphnia. Memorie dell Istituto Italiano di Idrobiologia* (eds Peters, R.H. & De Bernardi, R.), pp. 143-192.
- Müller-Navarra, D.C. (1995) Biochemical versus mineral limitation in *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.* **40**, pp. 1209-1214
- Phillips, N.W. (1984) Role of different microbes and substrates as potential suppliers of specific, essential nutrients to marine detritivores. *Bulletin of marine Science* **35**, pp. 283-298
- Rees, H.H. (1985) Biosynthesis of Ecdysone. *Comprehensive Insect Physiology, Biochemistry and Pharmacology* (eds Kerkut, G.A. & Gilbert, L.I.), pp. 249-293. Pergamon Press, Oxford
- Serrazanetti, G.P., Cattani, O., & Piretti, M. V. (1982) Investigation of the sterol constituents of the isopod crustacean *Idotea Balthica Basteri* (Audoin). *Comp. Biochemistry & Physiology - B: Comp. Biochemistry* **73B**, pp. 757-760
- Stich, H.-B. & Lampert, W. (1984) Growth and reproduction of migrating and non-migrating *Daphnia* species under simulated food and temperature conditions of diurnal vertical migration. *Oecologia* **61**, pp. 192-196
- Urich, K. Vergleichende Biochemie der Tiere. (1990). Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, New York.
- Von Elert, E. (subm.) Limitation by polyunsaturated fatty acids in *Daphnia*: an experimental test using a new method to enrich food algae with single fatty acids.
- Von Elert, E. & Martin-Creuzburg, D. (in prep.) Limitation by sterols constrains growth of *Daphnia* on cyanobacteria.
- Von Elert, E. & Wolffrom, T. (2001) Supplementation of cyanobacterial food with polyunsaturated fatty acids does not improve growth of *Daphnia*. *Limnology & Oceanography* **46**, pp. 1552-1558

## Ein Modell zur diurnalen Vertikalmigration von *Daphnia*: Populationsdynamik und individuelle Schicksale

KARSTEN RINKE & THOMAS PETZOLDT

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

Kontakt: Karsten.Rinke@mailbox.tu-dresden.de; Thomas.Petzoldt@mailbox.tu-dresden.de

Keywords: *Daphnia*, diurnale Vertikalmigration, individuenbasierte Modelle, Populationsdynamik

### Einleitung

Die DVM von *Daphnia* stellt eine Räubervermeidungsstrategie gegenüber visuellen Räubern (vorwiegend Fischen) dar (Zaret & Suffern 1976, Lampert 1993), deren Prädation stark von der herrschenden Lichtintensität abhängt (*predator avoidance theory*). Durch den Aufenthalt in großen und somit lichtarmen Tiefen können die Daphnien die resultierende Prädationsrate durch Fische deutlich senken (Flik et al. 1997, Macháček & Matena 1997). In den Nachtstunden suchen die Tiere zur Nahrungsaufnahme die produktiven oberflächennahen Gewässerhorizonte auf. Wandernde Daphnien befinden sich hierbei in einem Strategiedilemma, da durch ungünstige Futter- und Temperaturbedingungen in den tieferen Gewässerhorizonten erhöhte Kosten durch das Räubervermeidungsverhalten entstehen (Stich & Lampert, 1984). Als steuernde Faktoren (Proximatfaktoren) der DVM wirken die relative Lichtänderung (Ringelberg 1964, van Gool 1997, van Gool & Ringelberg 1997), der Extinktionskoeffizient des Wassers (Dodson 1990) und die Fischbiomasse im Gewässer (Loose 1993).

Die DVM von *Daphnia* bildete in den vergangenen zwei Jahrzehnten einen Schwerpunkt limnologischer Forschung und erhebliche Anstrengungen wurden zur Aufklärung der steuernden und adaptiven Faktoren unternommen (Haney 1993, Lampert 1993). Es wurden Teilkomplexe des Gesamtphänomens in Form von Beschreibung und Modellierung zusammengefasst und in Synthese gebracht (Fiksen 1997, Han & Straskraba 1998, Ringelberg 1999). Nach wie vor fehlt es jedoch an einer möglichst ganzheitlichen Betrachtung der beteiligten Proximat- und Ultimatfaktoren. Ziel der vorliegenden Arbeit war deshalb eine möglichst ganzheitliche Beschreibung des Phänomens DVM, sowie ferner eine quantitative Untersuchung der Wirkung vertikaler Gradienten im Gewässer auf den „trade-off“ der DVM. Da traditionelle Ansätze zur Beschreibungen von Populationsdynamik keine Lösung zu dieser Problematik liefern, wurde ein individuenbasiertes Modell entwickelt, das die Auswirkungen von Vertikalmigration, somatischem Wachstum, Vermehrung und gröÙenselektiver Mortalität auf die Populationsdynamik von *Daphnia* untersucht.

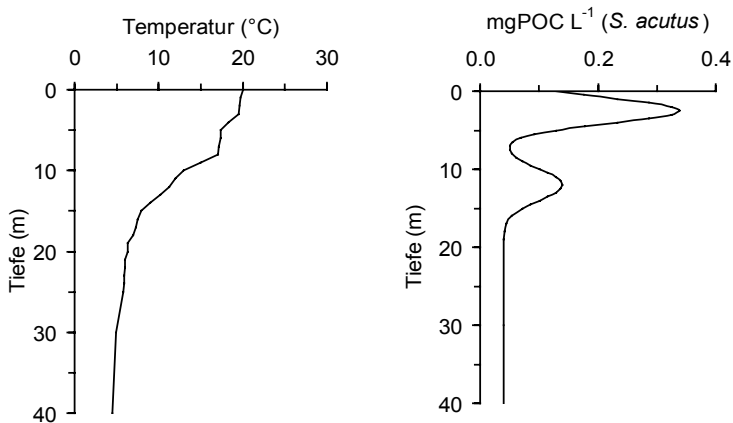
### Methodik

Individuenbasierte Modelle (IBM) bieten eine einfache und wirkungsvolle Möglichkeit zur Simulation strukturierter Populationen (DeAngelis & Rose 1992, Mooij & Boersma 1996). Im Gegensatz zu herkömmlichen Populationsdynamik-Modellen, bei denen Eigenschaften und dynamische Entwicklungen von Populationen beschrieben werden, arbeiten IBM ausschließlich durch Definition von Eigenschaften und Fähigkeiten von Individuen. Zur Beschreibung einer Population muß deshalb eine repräsentative Anzahl von Individuen simuliert werden. Die Verwendung eines individuenbasierten Ansatzes bietet hierbei folgende Vorteile:

- Ereignisse wie Eiablage, Wachstum, Bewegung und Tod sind in der Simulation mit dem Individuum assoziiert und entsprechen somit den direkt beobachtbaren Phänomenen. Die Modellarchitektur entspricht der natürlichen Organisation (Silvert 1993, Grimm 1999) und ermöglicht den direkten Vergleich mit der Realität (Murdoch et al. 1992).
- IBMs ermöglichen eine explizite Abbildung natürlicher Variabilität von Individuen (DeAngelis & Rose 1992) innerhalb einer Population (z.B. Körpergröße, Alter, physiologische Parameter). Dies ermöglicht die Simulation eigenschaftsabhängiger Prozesse (z.B. gröÙenselektiver FraÙ).
- Die Komponente Raum läÙt sich auf einfache und effiziente Weise implementieren und ermöglicht somit die Simulation von Bewegungen (Hölker & Breckling 2001).

Die Implementation individuenbasierter Modelle erfolgt oftmals durch objektorientierte Programmierung (Maley & Caswell 1993, Mooij & Boersma 1996). Im vorliegenden Fall wurde die Programmiersprache JAVA ausgewählt (Campione et al., <http://java.sun.com/docs/books/tutorial/>). Die Prozessierung und Verwaltung der Daten sowie die Optimierung im Submodell Wachstum und Vermehrung erfolgte mit dem Softwarepaket R (Ihaka & Gentleman 1996).

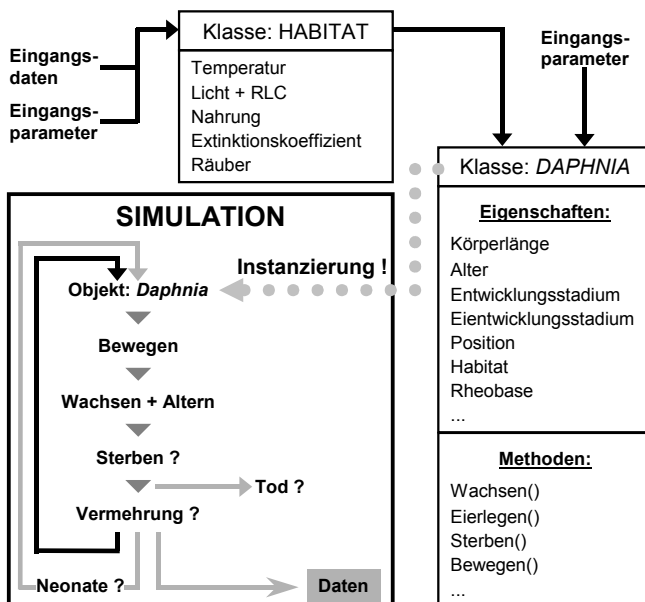
Für sämtliche Simulationen wurde ein naturgemäßes Temperaturprofil, das im epilimnischen Bereich temporäre Schichtungen aufweist und eine zweigipfelige vertikale Futterverteilung (Angabe in  $\text{mg C l}^{-1}$  *Scenedesmus acutus*) angenommen (**Abb. 1**).



**Abb. 1:** Vertikale Gradienten von Temperatur und Futter

## Aufbau des Modells

Das Gesamtmodell besteht aus den drei Submodellen „Bewegung“, „Wachstum und Vermehrung“ und „Mortalität“. Jedes Individuum durchläuft während der Simulation in hoher zeitlicher Auflösung (10 Min.) eine Schleife durch diese drei Submodelle (**Abb. 2**). Im Submodell Bewegung erfolgt die Simulation des individuellen Schwimmverhaltens der Daphnien. Dies besteht einerseits aus dem eigentlichen Migrationsverhalten, welches die Bewegung der Individuen während der Dämmerungszeiten kontrolliert (morgens: Abwärtsbewegung; abends: Aufwärtsbewegung), und andererseits aus zufälligen Bewegungen zur Futtersuche, welche die Bewegung der Daphnien zu den übrigen Tageszeiten beschreibt. Die bei der Wanderung realisierte Migrationsamplitude wird hierbei durch ein Wechselspiel der Einflußfaktoren relative Lichtänderung, Extinktionskoeffizient, Fischbiomasse und Entwicklungsstadium der Daphnien gesteuert. Mit Ausnahme neonater Tiere (Körperlänge < 0.98 mm), die sich gantztägig epilimnisch aufhalten (Johnson & Jacobson 1987), zeigen alle Individuen das Migrationsverhalten. Zur Untersuchung des Adaptivwertes der DVM kann im Modell das Migrationsverhalten abgeschaltet werden, um nicht-wandernde Daphnienpopulationen zu simulieren. Eine ausführliche Beschreibung dieses Submodells ist in Rinke & Petzoldt (2001) dargestellt.



**Abb. 2:** Schematische Darstellung der Modellstruktur. Die Klassen Habitat und Daphnia beschreiben die Eigenschaften und Methoden der Individuen und ihrer Umgebung. Durch Instanzierung der Klasse *Daphnia* werden beliebig viele *Daphnia*-Objekte erschaffen, die dann in die Simulationsschleife („life loop“) eingegliedert werden.

Im Submodell Wachstum und Vermehrung wird das somatische Wachstum und die Eiproduktion der Individuen abgebildet. Bisher war für die Gattung *Daphnia* kein Modell zur Berechnung von Wachstum und Vermehrung unter variablen Temperatur- und Futterbedingungen verfügbar. Aus diesem Grunde mußte ein entsprechender Ansatz entwickelt werden. Hierfür wurde der Datensatz von Hall (1964) verwendet, der das Wachstum und die Eiproduktion von *Daphnia galeata mendotae* unter drei verschiedenen Temperatur- und Futterbedingungen beschreibt. Diese Arbeit ermöglicht eine separate Untersuchung der Einflüsse von Temperatur und Futter und eventuell vorhandener Interaktionen an einem Datensatz und somit eine konsistente Analyse der einzelnen Prozesse. Der Nachteil des experimentellen Designs von Hall (1964) liegt in der unüblichen und schwer übertragbaren Angabe der Futterkonzentration in „Klett units“.

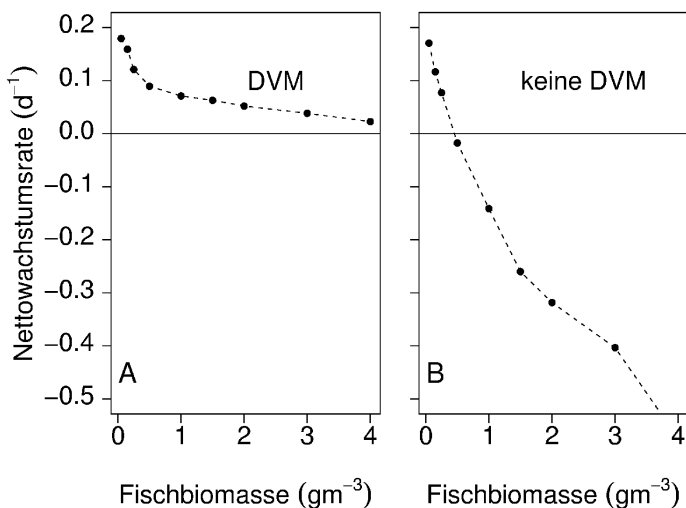
Zur Modellierung des somatischen Wachstums wurde die von-Bertalanffy-Gleichung ausgewählt (Gamito 1998, West et al. 2001). In einem ersten Schritt wurden die Parameter der von-Bertalanffy-Gleichung in Abhängigkeit der umgebenden Futter- und Temperaturbedingungen durch Anpassung eines multiplen Regressionsmodells an den Datensatz von (Hall 1964) geschätzt. In einem zweiten Schritt erfolgte die Übertragung dieses Regressionsmodells auf die heute übliche Angabe der Futterkonzentration in  $\text{mg C l}^{-1}$  *Scenedesmus acutus*. Hierfür wurden Wachstumsdaten aus vier Laborexperimenten (Stich & Lampert 1984, Gliwicz & Lampert 1990, Giani 1991, Vanni & Lampert 1992) verwendet und das bestehende Regressionsmodell unter Beibehaltung der funktionalen Zusammenhänge nochmals optimiert ( $r^2 = 0.93$ ,  $n = 82$ , elf Kombinationen von Futterkonzentration und Temperatur). Die erhaltene Parametrisierung erzeugt Wachstumskurven, die in guter Übereinstimmung mit den Laborexperimenten stehen.

Für die Berechnung der Gelegegröße wurde ähnlich vorgegangen (Schritt 1: Optimierung an dem Datensatz von Hall 1964; Schritt 2: Optimierung an Wachstumsdaten aus Stich & Lampert 1984, Gliwicz & Lampert 1990, Vanni & Lampert 1992). Hierbei wurde ein linearer Zusammenhang zwischen Futterkonzentration und Gelegegröße verwendet und kein Einfluß der Temperatur angenommen (Hall 1964). Auch dieses Regressionsmodell zeigt gute Übereinstimmung mit den Laborexperimenten ( $r^2 = 0,88$ ,  $n = 35$ , sieben verschiedene Futterkonzentrationen). Die Eientwicklungszeit wurde temperaturabhängig nach Bottrell (1976) berechnet. Im Submodell Mortalität erfolgt die Berechnung eines individuellen Mortalitätsrisikos. Es werden drei Ursachen für Mortalität berücksichtigt: gröbenselektiver Fraß durch Fische (große Individuen bevorzugt),

größenselektiver Fraß durch invertebrate Räuber (kleine Individuen bevorzugt) und Altersmortalität (keine Größenselektivität). Die Umsetzung der prädationsbedingten Mortalität erfolgte in Anlehnung an Fiksen (1997). Aufgrund hoher Lichtintensitäten überwiegt tagsüber in den oberen Gewässerhorizonten die Prädation durch Fische (optische Räuber), während in den tieferen Gewässerhorizonten und bei Nacht die Prädation durch invertebrate Räuber dominiert. Bezüglich der Altersmortalität wurde eine mittlere Lebenserwartung von 50 Tagen angenommen.

## Ergebnisse und Diskussion

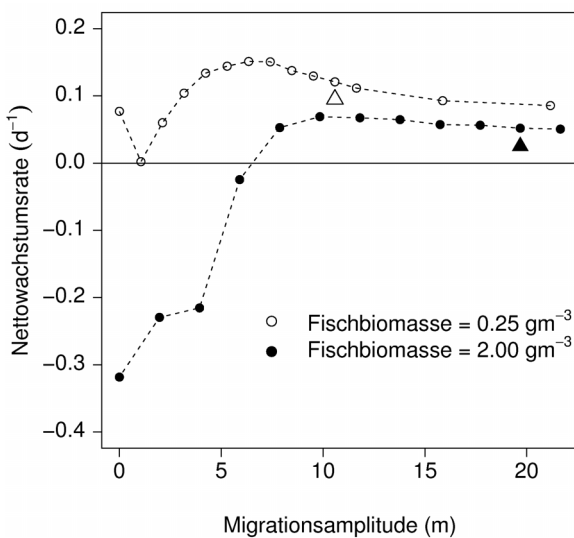
Die vergleichende Simulation von wandernden und nicht-wandernden Daphnienpopulationen belegt den hohen Adaptivwert der diurnalen Vertikalmigration (**Abb. 3**). Bereits bei moderaten Fischbiomassen zeigen wandernde Populationen eine deutlich höhere Nettowachstumsrate als nicht-wandernde Populationen. Die wandernde Population kann von den reichhaltigen Futterbedingungen im Epilimnion profitieren und positive Nettowachstumsraten realisieren. Dagegen zeigen die nicht-wandernden Daphnienpopulationen eine schnelle, durch ansteigende Prädation bedingte Abnahme der Nettowachstumsrate bei zunehmender Fischbiomasse. Hier kann bereits bei schwach erhöhten Fischbiomassen kein positives Wachstum der Population mehr realisiert werden.



**Abb. 3:** Nettowachstumsraten für wandernde (links) und nicht-wandernde (rechts) Daphnienpopulationen bei verschiedenen Fischbiomassen.

Eine Veränderung der Migrationsamplitude zeigt deutliche Auswirkungen auf die resultierende Nettowachstumsrate einer wandernden Population (**Abb. 4**). Ursache hierfür sind die unterschiedlichen Licht-, Futter- und Temperaturbedingungen, denen die Individuen während des Tages ausgesetzt sind und den daraus resultierenden Wachstumsraten und Mortalitätsrisiken. Generell liegen die Wachstumsraten bei moderater Fischbiomasse ( $0.25 \text{ gm}^{-3}$ ) für gleiche Migrationsamplituden deutlich über denen bei hoher Fischbiomasse ( $2.0 \text{ gm}^{-3}$ ). Die realisierte Migrationsamplitude unter Standardeinstellungen (Dreiecke, Wanderverhalten entsprechend van Gool 1997 und van Gool & Ringelberg 1997) beträgt bei  $0.25 \text{ gm}^{-3}$  etwa 11 m, während bei hoher Fischbiomasse wesentlich größere Migrationsamplituden realisiert werden. Eine Veränderung der Migrationsamplitude zeigt bei hohen Fischbiomassen zunächst nur unbedeutende Unterschiede in der Nettowachstumsrate. Bei Unterschreitung einer kritischen Migrationsamplitude (ca. 10 m) kommt es aber zu einer raschen Verschlechterung der Wachstumsbedingungen. Bereits bei Migrationsamplituden  $< 6 \text{ m}$  werden negative Nettowachstumsraten erreicht. Diese Abnahme ist auf die Prädation durch Fische zurückzuführen. Die Tiere halten sich bei diesen geringen Migrationsamplituden bereits in Gewässertiefen auf, die tagsüber relativ hohe Lichtintensitäten aufweisen und somit einen erhöhten Prädationsdruck durch die optisch jagenden Fische erzeugen.

Da die Lichtintensität im Gewässer mit der Tiefe exponentiell abnimmt, folgt die Abnahme der Nettowachstumsrate in etwa einem negativ-exponentiellen Verlauf.



**Abb. 4:** Berechnete Nettowachstumsraten von wandernden Daphnienpopulationen für verschiedenen Migrationsamplituden unter moderaten ( $0.25 \text{ gm}^{-3}$ ) und hohen Fischbiomassen ( $2.00 \text{ gm}^{-3}$ ). Die Dreiecke kennzeichnen die bei Standardeinstellungen realisierte Migrationsamplitude (Berechnung nach van Gool 1997, van Gool & Ringelberg 1997).

Ein von diesem Muster abweichender Verlauf der Nettowachstumsrate ergibt sich aber bei moderaten Fischbiomassen. Bei dieser Fischbiomasse entspricht die unter Standardbedingungen realisierte Migrationsamplitude ungefähr der kritischen Migrationsamplitude bei hoher Fischbiomasse (ca. 11 m). Eine Unterschreitung dieser Amplitude führt hier jedoch zu einer Zunahme der Nettowachstumsrate. Optimale Wachstumsbedingungen werden bei einer Migrationsamplitude von ca. 6 m erreicht. Zweifellos kommt es bei diesen Amplituden ebenfalls zu der lichtbedingten Zunahme der Prädation durch Fische, wenn auch das absolute Mortalitätsrisiko durch die verringerte Fischbiomasse vermindert ist. Offenbar können die Individuen aber diese Zunahme der Prädation durch eine gesteigerte Fitneß mehr als ausgleichen. Bei Migrationsamplituden im Bereich von 5 bis 10 m halten sich die Individuen bei den angenommenen Temperatur- und Futtergradienten tagsüber in metalimnischen, eventuell sogar epilimnischen Gewässerhorizonten auf. Hier ermöglichen die höheren Temperaturen und das metalimnische Futtermaximum eine gesteigerte Geburtenrate. Dies erhöht den Adaptivwert für eine entsprechend abgeschwächte DVM trotz zunehmender Prädation. Eine weitere Verminderung der Migrationsamplitude ( $< 5 \text{ m}$ ) führt schließlich auch hier zu einer prädationsbedingten raschen Abnahme der Nettowachstumsrate. Das simultane Wirken von top-down und bottom-up wirkenden Umweltfaktoren zeigt hier am Beispiel der DVM von *Daphnia* die enorme Komplexität der Konsequenzen verschiedener Migrationsstrategien für die Population. Inwiefern natürliche *Daphnia*-Populationen in der Lage sind, eine derartige Optimierung des Migrationsverhaltens zu verwirklichen, bleibt eine interessante Frage für weitere Untersuchungen im Labor und Freiland. Insgesamt wird deutlich, daß vertikale Gradienten von Temperatur und Futter bei der Bestimmung des optimalen Wanderverhaltens eine entscheidende Rolle spielen.

## Zusammenfassung

Das vorgestellte Modell zur diurnalen Vertikalmigration von *Daphnia* beinhaltet einen ganzheitlichen, weitgehend mechanistischen Ansatz zur Beschreibung dieses Phänomens. Die Simulationsergebnisse stützen die *predator avoidance hypothesis* (Zaret & Suffern 1976, Lampert 1993) und belegen den hohen Adaptivwert dieses Verhaltens als Räubervermeidungsstrategie. Durch die Konstruktion des Submodells Wachstum und Vermehrung können Auswirkungen von Temperatur und Futter auf die Fitneß der Individuen quantitativ untersucht werden. Die Kopplung

dieses Submodells mit den übrigen Modellbausteinen bietet schließlich eine Möglichkeit zur quantitativen Analyse der Wechselwirkungen zwischen vertikalen Gradienten im Habitat und dem trade-off der diurnalen Vertikalmigration. Das Modell zeigt, daß vertikale Gradienten von Futter und Temperatur das optimale Migrationsverhalten der Daphnien maßgeblich beeinflussen können.

## Literatur

- Bottrell, H.H., A. Duncan, Z.M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norway Journal of Zoology* 24: 419-456.
- Campione, M., K. Walrath & A. Huml. The Java Tutorial, Third Edition. Sun Microsystems. <http://java.sun.com/docs/books/tutorial/>
- DeAngelis, D.L. & K.A. Rose. 1992. Which Individual-Based Approach Is Most Appropriate For a Given Problem? pp. 67-87. *In: D.L. DeAngelis & L.J. Gross (ed.) Individual-based models and approaches in ecology: populations, communities, and ecosystems*, Chapman and Hall, New York.
- Dodson, S.I. 1990. Predicting diel vertical migration of zooplankton. *Limnology and Oceanography* 35: 1195-1200.
- Fiksen, Ø. 1997. Allocation patterns and diel vertical migration: Modelling the optimal Daphnia. *Ecology* 78: 1446-1456.
- Flik, B.J.G., D.K. Aanen & J. Ringelberg. 1997. The extent of predation by juvenile perch during diel vertical migration of Daphnia. *Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology* 49: 51-58.
- Gamito, S. 1998. Growth models and their use in ecological modelling: an application to a fish population. *Ecological Modelling* 113: 83-94.
- Giani, A. 1991. The nutritive value of different algae as food for two Daphnia species. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 24: 2788-2791.
- Gliwicz, Z.M. & W. Lampert. 1990. Food thresholds in Daphnia species in the absence and presence of blue-green filaments. *Ecology* 71: 691-702.
- Grimm, V. 1999. Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future? *Ecological Modelling* 115: 129-148.
- Hall, D.J. 1964. An experimental approach to the dynamics of a natural population of Daphnia galeata mendotae. *Ecology* 45: 94-112.
- Han, B.P. & M. Straskraba. 1998. Modeling patterns of zooplankton diel vertical migration. *Journal of Plankton Research* 20: 1463-1487.
- Haney, J.F. 1993. Environmental control of diel vertical migration behaviour. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 39: 1-17.
- Hölker, F. & B. Breckling. 2001. An individual-based approach to depict the influence of the feeding strategy on the population structure of roach *Rutilus rutilus* L.. *Limnologica* 31: 69-78.
- Ihaka, R. & R. Gentleman. 1996. R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5: 299-314.
- Johnson, G.H. & P.J. Jacobson. 1987. The effect of food limitation on vertical migration in Daphnia longispina. *Limnology and Oceanography* 32: 873-880.
- Lampert, W. 1993. Ultimate causes of diel vertical migration of zooplankton: New evidence for the predator-avoidance hypothesis. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 39: 79-88.
- Loose, C.J. 1993. Daphnia diel vertical migration behavior: Response to vertebrate predator abundance. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 39: 29-36.
- Macháček, J. & J. Matena. 1997. Diurnal feeding patterns of age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a steep-sided reservoir. *Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology* 49: 59-70.
- Maley, C.C. & H. Caswell. 1993. Implementing i-state configuration models for population dynamics: an object-oriented programming approach. *Ecological Modelling* 68: 75-89.
- Mooij, W.M. & M. Boersma. 1996. An object-oriented simulation framework for individual-based simulations (OSIRIS): Daphnia population dynamics as an example. *Ecological Modelling* 93: 139-153.
- Murdoch, W.W., E. Mc Cauley, W.S.C. Nisbet & A.M. de Roos. 1992. Individual-Based Models: Combining Testability and Generality. pp. 18-35. *In: D.L. DeAngelis & L.J. Gross (ed.) Individual-based models and approaches in ecology: populations, communities, and ecosystems*, Chapman and Hall, New York.
- Ringelberg, J. 1964. The positively phototactic reaction of Daphnia magna Straus: A Contribution to the understanding of diurnal vertical migration. *Netherlands Journal of Sea Research* 2: 319-406.
- Ringelberg, J. 1999. The photobehaviour of Daphnia spp. as a model to explain diel vertical migration in zooplankton. *Biological Reviews* 74: 397-423.
- Rinke, K. & Petzoldt, T. 2001. Vertikalwanderung von Daphnien: Ein Modell der Proximatfaktoren. pp. 618-622 *Tagungsbericht der DGL, Magdeburg 2000, Tutzing*.
- Silvert, W. 1993. Object-oriented ecosystem modelling. *Ecological Modelling* 68: 91-118.
- Stich, H.B. & W. Lampert. 1984. Growth and reproduction of migrating and non-migrating Daphnia species under simulated food and temperature conditions of diurnal vertical migration. *Oecologia* 61: 192-196.
- van Gool, E. 1997. Light-induced swimming of Daphnia: can laboratory experiments predict diel vertical migration? *Hydrobiologia* 360: 161-167.
- van Gool, E. & J. Ringelberg. 1997. The effect of accelerations in light change on the phototactic downward swimming of Daphnia and the relevance for diel vertical migration. *Journal of Plankton Research* 19: 2041-2050.
- Vanni, M.J. & W. Lampert. 1992. Food quality effects on life history traits and fitness in the generalist herbivore Daphnia. *Oecologia* 92: 48-57.
- West, G.B., J.H. Brown & B.J. Enquist. 2001. A general model for ontogenetic growth. *Nature* 413: 628-631.
- Zaret, T.M. & J.S. Suffern. 1976. Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism. *Oceanography and Limnology* 21: 804-813.

## Zyklomorphose und Zooplanktonbiomasse, Zusammenhänge und potentielle Ursachen

Bettina Schumpelick - Deuschel

Schmarjestr.1, D -14169 Berlin, Fax: 030 - 805 82 302, mail: [b.schumpelick@t-online.de](mailto:b.schumpelick@t-online.de)

### Einleitung

Die jahreszeitliche Größen- und/oder Gestaltveränderung – Zyklomorphose – des Zooplanktons ist ein seit Jahren bekanntes und v.a. für *Daphnia* vieldiskutiertes Phänomen (LAMPERT & SOMMER, 1993). Demgegenüber gibt es nur wenige Daten von anderen *Cladoceren*, *Copepoden* und dem Mikrozooplankton. Auch die Berechnung der Zooplanktonbiomasse mittels Längen - Gewichts - Relationen (BOTTRELL et al, 1975 u.a.) ist eine weithin etablierte Methode, wobei in der Praxis oft Längenmittel größerer Zeiträume eingesetzt werden.

Die dargestellten Daten sollen die saisonalen Größenschwankungen verschiedener Zooplankter und die daraus resultierenden Konsequenzen für die Biomasseabschätzung demonstrieren. Mögliche Ursachen dieser Größenveränderungen (top down / bottom up) werden aufgezeigt.

### Methoden

Die Untersuchungen waren Teil einer 2-jährigen Studie zur Populationsdynamik, Grazing- und Wanderaktivität des Zooplanktons (EAWAG / AGS - Begleitstudie zur Hallwilersee-Sanierung). Der Hallwilersee ist ein 48m tiefer, 10.2 km<sup>2</sup> großer, oligomiktischer, eutropher Schweizer Mittellandsee, der aufgrund eines hohen Nährstoffeintrages, einer starken Eigendüngung und partieller Anaerobien seit 1985 belüftet wird.

Die Zooplanktonentnahme erfolgte 1985/86 an 15 Terminen, in Seemitte (2.5m) rund um die Uhr (max.16 Proben/24h) mit dem 10 l BÜRGI - Fallschöpfer. Pro sample wurden je 50 juvenile und adulte *Daphnien*, im September 1985 zudem je 25 juvenile und adulte *Diaphanosomen* längenvermessen (n = 28-766 bzw. 175-350 Tiere/Termin). Von allen übrigen Kategorien wurden – soweit vorhanden – monatlich je 25 Tiere vermessen.

Die Biomasseberechnung erfolgte nach BIRD & PRAIRIE (1985) mit verschiedenen Längen/Gewichts-Relationen, die anhand ihrer Übereinstimmung mit stereometrisch berechneten Trockengewichten ausgewählt wurden. Zusatzversuche ergaben, dass die mittlere Abweichung zwischen gewogenen und berechneten Trockengewichten (+/-25%) etwa derjenigen zwischen gewogenen Parallelproben entsprach (+/-21,5%).

( Details s. SCHUMPELICK-DEUSCHEL, 1995)

### Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Alle betrachteten Planktonarten und -stadien zeigten mehr oder weniger deutliche saisonale Größen- und Formveränderungen. Letztere betrafen die Körper- und Kopfkontur, Augengröße, Färbung und die Länge von Antennen, Furka oder Mukronen.

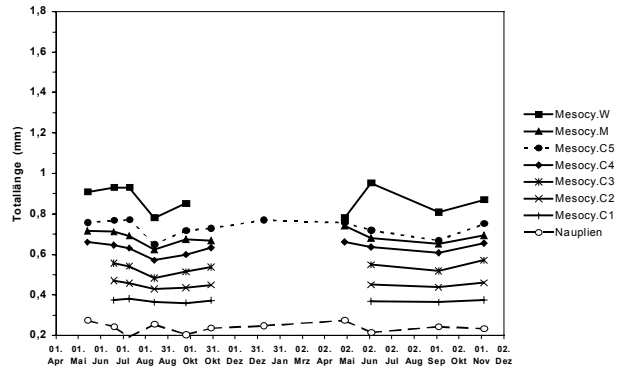
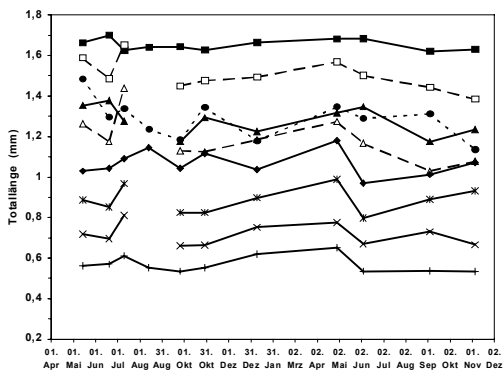
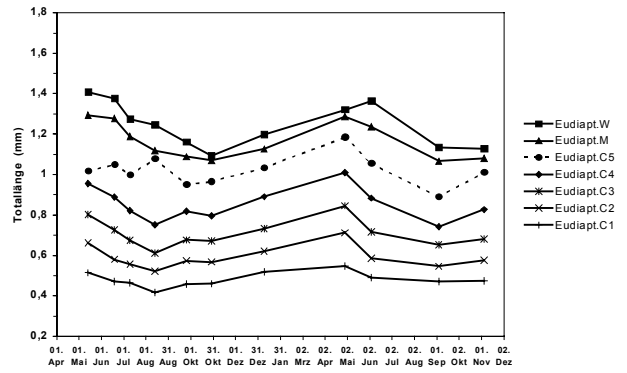
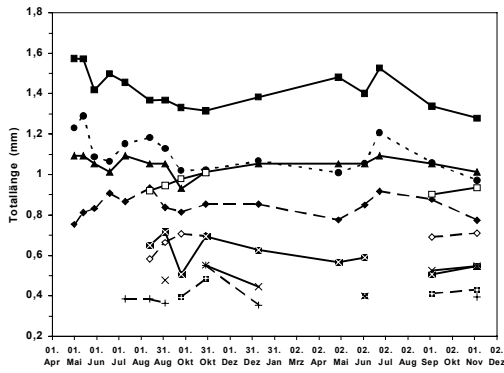
Die größten Plankter fanden sich im April/Mai, die kleinsten im August (*Diaphanosoma*, *Eudiaptomus* C1-C4, *Mesocyclops*) bzw. September/Oktober (*Daphnia*, *Bosmina*, *Eubosmina*, *Cyclops*, *Eudiaptomus* C5-adult). Dabei waren die Frühjahrstiere im Mittel 10-24% (*Diaphanosoma*, *Bosmina*, *Mesocyclops*), 17-28% (*Daphnia*) und 21-36% (*Eudiaptomus*, *Cyclops vicinus*) länger. Den geringsten Größenunterschied zeigten *Cyclops abyssorum*- (5%), den größten *Eubosmina*-Weibchen (42%). Eine sukzessive sommerliche Größendepression gab es nur bei *Eudiaptomus* und *Mesocyclops*, während *Daphnia*, *Cyclops* und *Eubosmina* (?) nach dem Klarwasserstadium (Mai/Juni) weitere sommerliche Größenmaxima zeigten (**Abb. 1–4**).

Die resultierenden mittleren Trockengewichte der wichtigsten Hallwilersee-Zooplankter (**Abb. 5**) differierten saisonal erheblich (Faktor 1.8 - 3.2). Wichtig für die Gesamtbiomasse waren v.a. die selteneren großen Tiere, insbesondere die adulten *Daphnien* und großen *Cyclopiden* mit Trockengewichten von 13 - 39 (*Daphnia*) bzw. 8 - 32 µg/Ind. (*Cyclops*). Die Biomassen und Gewichtsschwankungen der kleineren Formen wie *Diaphanosoma* oder *Cyclops* C1-C4 kamen v.a. bei hoher Dichte zum Tragen (1-7 µgTG/Ind.). Noch größere Unterschiede ergaben sich, wenn die - saisonal ebenfalls schwankenden - Eimassen, die bei *Daphnia* Teil der L/G-Relation sind (s. GELLER & MÜLLER, 1985), hinzuaddiert und die saisonalen Änderungen des Körperkohlenstoffes (46.6 - 66.4% des Trockengewichts) berücksichtigt wurden. Eine realistische Abschätzung der Biomasse sollte daher die saisonalen Schwankungen dieser drei Faktoren (Körpergröße, Eizahl, Kohlenstoffgehalt) einbeziehen.

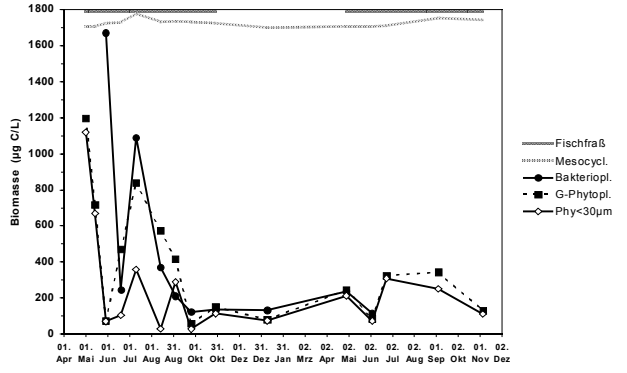
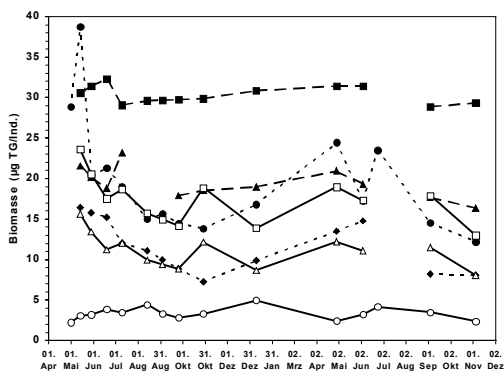
Die Länge der kleineren *Daphnien* und *Cyclopiden* schien eher eine Funktion des Futters, diejenigen von *Eudiaptomus*, *Mesocyclops* und großen Tieren eher eine der Räuber zu sein (**Abb.6**). Allerdings fressen die, im Hallwilersee dominanten, Balchen (*Coregonus suidteri*) von Mai-Oktober v.a. *Daphnien* (ENZ et al, 2001), sodaß für den sommerlichen Größenrückgang von *Eudiaptomus* und *Mesocyclops* eher letzterer als wichtigster invertebrater und cannibalistischer Räuber in Frage kommt.

## Literatur

- BIRD D.F & PRAIRIE Y.T., 1985 Practical guidelines for the use of zooplankton length-weight regression equations. J. Plankt. Res. 7/6: 955-960  
BOTTRELL H.H. et al., 1975 A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 23: 419-456  
ENZ C.A. et al., Food preference of adult whitefish in eutrophic Lake Hallwil (Switzerland), and the question of cannibalism. Arch. Hydrobiol. 152: 81-98  
GELLER W. & MÜLLER H., 1985 Seasonal variability in the relationship between body length and individual dry weight as related to food abundance and clutch size in two coexisting *Daphnia* species. J. Plankt. Res. 7/1: 1-18  
LAMPERT W. & SOMMER U., 1993 Limnoökologie. G.Thieme Verl., Stuttgart  
SCHUMPELICK-DEUSCHEL B., 1995 Einfluß der Populationsstruktur, Verteilung und Biomasse des Planktons auf das community grazing im Hallwilersee. Diss. ETH Zürich Nr. 11293, 168 S.



**Abb. 1 - 4:** Saisonale Längenschwankungen (Totallänge in mm) von *Daphnia hyalina/galeata*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina mixta* I. und *Bosmina longirostris* (1), *Eudiaptomus gracilis* (2), *Cyclops abyssorum* und *Cyclops vicinus* (3) sowie *Mesocyclops leuckartii* (4),



**Abb. 5:** Resultierende saisonale Trockengewichtsschwankungen der wichtigsten Zooplanktonkategorien ( $\mu\text{g}$  pro Individuum)

**Abb. 6:** Saisonale Schwankungen der Bakterien-, Algen und Nanoalgenbiomasse ( $\mu\text{g}$  Kohlenstoff pro Liter) und der Prädatorenaktivität (Fische, *Mesocyclops* I.)

Willkomm, Marlene; Arndt, Hartmut

Keywords: *Entosiphon sulcatum*, Mortalität, Temperatur, heterotrophe Flagellaten, Populationsdynamik, **Temperaturtoleranz und nicht-fraßbedingte Mortalität am Beispiel des heterotrophen Flagellaten**

*Entosiphon sulcatum* (Euglenida)

Universität zu Köln, Zoologie, Allg. Ökologie und Limnologie, Weyertal 119, D-50923 Köln,  
0221-470-2786, 0221-470-5932, marlene.willkomm@gmx.de

Über die Autökologie von Protozoen, besonders von heterotrophen Flagellaten, ist bisher wenig bekannt (z.B. Fenchel 1982a-b; Finlay 1990). Hierbei stehen vor allem die bakterivoren Vertreter der heterotrophen Flagellaten im Vordergrund (Goldman and Caron 1985; Caron et al. 1990; Jürgens 1992; Eccleston-Parry and Leadbeater 1994). Intensivere Untersuchungen der Autökologie von Protozoen haben vor allem nach dem Aufstellen des Konzeptes des „microbial loop“ begonnen (Azam et al 1983). Normalerweise werden die Umsatzleistungen bzw. der Energietransfer der Flagellaten über die Wachstumsrate abgeschätzt. Dabei wird aber nicht berücksichtigt, dass Flagellaten auch einer natürlichen Mortalität unterliegen. Wie bei höheren Tieren muß deshalb angenommen werden, dass die Teilungsraten in der Regel über den Wachstumsraten liegen und somit bisher die Produktivität unterschätzt wurde. Bei den Flagellaten ist es sehr schwierig, alle drei Parameter der Populationsdynamik (Wachstums-, Mortalitäts- und Teilungsrate) zu bestimmen. Der Grund dafür ist, dass die Flagellaten nach ihrem Absterben platzen und so nicht mehr zu identifizieren sind. Aufgabe der vorliegenden Arbeit war es deshalb, an einem Modellorganismus erstmalig alle populationsdynamischen Parameter zu analysieren und die Bedeutung der nicht-fraßbedingten Mortalität in Abhängigkeit von der Temperatur zu untersuchen. Als Modellorganismus diente die Euglenide *Entosiphon sulcatum*. Bei diesem Organismus ist eine Identifizierung nach dem Absterben möglich, da die Pellicula noch einige Zeit erhalten bleibt. Unter Berücksichtigung der Abbaurate der Pelliculi konnte die Mortalität bestimmt werden. Nach demselben Prinzip konnte Schönborn (1977) die Mortalität von beschalten Amöben und peritrichen Ciliaten ermitteln, da deren Loricac nach dem Absterben übrigblieben. Eine weitere Aufgabe war der Vergleich der Temperaturtoleranz und Wachstumsraten mit dem Kinetoplastiden *Bodo saltans*.

Für die Bestimmung der Parameter der Populationsdynamik von *Entosiphon sulcatum* wurde mit Laborkulturen (Culture Collection of Algae and Protozoa, CCAP-No. 1220/1A, Windermere, UK) gearbeitet. Die Stammkulturen von *Entosiphon* wurden bei 15°C gehalten (Langzeit – Adaptation). Im ersten Teil des Experimentes wurden die Parameter bei den Temperaturen 0, 5, 10, 20, 25, 30, 35 und 40°C  $\pm$  0,5°C untersucht. Hierbei wurden die Stammkulturen für jede zu untersuchende Temperatur auf acht Parallelen in Gewebekulturplatten bzw. Gewebekulturflaschen (Sarstedt) aufgeteilt. Es erfolgte ein direkter Transfer der Parallelen von 15°C auf die zu untersuchenden Temperaturen. Nun wurden die Abundanzen der lebenden und toten *Entosiphon* über mehrere Tage täglich ermittelt. Die Zählung erfolgte an einem umgekehrten bzw. aufrechtem Mikroskop mit Hilfe der Phasen-Kontrast-Optik (Zeiss, Axiovert S25 und Axioskop, Vergrößerung 200x). Die Kulturen standen während des ganzen Experimentes im Dunkeln. Das verwendete Kulturmedium war SPL-Medium (Sigma cereal leaf – Prescott Liquid Medium). Das Medium war so stark mit organischem Partikeln angereichert, dass man eine Nahrungslimitation ausschließen kann.

Die Temperaturtoleranz der *Entosiphon* reichte über einen sehr großen Bereich. Positive Wachstumsraten wurden zwischen 0 und 30°C gefunden, sie erreichten Werte bis  $1,53 \pm 0,28$  d<sup>-1</sup> (bei 25°C). Eine ähnlich hohe Temperaturtoleranz wurde zum Teil auch für Ciliaten gefunden (5 – 30°C). Ein Vergleich mit anderen Flagellaten kann nicht gemacht, da die meisten Untersuchungen die Temperaturtoleranz über einen so großen Temperaturbereich nicht untersucht haben. Auch bei sehr hohen Temperaturen (30 - 40°C) teilte sich *Entosiphon* noch. Die Mortalität ist allerdings so hoch, dass kein Wachstum der Population beobachtet werden kann.

In unserem Experiment lag die Mortalität zwischen 0 und 5% d<sup>-1</sup> bei 0 bis 25°C. Danach stieg sie von 30 bis auf 94% d<sup>-1</sup> (30 – 40°C) an. Ein Vergleich der hier ermittelten Mortalität ist bis

jetzt nur mit Daten von beschalteten Amöben und peritrichen Ciliaten möglich. Schönborn (1977, 1982) ermittelte in dem Fluß Saale eine Mortalität der Protozoen von  $5\% \text{ d}^{-1}$ .

Im Temperaturbereich von 0 bis  $30^\circ\text{C}$  war die Generationszeit, welche auf der Teilungsrate basiert, um durchschnittlich 10% kürzer als diejenige, welche mit Hilfe der Wachstumsrate berechnet wurde. Dies zeigt, dass bisher die Produktion von Flagellaten sehr wahrscheinlich unterschätzt wird.

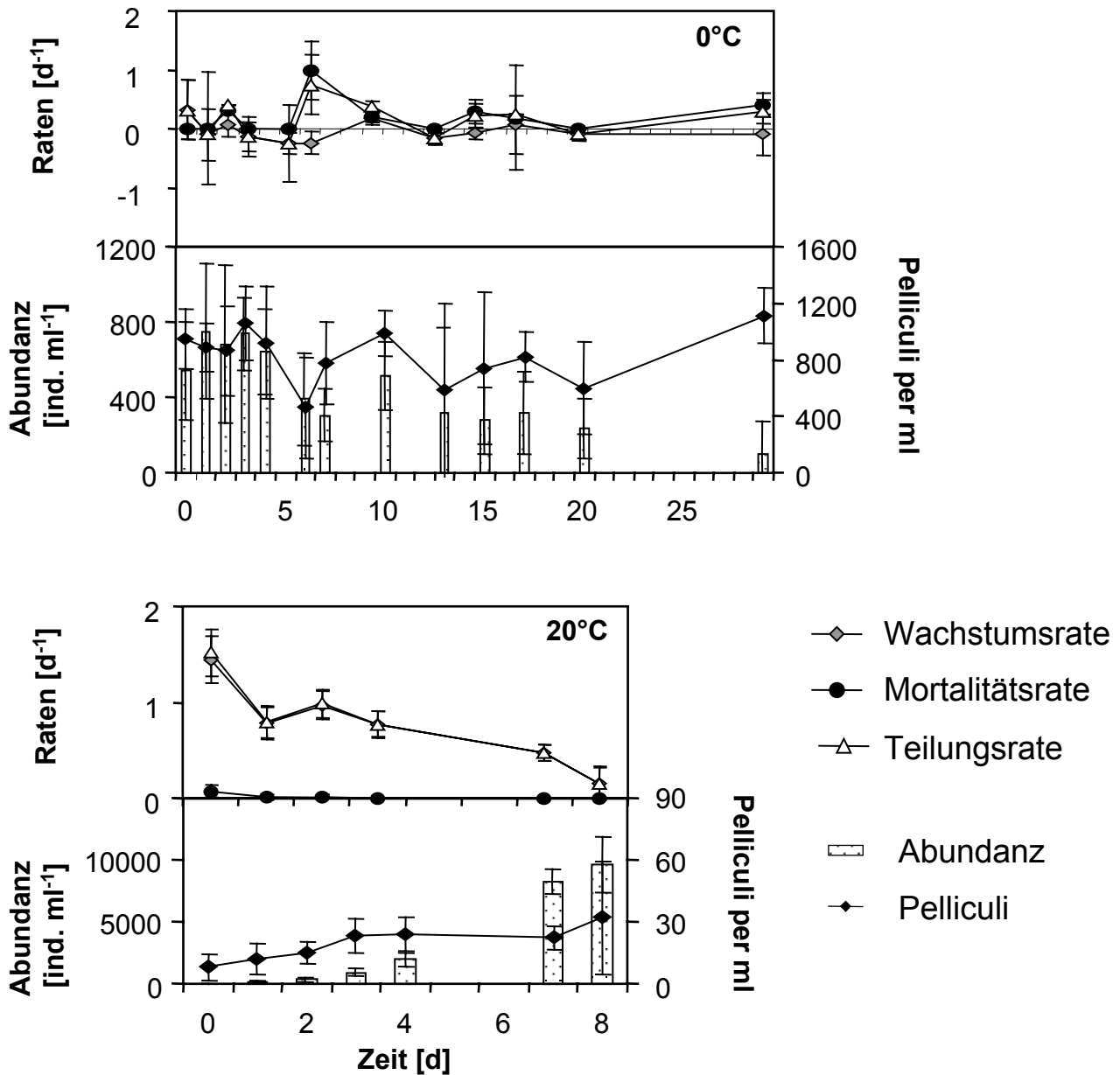


Abb.1: Parameter der Populationsdynamik (Wachstumsrate [ $\text{d}^{-1}$ ], Mortalitätsrate [ $\text{d}^{-1}$ ], Teilungsrate [ $\text{d}^{-1}$ ]), Abundanz und Anzahl der Pelliculi per ml von *Entosiphon sulcatum* bei  $0$  und  $20^\circ\text{C}$ . Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung an.

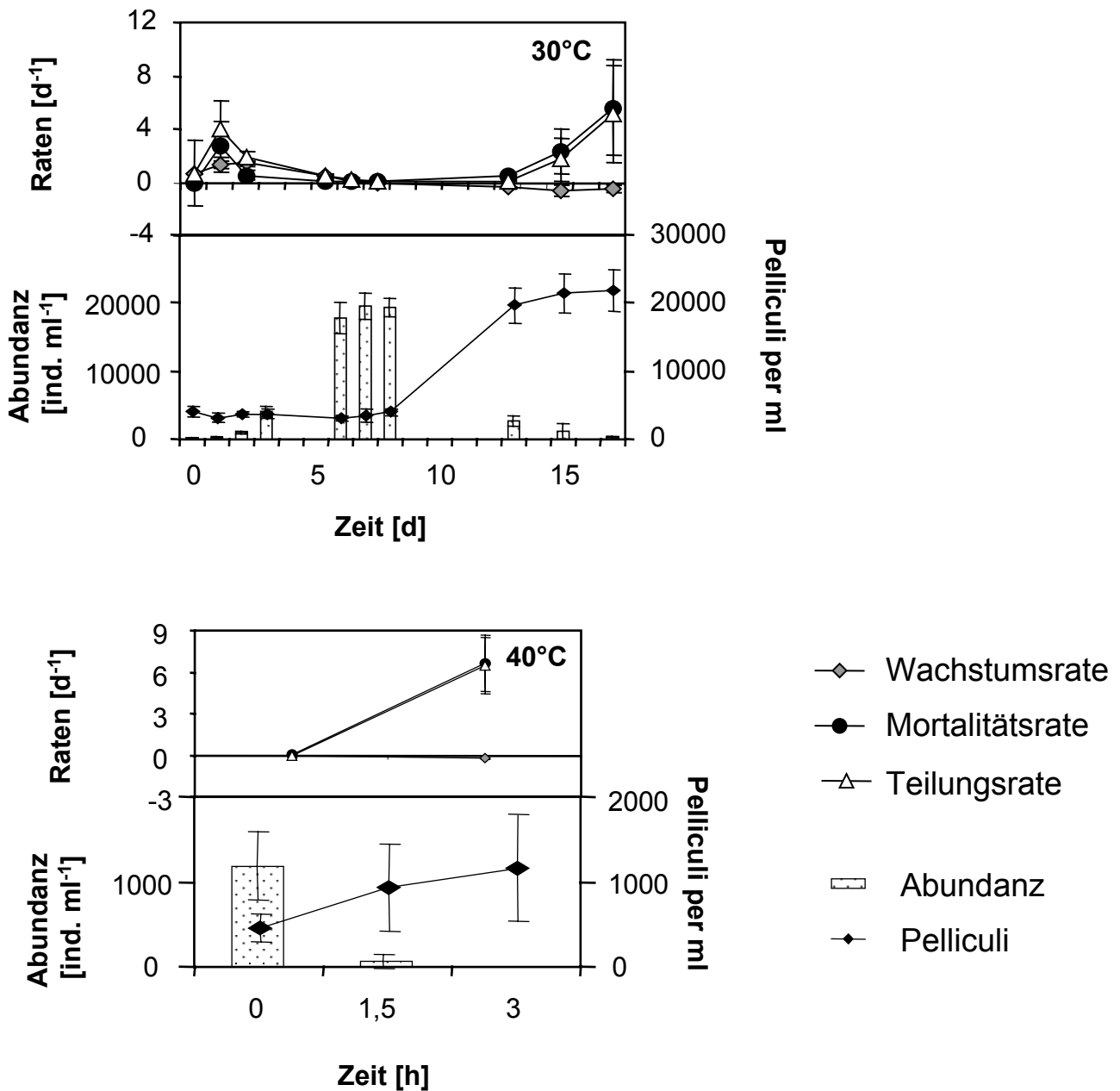


Abb.2: Parameter der Populationsdynamik (Wachstumsrate[d<sup>-1</sup>], Mortalitätsrate [d<sup>-1</sup>], Teilungsrate [d<sup>-1</sup>]), Abundanz und Anzahl der Pelliculi per ml von *Entosiphon sulcatum* bei 30 und 40°C. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung an.

### Bestimmung der populationdynamischen Parameter von *Entosiphon sulcatum* nach einer einwöchigen Temperaturadaptation

In einer zweiten Serie von Experimenten wurden die Kulturen (n=6) von *Entosiphon* eine Woche lang bei drei verschiedenen Temperaturen (5, 15 und 25°C) adaptiert. Nach der Adaptation erfolgte eine schrittweise Überführung der Kulturen auf die zu untersuchenden Temperaturen. Hierbei

interessierten vor allem die extremen Temperaturen 0, 30 und 35°C. Die Behandlung der Kulturen und die Auswertung der Daten erfolgte wie im ersten Experiment.

Negative Wachstumsraten traten nach der 25°C – Adaptation bei allen Temperaturen (0, 30, 35°C) auf. Signifikante Unterschiede zwischen den maximalen Wachstumsraten der verschiedenen Adaptationen traten nur bei 35°C auf. Für die Kulturen, welche bei 5 und 15°C adaptiert wurden, konnten keine Effekte im Vergleich zu dem ersten Experiment festgestellt werden.

Auch bei den Experimenten mit den adaptierten Kulturen teilte sich *Entosiphon* bei allen Temperaturen. Bei 0°C war die Mortalität (18 bis 52 % d<sup>-1</sup>) sehr hoch. Bei den Experimenten der 25°C - Adaptation ist eine Generationszeit nur durch die Teilungsrate zu ermitteln.

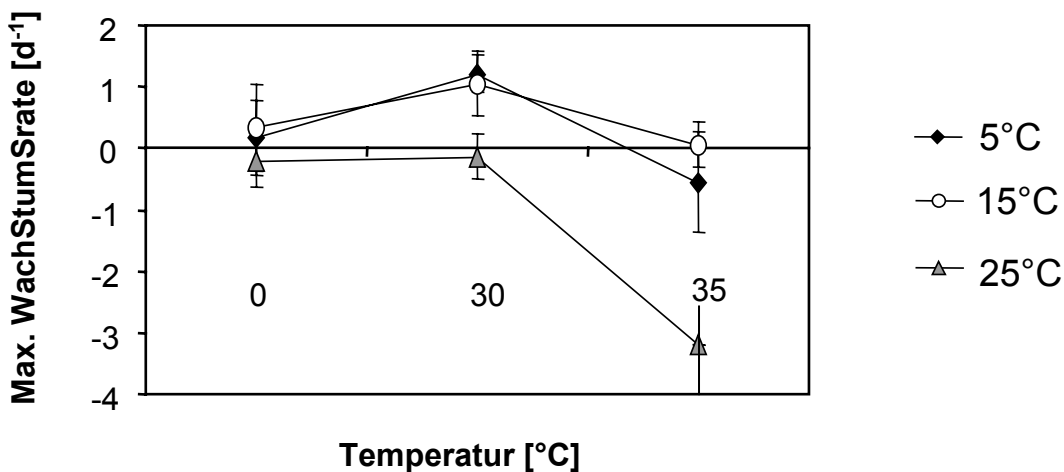


Abb.3: Vergleich der maximalen Wachstumsraten [d<sup>-1</sup>] von *Entosiphon sulcatum* bei 0, 30 und 35°C nach einer Kurzzeit-Adaptation bei 5, 15 und 25°C. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung an.

Die Untersuchungen dieser Arbeit ermöglichten erstmalig eine Abschätzung der nicht – fraßbedingten Mortalität bei heterotrophen Flagellaten in Abhängigkeit von der Temperatur. Es zeigte sich, daß Flagellaten eine nicht – fraßbedingte Mortalität aufweisen und damit die bisherigen Produktionsabschätzungen die realen Umsatzleistungen der heterotrophen Flagellaten unterschätzen.

Unter bestimmten Bedingungen kann die Mortalität genauso groß sein wie die Geburtenrate. Eine Temperaturadaptation wirkte sich vor allem bei hoher Temperatur negativ auf die Wachstumsparameter der Population aus.

### Literaturverzeichnis:

Azam F, Fenchel T, Field JG, Gray JS, Meyer-Reil LA, Thingstad F (1983) The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series* 10:257-263

Caron DA, Goldman JC, Andresen KO, Dennett MR (1985) Nutrient cycling in a microflagellate food chain: 2. Population dynamics and carbon cycling. *Marine Ecology* 24:243-254

Eccleston-Parry JD, Leadbeater BSC (1994) A comparison of the growth kinetics of six marine heterotrophic nanoflagellates fed with one bacterial species. *Marine Ecology Progress Series* 105:167-177

Fenchel T (1982a) Ecology of Heterotrophic Microflagellates. 1. Some Important Forms and Their Functional Morphology. *Marine Ecology Progress Series* 8:211-223

Fenchel T (1982b) Ecology of Heterotrophic Microflagellates. 2. Bioenergetics and Growth. *Marine Ecology Progress Series* 8:225-231

Finlay BJ (1990) Physiological Ecology of Free-Living Protozoa. In: Marshall KC (ed) *Advances in Microbial Ecology*, Vol.2 Plenum Publishing Corporation, New York, p 1-35

Goldman JC, Caron DA (1985) Experimental studies on an omnivorous microflagellate: implications for grazing and nutrient regeneration in the marine microbial food chain. *Deep Sea Research* 32 No.8:899-915

Jürgens K (1992) Is there plenty of food for bacterivorous flagellates in eutrophic waters? *Arch.Hydrobiol./Suppl.* 37:195-205

Schönborn W (1977) Production Studies on Protozoa. *Oecologia (Berlin)* 27:171-184

Schönborn W (1982) Comparative Studies on the Production Biology of Protozoan Communities in Freshwater and Soil Ecosystems. *Archiv für Protistenkunde* 141:187-214

## MAKROZOOBENTHOS

- BECHER, P.; A. WACKER & E. VON ELERT: Futterqualitätseffekte bei *Dreissena polymorpha*: Die Bedeutung von Fettsäuren im Futterangebot
- WACKER, A. & E. VON ELERT: Einfluss der Futterqualität auf die Reproduktionsleistung von *Dreissena polymorpha*
- BECKER, G.: Biomasse, Wachstumsraten und biochemische Zusammenetzung koexistierender Trichopteren (Weidegänger) eines Mittelgebirgsbachs im Jahresverlauf
- MÜLLER, A. & B. SCHARF: Die Trichopterenzönosen des Eu- und Hypokrenals Harzer Bäche
- BECKMANN, M.; CH. MATTHÄI & F. SCHÖLL: Auswirkungen der Rheinhochwasser auf das Makrozoobenthos seiner Nebenflüsse im Mittelrheingebiet
- BEILHARZ, M.; J.H.E. KOOP & K. MÜLLER: Struktur und Regeneration des Makrozoobenthos der Oberelbe
- DETTINGER-KLEMM, A.: Drought-Tolerance and the Impact of the Photoperiod on Growth and Adult Emergence in *Polypedi-lum tritum*<sup>1</sup> (Walker, 1856) (= *Polypedilum uncinatum* Goetghebuer, 1921 syn. nov.)<sup>2</sup>
- ORENDT, C.: Gliederung nördlicher Alpenvorlandflüsse anhand von Chironomiden
- MARTIN, P., S. WIEDENBRUG, E. STUR & I. SCHRANKEL: Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) als Parasiten an quellbewohnenden Zuckmücken (Chironomidae, Diptera) - erste Befunde aus dem Nationalpark Berchtesgaden
- OTTO, C.-J. & P. MARTIN: Die Chironomiden-Emergenz (Diptera, Chironomidae) eines norddeutschen Quellbaches und ihre Parasitierung durch Wassermilben (Acari, Hydrachnidia)
- SUNDERMANN, A. & A. DETTINGER-KLEMM: Autökologische Untersuchungen an *Stempelina spec. nov.* (Diptera: Chironomidae) - eine köcherbauende Chironomidae aus Sumpfwässern (Helokrenen)
- DRESSEL, A. & H.-W. BOHLE: Larvenwachstum und Entwicklungszyklus von *Metreletus balcanicus* (ULMER) (Ameletidae), einer Ephemeroptere sommertrockener Fließgewässer
- GERKE, N.: Untersuchungen zu den Wirtsfischspektren heimischer Großmuscheln (Fam.: Unionidae) mittels einer molekulargenetischen Artdiagnose der parasitischen Larven (Glochidien)
- KRETSCHMER, S.; M. LAUTENSCHLÄGER & P. PODRAZA: Die Besiedlung von Ufermauern durch Imagines von Wasserinsekten entlang eines kleinen, urbanen Fließgewässers
- KÖNIG, M., J.H.E. KOOP & J. BENNDORF: Vergleichbarkeit zweier Fließgewässer: Abiotische Umweltfaktoren und Makrozoobenthosbesiedelung
- KORNEK, K.; J.H.E. KOOP J. BENNDORF: Ein Transplantationsexperiment zur Erklärung unterschiedlicher Gammaridenvorkommen in drei Fließgewässern
- KOOP, J.H.E.; M. KÖNIG; C. WINKELMANN & J. BENNDORF: Voraussetzungen für die Durchführung eines paarweisen Ökosystemexperiments in Fließgewässern
- RAFFEL, M. & M. SCHIRMER: Analyse der mit der Krebschere (*Stratiotes aloides* L.) assoziierten Makroinvertebratenzönose
- STELZER, M.; F.-J. WICHOWSKI & T. METZGER: Wiederansiedlung der Flussperlmuschel im Hessischen Spessart

## Futterqualitätseffekte bei *Dreissena polymorpha*: Die Bedeutung von Fettsäuren im Futterangebot

Becher, Paul; Wacker, Alexander; Von Elert, Eric

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78434 Konstanz, becher.paul@web.de

*Keywords:* *Dreissena polymorpha*, Veligerlarven, Futterqualität, Fettsäuren

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* hat sich als sehr erfolgreicher Neozoe erwiesen und dominiert vielerorts das Benthos. Ihre Verbreitung erfolgt durch planktische Veligerlarven, weshalb sie als sehr ursprüngliche Süßwassermuschel gilt. Um ihre Bedeutung im Ökosystem verstehen zu können, ist es notwendig, die Effekte die ihr Vorkommen bestimmen, zu erkennen. Hierbei könnten neben mineralischen auch biochemische Futterqualitätseffekte wichtig sein. Es wurde untersucht, wie biochemische Futterqualitätseffekte das Wachstum der Veligerlarven oder juvenilen Muscheln beeinflussen. In marinen Systemen konnte bereits bei Muscheln eine Limitierung durch den Gehalt der Nahrung an langkettigen (>18 C-Atome), hochungesättigten Fettsäuren (PUFAs) gezeigt werden. Um diesen Ansatz auf *Dreissena polymorpha* zu übertragen, wurden Wachstumsversuche mit Larven und juvenilen Muscheln durchgeführt. Dazu wurden zum einen Algen und Cyanobakterien verwendet, die sich in ihrem natürlichen Fettsäuremustern unterscheiden, zum anderen wurden die Fettsäurespektren der Futterorganismen durch Zugabe einzelner PUFAs gezielt verändert. Dies ermöglicht es, die Bedeutung einzelner PUFAs für das Wachstum von *Dreissena polymorpha* zu erfassen. Erste Ergebnisse werden vorgestellt.

### Einleitung:

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* PALLAS hat sich in Folge der Industrialisierung und mit dem Ausbau des Wassernetzes vom Aralokaspischen Becken aus in Europa und Nordamerika verbreitet. Als eine der wenigen Süßwassermuscheln besitzt sie das für marine Muscheln typische Merkmal der planktischen Veligerlarve, welches zu ihrer Verbreitung beitragen konnte (Martel 1993). Um die Verbreitung von *D. polymorpha* vorhersagen zu können, müssen die Faktoren verstanden werden, welche die Populationen regulieren. Diese Faktoren sind bisher nur ansatzweise verstanden. Eine besondere Bedeutung für die Rekrutierung scheint den frühen Entwicklungsstadien zuzukommen: Bis zu mehr als 99% Mortalität tritt bis zur Ansiedlung der Tiere auf (Sprung 1993). Exogene Umwelteinflüsse wie Temperatur (Sprung 1989) und Salzgehalt (Wright et al. 1996b) können die Entwicklung negativ beeinflussen, besondere Bedeutung kommt

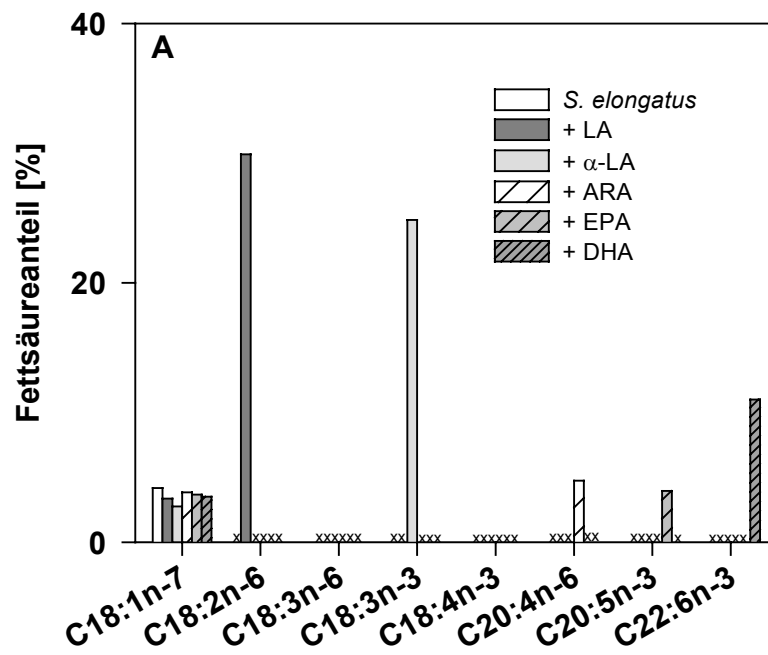
jedoch der Nahrung der Tiere zu. Wright et al. (1996a) fanden, dass neben der Quantität auch die Qualität des Futters für die Entwicklung der Larven von *Dreissena polymorpha* von großer Bedeutung ist. Effekte der Futterqualität sind von anderen sich heterotroph ernährenden Invertebraten bekannt. Vor allem in Arbeiten mit planktischen Crustaceae konnte geringe Futterqualität auf Größe und Verdaubarkeit der Nahrungspartikel sowie ungünstige mineralische- und biochemische Zusammensetzung zurückgeführt werden (s. Sterner & Schulz 1998). Als besonders wichtiger biochemischer Bestandteil der Nahrung hat sich die Fettsäurezusammensetzung erwiesen (Brett & Müller-Navarra 1997). Für marine Mollusken konnte gezeigt werden, dass Mangel an den langkettigen PUFAs EPA und DHA limitierend auf das Wachstum wirkt (Langdon & Waldock 1981; Pillsbury 1985), so dass von einer unzureichenden Synthesefähigkeit ausgegangen werden kann. Für *D. polymorpha* die als phylogenetisch ursprünglich gilt, wäre eine ähnliche Limitierung wie bei ihren marinen Verwandten vorstellbar. Deutlich Hinweise auf eine Limitierung von *D. polymorpha* durch DHA wurden von Wacker et al. (in revision) gefunden. Der eindeutige Nachweis einer Limitierung sollte nun durch gezielte Supplementierung von Algen und Cyanobakterien mit Fettsäuren und anschließender Verfütterung an Larven und postmetamorphe Tiere erbracht werden.

#### Methoden:

Es wurden die sich im Fettsäuremuster deutlich unterschiedlichen Cyanobakterien *Synechococcus elongatus* und *Aphanothece* sp. (enthalten keine oder nur Spuren von PUFAs) und die Süßwasser-algen *Chlorella minutissima* (enthält keine PUFAs mit mehr als 18 C-Atomen), *Nannochloropsis limnetica*, sowie die Brackwasser-alge *Isochrysis* aff. *galbana* (enthalten langkettige PUFAs) als Futterorganismen verwendet. Eine Supplementierung der Futterorganismen erfolgte nach der Methode von Von Elert (submitted). Veligerlarven wurden zum einen durch Serotonin-Induktion im Labor erzeugt (Ram & Nichols 1993), zum anderen wurden Larven und frisch angesiedelte juvenile Tiere aus dem Bodensee isoliert. Die Versuchstiere wurden über etwa zwei Wochen unter saturierenden Kohlenstoffkonzentrationen auf den verschiedenen angereicherten Futterorganismen gehältert und anschließend vermessen, um ihre Endlängen oder Wachstumsraten als Maße für die Futterqualität zu bestimmen.

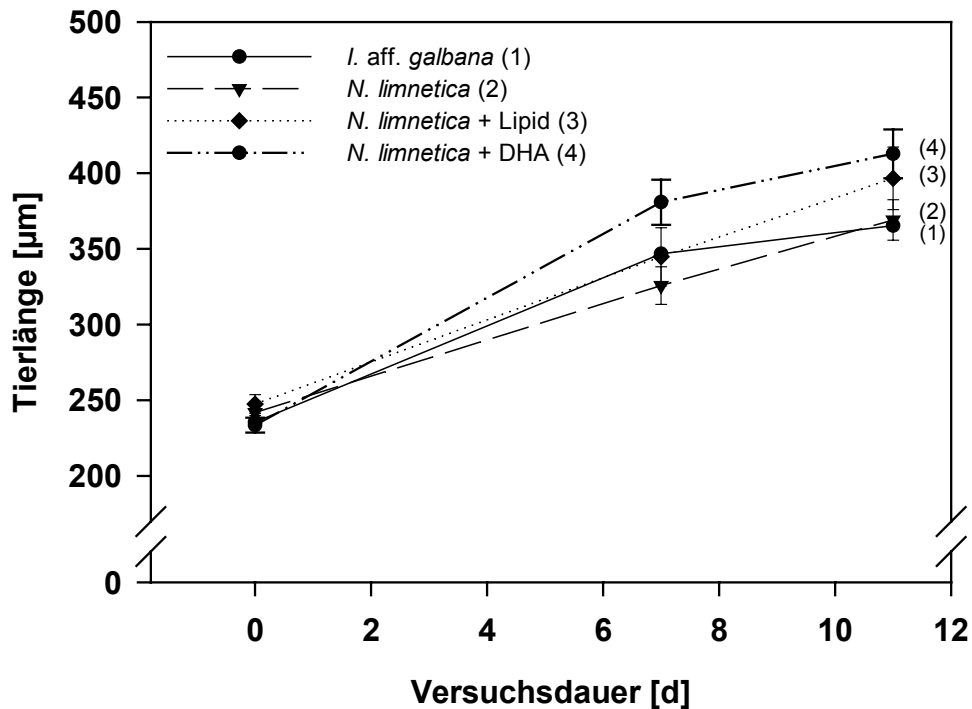
#### Ergebnisse und Diskussion:

Durch Supplementierung gelang es, Algen und Cyanobakterien gezielt mit einzelnen Fettsäuren zu ergänzen. Dadurch war die Möglichkeit gegeben, die Bedeutung dieser Fettsäuren für das Wachstum von *D. polymorpha* zu untersuchen. Als Beispiel ist in Abbildung 1 das Ergebnis der Supplementierung von *S. elongatus* mit fünf verschiedenen Fettsäuren dargestellt.



**Abbildung 1** Anteile ausgewählter Fettsäuren am Gesamtfettsäuregehalt im *Synechococcus elongatus* Kontrollansatz und den mit LA (18:2n-6), α-LA (18:3n-3), ARA (20:4n-6), EPA (20:5n-3) oder DHA (22:6n-3) angereicherten Futtersuspensionen.

Bei Wachstumsversuchen mit Veligerlarven, die auf den supplementierten Cyanobakterien *Synechococcus elongatus* und *Aphanothece* sp. kultiviert wurden, konnte experimentell keine Limitierung durch einzelne PUFAs nachgewiesen werden. Versuche mit der Alge *Nannochloropsis limnetica* und einem Lipidextrakt der Alge *Isochrysis* aff. *galbana* konnten den Nachweis einer Limitation der Veligerlarven durch die langkettige PUFA Docosahexaensäure (DHA) erbringen. Die mit DHA oder *I. aff. galbana*-Lipid angereicherten Futteralgen führten zu signifikant besserem Wachstum als Kontrollansätze [ANCOVA;  $F(3,90)=3,17$ ;  $p=0,028$ ]. Diese Limitierung reflektiert die enge phylogenetische Beziehung von *D. polymorpha* zu marinen Muschelarten. Sowohl bei Wachstumsversuchen von Larven auf der Alge *Chlorella minutissima* als auch bei Versuchen mit postmetamorphen Juvenilen, die auf *N. limnetica* und *I. aff. galbana* wuchsen (Abb. 2), konnten Anzeichen für eine Veränderung der Nahrungsansprüche während der Metamorphose gefunden werden. Im Gegensatz zu Versuchen mit Veligerlarven führte *I. aff. galbana* nicht zu stärkerem Wachstum als *N. limnetica*. Auch das mit DHA- oder *I. aff. galbana*-Lipid angereicherten Futteralgen erzielte Wachstum war, anders als bei den Larven, nicht signifikant vom unbehandelten Kontrollansatz verschieden.



**Abbildung 2** Tierlängen frisch angesiedelter Juveniler [KQ-Mittelwert  $\pm$  SE] auf den Ansätzen *Isochrysis* aff. *galbana* (n=10), *Nannochloropsis limnetica* (n=4), *N. limnetica* angereichert mit DHA (n=7) oder Lipidextrakt aus *I. aff. galbana* (n=8). Es traten keine signifikanten Unterschiede in den Tierlängen auf [ANCOVA;  $F(3,24)=2,23$ ;  $p=0,11$ ].

Die in den Wachstumsversuchen mit Veligerlarven von *D. polymorpha* erzielten Ergebnisse zeigten, dass die Tiere in dieser Entwicklungsphase nicht in der Lage waren, in ausreichendem Maße Fettsäuren in die langkettige PUFA DHA zu konvertieren und somit eine Limitierung durch diese Fettsäure erlitten. Es konnte somit nachgewiesen werden, dass auf Fettsäuren beruhende Futterqualitätseffekte die Ontogenese von *D. polymorpha* beeinflussen und folglich auch einen Faktor darstellen, der die Verbreitung und die damit verbundenen Auswirkungen der Muschel auf die von ihr besiedelten Lebensräume mitbestimmt.

#### Literatur:

- Brett, M. T., and D. C. Müller-Navarra. 1997. The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic food web processes. *Freshwater Biology* **38**: 483-499.
- Langdon, C. J., and M. J. Waldock. 1981. The effect of algal and artificial diets on the growth and fatty acid composition of *Crassostrea gigas* spat. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **61**: 431-448.

- Martel, A. 1993. Dispersal and recruitment of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in a nearshore area in West-central Lake Erie: The significance of postmetamorphic drifting. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* **50**: 3-12.
- Pillsbury, K. S. 1985. The relative food value and biochemical composition of five phytoplankton diets for Queen Conch, *Strombus Gigas* (Linne) larvae. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology* **90**: 221-231.
- Ram, J. L., and S. J. Nichols. 1993. Chemical regulation of spawning in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), p. 307-314. *In* Nalepa, T. F. and D. W. Schloesser [eds.], *Zebra mussels: biology, impacts and control*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Sprung, M. 1989. Field and laboratory observations of *Dreissena polymorpha* larvae: abundance, growth, mortality and food demands. *Archiv für Hydrobiologie* **115**: 537-561.
- Sprung, M. 1993. The other life: an account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*, p. 39-53. *In* Nalepa, T. F. and D. W. Schloesser [eds.], *Zebra mussels: biology, impacts and control*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Sterner, R. W., and K. L. Schulz. 1998. Zooplankton nutrition: recent progress and a reality check. *Aquatic Ecology* **32**: 261-279.
- Von Elert, E. 2001. Limitation by polyunsaturated fatty acids in *Daphnia*: an experimental test using a new method to enrich food algae with single fatty acids. *Limnology and Oceanography* **subm.**:
- Wacker, A., P. Becher, and E. Von Elert. 2002. Food quality effects of unsaturated fatty acids on larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Limnology & Oceanography* (**in revision**).
- Wright, D. A., E. M. Setzler-Hamilton, J. A. Magee, and H. R. Harvey. 1996a. Laboratory culture of Zebra (*Dreissena polymorpha*) and Quagga (*D. bugensis*) Mussel larvae using estuarine algae. *Journal of Great Lakes Research* **22**: 46-54.
- Wright, D. A., E. M. Setzler-Hamilton, J. A. Magee, V. S. Kennedy, and S. P. McIninch. 1996b. Effect of salinity and temperature on survival and development of young zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena bugensis*) mussels. *Estuaries* **1996**: 619-628.

## Einfluss der Futterqualität auf die Reproduktionsleistung von *Dreissena polymorpha*

Wacker, Alexander; von Elert, Eric

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78434 Konstanz,  
alexander.wacker@uni-konstanz.de

Die Reproduktionsleistung ist ein wichtiger Schritt für die Rekrutierung von *Dreissena polymorpha*. In vergleichenden Freiland- und Laboruntersuchungen wurde der Einfluß von mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs) auf die Reproduktion von *D. polymorpha* untersucht. Um die Bedeutung der PUFAs für die Reproduktionsleistung zu erfassen, wurden adulte *D. polymorpha* über 3,5 Monate hinweg auf verschiedenen Algen mit unterschiedlichem PUFA-Gehalt gehältert und durch regelmäßige Induktion mit Serotonin die Kompetenz für die Reproduktion und die Menge der erzeugten Eier erfaßt. Dabei scheint die Verfügbarkeit langkettiger PUFAs im Futter mit der Reproduktionsleistung der Adulten positiv korreliert zu sein. Um die Bedeutung der PUFAs für die Reproduktion unter natürlichen Bedingungen abschätzen zu können, wurden über mehrere Monate hinweg zwei Tiefenstufen beprobt, und monatlich die Reproduktionsleistung der adulten Muscheln und der Fettsäuregehalt des filtrierten Sestons erfaßt.

### Einleitung:

Die als Wander-, Dreikant- oder auch Zebrauschel bekannte *Dreissena polymorpha* spielt eine wichtige Rolle in litoralen Lebensgemeinschaften von Süßwasserseen. Die Faktoren, die die Rekrutierung dieses benthischen Filtrierers beeinflussen, sind noch weitgehend unklar. Die Futterqualität dürfte deutliche Effekte auf die Rekrutierung ausüben, indem sie den Zeitpunkt der Reproduktion, die Menge und die Qualität der abgegebenen Eizellen, das larvale Wachstum und den Erfolg der Metamorphose beeinflusst. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit dem Einfluss der Futterqualität auf einen von drei wichtigen Parametern, die für die Rekrutierung von *D. polymorpha* wichtig sind. Während der ontogenetischen Entwicklung ist die Investition von adulten Muscheln in die Reproduktion der erste Parameter, der sich auf die Rekrutierung auswirkt. Es wurden Freilandstudien ausgeführt und Laborsysteme etabliert, um den Einfluss der Temperatur und des Futters auf die Reproduktionsleistung der Muscheln im See abzuschätzen.

### Methoden:

Um Umweltfaktoren wie die Futterqualität und die Temperatur zu untersuchen, die die Investition in die Reproduktion von *D. polymorpha* im Freiland beeinflussen, wurden im Jahr 2000 durch die

Forschungstauchergruppe der Universität Konstanz monatlich Muscheln aus zwei Wassertiefen (4 m und 15 m) aus dem Litoral des Bodensees entnommen. Die Abblanchbereitschaft der Muscheln, die Menge der freigesetzten Eizellen und deren Gehalt an Fettsäuren wurden untersucht.

Um zu untersuchen, ob die Temperatur- und/oder die Futterbedingungen im Litoral zu der beobachteten unterschiedlichen Investition in die Reproduktion führte, wurden Muscheln drei Monate lang (Beginn: März) unter zwei verschiedenen Temperaturregimen mit jeweils vier verschiedenen Futterorganismen gehältert. Die Temperaturregime umfassten Tiere, die entweder während der ganzen Versuchsdauer bei 6 °C gehältert wurden, oder Tiere, die anfangs bei 6 °C gehalten und dann an 11 °C akklimatisiert wurden, als die Temperatur im Bodenseelitoral in 4 m die Temperatur in 15 m überstieg. Die beiden Temperaturregime sollten die Temperatur im Bodenseelitoral in 4 m und 15 m Wassertiefe simulieren. Einflüsse der Futterqualität wurden mit vier verschiedenen Futterorganismen untersucht, die sich deutlich in ihrer Fettsäurezusammensetzung unterschieden. Dazu wurden die Algen *Cryptomonas erosa*, *Nannochloropsis limnetica*, *Scenedesmus obliquus* und das Cyanobakterium *Aphanothece* sp. verwendet.

#### Ergebnisse und Diskussion:

Die statistische Auswertung der Ergebnisse deutet auf einen Effekt der Temperatur und einen temperaturinduzierten Futtereffekt auf die Reproduktion der Muscheln im Freiland hin. Die Temperatur spielte eine entscheidende Rolle als Trigger für das Abblanchen der Tiere, während die Zusammensetzung des Futters einen deutlichen Effekt auf die Investition in die Reproduktion zeigte.

Tabelle 1. Fettsäurezusammensetzung der Organismen, die als Futter für die adulten *Dreissena polymorpha* verwendet wurden. SFA = gesättigte Fettsäuren, MUFA = einfach ungesättigte Fettsäuren, C18-PUFA = mehrfach ungesättigte Fettsäuren mit 18 Kohlenstoffatomen, >C18 PUFA = langkettige mehrfach ungesättigte Fettsäuren mit mehr als 18 Kohlenstoffatomen. Die Fettsäuregehalte sind in µg pro mg Biomasse, die als partikulärer organischer Kohlenstoff (POC) bestimmt wurde, angegeben. Die Werte sind Mittelwerte ± Standardfehler aus 3-4 unabhängigen Kulturen. Nur detektierte Fettsäuren sind dargestellt (n.d. = nicht detektiert).

Fettsäuren	<i>Aphanothece</i> sp. (n=4)	<i>Scenedesmus</i> <i>obliquus</i> (n=4)	<i>Nannochloropsis</i> <i>limnetica</i> (n=4)	<i>Cryptomonas</i> <i>erosa</i> (n=3)
SFA	44.93 (5.87)	64.43 (7.89)	67.02 (10.44)	25.05 (2.36)
MUFA	50.96 (0.84)	88.95 (21.17)	107.62 (30.11)	7.01 (0.77)
C18-PUFA (n-3)	0.09 (0.00)	66.44 (11.42)	1.12 (0.23)	83.87 (15.02)
C18-PUFA (n-6)	n.d.	29.61 (5.00)	8.34 (0.28)	6.82 (0.55)
>C18 PUFA (n-3)	n.d.	n.d.	103.32 (17.32)	41.62 (3.70)
>C18 PUFA (n-6)	n.d.	n.d.	17.48 (0.96)	0.44 (0.22)
Gesamtgehalt	95.98 (6.00)	249.43 (39.76)	304.89 (35.78)	164.81 (18.22)

Algen, die reich an mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFAs) und langkettigen PUFAs (Kohlenstoffkette länger als C18) waren, führten zu einer größeren Abweichbereitschaft (*C. erosa*) oder zu einer verstärkten Abgabe von Eizellen (*N. limnetica*) der Muscheln im Vergleich zu Futterorganismen, denen langkettige PUFAs fehlten (*S. obliquus* und das Cyanobakterium *Aphanothece* sp.; Tabelle 1).

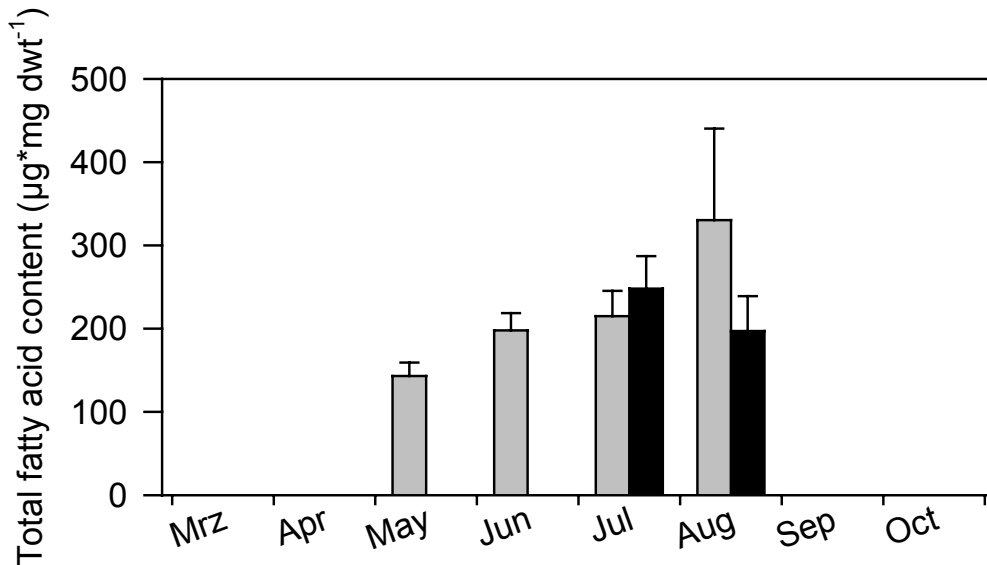


Abbildung 1. Gesamtfettsäuregehalt der von Muscheln abgegebene Eizellen (Mittelwert  $\pm$  SE, n=3), die an verschiedenen Tagen aus 4m (grau) und 15m (schwarz) Wassertiefe entnommen wurden.

Von frisch abgelaichten Eizellen war der Gesamtgehalt an Fettsäuren, der als Parameter für die Eiqualität herangezogen wurde, von dem Gehalt der Fettsäuren im Futter der Elterntiere abhängig, jedoch nicht signifikant unterschiedlich zwischen den beiden Wassertiefen (Abbildung 1) oder zwischen den verschiedenen Fütterungsbedingungen (Abbildung 2). Muscheln, die mit Futter versorgt wurden, das defizient in langkettigen PUFAs war (*Aphanothece* sp.), waren immer noch in der Lage abzulaichen, was als Hinweis auf die Einhaltung eines Minimalgehaltes bestimmter Fettsäuren in den Eizellen zu sehen ist. Ein offensichtlicher Mindestgehalt ermöglicht den Tieren bei schlechten Futterbedingungen zumindest ein eingeschränktes Maß der Reproduktion.

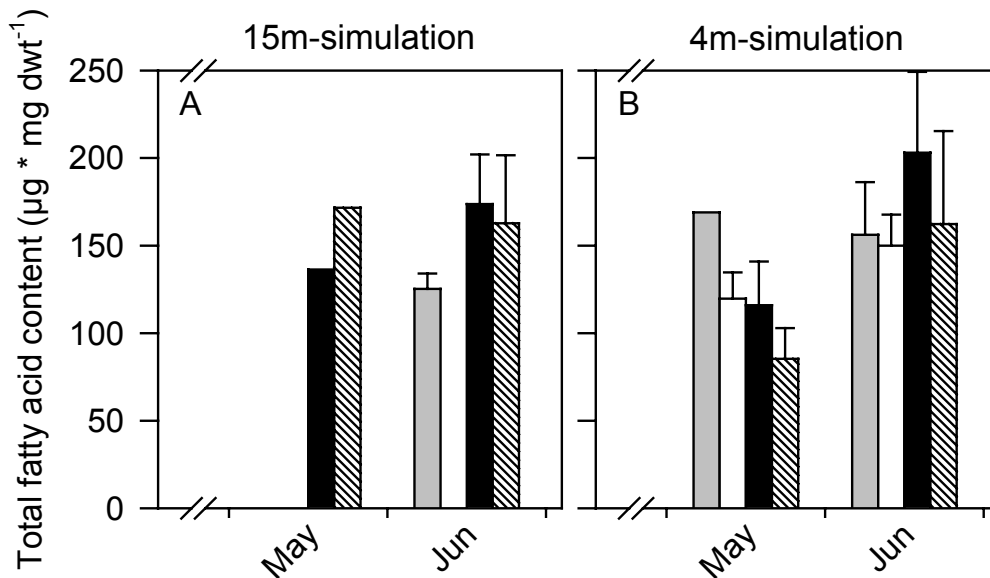


Abbildung 2. Effekt der Hälterung der adulten Muscheln auf verschiedenen Temperatur und Futterregimen auf den Gesamtfettsäuregehalt der abgegebenen Eizellen. Die Werte sind Mittelwerte ( $\pm$  SE, n=3) von Eizellen, die von Muscheln abgegeben wurden, die zuvor mit *Aphanothece* sp. (grau), *Scenedesmus obliquus* (weiß), *Nannochloropsis limnetica* (schwarz), and *Cryptomonas erosa* (gestreift) gefüttert worden waren. Vor Mai waren die Tiere nicht kompetent zum Ablaichen. Balken ohne Fehlerbalken sind Einzelbeobachtungen, alle anderen n=3.

Wir kommen zu der Schlussfolgerung, dass Larven auf DHA-armem Futter nicht in der Lage sind, C18-PUFAs in ausreichenden Mengen zu langkettigen PUFAs zu konvertieren und dass die Elongations- und Desaturierungsraten die Reproduktion der Tiere beeinflusst. Daher nehmen wir an, dass die Bedeutung von PUFAs nicht auf das Pelagial beschränkt ist, und dass die Relevanz von PUFAs *D. polymorpha* deren phylogenetische Verwandtschaft zu marinen Muscheln widerspiegelt. Da die Reproduktion dieser Muscheln im Sommer stattfindet, wenn das natürliche Seston nur geringe Mengen an langkettigen PUFAs enthält, kann ein Bedarf an langkettigen PUFAs der Adulten klare Auswirkungen auf die Rekrutierung von *D. polymorpha* Populationen im Freiland haben.

## **Biomasse, Wachstumsraten und biochemische Zusammensetzung koexistierender Trichopteren (Weidegänger) eines Mittelgebirgsbachs im Jahresverlauf**

**Becker, Georg**

**Limnologische Fluss-Station des Max-Planck-Instituts für Limnologie, Damenweg1,  
36110 Schlitz, e-mail: gbecker@mpil-schlitz.mpg.de**

Keywords: biochemische Zusammensetzung, Wachstumsraten, Breitenbach, *Agapetus fuscipes*, *Apatania fimbriata*, *Drusus annulatus*

Über die biochemischer Zusammensetzung aquatischer Insekten im Laufe der Entwicklung und im Jahresverlauf existiert nur wenig Datenmaterial (u.a. Beattie 1978, Meier et al. 2000). Im Rahmen von Untersuchungen zur Anpassung von drei koexistierenden Weidegängern (Trichoptera), *Agapetus fuscipes* (Glossosomatidae), *Apatania fimbriata* und *Drusus annulatus* (Limnephilidae), eines Mittelgebirgsbaches Osthessens (Breitenbach) an ihren Lebensraum, wurden Biomasse, Wachstumsraten und die biochemische Zusammensetzung der Larven im Laufe der Ontogenese und im Jahresverlauf untersucht.

Im Breitenbach beenden die drei univoltinen Arten ihre Larvalentwicklung im Frühjahr. Die Emergenz erfolgt in Frühjahr und Frühsommer. Die Lebensläufe der drei Arten unterscheiden sich allerdings in einigen wesentlichen Punkten. Aurich (1992) wies bei den Larven von *A. fimbriata* eine Winterdormanz nach, die bei den beiden anderen Arten nicht zu beobachten ist. Bei *A. fuscipes* wurden mit 7 Larvenstadien mehr als die typischerweise bei Trichopteren auftretenden 5 Stadien gefunden (Becker in Vorbereitung). Frühere Studien am Breitenbach zeigten ein Diatomeenmaximum im Frühjahr, sowohl im Aufwuchs (Becker 1990, Cox 1990), als auch in den Darminhalten der drei Arten (Becker 1990). Somit treten die letzten Larvenstadien mit den höchsten Wachstumsraten in der Zeit der Frühjahrsdiatomeenblüte auf. Ein zweiter, kleinerer Diatomeenpeak trat im Herbst auf, in der Zeit, in der die Junglarven heranwachsen.

Die biochemischen Analysen wurden mit spektralphotometrischen Methoden durchgeführt. Die Analyse des Proteingehaltes erfolgte mit Hilfe der Mikro-Bioret-Methode (Itzaki & Gill 1964, Meyer & Walther 1988), des Lipidgehaltes mit der Sulphosphovanillin-Methode

(Zöllner & Kirsch 1962, Neumann 1995), des Kohlenhydratgehaltes mit der Phenol-Schwefelsäure-Methode (Dubois et al. 1956, Meyer & Walther 1988).

Die larvalen Biomassen und Wachstumsraten der drei Arten unterschieden sich deutlich. Die artspezifische Trockenmasse der Larven vergleichbarer Entwicklungsstadien unterschied sich signifikant (*A. fuscipes* < *A. fimbriata* < *D. annulatus*). Die aschefreie Trockenmasse der Altlarven von *D. annulatus* lag kurz vor der Verpuppung um den Faktor 1750 höher als bei den Primärlarven. *A. fimbriata* wies eine Wachstumsrate von 450 (L1 bis L5) und *A. fuscipes* eine Wachstumsrate von 200 (L1 bis L7) auf.

Die biochemische Analyse des Probenmaterials ist noch nicht abgeschlossen. Vorläufige Ergebnisse zeigten bei den jüngeren Larvenstadien und Puppen signifikante Unterschiede in der biochemischen Zusammensetzung zwischen den Arten. Verpuppungsreife Larven und Vorpuppen wiesen dagegen eine ähnliche biochemische Zusammensetzung auf. Neben der entwicklungsbedingten fand sich eine deutliche saisonale Variabilität bei Lipid-, Protein- und Kohlenhydratgehalt, bezogen auf das Trockengewicht. Biomasse, Lipid- und Kohlenhydratanteil der Larven des 3. und 4. Larvenstadiums der drei Arten wiesen im September ein Maximum auf und nahmen in den folgenden Monaten bis Dezember kontinuierlich ab, während der Proteinanteil in dieser Zeit kontinuierlich anstieg. Die Untersuchungen zeigten zudem deutliche Unterschiede im Entwicklungsstand, der Biomasse und der biochemischen Zusammensetzung der überwinternden Larvenpopulationen zwischen den Untersuchungsjahren.

Bei vergleichbarer Entwicklungszeit und Nutzung ähnlicher Nahrungsressourcen, aber unterschiedlicher Nutzungsintensität einzelner Nahrungskomponenten (Becker 1990, 1994), zeigen die drei koexistierenden Weidegänger signifikante Unterschiede bei Wachstumsraten und biochemischer Zusammensetzung.

Diese Ergebnisse werden in ausführlicher Form an anderer Stelle publiziert.

#### Literatur

- Aurich, M. (1992) The life-cycle of *Apatania fimbriata* Pictet in the Breitenbach. *Hydrobiologia*, **239**, 65-78.
- Beattie, D.M. (1978) Life-cycle and changes in carbohydrates, proteins and lipids of *Pentapedilum uncatum* Goet. (Diptera, Chironomidae). *Freshwat. Biol.*, **8**, 109-113.

- Becker,G. (1990) Comparison of the dietary composition of epilithic trichopteran species in a first-order stream. *Arch.Hydrobiol.*, **120**, 13-40.
- Becker,G. (1994) Food preference by five trichopteran scrapers. *Hydrobiologia*, **273**, 171-178.
- Cox,E.J. (1990) Studies on the algae of a small softwater stream. II. Algal standing crop (measured by chlorophyll-a) on soft and hard substrata. *Arch.Hydrobiol./ Suppl.*, **83**, 553-566.
- Dubois,M., Gilles,K.A., Hamilton,J.K., Rebers,P.A. & Smith,F. (1956) Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, **28**, 350-356.
- Itzhaki,R.F. & Gill,D.M. (1964) A Micro-Bioret method for estimating proteins. *Analytical Biochemistry*, **9**, 401-410.
- Meier,G.M., Meyer,E.I. & Meyns,S. (2000) Lipid content of stream macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.*, **147**, 447-463.
- Meyer,E. & Walther,A. (1988) Methods for the estimation of protein, lipid, carbohydrate and chitin levels in fresh water invertebrates. *Arch.Hydrobiol.*, **113**, 161-177.
- Neumann,P. (1995) Untersuchungen zur Nahrungsqualität von benthischem feinputikulärem Detritus für Feinputikelsammler, unter dem Aspekt seiner biochemischen Zusammensetzung im Breitenbach. Dissertation, Philipps-Universität, Marburg.
- Zöllner,N. & Kirsch,K. (1962) Über die quantitative Bestimmung von Lipoiden (Mikromethode) mittels der vielen natürlichen Lipoiden (allen bekannten Plasmalipoiden) gemeinsamen Sulfophosphovanillin-Reaktion. *Zeitschrift für die gesamte experimentelle Medizin*, **135**, 545-561.

## Die Trichopterenzönosen des Eu- und Hypokrenals Harzer Bäche

**Andreas Müller, Burkhard Scharf**

UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung

Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Germany

[mueller@gm.ufz.de](mailto:mueller@gm.ufz.de)

Keywords: Quellen, Harz, Trichopteren, Sauerstoffsättigung, Säurekapazität, DOC,

### Einleitung

Im Rahmen eines Projektes, das sich mit den Zoozönosen der Quellen im Harz beschäftigt, wurden die Trichopteren-gemeinschaften verschiedener Standorte untersucht. Aufgrund der guten Erfassbarkeit dieser Organismen im Gelände kommt ihnen für ökologische Beurteilungen dieser kleinräumigen Biotope eine große Bedeutung zu. Von besonderem Interesse war dabei die Frage, ob Trichopteren zur Abgrenzung unterschiedlicher Quellformen geeignet sind und welche Umweltfaktoren ihr Vorkommen im Krenal der Harzer Bäche beeinflussen.

### Methodik

Die Trichopterenfauna von 31 Quellen, die sich auf das gesamte Gebiet des Harzes verteilen, wurde mittels Handnetz, Sieb und modifiziertem Surber-Sampler im Rahmen einer Zeitsammelmethode (30 Minuten Sammelintervall bei Berücksichtigung sämtlicher Unterhabitats) und zusätzlich aufgestellten, selbstfangenden Emergenzfallen (Fläche 0,7 m<sup>2</sup>) erfasst. Zur Charakterisierung der abiotischen Faktoren der jeweiligen Probestellen wurden Wasseranalysen (Nitrat, SRP, Säurekapazität, pH-Wert, DOC, TOC) und Messungen von physikalischen Parametern wie Temperatur, Sauerstoffsättigung und elektrischer Leitfähigkeit durchgeführt. Die so gewonnenen Daten wurden mit Hilfe von statistischen Verfahren wie der Clusteranalyse, der Hauptkomponentenanalyse (PCA) und dem nicht metrischen multidimensionalen Scaling (MDS) ausgewertet.

### Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt konnten im Untersuchungsgebiet 21 Trichopterenarten für das Krenal des Harzes nachgewiesen werden (Tab. 1). Neben krenobiont und krenophil klassifizierten Arten (ROBERT, 1998) treten häufig Arten des Rhitrals auf (RÜDDENKLAU, 1990, 1991).

Tab. 1: Artenliste der Trichopteren mit Angabe der Häufigkeitsverteilung der Arten auf die 31 untersuchten Quellen im Harz. Die ökologische Klassifikation der Taxa erfolgte nach ROBERT (1998): KB = krenobiont, KP = krenophil.

Art	Anzahl der Nachweise	Klassifiziert als:
<i>Sericostoma personatum</i> KIRBY & SPENCER, 1826	23	KP
<i>Potamophylax nigricornis</i> (PICTET, 1834)	16	KP
<i>Crunoecia irrorata</i> (CURTIS, 1834)	10	KB
<i>Glossoma intermedium</i> KLAPALEK, 1892	7	KB
<i>Apatania fimbriata</i> (PICTET, 1834)	7	KP
<i>Chaetopteryx major</i> McLACHLAN, 1876	6	KP
<i>Micropterna sequax</i> McLACHLAN, 1875	5	
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (CURTIS, 1834)	5	
<i>Chaetopteryx villosa</i> (FABRIZIUS, 1789)	4	
<i>Micropterna lateralis</i> (STEPHENS, 1834)	3	
<i>Limnephilus bipunctatus</i> CURTIS, 1834	3	
<i>Limnephilus auricula</i> CURTIS, 1834	3	
<i>Limnephilus centralis</i> CURTIS, 1834	2	
<i>Pseudopsilopteryx zimmeri</i> (McLACHLAN, 1876)	2	KB
<i>Lithax niger</i> (HAGEN, 1859)	2	KB
<i>Wormaldia occipitalis</i> (PICTET, 1834)	2	KB
<i>Limnephilus sparsus</i> CURTIS, 1834	1	
<i>Enoicyla pusilla</i> (BURMEISTER, 1839)	1	KP
<i>Drusus discolor</i> (RAMBUR, 1842)	1	KP
<i>Beraea maura</i> (CURTIS, 1834)	1	KB
<i>Silo nigricornis</i> (PICTET, 1834)	1	KB

Im Gegensatz zu weitverbreiteten und in der Regel häufigen Arten des Rhithrals treten stenöke Quellspezialisten an den Probestellen mit geringen Abundanzen auf. Die prozentuale Verteilung der einzelnen Taxa auf die Gesamtzahl der gefangenen Tiere geht aus der Abbildung 1 hervor.

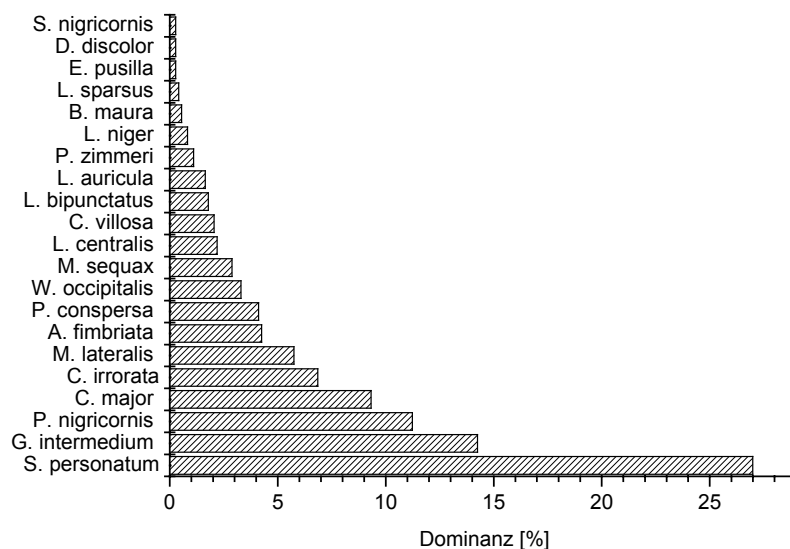


Abb. 1: Dominanzstruktur der erfassten Trichopterenarten aus 31 Quellen des Harzes.

Die Trichopterenzönosen lassen sich clusteranalytisch gut unterscheiden und verschiedenen Quellgruppen zuordnen.

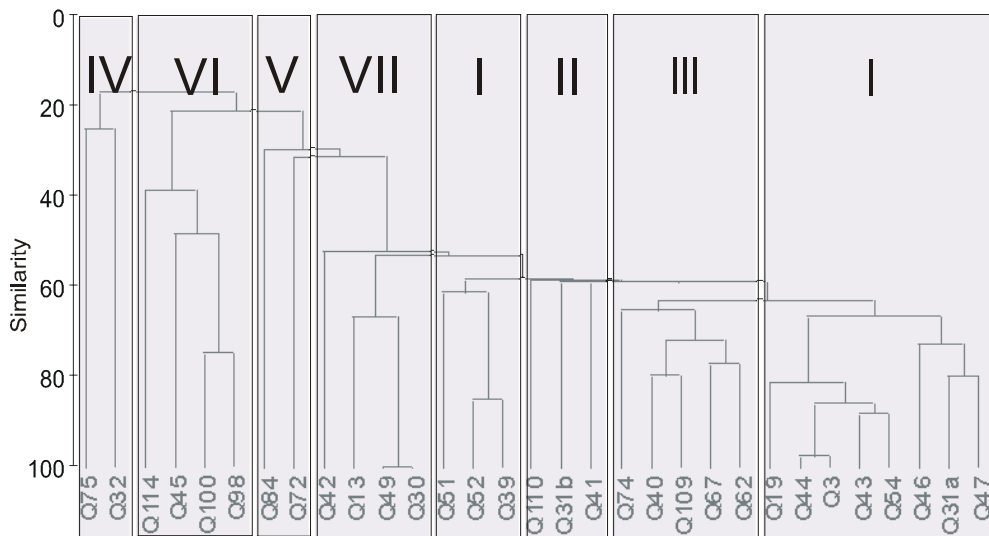


Abb. 2: Clusterdendrogramm der Quellen des Harzes auf Grundlage der Trichopterenzönosen. Die Nummerierungen der Cluster (I-VII) geben die Zuordnung der Probestellen zu einzelnen Gruppen wieder.

Die Abgrenzung dieser Gruppen wird durch eine MDS (nonmetric multidimensional scaling) Analyse in weiten Teilen bestätigt (Abb. 3). Da mittels dieser Analyse die Quellen entsprechend ihrer faunistischen Ähnlichkeiten im zweidimensionalen Raum angeordnet werden, können Unterschiede im Vergleich zur Clusteranalyse besser herausgearbeitet werden. Es ergeben sich ebenfalls sieben abgrenzbare Gruppen, wobei vier dieser Gruppen eine hohe Ähnlichkeit ihrer Trichopterenzönosen aufweisen (Cluster I, II, III und VII). Drei Quellen lassen sich mit diesem Verfahren nicht befriedigend einordnen (Q 71, Q 41 und Q 47).

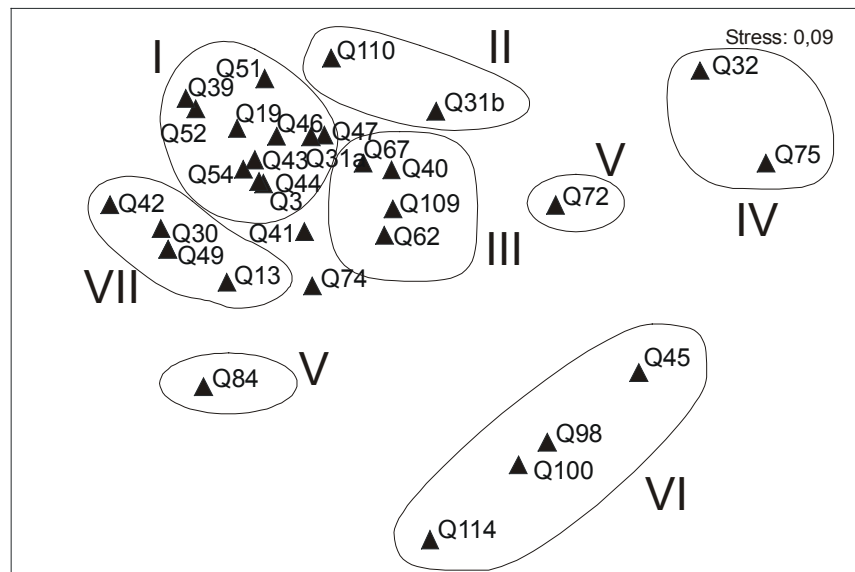


Abb. 4: MDS Diagramm einzelner Quellstandorte des Harzes auf der Grundlage der Trichopterenzönosen. Die Nummerierungen (I-VII) der Gruppen entsprechen den zuvor in Abbildung 2 gebildeten Clustern.

Die charakteristischen Trichopterenarten der Gruppen werden mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) identifiziert (Abb. 4).

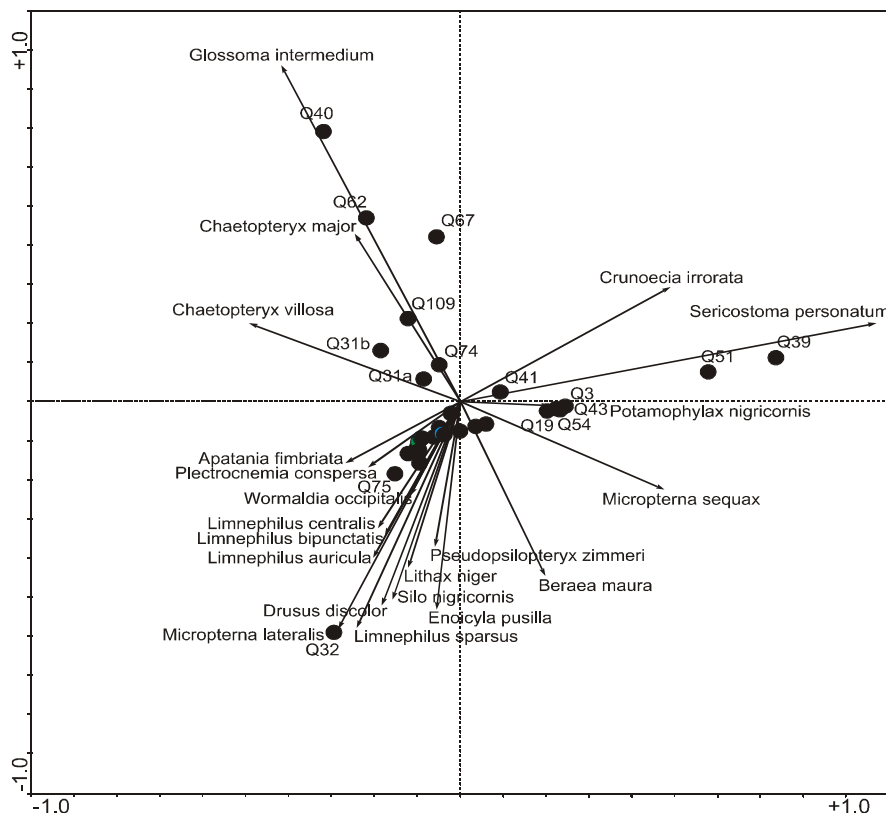


Abb. 4: PCA Ordinationsdiagramm der Quellen des Harzes mit ihren assoziierten Trichopterenarten.

Auf Grund der PCA Ordination lassen sich folgende charakteristische Arten der Quellen ausmachen: *Glossoma intermedium* ist für Quellen des Clusters I typisch (Q 40, Q 62, Q 67, Q 109 und Q 74). *Sericostoma personatum* ist häufig für die Probestellen Q 39 und Q 51 (Cluster I). *Micropterna lateralis* bestimmt die Fauna an den Quellen 32 und 75 (Cluster IV). *Chaetopteryx villosa* ist eine charakteristische Art der Quellen 31b und 31a (Cluster I und II). Die drei *Limnephilus* Arten treten häufig an den Quellen 114, 98, 45 und 100 (Cluster VI) auf.

Bemerkenswert bezüglich der Verteilung der Probestellen und ihren zugeordneten Arten ist die Anordnung in drei Hauptrichtungen des zweidimensionalen Raumes. Um diese Verteilung besser interpretieren zu können, wurden die abiotischen Faktoren der Erhebung mit zur Auswertung der Ergebnisse hinzugezogen. Erste Hinweise auf mögliche bestimmende Faktoren der Quellgruppen lassen sich aus einer Analyse entnehmen, die das Vorkommen der Trichopterenarten mit diesen Umweltfaktoren kombiniert (Abb. 5).

Als Einflußgrößen können demnach folgende Faktoren den Arten und ihren Quellgruppen zugeordnet werden: Auf Grund ihrer deutlichen Ausprägung (Länge der Pfeile) bilden die Sauerstoffsättigung, die Säurekapazität und die Temperatur die entscheidenden Einflußgrößen auf die Trichopterenzönosen der Quellen. Bestimmte Trichopterenarten lassen sich mittels des PCA Diagramms diesen Größen zuordnen (siehe Abb. 5).

Interessant ist hierbei der Einfluß des DOC, SRP und des Nitrats als Indikator für Umweltbedingungen an mehreren Quellen. Es zeichnen sich hier Unterschiede zwischen

Quellen hinsichtlich ihres Anteils an verfügbarem organischen Materials ab: Auf der einen Seite existieren geringe DOC Gehalte, die auf eine fehlende organische Komponente im Umfeld dieser Quellen (mineralisches Substrat, keine Eintragspfade etc.) schließen lassen. Auf der anderen Seite ist ein hoher DOC Gehalt ein Indikator für einen dominierenden Anteil organischer Komponenten (Detritus, Totholz, Laubeinträge). Diese Unterschiede wirken sich deutlich auf die Zusammensetzung der Trichopterenzönose aus.

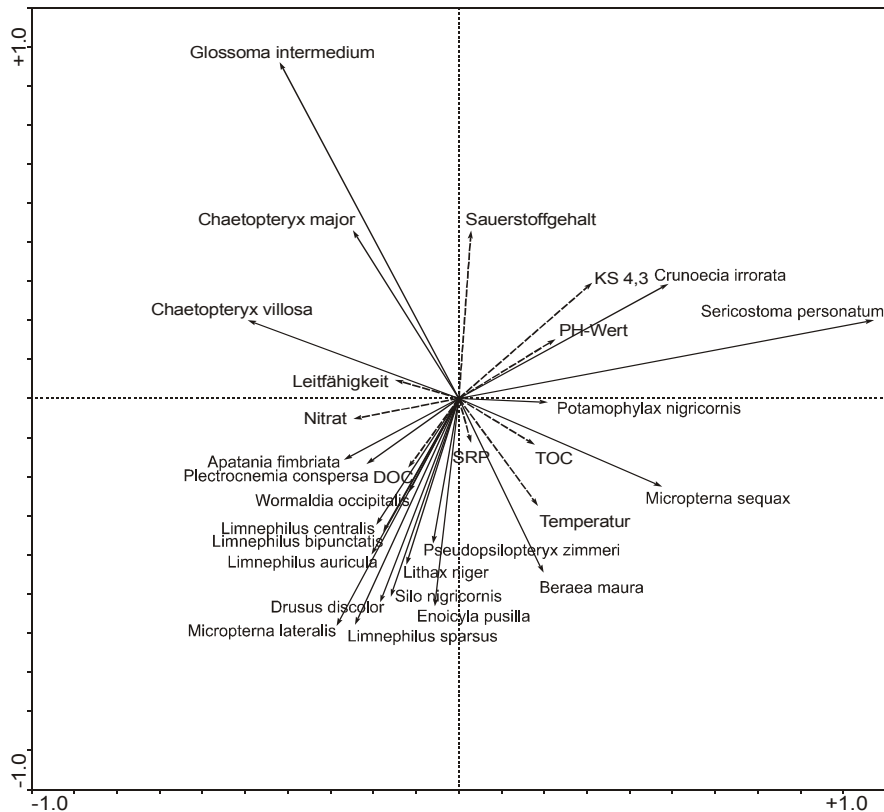


Abb. 5: PCA Ordinationsdiagramm der Trichopterenarten aus Quellen des Harzes mit den ihnen zugeordneten Umweltfaktoren.

### Ausblick

Inwieweit strukturelle Faktoren wie Substrate oder Biotoptypen für die Unterschiede in den Zönosen verantwortlich sind, wird im weiteren Verlauf des Projektes überprüft und in die Auswertung mit eingearbeitet. Die hier vorgestellten vorläufigen Ergebnisse werden durch die Untersuchung weiterer Tiergruppen der Quellen des Harzes erweitert und abgesichert.

### Literatur

- ROBERT, B. (1998): Quelltypische Köcherfliegen in Nordrhein-Westfalen. L. BOTOSANEANU (Hrsg.): Studies in Crenobiology, Backhuys Publischer, Leiden, S. 109-123.
- RÜDDENKLAU, R. (1990): Die bisher vom Gebiet des Harzes bekannten Trichopteren sowie einige Anmerkungen zu ihrer Zoogeographie und zu ihrem Gefährdungsgrad. Göttinger Naturkundliche Schriften **2**: 5-16.
- RÜDDENKLAU, R. (1991): Vergleich von Ergebnissen aus Emergenz- Licht- und Handnetzfangen adulter Köcherfliegen sowie Benthosaufsammlungen verschiedener Fließgewässer im Harz. Lauterbornia **8**: 21-40.

## Auswirkungen der Rheinhochwasser auf das Makrozoobenthos seiner Nebenflüsse im Mittelrheingebiet

Melanie Beckmann<sup>1</sup>, Christoph Matthäi<sup>2</sup>, Franz Schöll<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Institut für Zoologie, Poppelsdorfer Schloss, 53115 Bonn, <sup>2</sup>Institut für Zoologie, Karlstr. 23-25, 80333 München, <sup>3</sup>Bundesanstalt für Gewässerkunde, Kaiserin-Augusta-Anlagen 15-17, 56068 Koblenz,

**Keywords:** Hochwassereinfluss, Mittelrheintal, Makrozoobenthos, Faunenvergleich, Hauptkomponentenanalyse

### Einleitung

Während zahlreiche Studien über den Einfluss von Nebenflüssen auf ihren Hauptfluss existieren, gibt es nur wenige Untersuchungen über die Auswirkungen von Hauptflüssen auf ihre Nebenflüsse. Unsere Hypothese war, dass ein Hochwasser im Hauptfluss (Rhein) in den Mündungen seiner Nebenflüsse zu signifikanten Veränderungen in der Zoozönose (Makrozoobenthos) führt, da ein hoher Wasserstand im Hauptfluss einen Aufstau in den Mündungsbereichen der Nebenflüsse verursacht. Wir untersuchten den Einfluss des Rheins auf die Nebenflüsse Wisper (Fluss-Ordnungszahl 4), Gründelbach (OZ 2), Saynbach (OZ 2), Nette (OZ 4), Ahr (OZ 4) und Sieg (OZ 5).

### Untersuchungsgebiet und Methodik

Das Mittelrheingebiet ist durch ein enges Tal mit einem großen Einzugsgebiet gekennzeichnet. Daraus resultieren starke Pegelschwankungen des Rheins im Jahresverlauf (Abb. 1).

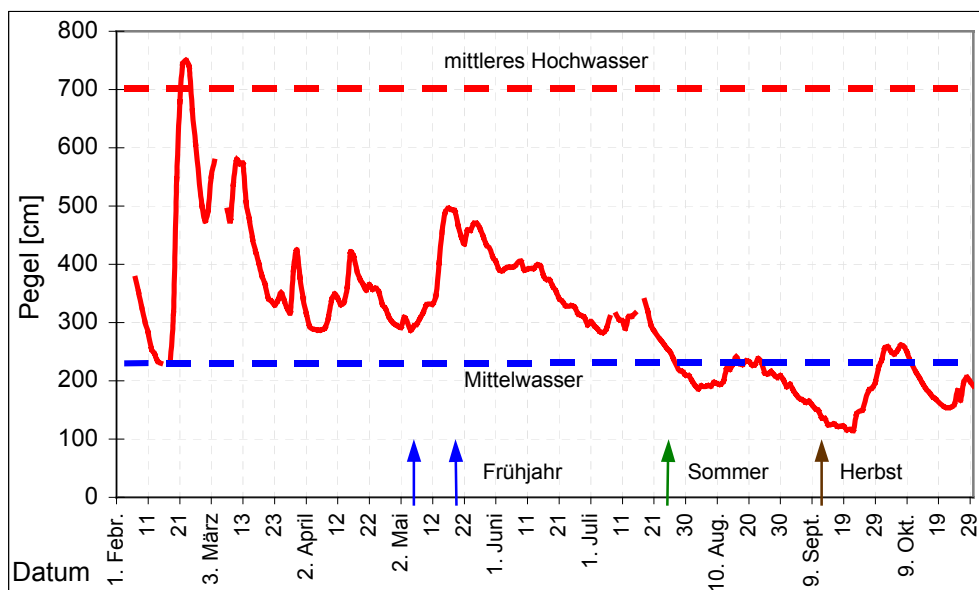
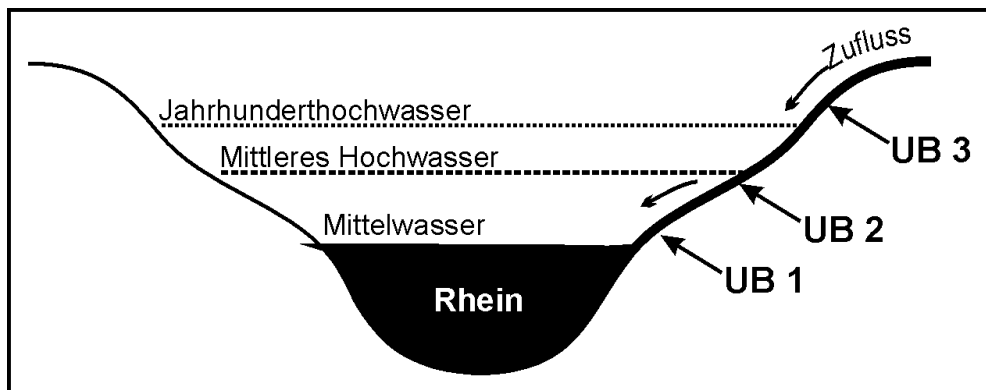


Abb. 1: Pegel des Rheins bei Koblenz mit den Zeitpunkten der jeweiligen Probenahmen (→) im Jahr 1999.

Die Folge ist, dass die Mündungsbereiche der Nebenflüsse mehrmals im Jahr vom Rhein aufgestaut bzw. überflutet werden. Die steile Talform erleichtert ein Abschätzen der Wasserstände des Rheins in den Nebenflussmündungen. Jeder Nebenfluss wurde an 3 Stellen untersucht (siehe Abb. 2): **Untersuchungsbereich (UB) 1**: Nebenflussmündung bei Mittelwasserniveau des Rheins; **UB 2**: im Nebenfluss innerhalb des Bereichs eines mittleren Rheinhochwassers; **UB 3**: im Nebenfluss oberhalb der extremen Hochwasserlinie (Jahrhunderthochwasser) des Rheins.



*Abb.2: Einteilung der Untersuchungsbereiche (UB) an den Rhein Nebenflüssen*

Proben des Makrozoobenthos wurden im Frühjahr, Sommer und Herbst 1999 gesammelt. An jedem Untersuchungsbereich wurden 5 Proben mit einem Surber-Sampler (Fläche 0,052 m<sup>2</sup>, Maschenweite 300 µm) an repräsentativen Stellen genommen. Alle Proben wurden in 70 % Ethanol konserviert und im Labor, sofern möglich, bis zur Art (63%), sonst bis zur Gattung (23%) bzw. Familie (14%) bestimmt.

Die Artenlisten wurden nach Nebenflüssen und Untersuchungsbereichen (UB 1, UB 2, UB 3) gruppiert und mit einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) analysiert. Für die PCA wurden die Daten mit dem natürlichen Logarithmus transformiert um eine annähernde Normalverteilung zu erreichen. Um den Einfluss seltener Arten zu verringern wurden Arten, die im Datensatz nur einmal vorkamen, von der Auswertung ausgeschlossen.

## **Ergebnisse**

Im Jahr 1999 wurden 256 Proben genommen die insgesamt 133.279 Tiere aus mindestens 150 Arten enthielten. Die Organismendichte schwankte zwischen 304 und 56.079 Tieren/m<sup>2</sup>.

Für alle Nebenflüsse gilt, dass die Artenzahl im UB 1 signifikant niedriger war als die in den UB 2 und 3 (ANOVA  $P < 0,05$ ) (Abb. 3).

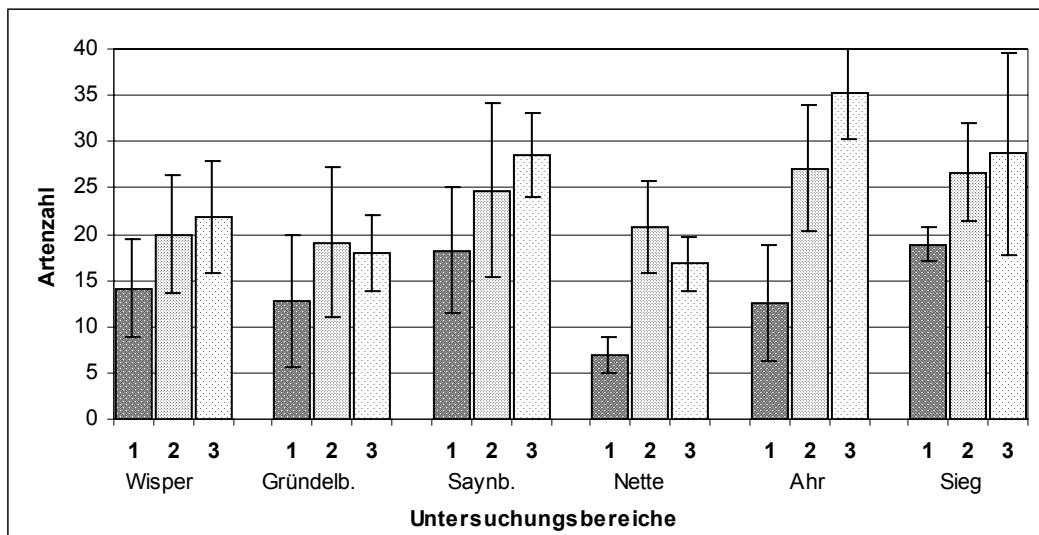


Abb. 3: Mittlere Artenzahl und Standardabweichung je Surber-Sampler in den einzelnen UB der verschiedenen Nebenflüsse.

In allen Nebenflüssen nahm der Anteil limnischer Arten von UB 1 zu UB 3 hin ab. Beispielhaft ist dies in Abbildung 4 an den Strömungspräferenzen in den drei UB der Ahr dargestellt.

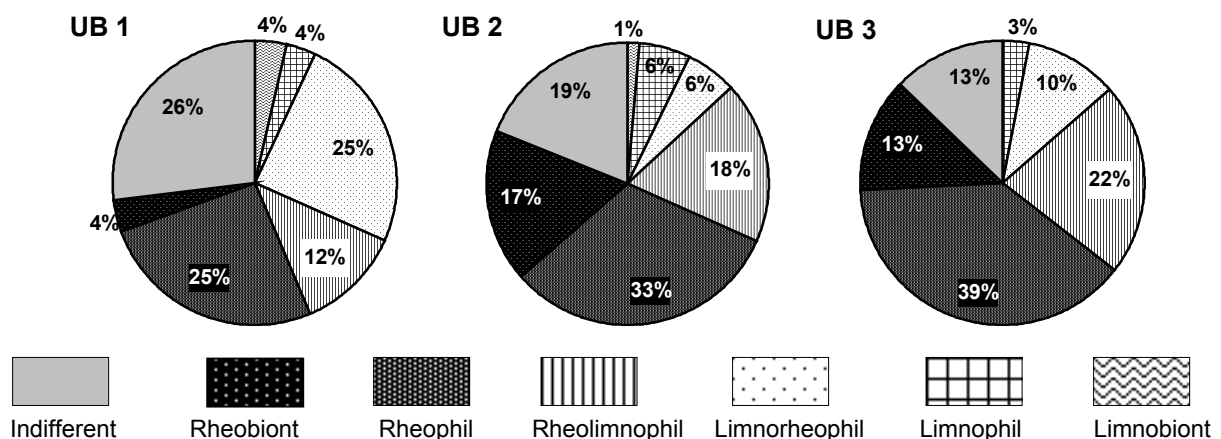
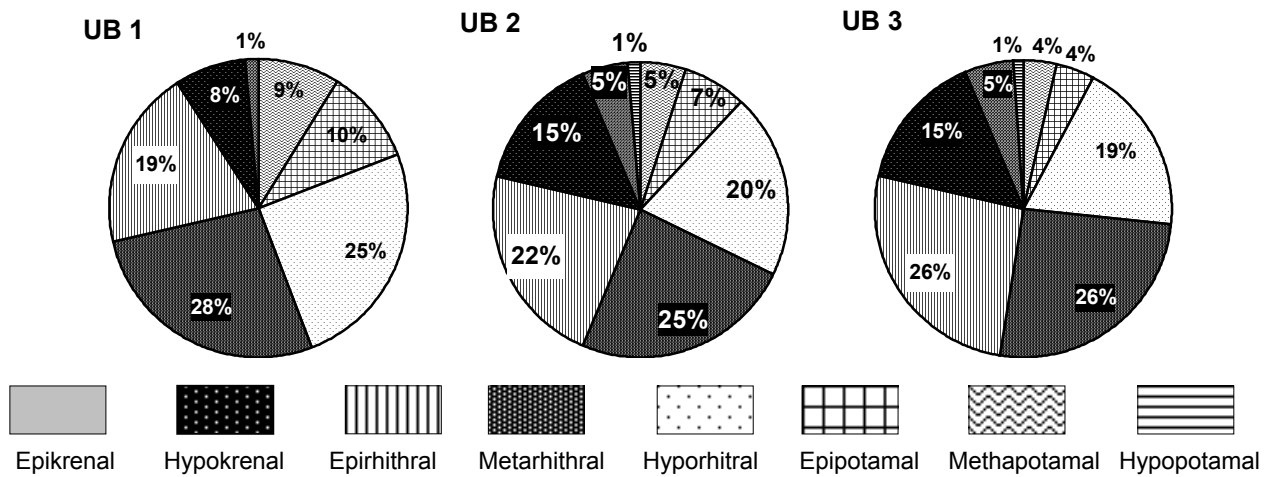


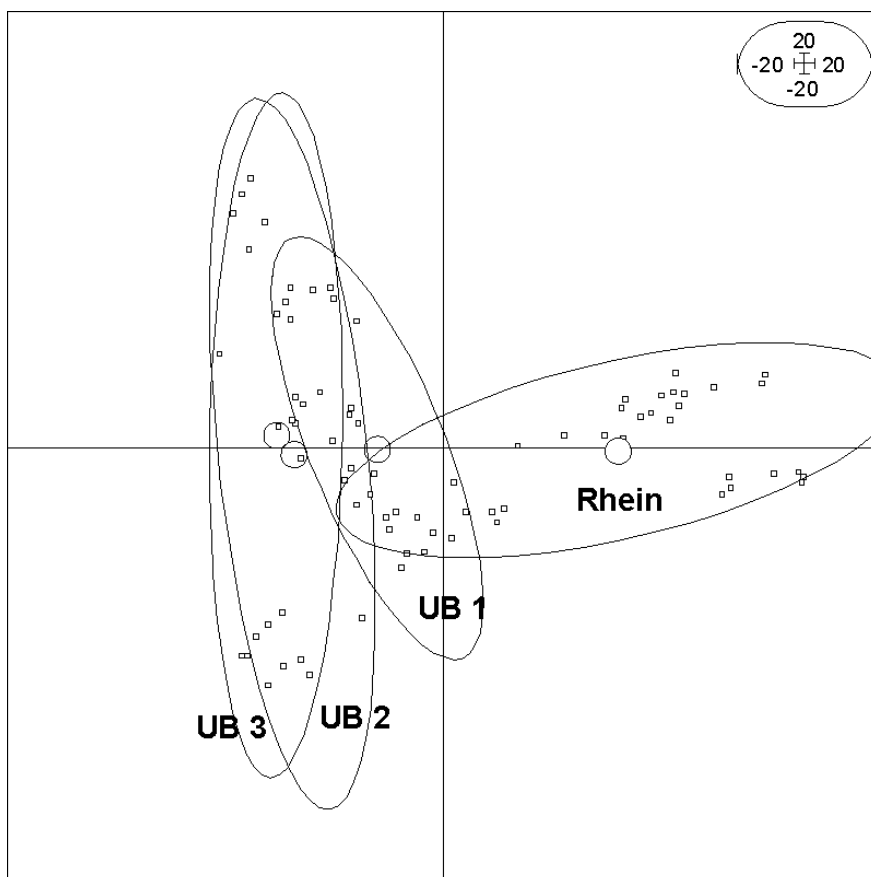
Abb. 4: Anteil der Arten nach Strömungspräferenz [Schmedtje & Colling 1996] in den Untersuchungsbereichen (UB1 bis UB 3) der Ahr.

Ein Vergleich der den einzelnen Arten zugeordneten biozönotischen Regionen [Schmedtje & Colling 1996] bestätigte diesen Trend (in Abb. 5 am Beispiel der Nette dargestellt): der Anteil potamaler Arten nahm in allen Nebenflüssen von UB 1 zu UB 3 hin ab.



**Abb. 5:** Verteilung der den verschiedenen biozönotischen Regionen [Schmedtje & Colling 1996] zugeordneten Arten in den Untersuchungsbereichen (UB 1 bis UB 3) der Netze.

Die Hauptkomponentenanalyse ergab, dass die Ähnlichkeiten zur Rheinflauna in allen Nebenflüssen von UB 1 zu UB 3 hin abnahm. Abbildung 6 stellt dies exemplarisch für den Nebenfluss Wisper dar.



**Abb. 6:** Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Rhein- und Wisper-Daten.

Der Berechnung liegen 45 Wisper-Proben (1999) und 33 Rhein-Proben (von der Bundesanstalt für Gewässerkunde 1997-2000 genommen) zugrunde. Insgesamt enthielten die Proben 173 Arten. Die

Covarianz des faunistischen Datensatzes von Rhein und Wisper ist auf einer 2-faktoriellen Karte projiziert. Die Quadrate stellen die Proben dar, die Kreise markieren das Zentrum des zugeordneten Datensatzes. Die Ellipsen umranden mindestens 90% des zugehörigen Datensatzes.

Erkennbar ist eine große Überschneidung der Rhein-Ellipse mit dem UB 1, eine etwas kleinere Überschneidung mit dem UB 2 und nahezu keine Überschneidung mit dem UB 3 der Wisper. Die großen Überschneidungsbereiche weisen auf signifikante Ähnlichkeiten zwischen den Makrozoözenosen der Untersuchungsbereiche hin.

### **Schlussfolgerungen**

Unsere Studie weist darauf hin, dass die Pegelschwankungen des Rheins einen Einfluss auf die Makrozoözenosen der Mündungsbereiche seiner Nebenflüsse haben. Die Artenzahl in der Nebenflusmündung (UB 1) war signifikant niedriger als in den Bereichen UB 2 und UB 3. Dies lässt sich möglicherweise durch den Stress, der sich aufgrund ständig wechselnder ökologischer Bedingungen (von frei fließend bis aufgestaut) ergibt, erklären. Der Anstieg limnischer Arten von UB 1 nach UB 3 ist vermutlich eine Folge des Aufstaus bei Hochwasser [Ambühl 1959]. Die Abnahme potamaler Arten von UB 1 nach UB 3 ist möglicherweise auf generelle ökologische Veränderungen (Temperatur, Strömung, Turbulenz, Sauerstoff) in den Mündungsbereichen zurückzuführen [Illies 1961a]. Die Vermischung der Makrozoözenosen von Rhein- und Zuflussarten in den UB 1 und UB 2 ist vermutlich die Folge des starken Einflusses des Rheins auf seine Nebenflüsse in den Mündungsbereichen. Die in dieser Studie vorgestellten Ergebnisse deuten darauf hin, dass der Einfluss von Nebenflüssen auf ihren Hauptfluss keine Einbahnstraße ist, wie bisher angenommen, sondern auf gegenseitigen Wechselwirkungen beruht.

### **Literatur:**

**Ambühl, H.** (1959): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. - Z. Hydrol. 21: 133-264.

**Illies, J.** (1961a): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 46: 205-213.

**Schmedtje U., & M. Colling** (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte des bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96: 543.

## Struktur und Regeneration des Makrozoobenthos der Oberelbe

Michael Beilharz, Jochen H.E. Koop und Konrad Mädler

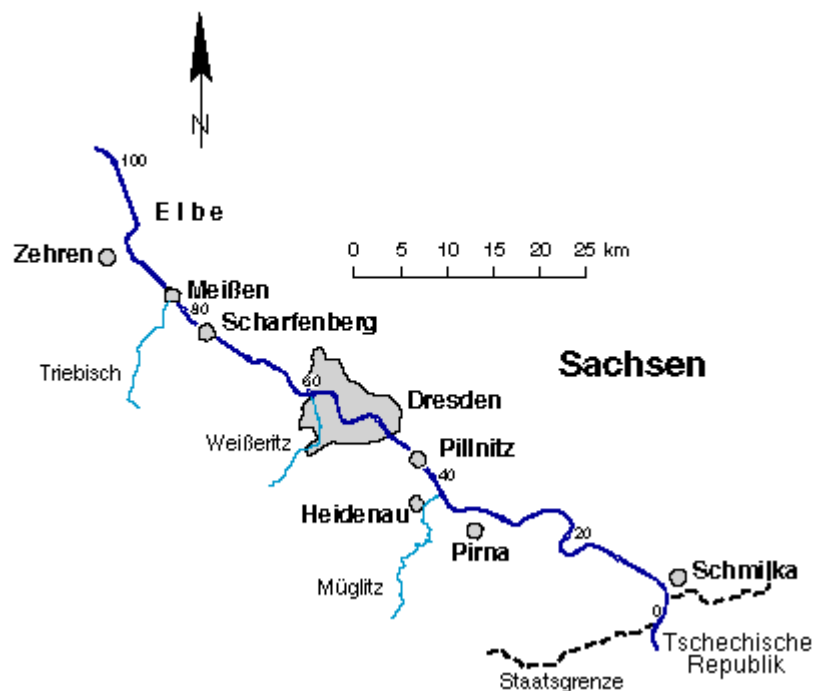
*Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden*

**Keywords:** Macrozoobenthos, Large Rivers, Elbe, Germany, restoration of benthic communities

### Einleitung

Die Elbe zählte zwischen 1959 und 1989 zu den am stärksten belasteten Fließgewässern Europas. Die unzureichende Gewährleistung wichtiger ökologischer und hydrologischer Funktionen (Selbstreinigung und Komplexität des Nahrungsnetzes) bewirkte eine drastische Einengung des Nutzungsspektrums (Trinkwasseraufbereitung bzw. -bereitstellung; Erholung). Anfang der 90er Jahre führte eine Verringerung der externen Belastung durch Produktionsstillegungen und -einschränkungen sowie erste Auswirkungen realisierter Sanierungsmaßnahmen zu Änderungen in der Bestandsstruktur der benthischen Biozöosen (vergleiche MÄDLER, 1995; SCHÖLL und BALZER, 1998).

Im Untersuchungsjahr 2000 wurden biozönotische Kenngrößen anhand qualitativer und quantitativer Probenahmen für den sächsischen Abschnitt der Oberelbe (Abb. 1) ermittelt, um Aussagen bezüglich der **Struktur** und **Funktion** der benthischen Biozöosen treffen zu können. Der Vergleich der erhobenen Daten mit früheren Untersuchungen (WITTANN, 1990, MÄDLER, 1995) ließ Rückschlüsse auf die **Regeneration** der Oberelbe zu, welche mit der des Rheins verglichen wurde.



**Abb. 1:** Das Untersuchungsgebiet des sächsischen Abschnittes der Oberelbe mit den Probenahmestellen Schmilka (Fluß-km 3,9), Dresden (54,5) und Zehren (89,5).

### Methoden

Die benthische Besiedlung der in Abb. 1 aufgeführten Probenahmestellen wurde im Zeitraum zwischen Mai und November 2000 monatlich erfasst. Neben **qualitativen** Probenahmen (Absammeln von Steinen und

Kick-Sampling) wurde das Makrozoobenthos **quantitativ** mit Hilfe exponierter Substratkästen (MÄDLER, 1995) beprobt. Die Ermittlung des Trockengewichtes der benthischen Makroinvertebraten erfolgte durch Längenmessung der Taxa und anschließende Berechnung mit Hilfe von Längen-Gewichts-Regressionen.

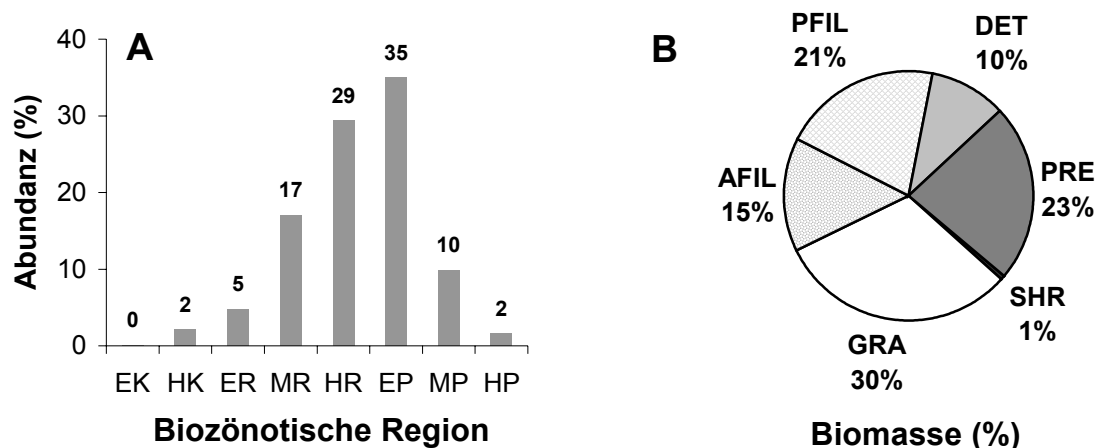
## Ergebnisse

### Saprobie

Die aus den Daten der qualitativen und quantitativen Probenahmen für die einzelnen Stationen und Probenahmetage berechneten Saprobienindizes (Makro-Index, DIN 38410) schwankten nur geringfügig zwischen 2,1 und 2,2. Die Oberelbe befindet sich im Übergangsbereich zwischen der  $\beta$ - $\alpha$ -mesosaprobien Grenzzone (Gewässergüteklasse II-III) und ausgeglichener  $\beta$ -Mesosaprobie (Gewässergüteklasse II).

### Längszonierung und Ernährungstypenverteilung

Anhand der in der Oberelbe vorgefundenen Biozönosen kann man den untersuchten Gewässerabschnitt dem Epipotamal (Barbenregion) zuordnen (Abb. 2 A). Die Summe der rhithralen Anteile übersteigt die der potamalen Komponenten. Der sächsische Abschnitt der Oberelbe befindet sich demnach im Übergangsbereich zwischen Rhithral und Potamal. Die Ephemeropteren *Baetis fuscatus* und *Oligoneuriella rhenana*, die Trichopteren *Hydropsyche contubernalis*, *Oecetis notata* und *Psychomyia pusilla* sowie die Diptere *Simulium reptans* haben eine deutliche Affinität sowohl zum Hyprorhithral als auch zum Epipotamal und prägen das Bild der Biozönose. Daneben finden sich typische potamale Faunenelemente wie *Erpobdella nigricollis* (Hirudinea), *Dikerogammarus villosus* (Crustacea), *Heptagenia flava*, *Caenis macrura*, *Potamanthus luteus* (Ephemeroptera), *Aphelocheirus aestivalis* (Heteroptera); *Ceraclea dissimilis* (Trichoptera) und *Simulium lineatum* (Diptera). Die durchschnittlichen Anteile der Ernährungstypen im Untersuchungszeitraum sind in Abb. 2 B dargestellt. Mit 46 % stellen die Sammler (Filterierer und Detritusfresser) den größten Anteil an der Biozönose, gefolgt von den Weidegängern (30 %) und Räubern (23 %).



**Abb. 2:** Verteilung des Makrozoobenthos der Oberelbe über die biozönotischen Fließgewässerregionen (A) und Ernährungstypenverteilung (B). Dargestellt sind die Mittelwerte der quantitativ (Substratkästen) ermittelten Individuenabundanz (A) und Biomassen (B) (15 Probenahmen; Juni – Nov. 2000). Abkürzungen der biozönotischen Regionen: EK: Epikrenal, HK: Hypokrenal, ER: Epirhithral, MR: Metarhithral, EP: Epipotamal, MP: Metapotamal und HP: Hypopotamal HP; der Ernährungstypen: AFIL, PFIL: Aktive und Passive Filterierer, DET: Detritusfresser, GRA: Weidegänger, PRE: Räuber, SHR: Zerkleinerer. Einstufungen der Organismen und Berechnung nach MOOG (1995) und SCHMEDTJE und COLLING (1996).

### Taxa-Abundanz

Im Untersuchungszeitraum konnten insgesamt 147 Taxa nachgewiesen werden. Für knapp 40 Taxa konnte monatlich mindestens ein Nachweis erbracht werden (Tab. 1). Diese Organismen bilden demzufolge einen entscheidenden Teil der charakteristischen Besiedlung der Oberelbe.

**Tab. 1:** Basis der benthischen Makrozoobenthoszönose der Oberelbe – Taxa für die im Untersuchungszeitraum (Mai – Nov. 2000) monatlich mindestens ein Nachweis erbracht werden konnte. Auf der Grundlage aller qualitativer und quantitativer Probenahmen erstellt (n=59).

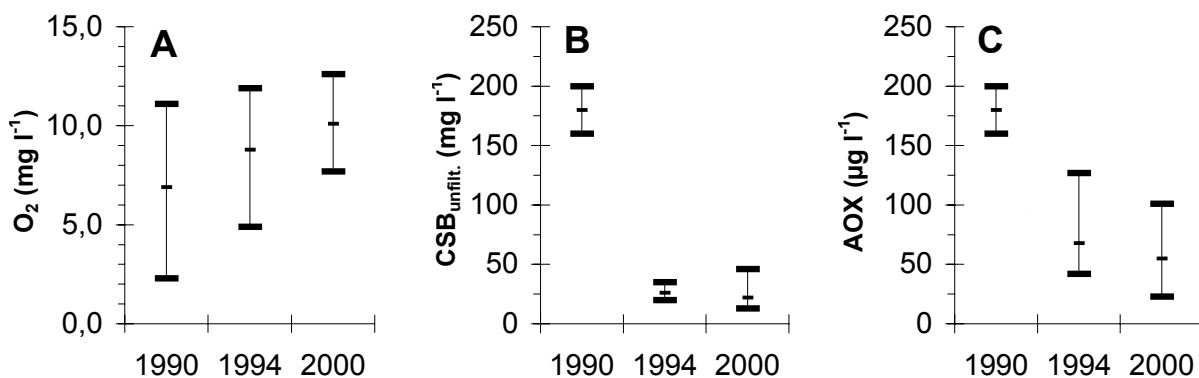
Gruppe	Taxon
Porifera	<i>Spongillidae</i> div. spp.
Turbellaria	<i>Dendrocoelum lacteum</i> , <i>Dugesia lugubris</i> -Grp., <i>D. tigrina</i>
Gastropoda	<i>Ancylus fluviatilis</i> , <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Radix ovata</i>
Bivalvia	<i>Pisidium</i> spp., <i>Sphaerium corneum</i>
Oligochaeta	<i>Eiseniella tetraedra</i> , <i>Oligochaeta</i> indet.
Hirudinea	<i>Erpobdella nigricollis</i> , <i>E. octoculata</i> , <i>Glossiphonia complanata</i> , <i>Helobdella stagnalis</i>
Crustacea	<i>Asellus aquaticus</i> , <i>Dikerogammarus villosus</i> , <i>Orconectes limosus</i>
Ephemeroptera	<i>Baetis fuscatus</i> , <i>B. rhodani</i> , <i>Heptagenia flava</i> , <i>H. sulphurea</i>
Heteroptera	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>
Coleoptera	<i>Elmis</i> sp.
Trichoptera	<i>Ceraclea dissimilis</i> , <i>Cyrnus trimaculatus</i> , <i>Hydropsyche contubernalis</i> , <i>H. incognita</i> , <i>Hydroptila</i> spp., <i>Oecetis notata</i> , <i>Polycentropus flavomaculatus</i> , <i>Psychomyia pusilla</i> , <i>Rhyacophila sensu stricto</i>
Diptera	<i>Atherix ibis</i> , <i>Simulium reptans</i> , <i>Tipula</i> sp., <i>Chironomidae</i> indet.
Tentaculata	<i>Plumatella emarginata</i>

## Diskussion

### Vergleich mit früheren Untersuchungen der Oberelbe

#### Chemische Struktur

Ein intakter Sauerstoffhaushalt ist die Grundvoraussetzung für das Vorkommen einer für das Gewässer typischen artenreichen Biozönose. Die Mittelwerte der Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff haben sich kontinuierlich verbessert und bewegen sich seit 1994 um  $10 \text{ mg l}^{-1}$ . Die Sauerstoffminima betragen im Jahr 2000 ca.  $8 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 3 A). Auch bei kritischen hydrologisch-meteorologischen Verhältnissen mit ausgeprägten Niedrigwassersituationen und hohen Wassertemperaturen werden seit 1994 keine kritischen Sauerstoffkonzentrationen unter  $5 \text{ mg l}^{-1}$  gemessen (IKSE, 2000). Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) betrug im Untersuchungsjahr durchschnittlich  $22 \text{ mg l}^{-1}$  (Abb. 3 B). Durch Produktionsstillegungen und die abwassertechnische Sanierung des Ballungsraumes Dresden kam es schon in den frühen 90er Jahren zu einer drastischen Verminderung der CSB-Werte in der Elbe auf deutschem Gebiet (MÄDLER, 1995). Ein ähnlich starker Rückgang war bei den adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) zu verzeichnen (Abb. 3 C). Die Schwankungen deuten auf Stoßbelastungen hin (IKSE, 2000).



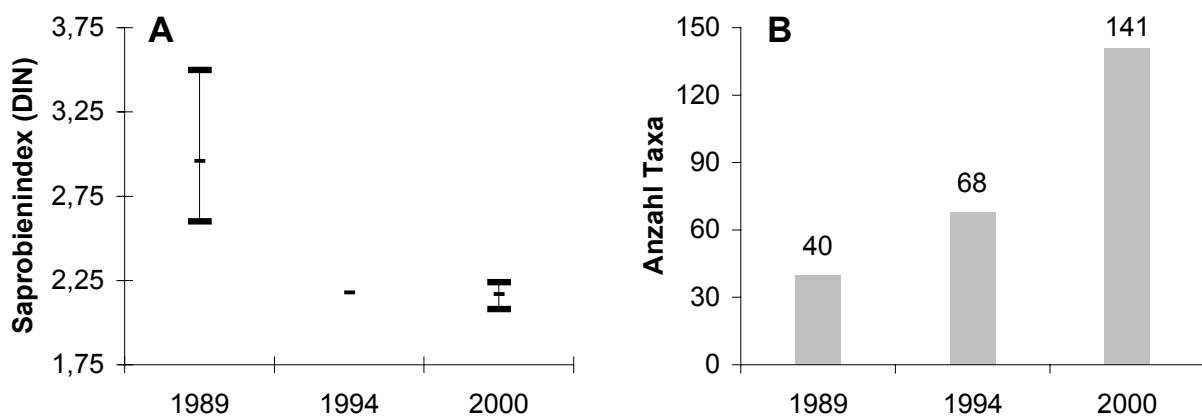
**Abb. 3:** Chemische Größen der Oberelbe der Jahre 1990, 1994 und 2000. Dargestellt sind die Mittelwerte, die Spannweiten definieren die Minimal- und Maximalwerte. **A)** Sauerstoffgehalt, **B)** Chemischer Sauerstoffbedarf, **C)** Adsorbierbare organische Kohlenwasserstoffe. (Werte für das Jahr 1990: Wasserwirtschaftsdirektion Dresden und Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg; 1994: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Magdeburg), 2000: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie).

## Biologische Struktur

Der Rückgang der externen Belastung und die damit verbundenen Verbesserungen der chemischen Struktur führte zu wesentlichen Veränderungen der biologischen Struktur.

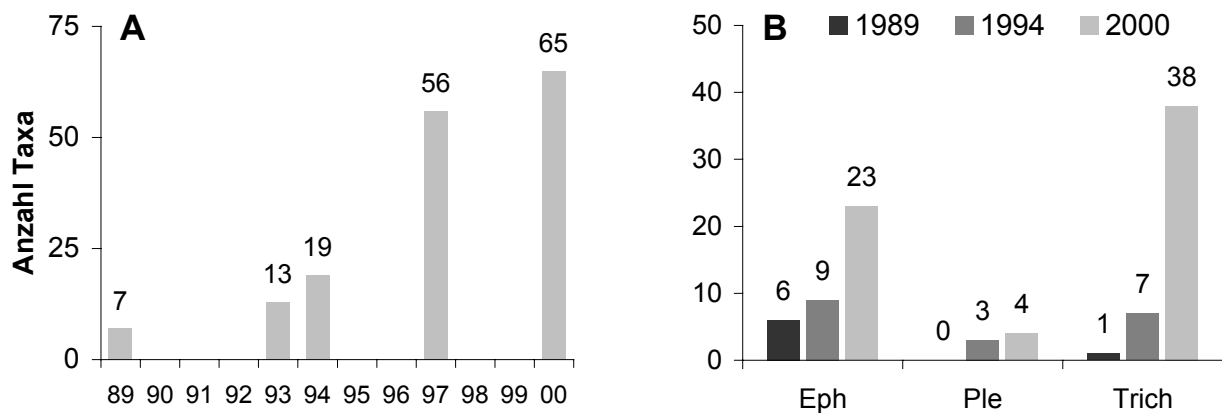
- Die biologische Wassergüte (Saprobie) verbesserte sich zwischen 1989 und 1994 um eine Güteklasse (Abb. 4 A); dieser Zustand hat sich von 1994 bis 2000 nicht mehr verändert.
- Die Zahl der Taxa des Makrozoobenthos stieg hingegen auch nach 1994 sehr deutlich weiter an (Abb. 4 B).

Berücksichtigt man die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Koblenz) durchgeführten faunistischen Untersuchungen (SCHÖLL und BALZER, 1998; SCHÖLL und FUKSA 2000), bei denen die artenreichen Gruppen der Oligochaeten (ca. 35 Taxa) und Chironomiden (ca. 100) aufgeschlüsselt, sowie die Moostierchen (7), Schwämme (4) und Sphaeriiden (6) stärker berücksichtigt wurden, steigt die Zahl nachgewiesener Arten auf über 300.



**Abb. 4:** Vergleich (A) der Saprobienindizes (Mittelwerte, die Spannweiten definieren die Minimal- und Maximalwerte) und (B) Zahl nachgewiesener Taxa in der Oberelbe des Untersuchungsjahres 2000 mit früheren Erhebungen (WITTANN, 1990; MÄDLER, 1995). Die Chironomiden gingen als Sammeltaxon in den Vergleich ein, bei den Oligochaeten wurde nur die Gruppe an sich und leicht kenntliche Organismen (*Eiseniella tetraedra*, *Branchiura sowerbyi*) berücksichtigt.

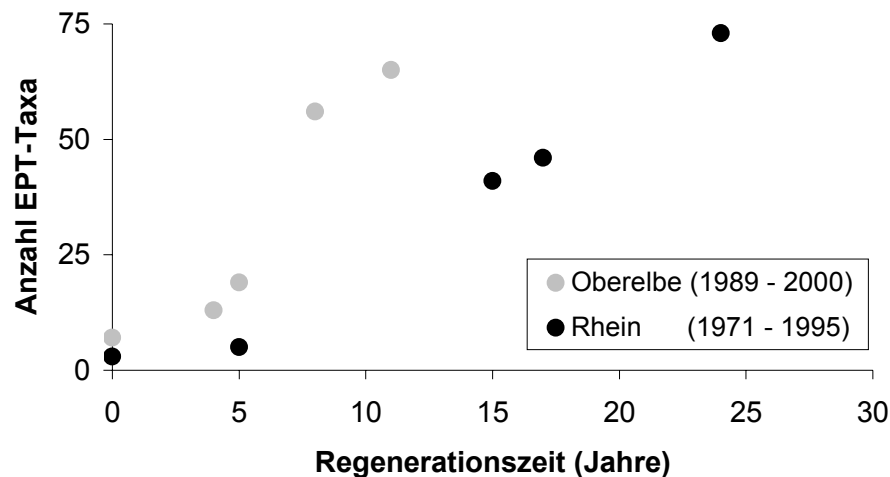
Nach einer starken Zunahme der Artenzahlen der Ephemeropteren, Trichopteren und Plecopteren zwischen 1993 und 1997 deutet der in Abb. 5 A dargestellte Kurvenverlauf ein vorläufiges Ende der starken Artenzunahme dieser Gruppen an. Die Abb. 5 B zeigt, daß die starke Zunahme vor allem den Trichopteren und Ephemeropteren zuzuschreiben ist.



**Abb. 5:** Vergleich der im Untersuchungsjahr 2000 in der Oberelbe nachgewiesenen Taxa aus den Gruppen der Ephemeropteren (Eph), Plecopteren (Ple) und Trichopteren (Trich) mit früheren Untersuchungen (WITTANN, 1990; MÄDLER, 1995; SCHÖLL und BALZER, 1998).

## Vergleich der Regenerationszeiten von Rhein und Elbe

Die Oberelbe wies mit 7 Taxa aus den Gruppen der Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren (EPT-Taxa) selbst in Zeiten schwerster Belastung mehr Arten auf als der Rhein (1971: 3 Taxa). Die „Regenerationszeit“ der Makrozoobenthoszönose der Oberelbe verlief im Vergleich zum Rhein wesentlich schneller (Abb. 6). Die Gründe für die starke Zunahme der Taxazahlen der Oberelbe (im Rhein verläuft die Kurve eher linear) liegen wahrscheinlich in der erheblich schnelleren Reduzierung der externen Belastung (Zusammenbruch der Industrie und abwassertechnische Sanierung) – im Gegensatz zum Rhein, dessen Einzugsgebiet erst sukzessiv durch den Bau von Kläranlagen saniert wurde. Eine weitere Ursache für die schnelle Erholung der Oberelbe dürfte mit Sicherheit ihre nach wie vor hohe und schützenswerte ökomorphologische Strukturvielfalt sein.



**Abb. 6:** Zeitlicher Verlauf der Regeneration von Rhein (Ober-, Mittel- und Niederrhein ohne niederländischen Bereich) und Oberelbe anhand der Taxa-Abundanz der Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren (EPT-Taxa). Daten für den Rhein aus TITZNER und KREBS (1996), für die Oberelbe aus WITTANN (1990), MÄDLER (1995), SCHÖLL und BALZER (1998) und eigene Nachweise des Untersuchungsjahres 2000.

## Zusammenfassung

Durch den Rückgang der externen Belastung der Oberelbe entwickelte sich die „verarmte Restbiozönose verschmutzungstoleranter euryöker Formen“ (MÄDLER, 1995) zu einer vielfältigen lebensraumtypischen Artengemeinschaft mit sensitiven stenoxo- und rheobionten Taxa.

Die dargestellte Regeneration der Makrozoobenthoszönose der Elbe benötigte einen Zeitraum von etwa 10 Jahren und verlief daher wesentlich schneller als die des Rheins, der erst nach etwa 20 Jahren ein ähnliches Niveau wie die Oberelbe erreichte. Damit wird deutlich, daß eine Wiederbesiedlung nach vorhergehender belastungsbedingter Verarmung der Benthoszönose wesentlich längere Zeiträume benötigt, als die schnelle Verbesserung der Wassergüte.

## Literaturverzeichnis

- BENNDORF, J. 1994: Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur.—*Limnologica*, **24**: 121–135.
- IKSE (Hrsg.), 1996: Zahlentafeln der physikalischen, chemischen und biologischen Parameter des Internationalen Meßprogramms der IKSE.—Magdeburg.
- IKSE (Hrsg.), 2000: Gewässergütebericht Elbe 1999.—Magdeburg.
- MÄDLER, K., T. AUGST, I. BAHR, I. GUDERITZ, G. WEISE und B. WITTANN, 1991: Auswirkungen veränderter Abwassereinleitungen auf die obere Elbe (Kurzbezeichnung). Forschungsbericht, TU-Dresden, Sektion Wasserwesen, Bereich Hydrobiologie.
- MÄDLER, K. 1992: Untersuchungen zum Makrozoobenthon und Fischbestand im sächsischen Bereich der Elbe (Epipotamal).—*Ber. Zentr. Meeres- und Klimaforschung Hamburg* **24**: 5–10.

- MÄDLER, K., 1995: Die Entwicklung des Makrozoobenthon der Oberen Elbe in den Jahren 1988 bis 1994. —Int. Revue ges. Hydrobiol. **80**: 667–685.
- MOOG, O. 1995: Fauna Aquatica Austriaca – Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs.—Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Lieferung Mai/95, Wien.
- SCHMEDTJE, U und M. COLLING, 1996: Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.— Informationsberichte des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft, München.
- SCHÖLL, F. und I. BALZER, 1998: Das Makrozoobenthos der deutschen Elbe 1992–1997.—Lauterbornia **32**: 113–129.
- SCHÖLL, F. und J. FUKSA, 2000: Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven.— Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, T.G. Masaryk Water Research Institute Prag, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Koblenz, Prag.
- STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ MAGDEBURG (Hrsg.): Jahresbericht der Elbe 1990, Teil 2: Zahlentafeln 1989 und 1990, Daten der Wassergüte und Hydrologie.—Magdeburg.
- TITTIZER, T. und F. KREBS, 1996: Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen – eine Bilanz.— Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION OBERE ELBE-NEIßE (Hrsg.), 1991: Jahresbericht Elbe, Bezirk Dresden, Berichtsjahr 1990.—Dresden.
- WITTANN, B., 1990: Abwasserbelastung, Organismenbestand und toxische Wirkungen in der Oberelbe.— Dissertation, Technische Universität Dresden, Dresden.

## **Dank**

Die Autoren danken der fachlichen Unterstützung der Arbeitsgruppe Limnologie am Institut für Hydrobiologie der TU Dresden, insbesondere Herrn Univ.-Prof. Dr. Jürgen Benndorf.

**Drought-Tolerance and the Impact of the Photoperiod on Growth and Adult Emergence in *Polypedilum tritum*<sup>1</sup> (Walker, 1856) (= *Polypedilum uncinatum* Goetghebuer, 1921 syn. nov.)<sup>2</sup>**

P.-M. ANDREAS DETTINGER-KLEMM, Philipps Universität Marburg, Fachbereich Biologie, AG Allgemeine Ökologie und Tierökologie/Limnologie (Prof. Dr. H. W. Bohle), Karl-von-Frisch-Straße, 35032 Marburg, E-mail: dettingerklemm@gmx.de or dettingerklemm@aol.com

Temporary pool, taxonomy, quiescence, oligopause, larva, adult

**Introduction**

As part of my doctoral thesis about the ecology of chironomids dwelling in temporary pools (DETTINGER-KLEMM in prep.) I investigated *Polypedilum tritum*. Some results concerning the life history of this species have already been published (DETTINGER-KLEMM & BOHLE 1996, DETTINGER-KLEMM 2000a, b). The species is widespread and can typically be found in temporary pools which usually dry up during summer, but is not restricted to this water type (e.g. BUSKENS & Verwijmeren 1989, MOLLER PILLOT & BUSKENS 1990, SCHNABEL 1998). For the temporary pools investigated, long and intensive drought periods supported a strong growth of the populations during the following aquatic phases, if the latter were long enough to enable at least a second generation to develop. This is most likely due to low competition and maybe also predation. In contrast the lack of long drought periods marginalize the species within the chironomid communities (DETTINGER-KLEMM in prep.).

This paper presents two distinct aspects of the life history of *Polypedilum tritum*:

1. the capability of the larvae to survive long periods of drought in the dry mud,
2. the regulation of larval growth and adult emergence by the photoperiod.

**Methods and materials**

The **influence of the photoperiod** on larval growth and adult emergence was tested in two experiments. Each experiment had three replicates with a day/night cycle of 16h/8h (long days = LD) and vice versa (short days = SD). The temperatures (SD: 14.1 °C ± 1.5 °C, LD: 14.6 °C ± 0.5 °C) in the experiments corresponded with the mean ambient temperatures of the natural habitats during summer (pool 1 in DETTINGER-KLEMM in prep.). After the larvae had hatched, about ten larvae were preserved in the LD experiment every three days in order to pursue the larval growth. In the SD experiment, larval growth was investigated only by spot samples to allow a comparison with the larval growth in the LD experiment. All preserved larvae were measured for body length (mm) (posterior margin of head to base of procercus), head capsule width and head capsule length (µm) (anterior margin of frontoclypeus to occipital margin). The four instars could clearly be separated by the size of the head capsules. The number of emerged adults was noted every day (LD) or every three days (SD). More detailed information on the rearing methods see DETTINGER-KLEMM (2000a).

The **drought-tolerance** of the larvae was separately tested for instars I, III and IV. Plastic trays (5.2 x 5.2 x 2.4 cm for instar I, 10.8 x 5.2 x 2.4 cm for instars III and IV) were first filled with sterilized mud from the original habitat (± 18 G for instar I, ± 40 G for instars III and IV) and then with tap water. During the following five days the water was replaced every day. On the sixth day, 54 (instar III and IV) and 42 (instar I) trays, respectively, were each stocked with 30 larvae (larval trays) (for instar I, a second run was done with 40 larvae in each tray). The larvae had one day to settle before the water was removed with a pipette. The same number of trays was treated the same way but remained without larvae to control humidity (mud trays). After

---

<sup>1</sup> In the course of my studies of *P. tritum/uncinatum* I was neither able to separate the males of these two species using PINDER 1978 and GOETGHEBUER 1937 – 1954, nor using the features mentioned by REISS (pers. comm.). The characteristics thought to be of value for identification (position of lateral seta on superior volsella, shape of superior volsella, shape of anal point, leg ratio, antennal ratio) were subjected to a morphological analysis, which clearly showed that the features examined do not separate the species (N = 80 males, DETTINGER-KLEMM in prep.). These results support yet unpublished taxonomic work by Alexander KLINK which will show that the two species are identical (MOLLER PILLOT, pers. comm.). The larvae of my study correspond with the data provided by MOLLER PILLOT 1984 for *Polypedilum* cf. *uncinatum* (page 164-166).

<sup>2</sup> supported by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) (Bo 412/7-1+2) and the Stifterverband für die Dt. Wissenschaft (40095/705.6.256).

removal of the water, the trays were left uncovered one more day in the rearing room (20°C) to achieve a reduction of the thin water film by evaporation. Then, for each instar, groups of 9 larval and mud trays (for instar I a first run was done with groups of only 5 larval and mud trays) each were transferred into three closed experimental boxes (Fig. 1) with different hygroscopic media (50% KOH, 90% KOH, silicate granulate) (beginning of the experiment). This caused the process of drying to be of different length and intensity. After 3, 6, 12, 18, 24 (or 30) days (first run for instar I) and 3, 6, 12, 18, 24, 30, 60, 90, 180 (second run for instar I, instar III and IV) days, respectively, for each instar one larval and one mud tray were taken from each experimental box. The larval tray was flooded and the survival of larvae was determined (larvae of instar I were reared at least to instar IV because of their small size and the difficulty to find them). The corresponding mud tray's water content (% of mud weight) was determined by weighing ( $[(\text{mud weight at the end of drought period} - \text{dry weight of mud}) / \text{mud weight at the end of drought period}] \times 100$ ). Thus, the water content of the mud of the corresponding larval tray at the end of the drought period could be classified into five classes of humidity (class 1: 0 – 19.9%, class 2: 20 – 39.9%, class 3: 40 – 59.9%, class 4: 60 – 79.9%, class 5: 80 – 90%).

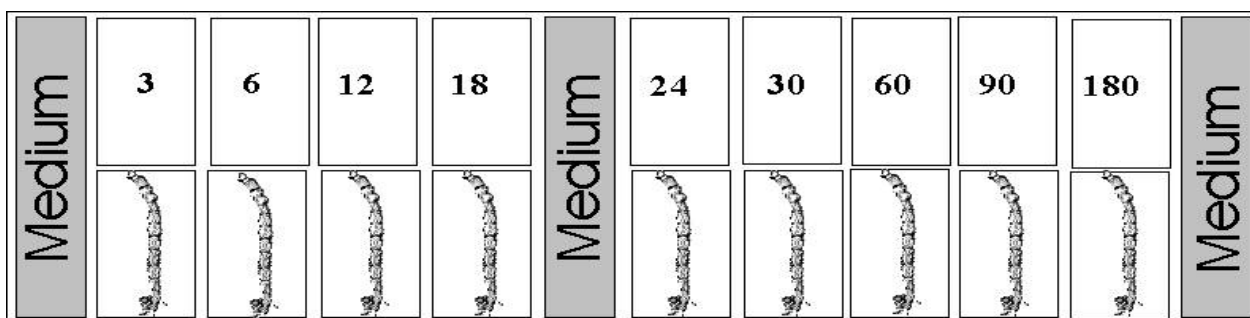


Figure 1: Arrangement of larval (bottom) and mud trays (top) in the experimental box. Hygroscopic medium = a) silicate granulate, b) 90 % KOH, c) 50 % KOH. Each medium was used in a different experimental box and resulted in a process of drying of different length and intensity. The numbers show the duration of the drought periods (days).

In this paper, the results of an **emergence study** (1992 – 1999) are only presented exemplary for one temporary pool (= pool 1, for description see DETTINGER-KLEMM & BOHLE 1996, DETTINGER-KLEMM in prep.) in the years 1997 and 1998. In these years two traps were exposed, each covering 0.16 m<sup>2</sup>. A data logger (recording interval 2h, Tinitalk II IP68G, Gemini Dataloggers (UK) LTD) recorded the water temperature continuously. After the pool had dried up in 1997, the water content of the mud (% of saturation) was measured with soil moisture blocks (soil moisture meter 14.22, Eijkelkamp, The Netherlands).

## Results

Figure 2 shows the results of the experiment on drought-tolerance separately for each instar. The data are arranged first according to their moisture level at the end of the drought period, and then according to the duration of the drought. Survival was not possible in very dry mud (water content 0 – 19.9 %) except for instar IV after a drought period of three days. For instar III and IV, survival of at least 180 days occurred when the water content exceeded 20 % of the mud weight. In respect to instar III (Figure 2, second from top), there were no differences in survival between classes of humidity 2 – 5. For instar III there is a negative correlation between the duration of the drought period and survival (Goodman-Kruskals Gamma:  $H_0: \gamma = 0$ ;  $H_1: \gamma < 0$ ;  $\gamma = -0.42$ ,  $Z = -2.45$ ,  $p = 0.007$ ,  $N = 20$  larval trays). Instars IV were partly able to develop into an adult after drying: 52 % developed into adults if the mud dried slowly and only 17 % if the mud dried fast (Fig. 2, bottom). Due to the adult emergence no survival rates could be calculated for instars IV. The adult emergence also caused a very irregular pattern of survived larvae in instar IV (Figure 2, second from bottom) and made further analysis of these results impossible. Instars I were more sensitive to drying. In mud with water contents between 20 – 39.9 %, the survival was low even after only a short period of drought and no survival was observed after 180 days. Survival was very irregular in trays with water contents between 40 – 59.9 %, which indicates that within these limits of humidity, there is a transition to water contents which can be endured for a long time span. If the water contents were  $\geq 60$  % at the end of the drought period, a survival of at least 180 days was possible. Within humidity classes 4 and 5 there is a negative correlation between survival and the duration of the drought period (Goodman-Kruskals Gamma:  $H_0: \gamma = 0$ ;  $H_1: \gamma < 0$ ;  $\gamma = -0.33$ ;  $Z = -1.89$ ;  $p = 0.029$ ,  $N = 20$  larval trays).

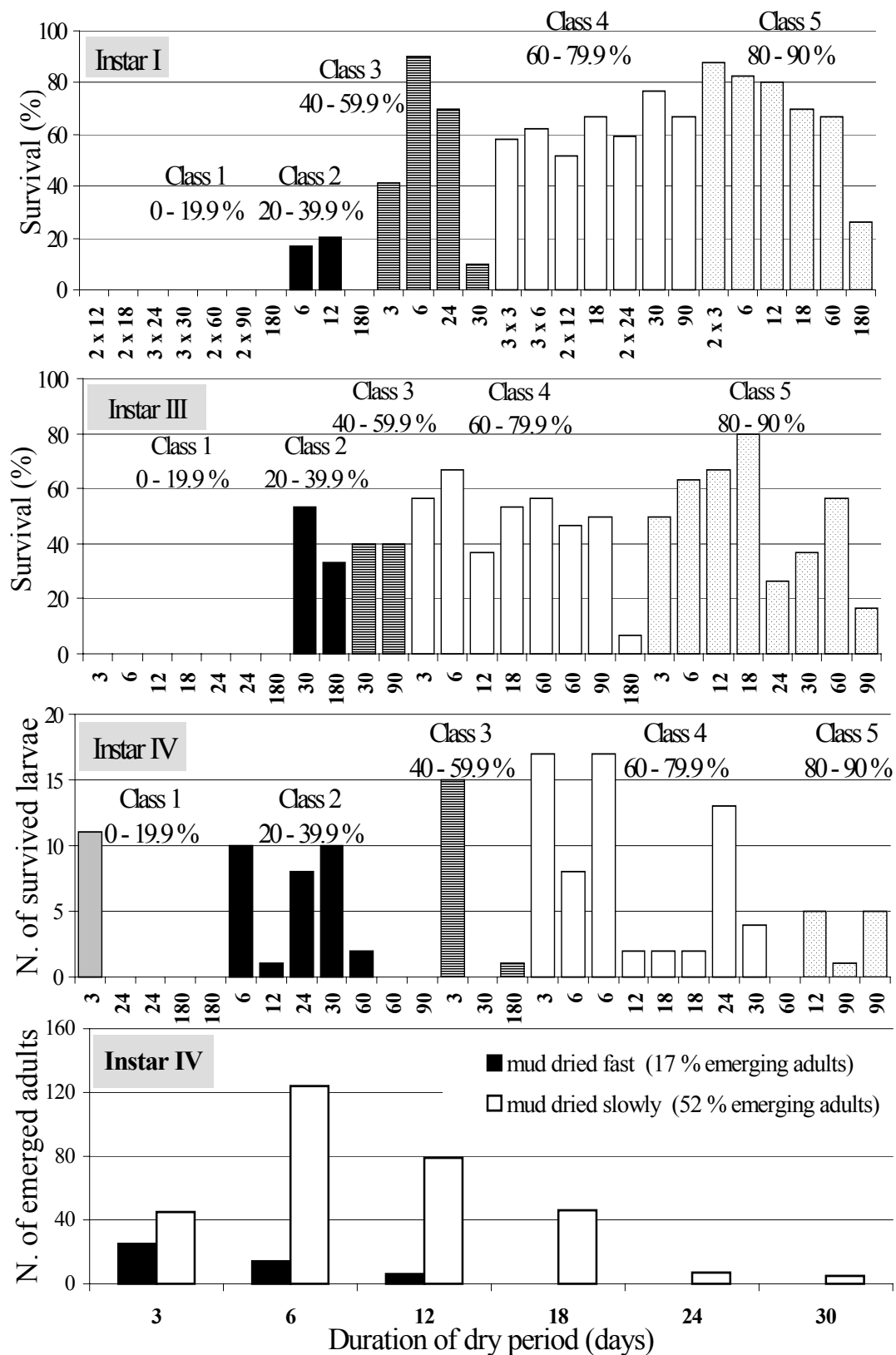


Figure 2: Results of the experiment on drought-tolerance. For instar I, mean survival rates were calculated if more than one tray fell within the same class of humidity after the same period of time (e.g. 3 x 3 within humidity class 4 = three larval trays showed a mean survival of 58% after a drought period of 3 days). For instar III and IV, the results of all larval trays are shown individually. No survival rate could be calculated for instar IV because a high number of larvae developed into the adults (Figure at the bottom). For further explanations see text.

Figure 3 shows the emergence of *Polypedilum tritum* from a temporary pool on the Lahnberge mountain range during 1997 and in spring 1998. The emergence in 1997 started between April 19 and 26 and showed a

high peak in spring and a lower peak in summer, the latter was terminated by the drought. As in the experiments, the adults also emerged during the beginning of the drought period, which had started between July 8 and 11. The last emergence took place between July 26 and August 5. After a drought period of about 4 months (water content of mud was reduced to < 20 % of saturation), the pool refilled with water in the beginning of November. The spring generation of 1998 started to emerge between April 23 and 30. Therefore, as shown in the lab experiments, a high number of larvae had survived the drought period in 1997.

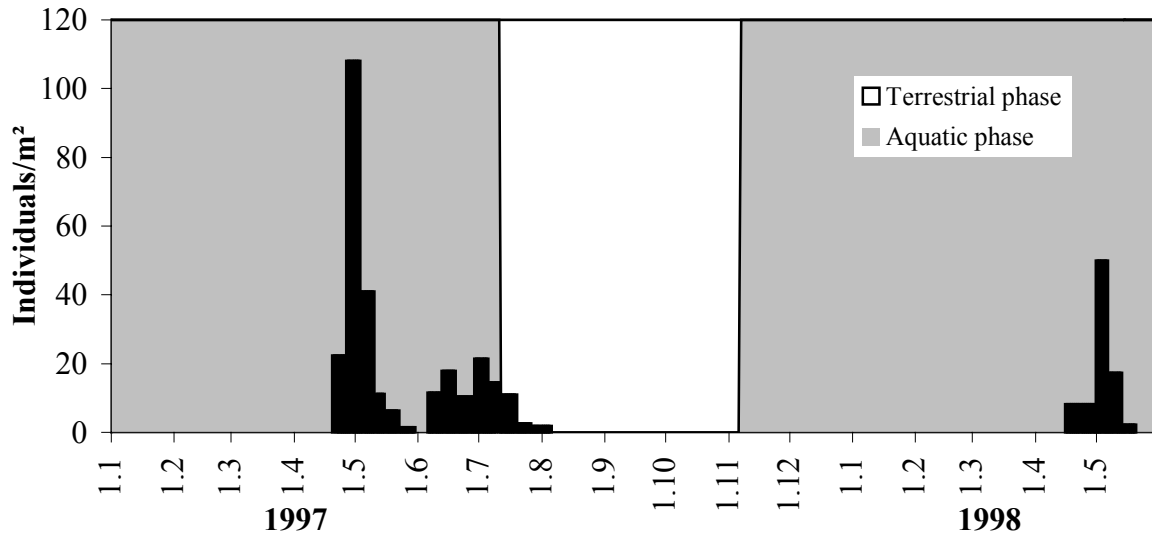


Figure 3: The emergence of *Polypedilum tritum* from a temporary pool (Lahnberge, Marburg, Hesse, Germany) in 1997 and spring 1998, a “normal” year with drought period (N (1997) = 183 ♂♂, 133 ♀♀).

Figure 4 shows the larval growth and the adult emergence under long day and short day conditions. Up to instar IV the larval growth was about the same in the LD and SD experiments. This is also reflected by the first emerging adults which eclosed at the same time (28 (SD) and 29 (LD) days after hatching). But while in the LD experiment the 50% emergence was achieved 38 days after hatching, only 6.1 % of the adults had emerged 64 days after hatching in the SD experiment. This showed that for the majority of instars IV the development into the adult had ceased. The spot samples of larvae 70/72 days after hatching showed that the larvae continued to feed and grow when their development had stopped. The light regime was changed to

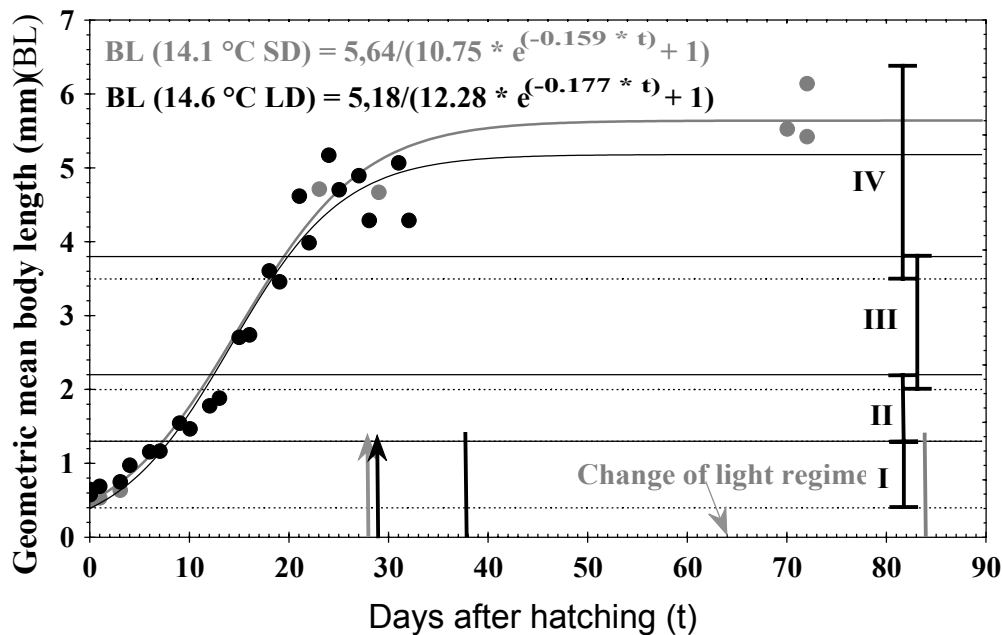


Figure 4: The influence of the photoperiod on larval growth and adult emergence. The results of the LD/SD experiment are marked in black/grey. The arrows indicate the time of first emergence, the vertical bars indicate the 50% emergence. I, II, III, IV = range of body length of instars I – IV. In the SD experiment only 51 adults had emerged 64 days after hatching (= 6.1 %), then the light regime was changed to LD. SD: N = 38 larvae + 833 adults; LD: N = 100 larvae + 448 adults.

long days 64 days after hatching, which resulted in a strong emergence about 16 days later. The 50 % of emergence was then reached 84 days after hatching (see also Fig. 5 in DETTINGER-KLEMM 2000a). The results clearly show that short days induce an oligopause (MÜLLER 1992) in the instar IV.

Figure 5 shows the emergence of *Polypedilum tritum* from the same temporary pool as in Fig. 3 in 1998, a year in which the pool did not fully dry up. As in 1997, a spring peak of emergence can be separated from a summer peak which consists of two generations (DETTINGER-KLEMM in prep.). The day length during the first emergence (between April 23 and 30) was 14.3 hours, the last emergence took place between September 12 and 21 at a day length of about 12.1 hours. From the last emergence to the beginning of the period of zero growth, 185 degree-days were available for development (degree-days necessary for development: egg stage:  $56 \pm 2$ ; instar I:  $71 \pm 7$ ; instar II:  $45 \pm 10$ ; instar III:  $59 \pm 9$ ; instar IV:  $175 \pm 30$ , see DETTINGER-KLEMM 2000a and DETTINGER-KLEMM in prep.). This is enough for a development from egg to instar III. The experiments on the influence of temperature on the development (DETTINGER-KLEMM in prep.) in *P. tritum* showed no cue temperature, which stopped or unproportionally slowed down the development above the theoretical zero growth. Therefore the ceasing of emergence in September 1998 (Fig. 5) must have solely been caused by a threshold of day length, which can be assumed between 12.1 and 14.3 hours.

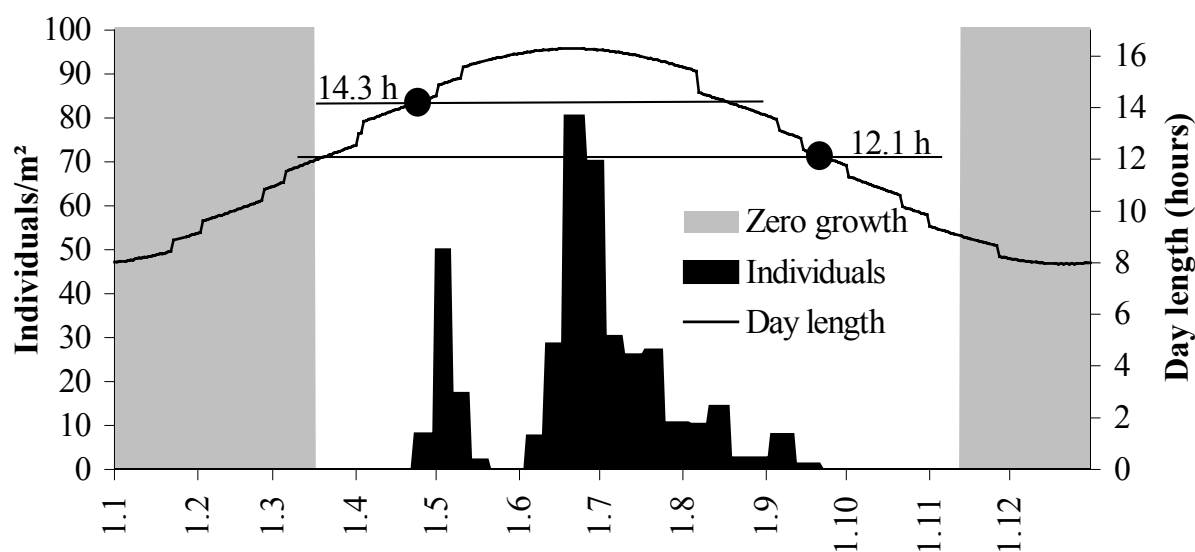


Figure 5: The emergence of *Polypedilum tritum* from the same temporary pool as in Fig. 3 in 1998, a year without a drought period (N = 527 ♂♂ + 408 ♀♀). For further explanations see text.

## Discussion

The life cycle of *P. tritum* is polyvoltine and very flexible. If a pool dries up, the larvae of all instars optionally fall into a quiescence, which is terminated by the refilling at any time. This corresponds with the results for *P. vanderplanki* (e.g. MCLACHLAN & CANTRELL 1980), though at the present time the cryptobiosis in this species seems to be unique amongst Chironomidae. The drought tolerance of *Polypedilum tritum* increases with the larval stage. *P. tritum* is thermophilous (theoretical zero growth:  $5.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ , 95 % confidence lobe:  $3.7\text{ }^{\circ}\text{C} - 6.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) and therefore only frequent in temporary pools which normally dry up during summer. In temporary winter-vernal pools, which are usually only filled during the cold seasons of the year, the species is rare (DETTINGER-KLEMM 2000a, DETTINGER-KLEMM in prep.). A typical species of the latter type of temporary pool is *Hydrobaenus lugubris*. This species shows a thermal parapause in the instar II, which is terminated by low temperatures during winter and enables the adults to emerge during February/March (STEINHART 1999, SCHNABEL 1999). Though the experiments on drought-tolerance for *P. tritum* and *H. lugubris* were carried out with different methods (STEINHART 1999), the degree of drought-tolerance seems to be comparable. The oligopause in *P. tritum* prevents an emergence before mid-April, which could be explained as a further adaptation to higher temperatures. Furthermore, the oligopause synchronizes the larval growth within the population. As mentioned above (Fig. 5 and text), even the eggs which are supposed to be laid by the last emerging females during September, develop into instar III until the period of zero growth starts in winter, because the photoperiodic threshold for development is only effective in instar IV. Therefore, at least in years without a drought period, the overwintering population consists of instars III and IV. While the photoperiodic inhibition of development in instars IV is still effective after the period of zero growth, instars III continue their development. After the threshold of day length has passed, all larvae of the

population continue to develop and emerge very synchronized during spring. The synchronization of the emergence during spring is supposed to be of special importance in populations of low abundance and after a breakdown of a population because it ensures that males and females find each other.

## References

- Buskens, R. F. M. & Verwijmeren, G. A. M. (1989): The Chironomid Communities of Deep Sand Pits in the Netherlands.- *Acta biol. Debr. Oekol. Hung.* 3: 51-60.
- Dettinger-Klemm, P.-M. A. & H. W. Bohle (1996): Überlebensstrategien und Faunistik von Chironomiden (Chironomidae, Diptera) temporärer Tümpel.- *Limnologica* 28 (4): 403-421.
- Dettinger-Klemm, P.-M. A. (2000a): Influence of Temperature and Photoperiod on Development in Three Species of Chironomidae (Diptera) – *Chironomus dorsalis* Meigen, 1818, *Polypedilum uncinatum* (Goetghebuer, 1921) and *Paralimnophyes hydrophilus*, (Goetghebuer, 1921) - Living in Temporary Pools. In Hoffrichter (ed.): Late 20<sup>th</sup> Century Research on Chironomidae. An Antology from the 13<sup>th</sup> International Symposium on Chironomidae.- *Schaker, Aachen*: 295-312.
- Dettinger-Klemm, P.-M. A. (2000b): Temporäre Stillgewässer – Charakteristika, Ökologie und Bedeutung für den Naturschutz. In: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen (NUA) (ed.): Gewässer ohne Wasser? Ökologie, Bewertung, Management temporärer Gewässer.- *NUA Seminarbericht 5*: 17-42.
- Dettinger-Klemm, P.-M. A. (in prep.): The Ecology of Chironomids Dwelling in Temporary Pools – an Ecological Case Study.- *PhD-thesis, Philipps-Universität Marburg, Germany*.
- Goetghebuer, M. (1937 – 1954): Tendipedidae (Chironomidae). b) Subfamilie Tendipedinae (Chironominae). A. Die Imagines. In: Lindner, E. (ed.): Die Fliegen der palaearktischen Region 13c.- *Schweizerbart, Stuttgart*: 1 – 138.
- McLachlan, A. J., Cantrell, M. A. (1980): Survival strategies in tropical rain pools.- *Oecologia* 47: 344-351.
- Moller Pillot, H. K. M. (1984): De Larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) (Inleiding, Tanypodinae & Chironomini).- *Nederlandse Faunistische Medelingen 1A*: 277 pp.
- Moller Pillot, H. K. M. & R. F. M. Buskens (1990): De Larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) Deel C: Autoekologie en verspreiding.- *Nederlandse Faunistische Medelingen 1C*: 88 pp.
- Müller, H. J. 1992. Dormanz bei Arthropoden. - *Gustav Fischer Verlag (Jena)*.
- Pinder, L. C. V. (1978): A key to adult males of the British Chironomidae (Diptera).- *Freshw. Biol. Assoc. Sci. Publ.* 37: 1 – 169.
- Schnabel, Si. (1999): Faunistisch-ökologische Untersuchung der Chironomidae (Diptera: Nematocera) temporärer Tümpel in der Lahnaue bei Marburg.- *unpubl. Master's thesis, Philipps-Universität Marburg, Germany*: 221 pp.
- Schnabel, Su. (1998): Untersuchung des Makrozoobenthos in der Flachwasserbucht des Borkener Sees. In: Bohle, H. W., Heinmüller, P., Hofmann, G. & Su. Schnabel (1998): Limnologische Untersuchung der Flora und Fauna in der Flachwasserbucht und der Nordbucht des Borkener Sees (1997).- *unpubl. Survey G. W. Stiftung Hessischer Naturschutz, Wiesbaden*: 90 pp + Appendix.
- Steinhart, M. (1999): Einflüsse der saisonalen Überflutung auf die Chironomidenbesiedlung (Diptera) aquatischer und amphibischer Biotope des Unteren Odertals.- *PhD thesis, Freie Univ. Berlin, Shaker, Aachen*: 117 pp.

## **Correction to my contribution in Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 355 – 359. Drought tolerance and parthenogenesis in the semiaquatic/terrestrial chironomid *Limnophyes asquamatus* Andersen, 1937 (Diptera: Chironomidae)**

page 358 – 359 (a recurrent error occurred when calculating the water content):

3. Even in those experimental units with very humid to wet soils (water contents of 50% - 70%), the larval development ceased. Out of the 720 larvae present in the experiments, only 13 emerged, before the units were flooded again.

4. No survival (tested by counts of emerging adults after the experimental units were flooded again) was observed in soils with water contents lower than 20% (n = 3). After 90 days of drought, the survival rates and the corresponding water contents (separated by an oblique) of the experimental units were 10%/25%, 25%/31%, 35%/33% and 60%/44%, respectively. Corresponding data for a drought period of 180 days were 0%/30%, 5%/34%, 45%/46% and 10%/57%, respectively.

The experiment shows that the parthenogenetic form of *Limnophyes asquamatus* has drought-tolerant larvae which can survive long periods of unfavourable conditions. Highest larval survival rates seem to be guaranteed in humid soils with water contents between 40 and 50%.

## Gliederung nördlicher Alpenvorlandflüsse anhand von Chironomiden

Claus Orendt  
orendt@t-online.de; Steinstr. 37, 04275 Leipzig

### 1. Einleitung

Die vorliegende Arbeit möchte einen Beitrag dazu leisten, sich die naturraumtypische biozönotische Gliederung der Alpenvorlandflüsse vorzustellen und soll Grundlagen für Referenzzustände liefern, die z.B. im Zusammenhang mit der Festsetzung von Mindestwasserabflüssen in Ausleitungsstrecken oder der Umsetzung der Wasser-Rahmenrichtlinie von aktueller Bedeutung ist. Eine Tiergruppe, die sich für diese Art der Bioindikation aus probenahme- und auswertungstechnischen Gründen besonders eignet, ist die Dipterenfamilie der Zuckmücken (Chironomidae). Veränderungen der ökologischen Zustände von Gewässern können mit ihnen detailliert beschrieben werden (s. z.B. Wilson & Bright, 1973). Mittlerweile sind eine Reihe von Arbeiten zur Chironomidenfauna in physiographisch unterschiedlichen, voralpinen Fließstrecken durchgeführt worden, z.T. bisher unveröffentlicht, als Dissertationen, Diplomarbeiten oder Fachberichte. Diese Bestandsaufnahmen, die insgesamt 334 Arten belegen, wurden nun anhand statistischer Verfahren ausgewertet. Dabei wurde der Frage nachgegangen, ob und wie sich die Flüsse an ausgewählten Abschnitten, die durch das Alpenvorland führen, faunistisch gliedern lassen und welche Arten besonders dafür prägend sind. Eine ausführliche und weitergehende Darstellung der Ergebnisse findet sich an anderer Stelle (Orendt, im Druck).

### 2. Gebietseingrenzung und Flussabschnitte

In die Auswertung gingen Bestandsaufnahmen (Quellenangaben s. Orendt, im Druck) aus der Würm, der Amper, beide im Bereich des Moränendurchbruchs, der Isar vor München, der Oberen Alz von Chiemsee bis Altenmarkt einerseits und im Moränendurchbruchsbereich unterhalb Altenmarkt andererseits, des Inns bei Mühldorf und im Bereich der Aufstauung zwischen Egglfing und Simbach und der freien Fließstrecke der Salzach bei Burghausen ein.

Zur Beantwortung der Frage, ob sich eine Gliederung der Alpenvorlandflüsse durch die Chironomidenfauna sich möglicherweise auch auf die nördlichen, aus dem Jura kommenden Zuflüsse der Donau ausweiten läßt und inwieweit sich die Fauna tatsächlich von kleinen Fließgewässern unterscheidet, wurden Bestandsaufnahmen aus der Altmühl (Wyrwa, 1987) und aus dem Auenbach Gründlach nördlich Nürnberg (Orendt et al., 2000) miteinbezogen.

### 3. Durchführung der Typisierung

Zur Klassifikation wurden die Artenlisten der Chironomiden-Bestandsaufnahmen der genannten Flussstrecken als Matrix verwendet, wobei die Abundanzen ins presence/absence-Format transformiert wurden, um die Daten vergleichbar zu machen. Für die Klassifikation der Flussstrecken wurden die Arten, die nur an einer oder an mehr als neun Strecken nachgewiesen wurden, ausgeschlossen, und zunächst eine Clusteranalyse durchgeführt. Die Zahl der einbezogenen Arten betrug demnach  $n=194$ . Im zweiten Schritt wurden die Chironomidenarten entsprechend ihrer schwerpunktmäßigen Verbreitung innerhalb der Gewässerzonen eingeteilt (krenal, rhithral, potamal, litoral, profundal, zonal indifferente (eurytope), nicht eingestufte). Sodann wurden für jede dieser Klassen eine Clusteranalyse durchgeführt (Ähnlichkeitsmaß nach van der Mareels; Clustermethode: minimum variance clustering; entspr. Wildi & Orloci, 1986). In einem dritten Schritt wurde die Verteilung aller an einem Flussabschnitt vorkommenden Arten (auch der Einzelnachweise) auf die biozönotischen Regionen entsprechend der autökologischen Typisierung nach Moog et al. (1995) und Schmedtje & Colling (1996) ermittelt. Zum Schluss wurde noch das Verhältnis der Artenzahlen von Diamesinae/Orthoclaadiinae zu Chironominae für jeden Flussabschnitt (ebenfalls mit vollständiger Artenliste) berechnet.

### 4. Ergebnisse

Die Clusteranalyse und die Auswertung nach autökologischer Einstufung zeigen (Abb. 1), dass fünf Gruppen von Laufabschnitten biozönotisch deutlich voneinander unterschieden werden können:

- Die sommerkalten Gebirgsflüsse (Isar, Salzach, Inn/Mühldorf).
- Die sommerwarmen Moränen-Durchbruchstal-Abschnitte (Würm, Alz/Moränendurchbruch, Amper). In der Nähe dieser Flussabschnitte ist die Altmühl (Jura-Fluss) zu stellen. Der rhithrale Charakter verändert sich in Richtung "potamal" in der Linie Alz/Morä. > Würm, Altmühl > Amper.
- Der sommerwarme Flachlandfluss Obere Alz (nach Margreiter-Kownacka, 1993).
- Der sommerwarme Flachlandfluss Obere Alz (nach Caspers, 1983).
- Der staugeregelte Flussabschnitt (Unterer Inn) mit seiner von litoralen Arten dominierten Artengemeinschaft.

Die Ergebnisse zeigen ferner, dass die Analysen mit den "rhithral" verbreiteten sowie den "indifferenteren" Taxa mit der Gruppierung, die anhand aller Verbreitungsklassen zusammen durchgeführt wurde (s. Abb. 1), am besten übereinstimmte. Mit den restlichen Verbreitungsklassen konnte keine scharfe Klassifikation der Flussstrecken festgestellt werden.

Die Auswertung nach der bioregionalen Verteilung der Arten zeigt für die Abschnitte von Isar, Salzach, Inn/Mühldf. und der Alz/Moräne einen eindeutig rhithralen Charakter mit Schwerpunkt im Hyporhithral. Der Alz-Seeausfluss weist nach den Daten von Margreiter-Kownacka (1993) etwas erhöhte litorale und potamale Anteile gegenüber den weiter flussabwärts gelegenen Abschnitten auf. Vergleichbare litorale und zurückgehende rhithrale Anteile sind auch in der Würm und in der Altmühl sowie in der Gründlach, einem Bach des flachen Hügellandes, zu finden. Nach dem über-

wiegend litoral geprägten Unteren Inn zeichnet sich noch die Amper durch die höchsten litoralen Anteile aus, bei den Fließwasserzonen epipotamale Anteile.

Die geschilderte Klassifizierungstendenz von eher sommerkühlen, rhithralen zu eher sommerwarmen, potamalen Gewässer spiegelt sich auch im Verhältnis Diamesinae/Orthoclaudiinae-Arten zu Chironominae-Arten wider. Das Verhältnis ist ein Indikator dafür, ob die fließgewässertypischen rhithralen Habitate (hoher Wert) oder die eher potamalen oder stillgewässerähnlichen lenitischen Habitate vorherrschen (niederer Wert; Tab. 1).

Welche Arten in den einzelnen Flussgruppen charakteristisch sind, ist an anderer Stelle dargestellt (Orendt, im Druck).

Die Ergebnisse lassen folgern, dass die Flussabschnittsklassifizierung in erster Linie mit der Wassertemperatur zusammenhängt (s. auch Rossaro, 1992). Weitere morphologische Parameter wie Gefälle und Substrat können im Einzelfall ebenfalls eine erhebliche Rolle spielen, die vorliegenden Daten erlauben diesbezüglich jedoch noch keine eindeutig dahingehende Interpretation. Biogeographische Faktoren können im vorliegenden Vergleich prinzipiell ausgeschlossen werden. Die faunistischen Kontraste an der Alz in den Erfassungen von Caspers (1983) und Margreiter-Kownacka (1993) können durch probenahmetechnische Unterschiede der Erfassungen erklärt werden.

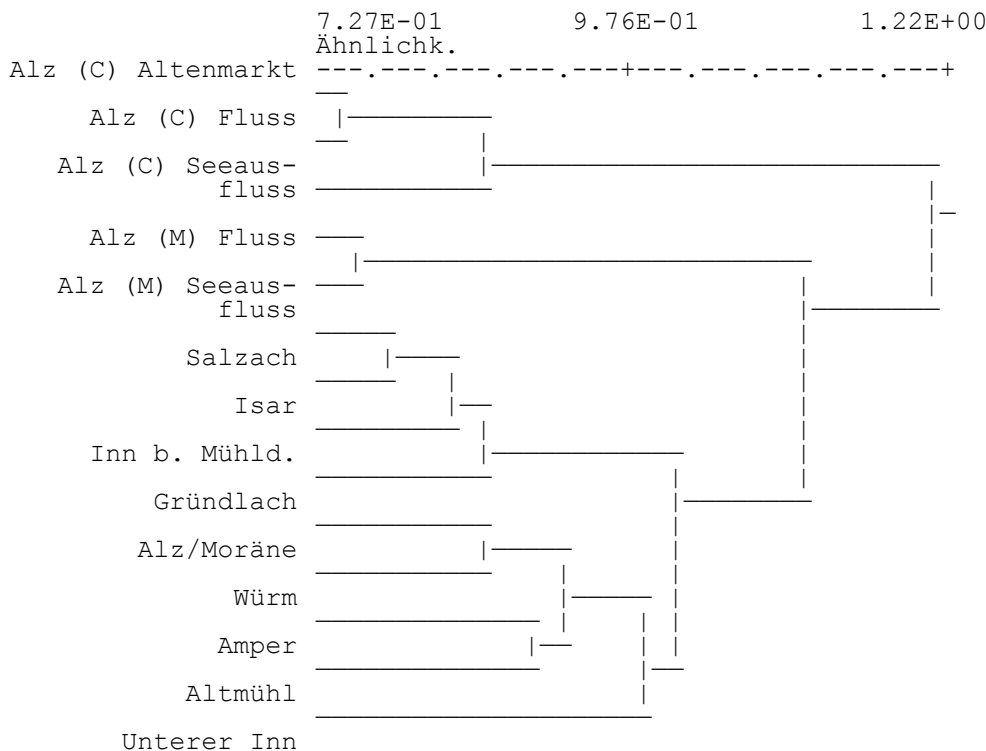


Abb. 1:  
Clusteranalyse der Flussabschnitte anhand der Chironomidenbiozönosen (n=194;  $\chi^2=756,19$ ; C=0,212); (M) = Margreiter-Kownacka (1993), (C) = Caspers (1983).

## Literatur

- Caspers, N. (1983): Die Chironomiden der Oberen Alz (Diptera, Nematocera). - NachrBl Bayer. Entomol. 32/4:97-108.
- Margreiter-Kownacka, M. (Hrsg.) (1993): Die Makrozoobenthos-Gemeinschaften der Oberen Alz - Bestandsaufnahme. - Institut f. Ökometrie, Wien, 36 pp.
- Moog, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95 - Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Orendt, C., Hehl, I., Michiels, S. & Colling, M. (2000): Gewässerökologische Wiederholungsuntersuchung der Simmelberger Gründlach bei Heroldsberg 2000 im Zusammenhang mit der Verlegung der B2. - Abschlussbericht an das Institut f. angewandte ökologische Studien (ifanos), Nürnberg, und das Straßenbauamt Nürnberg, 92 S., Karte, Anhang, Dezember 2000.
- Orendt, C. (im Druck): Biozönotische Klassifizierung naturnaher Flussabschnitte des nördlichen Alpenvorlandes auf der Grundlage der Zuckmücken - Lebensgemeinschaften (Diptera, Chironomidae). - Lauterbornia.
- Rossaro, B. (1992): Chironomids and water temperature. - Aquatic Insects 13: 837-98.
- Schmedtje, U. & Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte d. Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft München, H. 4/96, 543 S.
- Wildi, O. & Orlóci, L. (1986): Management and multivariate analysis of vegetation data. - Eidgenöss. Anstalt f. d. forstl. Versuchswesen, Zürich-Birmensdorf, Berichte Nr. 215, 139 S.
- Wilson, R.S. & Bright, P.L. (1973): The use of chironomid pupal exuviae for characterizing streams. - Freshwater Biology 3: 238-302.
- Wyrwa, G. (1987): Qualitative und quantitative Erfassung der Chironomidae (Diptera) der Würm durch Oberflächendrift. - Diplomarbeit, Ludwig-Maximilians-Univ. München, 133 S.

**Tab. 1 : Merkmale der ausgewerteten Flussabschnitte**

Fluss	Geländemorphologie	Temperaturregime	lokales Talgefälle	Substrat	Diames. / Orth.:Chironom.	dominierende Faunenanteile	
						allgemein	Feinauflösung
Isar	Sohllental, Glazialrinne	sommerkühl	2,1‰	Kies, Sand	4,3	rithral	hyporhithral
Inn b. Mühlfd.	in Niederterassen eingeschnitten		7,2 ‰	Kies, Fels, Flinz	2,2		
Salzach	Durchbruchstal/Niederterasse		2,7 ‰	Kies, Fels	2,3		
Alz (Moräne)	Durchbruchstal (Endmoräne)	25 ‰	Kies, Fels	2,8			
Würm	Durchbruchstal (Endmoräne), 4 km abwärts Seeausfluss	sommerwarm	2,5 ‰	Kies, Steine	1,5	epipotamal	hyporhithral/epipotamal
Obere Alz (Seeausfl.)	Seeausfluss		0,8 ‰	Feinsedimente	0,8		
Obere Alz	Flachland		0,8 ‰	Onkolite	1,8		
Altmühl	flaches Muldenttal		0,5 ‰	Kies, Sand, sandiger Lehm	1,5		
Amper	Durchbruchstal (Endmoräne)		1,3 ‰	Kiese, Flinz	0,6		
Unterer Inn	Niederterasse		0,75 ‰	Feinsediment	0,5		

## Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) als Parasiten an quellbewohnenden Zuckmücken (Chironomidae, Diptera) - erste Befunde aus dem Nationalpark Berchtesgaden

1. MARTIN, Peter, 2. WIEDENBRUG, Sofia, 3. STUR, Elisabeth & 4. SCHRANKEL, Isabel

1. Christian-Albrechts-Universität, Zoologisches Institut, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, pmartin@zoologie.uni-kiel.de, 2. Zoologische Staatssammlung, Münchhausenstr. 21, D-81247 München, 3. Museum of Zoology, University of Bergen, Muséplass 3, N-5007 Bergen, 4. Musée national d'histoire naturelle, section Zoologie, 24, rue Münster, L-2160 Luxembourg

**Keywords:** Hydrachnidia, Chironomidae, Alpen, Quellen, Quellbindung, Parasit-Wirt-Beziehungen

### Einleitung

Die Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) sind eine artenreiche Tiergruppe, die nur selten bei limnofaunistischen Untersuchungen berücksichtigt wird. In lotischen Lebensräumen ist dieses mangelnde Interesse besonders bedauerlich, da sie hier ein ausgesprochen hohes Indikatorpotential aufweisen (DI SABATINO et al. 2000).

In den wenigen umfassenden Untersuchungen der Quellen aus jüngerer Zeit stellten sich die Wassermilben als diejenige Tiergruppe heraus, die die höchste Zahl an krenobionten, also ausschließlich quellbewohnenden Arten aufweist (CREMA et al. 1996, GERECKE & DI SABATINO 1996, WILLIAMS & WILLIAMS 1996, GERECKE et al. 1998). Sie sind somit zu Aussagen zur Quelltypologie, der Naturnähe der Besiedlung aber auch zu bereits angedachten Monitoring-Untersuchungen hinsichtlich unterschiedlicher anthropogener Beeinträchtigungen besonders geeignet (GERECKE & DI SABATINO 1996, GERECKE et al. 1998). Die Ursachen der besonderen Quellbindung der Wassermilben sind bisher weitgehend ungeklärt, es gibt jedoch Vermutungen, dass das parasitische Larvenstadium eine entscheidende Rolle dabei spielt (GERECKE & DI SABATINO 1996).

Der Entwicklungszyklus der Wassermilben verläuft über 3 aktive Stadien, die bereits erwähnte parasitische Larve, ein Nymphenstadium und den Adultus (BÖTTGER 1977). Lange Zeit glaubte man, dass quellbewohnende Wassermilben ihr parasitisches Larvenstadium abgeschafft hätten. Erst eine Darstellung über die quellbewohnenden Wassermilben Nordamerikas, die die bisherigen Einzelbefunde zum Thema zusammenfasst, zeigte, dass auch in diesem Lebensraum der Parasitismus der Larven die Regel darstellt (SMITH 1991).

Eine umfassende Untersuchung zur Aut- und Synökologie der gesamten Wassermilbenzönose ausgewählter Quellen in Mitteleuropa konnte belegen, dass auch in hiesigen Quellen der Parasitismus der Larven aufrecht erhalten bleibt (GERECKE in Vorb.). Wie in anderen Lebensräumen (vgl. SMITH & OLIVER 1986) waren auch hier Zuckmücken die bei weitem wichtigste Wirtsgruppe.

Chironomiden aus Quellhabitaten wurden zwar in der ersten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts häufiger untersucht, sind seitdem aber eher vernachlässigt worden (LINDEGAARD 1995). Durch ihren Arten- und Individuenreichtum in Quellen (vgl. LINDEGAARD & THORUP 1975, WAGENSONNER 1992, SCHRANKEL 1998) sind die Zuckmücken ebenfalls ideal geeignet, um dieses Habitat zu charakterisieren

Anhand erster Befunde wird in der vorliegenden Untersuchung auf eine Vermutung von GERECKE & DI SABATINO (1996) eingegangen, dass die enge Bindung der Wassermilben an den Quellbiotop durch eine Bindung an quellgebundene Wirte verursacht ist.

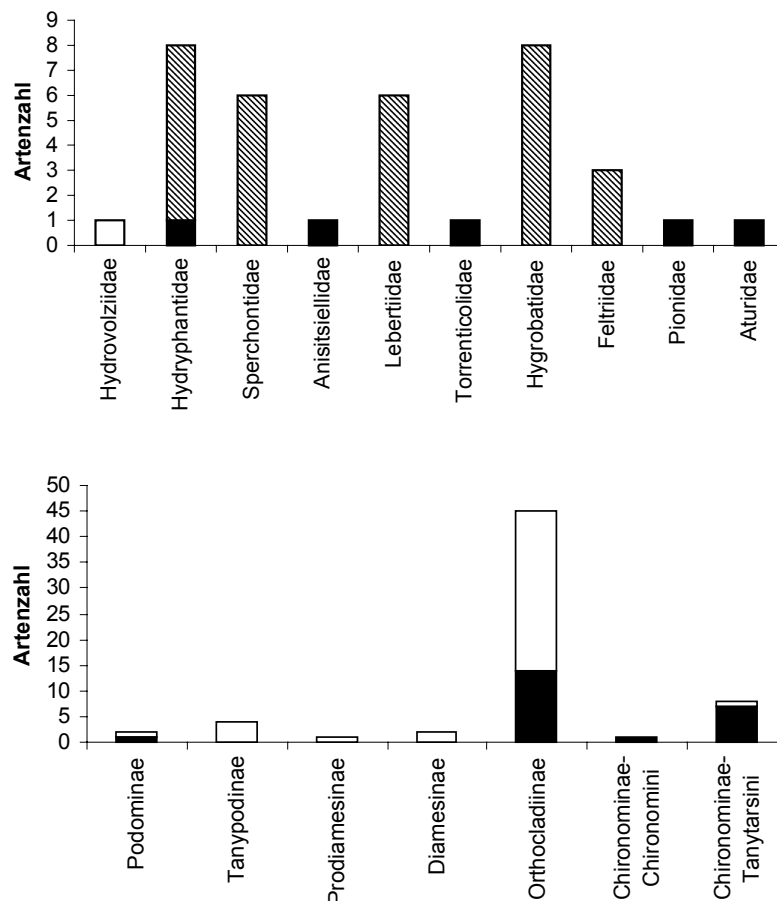
### Material und Methode

Untersucht wurden zwei Quellkomplexe im Nationalpark Berchtesgaden, der Schapbach- und der Herrenrönt-Quellkomplex. Dort wurde 1996 eine Emergenzuntersuchung durchgeführt (vgl. SCHRANKEL 1998). Die Leerung der Fallen (eine am Schapbach, drei an Herrenrönt) geschah wöchentlich von Mai bis Oktober.

Nach der Dokumentation der Anheftungsstellen der parasitischen Larven an ihren Chironomidenwirten wurden die Tiere getrennt und anschließend bestimmt. Aufgrund neuer Befunde aus den Epirhithral-Bereichen im Nationalpark werden unter den Wassermilben die Arten *Hygrobates norvegicus* und *Atractides adnatus* hier als krenophil bezeichnet, da das Ausmaß ihrer Quellbindung z. Zt. nicht abschließend beurteilt werden kann (vgl. GERECKE al. 1998, GERECKE in Vorb.). Soweit möglich, wurden die Chironomiden hinsichtlich ihres Vorkommens und ihrer ökologischen Ansprüche in krenophile Arten (REISS 1983, CASAS & LAVILLE 1990, LINDEGAARD 1995, FITTKAU & REISS 1998), weiter verbreitete Arten (LINDEGAARD 1995) und Taxa mit unklarer Ökologie (v.a. nur auf Gattungsebene bestimmte Weibchen) eingeteilt. Genauere Angaben zum Untersuchungsgebiet, zur Methodik und zur Bestimmung der Tiere gibt GERECKE (in Vorb.).

## Ergebnisse

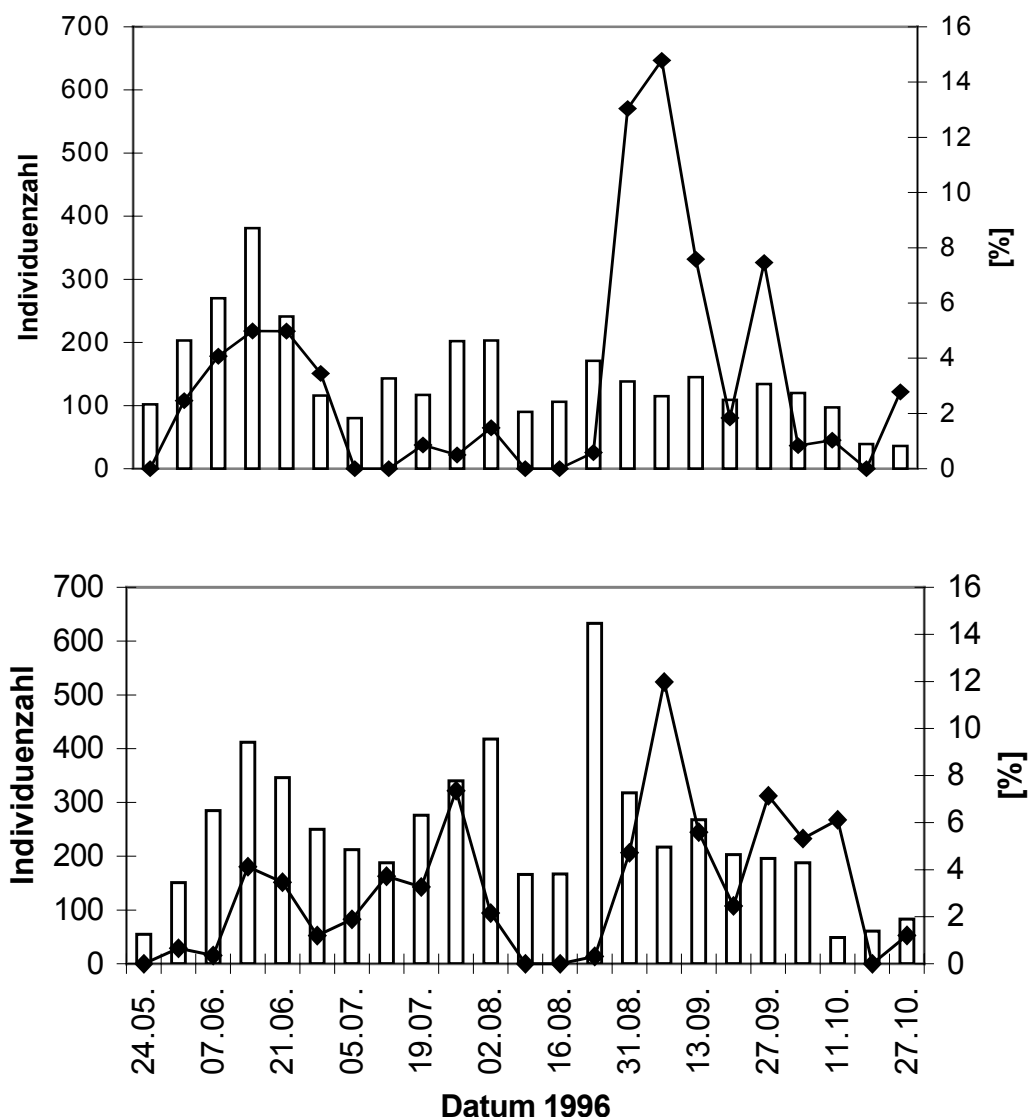
Für die meisten Wassermilben-Arten der Untersuchung konnten in Zuchtversuchen schlüpfende Larven festgestellt werden, die ohne Nahrungsaufnahme zugrunde gingen und keine Weiterentwicklung zeigten. In den Emergenzproben konnten zudem die Larven der meisten Arten als Parasiten nachgewiesen werden. Die Mehrzahl der Arten besitzt somit eine obligat parasitische Larve. Es stellte sich außerdem heraus, dass bei den Wassermilben der untersuchten Quellen die Chironomiden die wichtigsten Wirte sind, d.h. sie waren für die meisten Arten der einzige Wirt.



**Abb. 1:** Verteilung der nachgewiesenen 36 Wassermilben-Arten (oben) und 63 Chironomidae-Arten (unten) auf die Familien bzw. Unterfamilien/Triben. Schwarz: Chironomiden parasitierende Wassermilben bzw. von Wassermilben parasitierte Chironomiden. Schraffiert: Die Artenzahl der Chironomiden parasitierenden Wassermilben in den entsprechenden Familien ist noch ungeklärt.

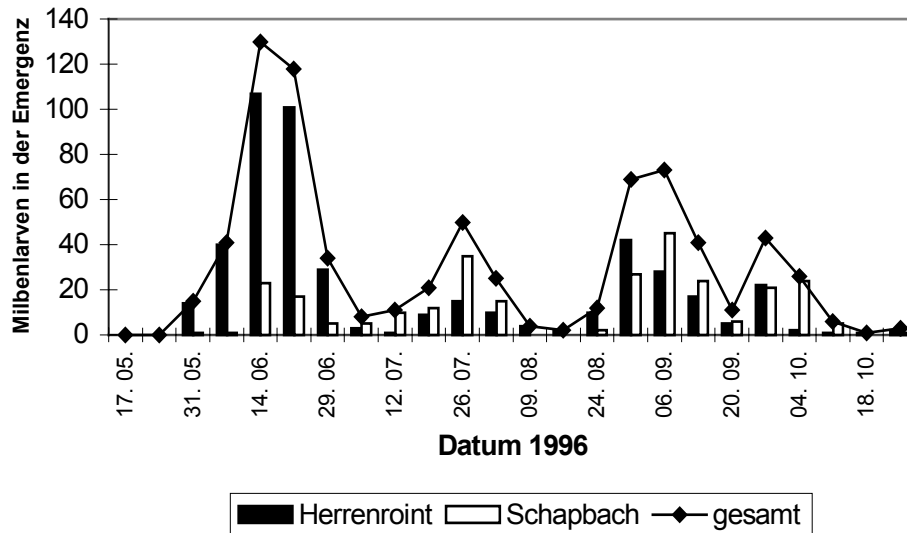
In den beiden Quellkomplexen zusammen wurden bisher 36 Wassermilben- und 63 Chironomidenarten nachgewiesen. Die häufigsten Wassermilben der Emergenzfänge waren die

*Feltria*-Arten *F. minuta*, *F. setigera* und *F. zschokkei*, *Hygrobates norvegicus* und einige *Atractides*-Arten (u.a. *A. adnatus*, *A. panniculatus*). Unter den parasitierten Chironomiden waren am zahlreichsten *Parametrioctnemus stylatus*, *Rheocricotopus fuscipes* und *Thienemanniella partita*. Insgesamt waren Vertreter von etwa einem Drittel der in den Quellen aufgefundenen Chironomidenarten von Wassermilben parasitiert. Unter den Wassermilben traten aus allen nachgewiesenen Familien – mit Ausnahme der Hydrovolziidae - Chironomiden-Parasiten auf (Abb. 1). Bei den Chironomiden zeigte sich, dass nur ein Teil der nachgewiesenen Unterfamilien von Wassermilben parasitiert war. An Tanypodinae und den nur in geringen Individuenzahlen auftretenden Prodiamesinae und Diamesinae waren nie Wassermilbenlarven zu finden. Für zwei der Probestellen wurde der Anteil der parasitierten Individuen an den geschlüpften Chironomiden insgesamt ermittelt, die Prävalenz (Abb. 2). Insgesamt waren 3,5% der emergierten Chironomiden von Wassermilben parasitiert, der Anteil schwankt im Jahresverlauf beträchtlich. Die maximal erreichten Werte lagen in einer ähnlichen Größenordnung: an der Herrenrönt-Probestelle erreichte sie 14,8% an der Schapbach-Probestelle 12%. Der Emergenzverlauf der Chironomiden unterscheidet sich an beiden Probestellen ebenso wie der Verlauf der Prävalenz.



**Abb. 2:** Verlauf der Chironomiden-Emergenz (Balken) an der Probestelle 308 des Herrenrönt-Quellkomplexes (n=3358) oben und an der Schapbach-Probestelle 360 (n=5482) (unten). Dargestellt ist ausserdem der Anteil [%] der parasitierten Chironomiden (Prävalenz) (schwarze Rauten).

Die Larven der Wassermilben waren an unterschiedlichen Chironomiden-Arten angeheftet. Das Auftreten der an den Chironomiden parasitierenden Milbenlarven zeigt im Jahresverlauf 4 Maxima (Abb. 3), die durch das zeitlich getrennte Auftreten der häufigsten Milbenarten verursacht sind. Das Erscheinen der einzelnen Wassermilbentaxa in der Emergenz weist somit eine deutliche Saisonalität auf; ein Hinweis auf eine Synchronisation der Larven einzelner Milbenarten mit ihren Wirten.



**Abb. 3:** Jahreszeitliches Auftreten der an den Chironomiden parasitierenden Milben an den untersuchten Quellkomplexen (n=744).

Zur Beurteilung der Frage, ob die Quellbindung der Wassermilben eine Beziehung zur Quellbindung ihrer Wirte aufweist, wurde das Wirtsspektrum dreier Wassermilbentaxa betrachtet, deren Larven ausschließlich an Chironomiden parasitierten. Die Verteilung der Larven von *Hygrobates norvegicus*, *Atractides adnatus* und *Feltria* spp. auf die Wirte entsprechender Ökologie zeigt deutliche Unterschiede (vgl. Tab. 1): Die Hälfte der *H. norvegicus*-Larven war an nicht krenophilen Wirten angeheftet (wie an *Rheocricotopus effusus*, *Parametriocnemus stylatus*), lediglich ein knappes Drittel an krenophilen (z.B. *Stempellinella brevis*, *Micropsectra attenuata*, *M. pharetrophora*). Bei den Larven von *A. adnatus* waren hingegen 38% der Larven an krenophilen Wirten zu finden (hauptsächlich *Thienemanniella partita*, *Micropsectra* sp.), nur knapp 14% an nicht krenophilen (meist an *Corynoneura lobata*, *Tvetenia* spp.). Eine gänzlich andere Verteilung zeigen die Larven der *Feltria* spp. Mehr als 87% dieser Larven parasitierten an nicht krenophilen Wirten (v.a. *P. stylatus*, *Tvetenia calvescens*).

**Tab. 1:** Anheftung der Wassermilbenlarven von *Hygrobates norvegicus*, *Atractides adnatus* und *Feltria* spp. an Chironomiden-Wirten unterschiedlicher Ökologie (*A. adnatus*-Individuen nur aus dem Schapbach).

	<i>H. norvegicus</i>		<i>A. adnatus</i>		<i>Feltria</i> spp.	
	Ind.	%	Ind.	%	Ind.	%
Krenophile Taxa	47	28,0	42	38,2	5	2,2
Nicht krenophile Taxa	78	46,4	15	13,6	202	87,4
Taxa unklarer ökologischer Ansprüche	43	25,6	53	47,7	24	10,4
Summen	168	100	110	100	231	100

## Diskussion

Die bisherigen Larvalbeschreibungen und Angaben zum Wirtsspektrum der Wassermilben Mitteleuropas sind zum Großteil recht alt und im Falle der Beschreibungen meist ohne wesentlichen taxonomischen Wert. Für Nordamerika existiert mittlerweile die zweite Auflage eines Bestimmungsschlüssels für Wassermilbenlarven, der teilweise sogar Gattungsniveau erreicht und auch für viele Taxa der hiesigen Fauna verwendet werden kann (SMITH et al. 2001). Eine

Bearbeitung der Parasit-Wirt-Beziehungen auf Artniveau ist für Wassermilben hiesiger Gewässer bisher jedoch nur dadurch möglich, dass man die Larven der entsprechenden Arten züchtet, beschreibt und die parasitischen Larven zuordnet. Eine Untersuchung, die sich mit dem gesamten Spektrum an Arten bestimmter Quelllebensräume beschäftigt, existierte vor der nun vorliegenden Studie nicht. Die Erkenntnis, dass die Mehrzahl der hier nachgewiesenen quellbesiedelnden Wassermilben ein parasitisches Larvenstadium aufweist (vgl. GERECKE in Vorb.), belegt, dass auch in diesem Lebensraum eine Synchronisation der Lebenszyklen von Parasit und Wirt stattfinden muss. Die ohne Nahrungsaufnahme nach wenigen Wochen sterbenden Wassermilbenlarven dürfen erst dann schlüpfen, wenn ihnen adäquate Wirte zur Verfügung stehen. Wie diese Synchronisation erfolgt, ist bisher ungeklärt.

Die besondere Rolle der Chironomidae unter den Wirten der Wassermilben (vgl. SMITH & OLIVER 1976, 1986), wurde auch im Lebensraum Quelle offenbar. Eine Wirtsspezifität auf Unterfamilien-Niveau wurde mehrfach nachgewiesen, allerdings kann es durchaus unterschiedlich ausgeprägt sein. So konnten die Tanypodinae als Wassermilben-Wirte zwar in manchen stehenden Gewässern als Wirte bestimmter Wassermilben ermittelt werden (z.B. SMUKALLA & MEYER 1988), in manchen Fließgewässern treten sie aber ebenso wie in der vorliegenden Untersuchung nicht als Wirte in Erscheinung (vgl. OTTO & MARTIN 2002). Um verlässliche Aussagen zu einer Wirtsspezifität auf Artniveau machen zu können, müssen weitere Untersuchungen folgen; die meisten Wirtsangaben für die Wassermilben sind Einzelbefunde.

Es gibt zahlreiche Belege für den Einfluss, den die Parasitierung durch Wassermilben auf die Wirte ausübt. Diese reicht von Beeinträchtigung der Fitness einzelner Wirtsindividuen bis zum Zusammenbruch ganzer Wirtspopulationen (vgl. z.B. LANCIANI 1983, SMITH 1988). Auch wenn die hier nachgewiesenen Maximalwerte der parasitierten Chironomiden lediglich knapp 15% erreichen, liegt die Prävalenz für einzelne Wirtsarten sicher deutlich höher.

Die vier Maxima der an Chironomiden parasitierenden Milbenlarven im Jahresverlauf (Abb. 3) werden von unterschiedlichen Milbenarten verursacht, die ihrerseits an unterschiedlichen Chironomiden parasitieren. Ob bei einer strengen Wirtsspezifität die Saisonalität der Wirte für die unterschiedlichen Maxima im Jahresverlauf verantwortlich ist oder ob die Milbenlarven nach ihrem Schlupf eher zufällig an gerade emergierenden Chironomiden parasitieren, wird erst die weitere Auswertung der Befunde zeigen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit belegen, dass sicherlich nicht alle quellgebundenen Wassermilben auf quellgebundene Wirte angewiesen sind. So weist die krenophile Wassermilbe *Hygrobatas norvegicus* offenbar keine Präferenz für krenophile Wirte unter den Chironomiden auf, ein Befund, der ihre weite Verbreitung von Gebirgsquellen bis 2300 m Höhe bis ins Tiefland erklären könnte. Hingegen scheint die gleichfalls krenophile Art *Atractides adnatus* eine gewisse Präferenz für krenophile Wirte zu haben. Arten solcher Wirtspräferenz sind somit in einer ganz besonderen Weise an das Quellhabitat gebunden; ihr Vorkommen ist somit zumindest auch durch ihr Wirtsspektrum begrenzt. Die Gattung *Feltria* kommt bevorzugt in Bächen vor, in den untersuchten Quellen ist sie jedoch ebenfalls häufig. Ihre Larven waren fast nie an krenophilen Wirten zu finden, sondern scheinen Fließgewässerarten (v.a. *Parametrioctenemus stylatus*; vgl. LINDEGAARD 1995) zu präferieren. Dies könnte darauf hinweisen, dass die Gattung Quellen nur deshalb besiedeln kann, da ihr dort auch nicht quellgebundene Wirte zur Verfügung stehen.

IAN SMITH wies 1991 auf das Potential hin, das die Wassermilben als Indikatorgruppe in Quellen haben, aber auch gleichzeitig auf das enorme Forschungsdefizit hinsichtlich ihrer Larvaltaxonomie und Autökologie. Eine Bioindikation sollte aber immer durch zumindest exemplarische Aufklärung der aut- und synökologischen Ansprüche ausgewählter Arten untermauert sein. Es bleibt daher zu hoffen, dass vorliegende Untersuchung zur Ökologie der Quellmilben keine Einzelstudie bleibt und durch weitere Forschung ergänzt wird.

Die Aufklärung der Parasit-Wirt-Beziehungen der Quellmilben bietet außerdem die Möglichkeit, über die sonst oft übliche Betrachtung einzelner Tiergruppen hinaus zu gehen, die zwangsläufig immer nur eine eingeschränkte Sicht der Dinge vermitteln kann. Die Untersuchung der Wassermilben und ihrer Wirte integriert sozusagen über einen breiten taxonomischen Bereich. Die

besondere Bedeutung der Chironomiden unter den Wirten der Wassermilben spiegelt sich dabei in deren hohen Arten- und Individuenzahlen in Quellen angemessen wider (LINDEGAARD & THORUP 1975, WAGENSONNER 1992, LINDEGAARD et al. 1998, SCHRANKEL 1998).

## Dank

Die Untersuchungen an den Wassermilben (Peter Martin) wurden gefördert durch ein Stipendium der Stiftung Pro Acarologia Basiliensis (Basel), die Bearbeitung der Chironomidae (Elisabeth Stur, Sofia Wiedenbrug) wurde durch den Nationalpark Berchtesgaden finanziert. Herzlich gedankt sei Helmut Franz sowie Reinhard Gerecke, den Leitern des Quellprojektes.

## Literatur

- BÖTTGER, K. (1977): The general life cycle of fresh water mites (Hydrachnellae, Acari). - *Acarologia* 18 (3), 496-502.
- CREMA, S., FERRARESE, U., GOLO, D., MODENA, P., SAMBUGAR, B. & R. GERECKE (1996): A research on benthic and interstitial fauna in alpine and pre-alpine springs. - Centro di Ecologia Alpina, Report N. 8, 104pp.
- CASAS, J.J. & H. LAVILLE (1990): *Micropsectra seguyi*, n. sp. du groupe *attenuata* Reiss (Diptera: Chironomidae) de la Sierra Nevada (Espagne). - *Annl. Soc. Ent. Fr. (N.S.)* 26 (3), 421-425.
- DI SABATINO, A., GERECKE, R. & P. MARTIN (2000): The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia). - *Freshwater Biology* 44, 47-62.
- FITTKAU, E.J. & F. REISS (1998): *Micropsectra pharetophora*, A new species of Tanytarsini (Diptera, Chironomidae) constructing portable larval cases. - *J. Kansas Ent. Soc.* 71 (3), 226-233.
- GERECKE, R. (Hrsg.) (in Vorb.): Quellfauna im Nationalpark Berchtesgaden. – Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 51.
- GERECKE, R. & A. DI SABATINO (1996): Water mites (Acari, Hydrachnellae) and spring typology in Sicily. - *Crunoecia* 5, 35-41.
- GERECKE, R., MEISCH, C., STOCH, F., ACRI, F. & H. FRANZ (1998): Eucrenon-hypocrenone ecotone and spring typology in the alps of Berchtesgaden (Upper Bavaria, Germany). A study of microcrustacea (Crustacea: Copepoda, Ostracoda) and water mites (Acari, Halacaridae, Hydrachnellae), pp. 167–182. – In: BOTOSAUNEANU, L. [ed.]: *Studies in crenobiology*. Backhuys, Leiden, 1–261.
- LANCIANI, C.A. (1983): Overview of the effects of water mite parasitism on aquatic insects. - In: HOY, M.A., CUMMINGHAM, G.L. & L. KNUTSON, (Eds.): *Biological control of pests by mites*. Spec. Publ. Univ. Calif. agric. Exp. Stud. 3304, 86-90.
- LINDEGAARD, C. (1995): Chironomidae (Diptera) of European cold springs and factors influencing their distribution. - *J. Kansas Ent. Soc.* 68 (2), 108-131.
- LINDEGAARD, C. & J. THORUP (1975): The invertebrate fauna of the moss carpet in the Danish spring Ravnkilde and its seasonal, vertical, and horizontal distribution. – *Arch. Hydrobiol.* 75 (1), 109-139.
- LINDEGAARD, C., BRODERSEN, K. P., WIBERG-LARSEN, P. & J. SKRIVER (1998): Multivariate analyses of macrofaunal communities in Danish springs and springbrooks, pp. 201–219. – In: BOTOSAUNEANU, L. [ed.]: *Studies in crenobiology*. Backhuys, Leiden, 1–261.
- OTTO, C.-J. & P. MARTIN (2002): Die Chironomiden-Emergenz (Diptera, Chironomidae) eines norddeutschen Quellbaches und ihre Parasitierung durch Wassermilben (Acari, Hydrachnidia). - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002.
- REISS, F. (1983): *Parapsectra mendli* n. sp. (Diptera, Chironomidae) aus dem Allgäu, Bayern. *Spixiana* 6 (1), 79-81.
- SCHRANKEL, I. (1998): Faunistisch-ökologische Charakterisierung ausgewählter Quellen im Nationalpark Berchtesgaden. - Diplomarbeit, Universität Saarbrücken, 79pp + Anhang.
- SMITH, B.P. (1988): Host-parasite interaction and impact of larval water mites on insects. - *Ann. Rev. Entomol.* 33, 487-507.
- SMITH, I.M. (1991): Water mites (Acari: Parasitengona: Hydrachnidia) of spring habitats in Canada. – *Mem. ent. Soc. Can.* 155, 141–167.
- SMITH, I.M. & D.R. OLIVER (1976): The parasitic associations of larval water mites with imaginal aquatic insects, especially Chironomidae. – *Can. Ent.* 108, 1427-1442.
- SMITH, I.M. & D.R. OLIVER (1986): Review of parasitic associations of larval water mites (Acari: Parasitengona: Hydrachnidia) with insect hosts. - *Can. Ent.* 118, 407-472.
- SMITH, I.M., COOK, D.R. & B.P. SMITH (2001): Arachnida - In: THORP, J.H. & A.P. COVICH (eds.): *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, Academic Press, 950pp.
- SMUKALLA, R. & E. MEYER (1988): Insect emergence from a shallow southern West German lake, with special reference to the parasitic host-associated water mite larvae. – *Hydrobiologia* 169, 149-166.
- WAGENSONNER, I. (1992): Faunistische Untersuchung (Makroinvertebraten) des Herbst- und Winteraspektes eines Quelltümpels in der nördlichen Pupplinger Au, Oberbayern. - Diplomarbeit, Universität München, 123pp.
- WILLIAMS, D.D. & N.E. WILLIAMS (1996): Springs and spring faunas in Canada. - *Crunoecia* 5, 13-24.

## Die Chironomiden-Emergenz (Diptera, Chironomidae) eines norddeutschen Quellbaches und ihre Parasitierung durch Wassermilben (Acari, Hydrachnidia)

1. OTTO, Claus-Joachim & 2. MARTIN, Peter

1. Schackendorfer Weg 3, D-23795 Fahrenkrug, Tel.+Fax: 04551/3557, E-Mail: claus.otto@t-online.de  
2. Christian-Albrechts-Universität Kiel, Zoologisches Institut, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel

**Keywords:** Chironomidae, Hydrachnidia, Tieflandbach, Wirt-Parasit-Assoziationen, Prävalenz, Anheftungsstellen

### Einleitung

Im Lebenszyklus der Wassermilben gibt es drei aktive Stadien. Während die Nymphe und das adulte Tier als Räuber meist von Insektenlarven leben, verbringt die Larve in der Regel eine ektoparasitische Phase an unterschiedlichen Insektenwirten. In der Evolution der Milben des Süßwassers (Hydrachnidia, Acari) haben diese die Insekten in einem immer spezialisierten Maß als Wirte genutzt (SMITH & OLIVER 1986). Die Zuckmücken (Chironomidae, Insecta) spielen unter den Wirten der Wassermilben die wichtigste Rolle; in allen limnischen Biotopen sind in dieser Gruppe in der Regel die meisten Wirte zu finden. Relativ gut untersucht sind die Wirt-Parasit-Beziehungen zwischen den Chironomiden und ihren Wassermilben-Wirten aus stehenden Gewässern (z.B. KOUWETS & DAVIDS 1984, SMUKALLA & MEYER 1988), aus Fließgewässern liegen lediglich zwei gründliche Untersuchungen vor (EFFORD 1963, 1966, ULLRICH 1978).

Zwar wurde im norddeutschen Tiefland bereits mehrfach die Chironomiden-Emergenz von Fließgewässern bearbeitet (z.B. BÖTTGER et al. 1987, KRETZSCHMAR & BÖTTGER 1994). Eine ausführliche Untersuchung der ektoparasitisch auftretenden Wassermilben an Bach-Chironomiden erfolgte in der Bundesrepublik bisher jedoch nur im Mittelgebirge (ULLRICH 1978). Aus Europa insgesamt liegt für Tieflandbäche sogar nur eine weitere solche Studie vor (EFFORD 1963, 1966).

In der vorliegenden Studie werden einige Aspekte zum Ausmaß der Chironomiden-Parasitierung durch Wassermilben, ihrem jahreszeitlichen Verlauf und den Anheftungsstellen am Wirt vorgestellt.

### Untersuchungsgebiet, Material und Methode

Der sommerkalte Himmelreichbach liegt im zentralen Schleswig-Holstein und verläuft an der Grenze zwischen der altglazialen Geest und der jungglazialen Vorgeest (vgl. MARTIN 1997, 1998). Er ist durch feine mineralische Substrate und Pools mit teilweise ausgeprägten Detritusaufgaben geprägt. Der Abfluss liegt selten über 10 l/s. Die abiotischen Parameter weisen auf eine geringe anthropogene Beeinflussung des untersuchten Waldabschnittes hin.

Es wurden drei Emergenzfallen (Fangfläche insgesamt 1m<sup>2</sup>) über unterschiedlichen Substrattypen aufgestellt und vom 1.03.-29.11.1995 jeweils einmal wöchentlich (mittwochs) abgesammelt. Die parasitierten Wirte wurden separiert, die Anheftungsstellen der Milben protokolliert und sowohl die Wirte als auch ihre Parasiten bestimmt (zur genaueren Methodik vgl. MARTIN 1998).

### Ergebnisse

In der Emergenz des Himmelreichbaches traten neben den Chironomiden nur vereinzelt andere Insekten als Wirte für die Wassermilben in Erscheinung (vgl. Tab. 1). Die insgesamt nachgewiesenen 11976 Chironomiden konnten 24 Arten zugeordnet werden. Am häufigsten war die Gattung *Micropsectra* unter den Chironominae-Tanytarsini (*Micropsectra* sp., *M. notescens*, *M. junci*) sowie *Polypedilum pullum* (Chironominae-Chironominae).

In den Emergenzfängen wurden die Larven von insgesamt 14 Arten an Wassermilben nachgewiesen (Tab. 1). *Sperchon setiger* war als Einzelfund an einer Simuliide angeheftet, *Arrenurus fontinalis* an Dixiden und *Protzia eximia* sowohl an einer Trichoptere als auch an einer Chironomide. *Lebertia rivulorum* parasitiert sicher an Chironomiden. Allerdings war die einzige Larve dieser Art vom Wirt abgefallen, so dass dieser nicht mehr zugeordnet werden konnte. Von den 10 ausschließlich an

Chironomiden angehefteten Arten wurden *Lebertia glabra*, *Wettina podagrica*, *Ljania bipapillata*, *L. fimbriata* und *Sperchon thienemanni* am häufigsten nachgewiesen.

**Tab. 1:** Individuenzahlen der in den Emergenzfängen des Himmelreichbaches aufgetretenen Wirte der Wassermilben (fett). Bei den Chironomidae sind außerdem die nicht parasitierten Taxa aufgeführt.

	<i>Protzia eximia</i>	<i>Sperchon thienemanni</i>	<i>Lebertia fimbriata</i>	<i>Lebertia glabra</i>	<i>Lebertia stigmatifera</i>	<i>Atractides nodipalpis</i>	<i>Feltria rouxi</i>	<i>Wettina podagrica</i>	<i>Pseudofeltria scourfieldi</i>	<i>Ljania bipapillata</i>	<i>Aturus fontinalis</i>	<i>Arrenurus fontinalis</i>	<i>Sperchon setiger</i>	<i>Lebertia rivulorum</i>	parasitierte Chironomidae	nicht parasitierte Chironomidae
Trichoptera: <i>A. fuscipes</i>	1															
Dixidae: <i>D. dilatata</i>												3				
Simuliidae: <i>S. ornatum</i>													1			
<b>CHIRONOMIDAE</b>																
<u>Tanypodinae</u>																
Tanypodinae indet. (spec. 1)																3
Tanypodinae indet. (spec. 2)																3
<i>Macropelopia nebulosa</i>																2
<i>Macropelopia</i> sp.																1
<i>Procladius</i> cf. <i>choreus</i>																1
<i>Zavrelymyia melanura</i>																5
<u>Prodiamesinae</u>																
<i>Prodiamesa olivaecea</i>				1											1	13
<u>Orthoclaadiinae</u>																
<i>Brillia modesta</i>										2					2	48
<i>Corynoneura lobata</i>																17
<i>Corynoneura</i> sp.																17
<i>Diplocladius cultriger</i>																1
<i>Eukiefferiella brevicealcar</i>		1													1	10
<i>Gymnometriocnemus brumalis</i>																2
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	1							1							2	36
<i>Limnophyes minimus</i>																6
<i>Orthocladus</i> sp.						1	2								3	7
<i>Parametriocnemus stylatus</i>										5					5	4
<i>Paraphaenocladus irritus</i>																4
<i>Rheocricotopus fuscipes</i>			1			5				4				10	7	7
<i>Thienemanniella</i> sp.																4
<b>Orthoclaadiinae indet.</b>		1	1		1	1			1						4	18
<u>Chironominae</u>																
Chironomini																
<i>Microtendipes pedellus</i>			1												1	2
<i>Paracladopelma nigriflora</i>																1
<i>Polypedilum pullum</i>		1	12					15							27	377
<i>Polypedilum</i> sp.																5
Chironomini indet.																1
<u>Tanytarsini</u>																
<i>Micropsectra atrofasciata</i>																4
<i>Micropsectra bidentata</i>		1													1	0
<i>Micropsectra junci</i>																657
<i>Micropsectra notescens</i>		16	21	153	2			22	1	2					207	4707
<i>Micropsectra</i> sp.																5664
<i>Stempellinella flavidula</i>		1													1	9
Tanytarsini indet.																39
Chironominae indet.																18
<b>Chironomidae indet.</b>				4		3		3			2			(1)	14	4
Summen															279	11697

Durch Hydrachnidia-Larven wurden insgesamt 279 Chironomiden parasitiert. Die parasitierten Zuckmücken waren zu 54% Weibchen (152 Individuen) und 46% Männchen (127 Individuen). An den parasitierten 279 Wirten hefteten insgesamt 355 Wassermilben; ein Wirt trug somit durchschnittlich 1,3 Larven. Unter den vier Unterfamilien der Chironomiden wurden die Tanypodinae nie parasitiert. Am weitaus häufigsten war der Chironominae-Tribus Tanytarsini und darin die Art *Micropsectra notescens* parasitiert.

Für die häufigsten Milben in der Emergenz waren unterschiedliche Wirte von Bedeutung (vgl. Tab. 2): *Lebertia glabra*-Larven parasitierte fast ausschließlich an *M. notescens*. Der Durchschnitt lag bei 1,1 und maximal wurden 4 Larven an einem Wirt gefunden. Neben *M. notescens* spielte für *W. podagrica* noch *P. pullum* eine wichtige Rolle. Die mittlere Intensität der Parasitierung lag bei 1,3, das Maximum abermals bei 4 Larven pro Wirt. Ähnlich ist es bei *L. fimbriata*; die wichtigen Wirte waren *M. notescens* und *P. pullum*, maximal hefteten 3 und im Mittel 1,1 Larven am Wirt. *Sperchon thienemanni* trat ebenfalls hauptsächlich als Parasit von *M. notescens* in Erscheinung; an allen Wirten war immer nur eine Larve angeheftet. Im Gegensatz zu den anderen Arten parasitierten *L. bipapillata*-Larven fast in Gänze Orthoclaadiinae. Durchschnittlich hefteten 2,9 Larven am Wirt, das Maximum erreichte ein Individuum von *P. pullum* mit 16 angehefteten Laven dieser Art.

**Tab. 2:** Wirte der 5 häufigsten Wassermilben-Arten. Dargestellt sind die Anzahlen der Wirte sowie die am jeweiligen Wirt parasitierenden Milben. Chiros=Chironomiden.

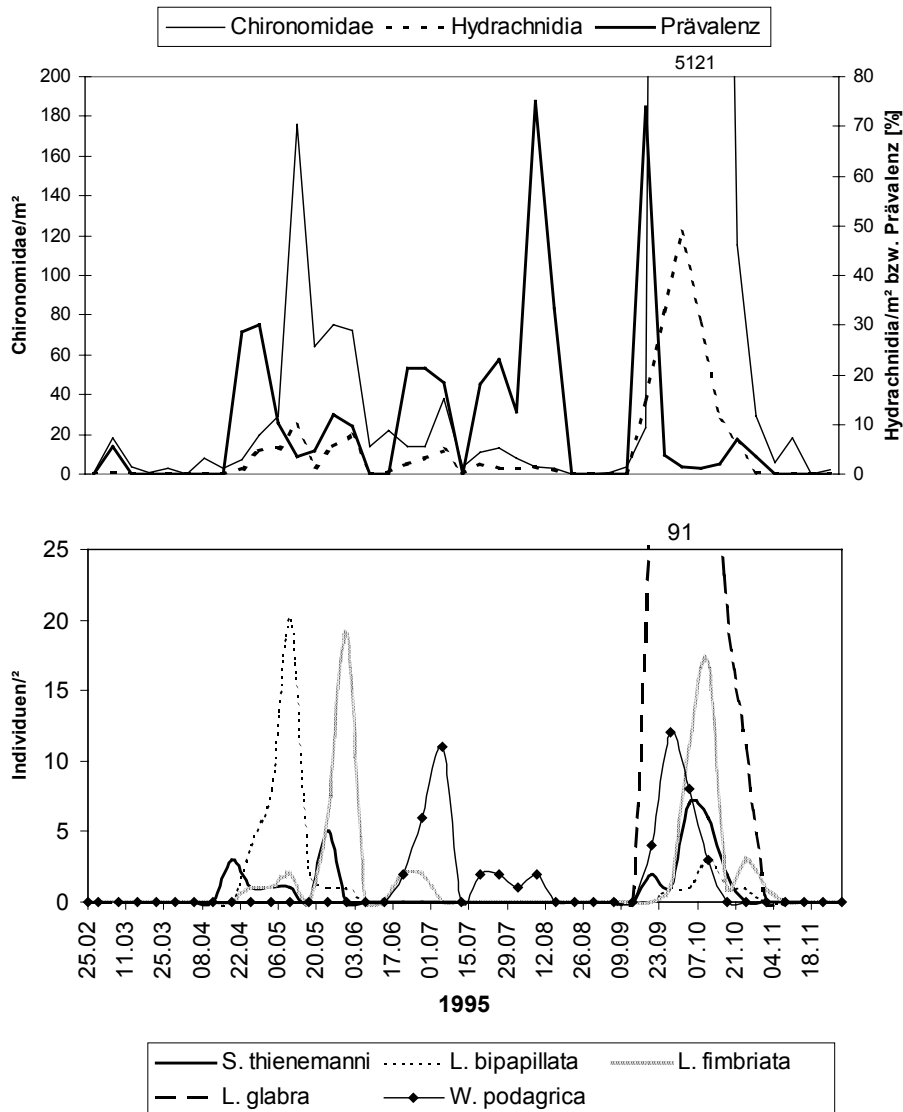
	<i>Lebertia glabra</i>		<i>Wetionia podagrica</i>		<i>Lebertia fimbriata</i>		<i>Ljanja bipapillata</i>		<i>Sperchon thienemanni</i>	
	Chiros	Milben	Chiros	Milben	Chiros	Milben	Chiros	Milben	Chiros	Milben
<b>Prodiamesinae</b>										
<i>P. olivaecea</i>	1	1								
<b>Orthoclaadiinae</b>										
<i>B. modesta</i>							2	17		
<i>E. brevicar</i>									1	1
<i>H. marcidus</i>			1	1						
<i>Orthocladius</i> sp.										
<i>P. stylatus</i>							5	7		
<i>R. fuscipes</i>					1	1	4	11		
Orthoclaadiinae indet.					1	1	1	4	1	1
<b>Chironominae-Chironomini</b>										
<i>M. pedellus</i>					1	1				
<i>P. pullum</i>			15	25	12	15			1	1
<b>Chironominae-Tanytarsini</b>										
<i>Micropsectra bidentata</i>									1	1
<i>Micropsectra notescens</i>	153	166	22	23	21	21	2	2	16	16
<i>Micropsectra</i> sp.	1	1								
<i>S. flavidula</i>									1	1
Chironomidae indet.	4	8	3	3						
<b>Summen</b>	159	176	41	52	36	39	14	41	21	21
<b>Mittlere Larvenzahl/Wirt</b>		1,1		1,3		1,1		2,9		1

Der jahreszeitliche Verlauf (vgl. Abb. 1, oben) zeigt, dass die Phänologie der Chironomiden in der Emergenz durch ein Massenaufreten im Spätsommer geprägt war, welches v.a. durch *Micropsectra* spp. verursacht wurde. Die Wassermilben traten in zwei Phasen verstärkt in der Emergenz auf: von Mai bis Juli sowie von Ende September bis Anfang November. Das Auftreten der Chironomiden wird durch das Auftreten der Wassermilben annähernd nachvollzogen.

Von den 11976 insgesamt emergierenden Chironomiden war lediglich ein Anteil von 2,3% parasitiert. Dieser Anteil der parasitierten Wirte (=Prävalenz) schwankt im Jahresverlauf jedoch deutlich und erreicht maximal bis zu 75%.

Vernachlässigt man aufgrund der geringen Individuenzahlen den Zeitraum zwischen Mitte Juni und Ende August, so wird aus Abb. 1 ersichtlich, dass die Prävalenzen sowohl im Frühjahr als auch im Spätsommer ihr Maximum erreichen, bevor die Anzahl der Wirte maximal ist.

Eine Betrachtung des jahreszeitlichen Auftretens der wichtigsten Milbenarten in der Emergenz zeigt eine deutlich ausgeprägte zeitliche Einnischung (vgl. Abb. 1, unten). Im Frühjahr treten nacheinander *L. bipapillata*, *L. fimbriata* und *W. podagrica* auf. Im Herbst erscheinen diese Arten abermals zusammen mit der dann dominierenden *L. glabra*. *Sperchon thienemanni* ist ebenfalls hauptsächlich im Herbst zu finden.



**Abb. 1:** Oben: Emergenz der Chironomiden, jahreszeitliches Auftreten der ektoparasitischen Wassermilbenlarven und Anteil der parasitierten Chironomiden (Prävalenz). Unten: Jahreszeitliches Auftreten der Milben) häufigste Arten - in abnehmender Häufigkeit: *Lebertia glabra*, *Wettina podagrica*, *Ljania bipapillata*, *L. fimbriata* und *Sperchon thienemanni*).

Die Betrachtung der Anheftungsstellen der häufigen Milben an ihren Wirten (vgl. Tab. 3) zeigt, dass *L. glabra*, *L. fimbriata* und *S. thienemanni* am Thorax ihrer Wirte angeheftet waren, während *W. podagrica* und *L. bipapillata* bevorzugt intersegmental am Abdomen ihrer Wirte gefunden wurden. Lediglich bei *L. glabra* und *W. podagrica* gab es einige wenige Ausnahmen.

Die beiden *Lebertia*-Arten und *S. thienemanni* bevorzugten dabei deutlich die Beinbasen der Vorderbeine. Bei den Abdominalparasiten *W. podagrica* und *L. bipapillata* ist eine bevorzugte Anheftungsstelle nicht deutlich zu erkennen; die meisten Larven von *W. podagrica* waren

ventrolateral am Wirt zu finden, die meisten Individuen zwischen dem 2. und 3. Sternit. Die Larven von *L. bipapillata* hefteten sich etwa gleich häufig dorsal wie ventral am Abdomen an.

**Tab. 3:** Anheftungsstellen der fünf am häufigsten in den Emergenzproben aufgetretenen Wassermilben an Körper ihrer Chironomiden-Wirte. dm=dorsomedian, dl=dorsolateral, vm=ventromedian, vl=ventrolateral. Am Abdomen sind die Tiere entweder an den Segmenten selbst oder intersegmental angeheftet. Freie Larven=vom Wirt abgefallene Larven.

Tagmata	Segmente	<i>L. glabra</i>	<i>L. fimbrata</i>	<i>W. podagrica</i>	<i>L. bipapillata</i>	<i>S. tiene-manni</i>
<b>Caput</b>	Ca/Th, dorsal	19	2	2		
	Ca/Th, ventral	2				
	Restl. Caput	3				
<b>Thorax</b>	1. Beinbasen	142	35	1		23
	2. Beinbasen	1				
	3. Beinbasen	1				
	restl. Th	4	2			
<b>Abdomen</b>	dm	1				
	dm	3/4			1	
		6/7			1	
	dl	2				1
		8	1			
	dl	1/2				2
		2/3				2
		3/4			3	5
		4/5			1	6
		5/6				2
		6/7			1	
	vm	1			1	
		5				1
	vl	1				1
		2			3	1
		3			3	
	vl	1/2			1	6
	2/3			12	4	
	3/4	1		15	4	
	4/5	1		5	3	
	5/6				2	
	6/7			1	1	
<b>Summen</b>		176	39	51	41	23
<b>freie Larven</b>		89	28	1	2	6
<b>Gesamt</b>		265	67	52	43	29

## Diskussion

Das Artenspektrum der Chironomiden des Waldabschnittes des Himmelreichbaches konnte bereits von BÖTTGER et al. (1987) ermittelt werden. Im Vergleich mit den bisherigen Befunden zeigen sich insbesondere in den Häufigkeiten der einzelnen Arten Unterschiede. Eine Interpretation dieser Ergebnisse muss spekulativ bleiben; die Unterschiede könnten eine veränderte Besiedlung des Baches im zeitlichen Verlauf ausdrücken oder aber methodische Variationen dokumentieren. Insgesamt ist die Artenzahl des Bachabschnittes (24 Arten) für kleine Bäche des Naturraumes durchaus charakteristisch (BÖTTGER et al. 1987, KRETZSCHMAR & BÖTTGER 1994).

Der nachgewiesene Anteil von lediglich 2,3% an parasitierten Chironomiden insgesamt liegt deutlich unter dem von MIKOWSKI (1984) im selben Bachabschnitt ermittelten Wert von fast 11%. Die Unterschiede sind vielleicht ebenfalls methodisch bedingt, der Anteil der parasitierten Chironomiden an der Gesamtemergenz hat jedoch ohnehin nur eine recht geringe Aussagekraft, da in diesen Wert auch die offenbar von den Wassermilben gemiedenen Wirtstaxa mit eingehen. Für einzelne Arten unter den Chironomiden kann zu bestimmten Zeitpunkten im Jahr die gesamte Population parasitiert sein. Somit ist erklärbar, dass für manche Wirtstaxa sogar der Zusammenbruch der Population durch Wassermilben-Parasitierung diskutiert wird (vgl. SMITH & COOK 1991). Die vorliegende Untersuchung unterstreicht jedenfalls die bedeutende Rolle, die die

Chironomiden als Wirte der Wassermilben einnehmen und die bereits mehrfach dargestellt wurde (SMITH & OLIVER 1986).

Von den im Benthos des Waldabschnittes des Himmelreichbaches nachgewiesenen 16 Arten konnten die Larven von 14 Arten in der Emergenz wiedergefunden werden (vgl. MARTIN 1997). Nicht gefunden werden konnten die auch im Benthos seltene Art *Panisellus thienemanni*, die an Collembolen parasitiert (BOEHLE 1996) und daher in den Emergenzproben nicht zu erwarten war, und *Thyasella mandibularis*, deren Wirtsspektrum bisher unbekannt ist. Auffällig ist, dass sich im Benthos des Baches insgesamt die Anteile der häufigsten Arten (in abnehmender Häufigkeit *S. thienemanni*, *L. bipapillata*, *L. glabra*, *A. nodipalpis*, *W. podagrica*) von der in der Emergenz deutlich unterscheidet.

Für die meisten der hier untersuchten Wassermilben gab es bisher keine Wirtsangaben; unter den häufigen Arten gilt dies für *W. podagrica* und *L. fimbriata*. Eine Diskussion zum Wirtsspektrum der Arten und deren Anheftungsstellen findet sich bei MARTIN (2000).

Eine genauere Darstellung der parasitologischen Befunde der vorliegenden Untersuchung soll zusammen mit den Ergebnissen einer vergleichenden Studie an einem anderen Tieflandbach an anderer Stelle publiziert werden.

Die Wassermilben sind eine Tiergruppe mit vielen streng an den Lebensraum Fließgewässer gebundenen Arten (DI SABATINO et al. 2000). Die Ursachen dieser Habitatbindung blieben bisher jedoch weitgehend ungeklärt. Vermutlich spielt neben den Ansprüchen der Ruhestadien das parasitische Larvenstadium eine Schlüsselrolle zu deren Verständnis. Die Sensitivität der rheobionten Wassermilben gegenüber anthropogenen Einflüssen könnte durch ihre Abhängigkeit von spezifischen Wirten erklärbar sein.

Aufgrund der wenigen bisherigen Untersuchungen zum Thema sind jedoch weitere Arbeiten erforderlich, um das Ausmaß und die Bedeutung der Wirtsspezifität aufzuklären.

## Literatur

- BOEHLE, W.R. (1996): Contribution to the morphology and biology of larval *Panisellus thienemanni* (VIETS, 1920) (Acari: Parasitengonae: Hydrachnidia). - *Acarologia* 37 (2), 121-125.
- BÖTTGER, K., HOLM, U. & MIKOWSKI, K. (1987): Vergleichende Emergenzstudien an einem naturnahen und einem naturfernen Abschnitt des Fließgewässersystems der Fuhlenau in Schleswig-Holstein. - *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 72 (3), 339-368.
- DI SABATINO, A., GERECKE, R. & MARTIN, P. (2000): The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia). - *Freshwater Biology* 44, 47-62.
- EFFORD, I.E. (1963): The parasitic ecology of some watermites. - *J. Anim. Ecol.* 32, 141-156.
- EFFORD, I.E. (1966): Observations on the life history of three stream-dwelling watermites. - *Acarologia* 8 (1), 86-93.
- KOUWETS, F.A.C. & DAVIDS, C. (1984): The occurrence of chironomid imagines in an area near Utrecht (the Netherlands), and their relations to water mite larvae. - *Arch. Hydrobiol.* 99 (3), 296-317.
- KRETZSCHMAR, A.U. & BÖTTGER, K. (1994): Die Chironomidae (Diptera, Nematocera) eines kleinen, naturnahen Baches im Norddeutschen Tiefland (Kremper Au, Schleswig-Holstein). - *Lauterbornia* 19, 161-169.
- MARTIN, P. (1997): Zur Faunistik und Substratpräferenz der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) zweier durch feine mineralische Substrate geprägten Bäche in Schleswig-Holstein. - *Faun.-Ökol. Mitt.* 7 (5/6), 221-237.
- MARTIN P. (1998): Zur Autökologie der Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) zweier norddeutscher Tieflandbäche. - Dissertation, Universität Kiel, 269pp.
- MARTIN, P. (2000): Larval morphology and host-parasite associations of some stream living water mites (Hydrachnidia, Acari). - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 121/3-4, Monogr. Stud., 269-320.
- MIKOWSKI, K. (1984): Emergenzstudien im Fließgewässersystem der Fuhlenau (Kreis Rendsburg-Eckernförde, Schleswig-Holstein). Vergleichende Darstellung der Chironomidenbesiedlung eines naturnahen und eines ausgebauten Abschnittes. - Diplomarbeit Universität Kiel, 49pp + Anhang.
- SMITH, I.M. & OLIVER, D.R. (1986): Review of parasitic associations of larval water mites (Acari: Parasitengonae: Hydrachnidia) with insect hosts. - *Can. Ent.* 118, 407-472.
- SMITH, I.M. & COOK, D.R. (1991): Water Mites. - In: THORP, J.H. & COVICH, A.P. (eds.): *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, Academic Press San Diego: 523-592.
- SMUKALLA, R. & MEYER, E. (1988): Insect emergence from a shallow southern West German Lake, with special reference to the parasitic host-associated water mite larvae. - *Hydrobiologia* 169, 149-166.
- ULLRICH, F. (1978): Biologisch-ökologische Studien an den Larven rheophiler Wassermilben (Hydrachnellae, Acari), Schlitzer Produktionsbiologische Studien (29). - *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 54 (2), 189-255.

**Autökologische Untersuchungen an *Stempellina* spec. nov.  
(Diptera: Chironomidae) -  
eine köcherbauende Chironomidae aus Sumpfsquellen (Helokrenen)**

ANDREA SUNDERMANN<sup>1</sup> & P.-M. ANDREAS DETTINGER-KLEMM,  
Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Biologie/Zoologie, Abt. Tierökologie, Prof. Dr. H. W.  
Bohle, Karl-von-Frisch-Straße, 35032 Marburg; <sup>1</sup>E-mail: a\_sundermann@web.de

**Keywords:** Chironomidae; *Stempellina*; Wachstum; Temperatur; Lebenszyklus; Helokrene;

### **Einleitung**

In limnologischen Untersuchungen an Helokrenen in der Nähe von Mardorf (Landkreis Marburg-Biedenkopf, Hessen), wurde mit *Stempellina* spec. nov. eine bisher übersehene Chironomidae entdeckt. In hohen Dichten auftretend, zeichnet sie sich durch den Bau eines Köchers aus, der dem von *Beraea maurus* (Beraeidae, Trichoptera) sehr ähnelt. Innerhalb der Familie der Chironomidae sind köcherbauende Larven nur in wenigen Gattungen der Orthoclaadiinae und Chironominae/Tanytarsini anzutreffen. Obwohl die Gattung *Stempellina* leicht zu erkennen ist, ist der systematische Bearbeitungsstand innerhalb der Gattung unzureichend. Da über die Biologie und Ökologie der Gattung bisher so gut wie nichts bekannt ist, stellt der vorliegende Beitrag den Lebenszyklus von *Stempellina* spec. nov. vor.

### **Methoden**

Um das Larvenwachstum der untersuchten Art in der Helokrene dokumentieren zu können, wurden von Mai 2000 bis Juli 2001 regelmäßig Bodenproben entnommen. Aus diesen Proben konnten die Larven samt Köcher makroskopisch herausgesucht werden. Nach anschließender Präparation wurden Kopfkapseln und Larvenlängen vermessen. Die Verbreitung der Art im Bachsystem konnte ebenfalls über Larvenaufsammlungen festgestellt werden. Des weiteren dienten Larven aus der Helokrene für Laboraafzuchten unter verschiedenen Temperatur- und Lichtbedingungen. Um das larvale Wachstum verfolgen zu können, wurden auch bei den Laboraufzuchten regelmäßig Larven konserviert und vermessen. Die Emergenz der Imagines wurde über Eklektorfänge für die Jahre 2000 und 2001 dokumentiert.

### **Ergebnisse**

#### Verbreitung der Art im Bachsystem

Es wurden die ersten 390 m eines im Laubwald liegenden Quellbachs untersucht. Zu den Seiten des Baches liegen mehrere unterschiedlich große Helokrenen. Diese zeichnen sich durch eine geringe, aber konstante Schüttung aus, so daß der Lebensraum in den Helokrenen als hygropetrisch bezeichnet werden kann. Es konnte gezeigt werden, daß das Vorkommen von *Stempellina* spec. nov. weitgehend auf die Helokrenen beschränkt ist. Innerhalb des überwiegend aquatischen Tribus der Tanytarsini stellt dieser Lebensraum eine Besonderheit dar. Beobachtungen zeigten, daß die Larven vorwiegend feines partikuläres organisches Material (FPOM) als Nahrung aufnehmen.

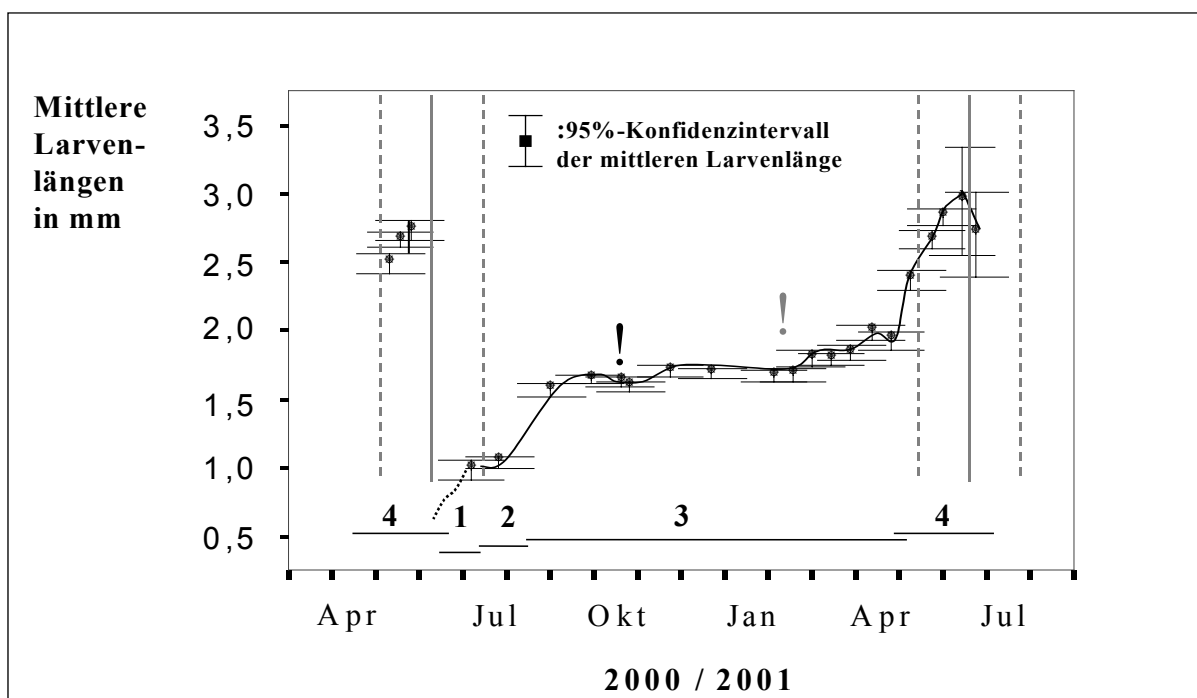
#### Larvenwachstum von *Stempellina* spec. nov. im Freiland

In einer der Helokrenen mit besonders hohen Larvendichten (bis zu 12900 Larven pro m<sup>2</sup>) wurden von Mai 2000 bis Juni 2001 Larvenaufsammlungen durchgeführt. In Abb. 1 sind die 95%-

Konfidenzintervalle der mittleren Larvenlängen zu unterschiedlichen Probezeitpunkten im Jahresverlauf eingetragen. Durch vertikale Balken wird die Emergenz von *Stempellina spec. nov.* durch Erstschlupf, Median und Letztschlupf im Jahr 2000 und 2001 charakterisiert. Durch Vermessung der larvalen Kopfkapseln, ließen sich vier Larvenstadien abgrenzen. Das zeitliche Auftreten der einzelnen Larvenstadien wird durch die horizontalen Balken dargestellt.

Laborbeobachtungen zeigten, daß der Eischlupf wenige Tage nach Eiablage erfolgt. Die Imagines haben nur eine Lebensspanne von wenigen Tagen. Der Beginn der Larvalentwicklung im ersten Larvenstadium wurde nicht durch Freilandaufsammlungen dokumentiert. Da jedoch die minimale Larvenlänge aus Laborzuchten bekannt war, konnte dieser Abschnitt der Entwicklung theoretisch zurück verfolgt werden (unterbrochene Linie des Larvenwachstums in Abb. 1).

Auf den Eischlupf, dessen Maximum wenige Tage nach dem Höhepunkt der Emergenz anzusetzen ist, folgte eine erste Wachstumsphase im ersten und zweiten Larvenstadium, gefolgt von einem Wachstumsplateau im dritten Larvenstadium. Im Zeitraum vom 26.09.2000 bis 27.02.2001 vollzogen die Larven in Bezug auf die Larvenlänge nur 6,0% des Gesamtwachstums. Dieser Wachstumsstop wird nach MÜLLER (1992) allgemein als Dormanz bezeichnet. Ab März 2001, insbesondere April/Mai 2001 folgte eine zweite Wachstumsphase, in der die Larven im vierten Larvenstadium, in einer verhältnismäßig kurzen Zeitspanne, 41,5% des gesamten Längenwachstums zeigten.



! : 1. Probe für Laborzuchten „Oktoberprobe“

! : 2. Probe für Laborzuchten „Februarprobe“

|| : Erstschlupf, Median und Letztschlupf der Emergenz 2000 und 2001

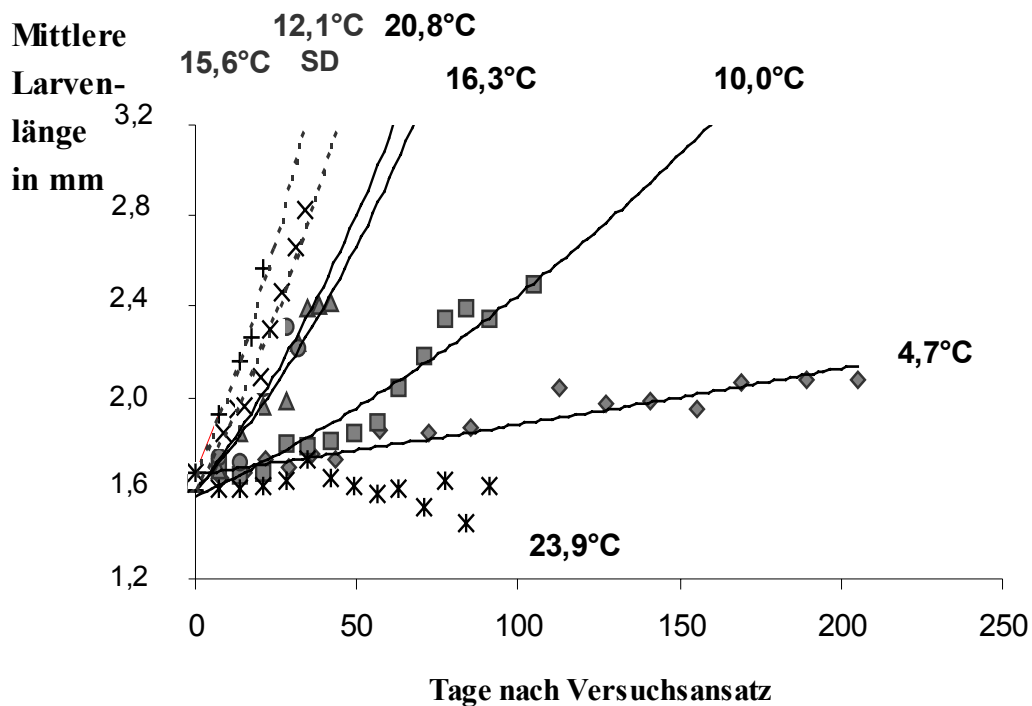
Abb. 1: Larvenwachstum und Emergenz von *Stempellina spec. nov.* im Freiland (N = 1111 Larven). Die horizontalen Linien kennzeichnen das Auftreten von Larvenstadium 1 bis 4. Weitere Erläuterungen siehe Text.

#### Laboraafzuchten von Larven unter verschiedenen Temperatur- und Lichtbedingungen

Die Larven für die Laborzuchten wurden im Oktober 2000 und Februar 2001 gesammelt. Beide Probennahmen lagen im Dormanzzeitraum der Larven, so daß die Larven zu Versuchsbeginn keine signifikanten Längenunterschiede aufwiesen (H-Test nach Kruskal-Wallis,  $p = 0,522$ ).

Die Larven der ersten Probe (Oktober 2000) wurden bei 4,7°C, 10,0°C, 16,3°C, 20,8°C und 23,9°C (LD)<sup>1</sup> gehalten, Larven der zweiten Probe (Februar 2001) bei 15,6°C (LD) und 12,1°C (SD). Jeder Versuch wurde in 4 Parallelansätzen à 100 Larven durchgeführt. Pro Hälterungstemperatur wurden in regelmäßigen Zeitabständen 16 Larven (4 Larven pro Parallelansatz) aus den Zuchtgefäßen entnommen und vermessen. Abb. 2 zeigt das Längenwachstum der Larven in Abhängigkeit von der Zeit nach Versuchsbeginn.

Werden zunächst einmal nur die Ergebnisse der Versuche mit Tieren vom Oktober 2000 betrachtet, so läßt sich eine positive Korrelation zwischen Temperatur und Wachstumsgeschwindigkeit feststellen; je höher die Temperatur, desto schneller das Larvenwachstum. Aus dem Rahmen fallen die Wachstumsraten bei 23,9 °; hier zeigten die Larven im Mittel kein Wachstum. Eine konstante Temperatur von 23,9°C war auf Dauer für die Larven letal (keine Emergenz).



**Versuchsbeginn:** — : Oktober 2000    - - - : Februar 2001    SD : Kurztagansatz

Abb. 2: Larvenwachstum in den Temperaturversuchen (N = 1330 Larven)

Die Versuchsergebnisse mit Larven vom Februar 2001 unterscheiden sich deutlich von den Ergebnissen mit Larven vom Oktober 2000. Unter Berücksichtigung der Hälterungstemperatur entwickelten sich die, im Februar 2001 gesammelten Larven im Labor deutlich schneller, als die Larven aus den Oktoberansätzen. Kurztagbedingungen beim 12,1°C-Ansatz bewirkten keine meßbare Verzögerung der Larvalentwicklung.

Für jeden Versuchsansatz wurde die mittlere Wachstumsrate der Larven berechnet (vgl. HARVEY et al. 1980). Zwischen Wachstumsrate und Temperatur besteht ein linearer Zusammenhang, mit dessen Hilfe der theoretische Entwicklungsnullpunkt berechnet werden konnte. Dieser lag für Larven der Oktoberprobe bei +3,4°C und für Larven der Februarprobe bei +2°C. Der Unterschied zwischen beiden Temperaturen war jedoch nicht signifikant.

<sup>1</sup> SD = 8 h hell / 16 h dunkel    LD = 14 h hell / 10 h dunkel

### Übertragung der Laborergebnisse auf das Freiland

Im folgenden wird versucht, die aus Laborversuchen gewonnenen Ergebnisse auf die Freilandverhältnisse zu übertragen, und damit Hinweise zur Induktion und Termination der Dormanz zu erhalten. In Abb. 3 wurden die bereits bekannten Komponenten aus Abb. 1 übernommen. Hinzu kommt die Kurve der mittleren täglichen Substrattemperaturen. Mit Hilfe der Substrattemperaturen und des theoretischen Entwicklungsnullpunktes, konnten Zeitabschnitte ermittelt werden, zu welchen allein aufgrund der herrschenden Temperaturen kein Wachstum stattfinden konnte (grau hinterlegte Bereiche in Abb. 3).

Diese Zeitabschnitte mit temperaturbedingtem Nullwachstum begannen Ende Dezember und endeten Anfang März. Aus der Abb. 3 geht hervor, daß die Dormanz schon rund drei Monate (September) vor dem temperaturbedingten Nullwachstum einsetzte.

Zur weiteren Aufklärung der Induktion des Wachstumsstopps, wurden Larvenlängen berechnet und zusätzlich als gestrichelte und graue Kurve in Abb.3 eingetragen.

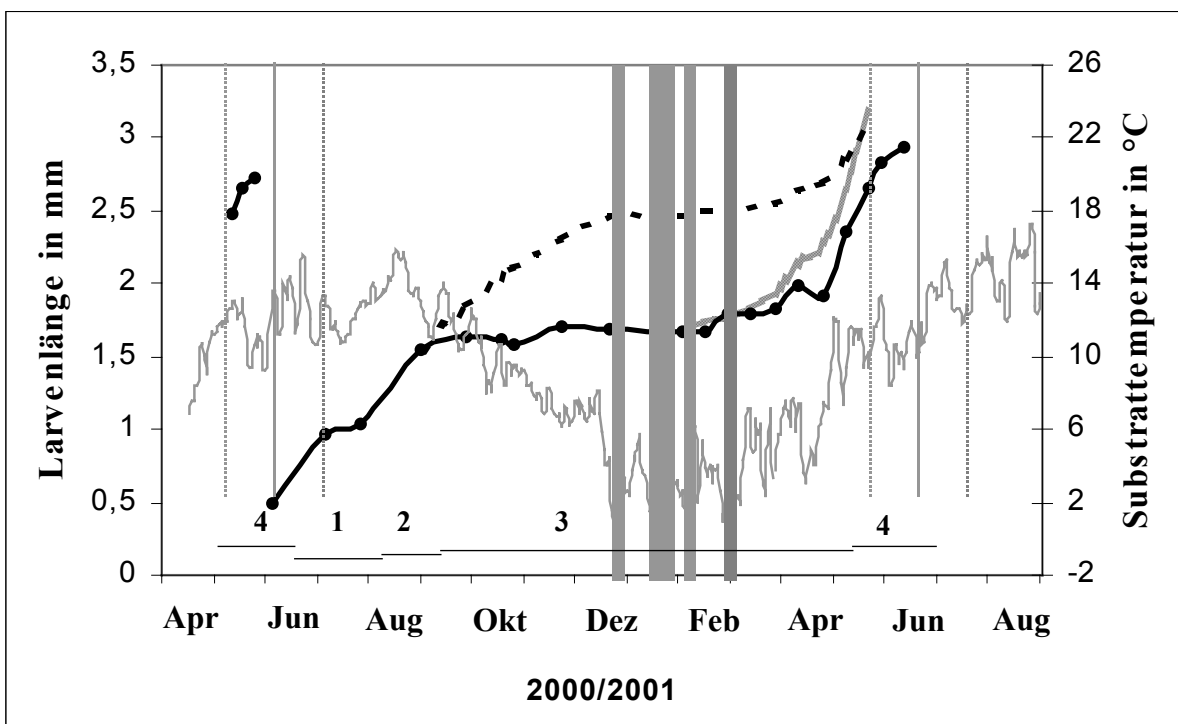
Unter der Annahme, daß das Larvenwachstum allein von der Temperatur abhängig ist, konnten diese theoretischen Larvenlängen nach folgender Formel berechnet werden:

$$Ll_2 = Ll_1 * e^{(W(t)*d)}$$

W(t) = Wachstumsrate in mm pro Tag in Abhängigkeit von der Temperatur

Ll<sub>1</sub>; Ll<sub>2</sub> = Larvenlänge in mm zum Zeitpunkt 1 bzw. 2

d = Differenz in Tagen zwischen Zeitpunkt 1 und 2



—●— : Mittlere Larvenlängen im Freiland

■ : Phasen mit temperaturbedingtem Nullwachstum

— : Substrateperatur

--- : Theoretische Entwicklung 1 ab 30.08.00

— : Theoretische Entwicklung 2 ab 14.02.01

Abb. 3: Übertragung der Labordaten auf das Freiland. Erläuterungen siehe Text.

Die gestrichelte Kurve zeigt den theoretischen Wachstumsverlauf der Larven im Freiland ab dem 30.08.00 (Beginn der Dormanzphase). Für die Berechnung der Larvenlängen wurden die Laborbefunde der Oktoberprobe zugrunde gelegt. Die graue Kurve zeigt den theoretischen Wachstumsverlauf der Larven ab dem 14.02.01. Hier wurden die Laborbefunde der Februarprobe zugrunde gelegt.

Der theoretische Wachstumsverlauf ab September zeigt, daß für die Induktion des beobachteten Wachstumsstopps nicht die Temperatur verantwortlich zu machen ist. Wäre das Larvenwachstum allein temperaturabhängig, könnten sich die Larven noch im gleichen Jahr bis zum vierten Larvenstadium weiterentwickeln.

Ab Februar sind theoretischer und beobachteter Wachstumsverlauf weitgehend identisch. Das bedeutet, daß spätestens ab diesem Zeitpunkt die Temperatur eine wesentliche Rolle für das Larvenwachstum spielt.

Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, daß die temperaturunabhängig induzierte Dormanz im Zeitraum zwischen Oktober und Februar durch einen noch unbekanntem Faktor aufgehoben wurde.

Anmerkung zur Thermalkonstante:

Die für die Gesamtentwicklung benötigte Wärmemenge in Form von Tag-Graden, beträgt unter Berücksichtigung der täglichen, mittleren Substrattemperaturen im Freiland und unter Ausschluß der Dormanzphase (Wachstumsplateau) etwa 1376 Tag-Grade.

## Diskussion

Beim Eintritt der Larven in die Dormanz, liegen die Substrattemperaturen im Freiland in Bereichen, die für das Larvenwachstum optimal sind. Als induzierender Faktor für die Dormanz kann die Temperatur daher, wie gezeigt, ausgeschlossen werden. Wahrscheinlich ist dagegen die Induktion des Wachstumsstopps durch die Unterschreitung eines Schwellenwertes hinsichtlich der Tageslänge. Eine solche Induktion der Dormanz konnte für z.B. *Polypedilum tritum* (Chironomini, Chironomidae) gezeigt werden (vgl. z.B. DETTINGER-KLEMM in diesem Tagungsbericht). Für diese Hypothese spricht auch die Aufhebung der Dormanz bei den, im Labor unter Langtagbedingungen gehälterten Tieren der Oktoberprobe.

Ob die Entwicklungshemmung im Zeitraum bis Februar einfach auslief, oder ob ein weiterer Faktor für die Termination verantwortlich ist, kann derzeit nicht beurteilt werden. Möglicherweise sind tiefe Temperaturen für die Termination der Dormanz verantwortlich. STEINHART (1999) konnte dies für *Hydrobaenus lugubris* (Orthocladiinae, Chironomidae) nachweisen (Parapause sensu MÜLLER 1992).

Besonders interessant ist, daß Larven der Oktoberprobe unter gleichen Bedingungen langsamer wachsen (niedrigere Wachstumsraten), als Larven der Februarprobe bzw. Larven der zweiten Wachstumsphase im Frühjahr. Das bedeutet, daß zwischen Oktober und Februar nicht nur die Entwicklungshemmung aufgehoben wurde, sondern nach der Dormanz zusätzlich höhere Wachstumsraten pro Temperatureinheit möglich waren.

Die Freilanduntersuchung zeigte, daß das Larvenwachstum bereits ab Ende August, also sehr früh im Jahr, im 3. Larvenstadium gestoppt wird. Das Hauptwachstum findet im April/Mai im 4. Larvenstadium statt. Der Lebenszyklus scheint auf ein, für das Wachstum besonders günstiges Zeitfenster (April/Mai) optimiert zu sein. Möglicherweise spielen Nahrungsbedingungen in Kombination mit der Temperatur eine Rolle.

WARD & CUMMINS (1979) konnten für *Paratendipes albimanus* (Chironomini, Chironomidae) zeigen, daß das Larvenwachstum abhängig von der mikrobiellen Biomasse auf Detrituspartikeln ist. So konnte die Hauptwachstumsphase von *P. albimanus* im Frühsommer durch eine günstige Kombination aus mikrobieller Aktivität und Temperatur erklärt werden.

Auffallend ist die, für die Gesamtentwicklung, mit 1376 Tag-Graden hohe Thermalkonstante (vgl. DETTINGER-KLEMM 2000). Möglicherweise ist dies als Anpassungspreis (Trade-off) für die Evolution eines transportablen Gehäuses zu werten. Der spezifische Nutzen des Köchers ist bislang nicht bekannt. Möglicherweise dient der Köcher als Prädationsschutz, ermöglicht eine effizientere Atmung oder dient als Austrocknungs- und/oder Gefrierschutz.

Interessant ist in diesem Zusammenhang, daß in der untersuchten Helokrene mit *Stempellina* spec. nov. und *Beraea maurus* köchertragende Insektenlarven den Hauptteil der Insektenzönose stellen.

## Literatur

- DETTINGER-KLEMM, P.-M. A. (2000): Influence of Temperature and Photoperiod on Development in Three Species of Chironomidae (Diptera) - *Chironomus dorsalis* Meigen, 1818, *Polypedilum uncinatum* (Goethgebuer, 1921) and *Paralimnophyes hydrophilus*, (Goethgebuer, 1921) - Living in Temporary Pools. – In Hoffrichter (ed.): Late 20<sup>th</sup> Century Research on Chironomidae: An Anthology from the 13<sup>th</sup> International Symposium on Chironomidae. – Shaker, Aachen: 295-312.
- DETTINGER-KLEMM, P.-M. A. (2002): Drought Tolerance and the Impact of Photoperiod on Growth and the Adult Emergence in *Polypedilum tritum* (Walker, 1856) (= *Polypedilum uncinatum* Goethgebuer, 1921 syn.nov.). - Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Tagungsbericht 2001 (Kiel).
- HARVEY, R. S., VANNOTE, R. L. UND SWEENEY, B. W. (1980): Life history, developmental processes, and energetics of the burrowing mayfly *Dolania americana*. In: FLANNAGAN, J. F., MARSHALL, K. E. (1980): Adv. Ephemeroptera Biol., Proc. 3<sup>rd</sup> Int. Conf. Ephemeroptera, Winnipeg, Can. 211-230.
- MÜLLER, H. J. (1992): Dormanz bei Arthropoden. - Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-289.
- STEINHART, M. (1999): Einflüsse der saisonalen Überflutung auf die Chironomidenbesiedlung (Diptera) aquatischer und amphibischer Biotope des Unteren Odertals. - Diss. Freie Universität Berlin; Shaker Verlag.
- WARD, G. M. & CUMMINS, K. W. (1979): Effects of Food Quality on Growth of a Stream Detrivore, *Paratendipes albimanus* (Meigen) (Diptera: Chironomidae). - Ecology 60 (1), pp. 57-64.

**Larvenwachstum und Entwicklungszyklus von *Metreletus balcanicus* (ULMER) (Ameletidae),  
einer Ephemeroptere sommertrockener Fließgewässer**

Axel Dressel & Hans Wilhelm Bohle, Philipps Universität Marburg, Fachbereich Biologie, AG  
Allgemeine Ökologie und Tierökologie/Limnologie, Karl-von-Frisch-Straße, 35032 Marburg, E-  
mail:bohle@mail.uni-marburg.de

*Metreletus*, Ephemeroptera, Emergenz, Larvalentwicklung, temporäre Gewässer

## 1. Einleitung

Die Vielfalt der Lebenszyklusstrategien ist die evolutive Antwort von Organismen auf zeitlich variable Umweltbedingungen. Für die Besiedlung temporärer Gewässer durch aquatische Organismen ist insbesondere das Zeitmuster der aquatischen Phasen des Lebensraums maßgebend für die Ausbildung der Entwicklungsmuster (BOHLE 2000). Im hier vorgestellten Beispiel, der Ephemeroptere *Metreletus balcanicus*, sind periodisch, im Sommer austrocknende Fließgewässer der typische Lebensraum (BOHLE & POTABGY 1992, FIEDLER & BOHLE 1994). Die saisonale Festlegung der Austrocknung bzw. der Wasserführung ergibt eine hohe zeitliche Vorhersehbarkeit des Eintritts der ungünstigen bzw. günstigen Lebensbedingungen. Die Zeitpunkte des Beginns und des Endes der Saison sowie die Ausgestaltung der lotisch-lenitischen Milieubedingungen unterliegen allerdings einer erheblichen Variabilität. Eine Analyse des Lebenszyklusses, seiner Einpassung in den Ablauf der saisonalen Milieuveränderungen und die Anpassung an die zeitlich nicht determinierte Varianz der Umweltfaktoren soll Aufschluß über die hier vorliegende spezifische Strategie im Sinne des "habitat templet" geben (SOUTHWOOD 1977, NYLIN & GOTTHARD 1998).

Die hier referierten Untersuchungen betreffen die Larvalentwicklung und die Emergenz der Art. In vorhergehenden Untersuchungen (FIEDLER & BOHLE 1994) wurde die weitgehende Desynchronisation der Larvalentwicklung und - im Gegensatz dazu - eine vergleichsweise starke Synchronisation der Emergenz beobachtet. Der Verlauf und die Temperaturabhängigkeit der Entwicklung in diesen Abschnitten soll beschrieben und für eine Erklärung der Steuerung der genannten Phänomene verwendet werden.

## 2. Überblick über den Lebenszyklus

Die Larvenentwicklung beginnt im Herbst, wenn das Wasser im Lebensraum wieder fließt. Sie setzt sich im Winter und Frühjahr fort. Die Subimagines schlüpfen in der Regel in einer ca. vierwöchigen Periode von Mitte Mai bis Mitte Juni. Imagines und Eiablage folgen innerhalb weniger Tage. Die Eier werden nach (wenigen) eigenen Beobachtungen in wassergefüllte Kolke, Reste des zu der Zeit weitgehend ausgetrockneten Bachs, abgelegt. Die Eier überdauern die anschließenden drei bis vier Monate wahrscheinlich im trockenen Bachbett in Dormanz (SOLDAN 1978, FIEDLER & BOHLE 1994). Eine Untersuchung zur Eientwicklung gibt es bisher nicht. Die larvale Entwicklung findet größtenteils in der kalten Jahreszeit statt. Im Sinne der Typisierung der Entwicklungszyklen durch LANDA (1968) ließe sich eine Zuordnung zu den "Winterarten" rechtfertigen, obgleich eine sommerliche Dormanz dabei nicht vorgesehen ist, anscheinend weil Lebensräume mit sommerlicher Austrocknung nicht berücksichtigt wurden. SOLDAN (1978) führt *Metreletus*

*goethebueri*, nach (PUTHZ 1977) synonym mit *M. balcanicus*, zwar in der tschechischen Faunenliste auf, erwähnt ein Vorkommen in sommertrockenen Bächen aber nicht, und postuliert eine Überwinterung in Eidiapause. Kontrolliert wurde von uns die Entwicklung in drei Bächen im Freiland und mit unterschiedlichen konstanten Temperaturen im Labor.

### 3. Charakterisierung der Milieubedingungen der untersuchten Gewässer

Wir kennen den genauen Zeitpunkt des Beginns der Wasserführung für 1998 nicht, wahrscheinlich begann sie im Oktober. Im Jahr 1999 führten die Bäche nach kräftigen Niederschlägen Ende September Anfang Oktober noch kein Wasser. Mitte November war das Fließstadium offenbar bereits längere Zeit erreicht, denn es waren bereits Larven vorhanden. Von den drei untersuchten Bächen wird überwiegend auf das Beispiel der Schwalm zurückgegriffen. Der Temperaturverlauf wurde mit Dataloggern ab 22.12.1998 registriert. Die Wassertemperaturen schwankten bis Mitte März meist zwischen 4° und 1° C. Danach stiegen sie bis auf ca. 14° im Mai und Juni und im Juli auf ca. 21°C. Die Wasserführung ermöglichte bis Ende April durchgehendes Fließen. In der ersten Maihälfte reduzierte sich der Wasserstand so weit, daß nur noch Kolke oder Pfützen übrig blieben, die nicht mehr durchströmt waren. Nach einer Unterbrechung der fortschreitenden Austrocknung durch einen Starkregen am 28.5. fielen bis Mitte Juni auch alle Kolke bis auf einen trocken. Der letzte trocknete erst Anfang August aus.

### 4. Wachstumsverlauf

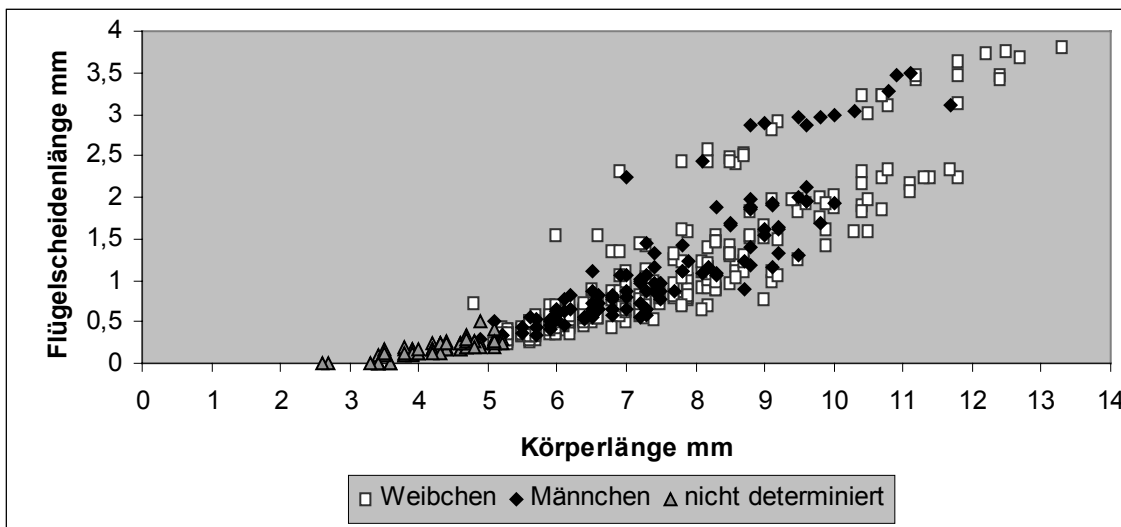
Bei der ersten Kontrolle im Freiland Mitte November waren Larven mehrerer unterer Längensklassen bereits vorhanden. Ab 20.12. wurden die Längenspektren systematisch erfaßt. Die jüngsten Larvenstadien, bis 4 mm Länge, waren mindestens von Anfang November bis Ende März, also über ca. 5 Monate nachweisbar, was auf eine sehr lange Periode der Rekrutierung kleinster Larven, wahrscheinlich also des Schlüpfens der Eilarven schließen läßt. Ein weites Größenspektrum charakterisiert die Population: Selbst zu Beginn der Emergenz Mitte Mai 1999 haben wir noch Larven mit Längen zwischen 6 und 12 mm. Ähnliche Verhältnisse, erste Larven im Herbst, erhebliche Größenvarianz bis ins Frühjahr, fanden auch JAZDZEWSKA & WOJCIESZEK (1997) in Bächen in Polen. Dies kann als Risikostreuung in Anpassung an die unsichere herbstlich-winterliche Wasserführung verstanden werden.

Da im Labor die Temperaturen konstant gehalten wurden, die Tiere während der ganzen Versuchsdauer dieselben blieben, versprechen diese Ergebnisse eine genauere Übersicht über die Temperaturabhängigkeit der Entwicklungsprozesse. Das Larvenwachstum wurde im Labor für die konstanten Temperaturen 6, 9, 12 und 15° C kontrolliert. Es läßt sich durch Exponentialfunktionen beschreiben. Die Wachstumsrate/Tag ist im untersuchten Temperaturbereich eine Gerade, der theoretische Entwicklungsnullpunkt ( $T_{min}$ ) liegt bei  $-0,5^{\circ}\text{C}$ . Die Freilanddaten sind schwieriger zu bewerten, weil nicht dieselben Tiere über die Zeit verfolgt werden konnten, sondern jeweils nur relativ kleine Stichproben aus der Population. Hinzu kommt, daß noch permanent kleine Larven hinzukamen. Der Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen ergibt mit  $-1,1^{\circ}\text{C}$  Schwalm,  $-0,8^{\circ}\text{C}$  Josklein, eine relativ gute Übereinstimmung für den Entwicklungsnullpunkt.

Auf der Basis der theoretischen Entwicklungsnullpunkte lassen sich die Thermalkonstanten berechnen. Legt man die Tag-Grad-Summen (=Thermalkonstante) des Längenwachstums für die Untersuchungstemperaturen und die Freilandergebnisse zugrunde, ergibt sich eine ungefähre

Übereinstimmung des Wachstumsverlaufs für die Laborergebnisse 6<sup>0</sup> und 9<sup>0</sup> C sowie den Freilandbefunden der Schwalm, dem Herkunftsgewässer der Labortiere.

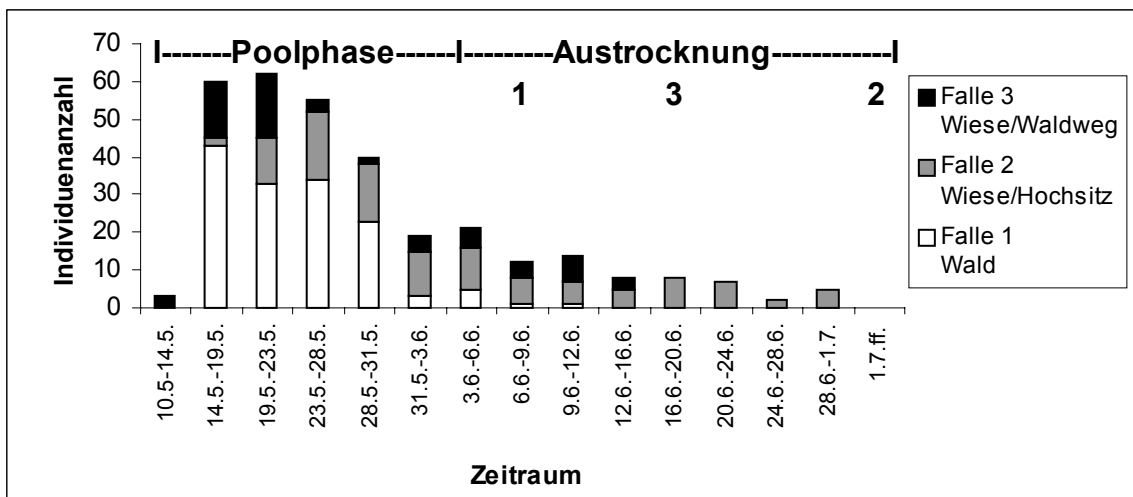
Ca. 12 Tage vor Beginn der Emergenz tritt ein wichtiges biometrisches Phänomen auf. Mit der Annäherung an den Schlupf der Subimagines gibt es eine sprunghafte überproportionale Verlängerung der Flügelscheiden, eine positive Allometrie. Dieser Übergang findet bei Larven aus der Schwalm mit einer Körperlänge zwischen ca. 7 und 13 mm (Abb.1), in der Antrift zwischen 10 und 15 mm, ab Anfang Mai (2.5.) statt. Die Tiere aus der Antrift sind im Mittel signifikant größer als jene aus der Schwalm. Die Mindestlänge oder das Längenspektrum des Körpers bzw. der Flügelscheiden vor dem allometrischen Wachstumsschub ist nach dem Vergleich zwischen den Untersuchungsgewässern anscheinend mit der Endgröße der Larven korreliert und unterscheidet sich dementsprechend zwischen den Populationen. Larven unter der Schwellengröße werden sich bei ausreichendem Wasserstand wahrscheinlich weiter entwickeln oder aufgrund der Austrocknung nicht überleben. Die Nachzügler in der Emergenz im Kolk 2 (Abb.2) der Schwalm könnten sich aus dieser Gruppe rekrutieren.



**Abb.1 : Abhängigkeit der Flügelscheidenlänge von der Körperlänge (Schwalm, n = 469)**

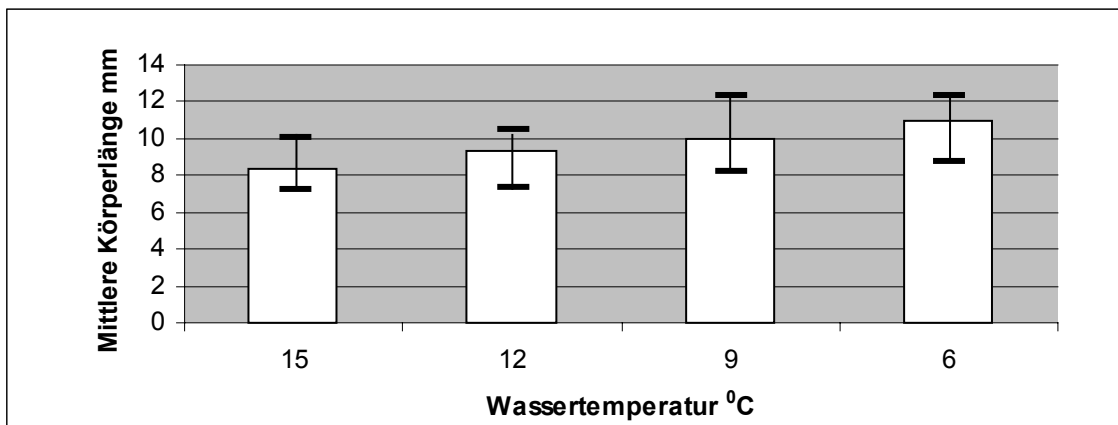
## 5. Die Emergenz

Die Emergenz stellt sich als linksschiefe Glockenkurve dar (Abb.2). Die 50% Grenze wird bereits zwischen dem 23. und 28.5., also ca. zwei Wochen nach Emergenzbeginn überschritten, die 70% vor dem 31.5., also wenige Tage später, die 90% vor dem 12.6. Die Kolke, aus denen die Emergenz stammt, trocknen nacheinander aus, womit der Schlupf jeweils beendet ist. Im Kolk Falle 2, der am längsten Wasser führt, schlüpfen einzelne Nachzügler bis zum 1.7..



**Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Emergenz von *Metreletus balcanicus* an der Schwalm, Abflußcharakter und Austrocknung der Fallenstandorte (n = 316)**

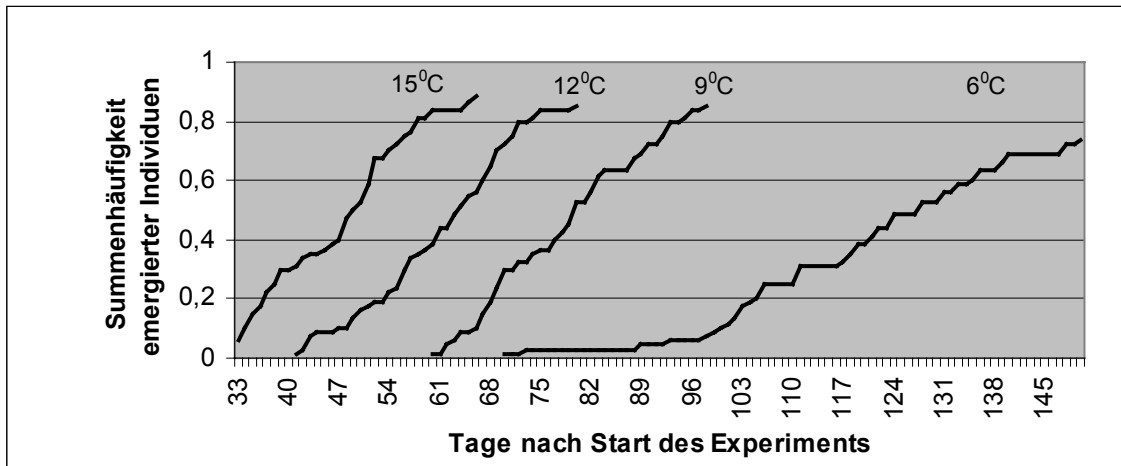
Das Längenspektrum der Subimagines bzw. Imagines ist erwartungsgemäß weit, im Extremfall ergibt sich eine Längendifferenz zwischen den kleinsten und den größten Weibchen von fast 100%. Bei manchen Arten der Ephemeropteren wurde beobachtet, daß die Größenabnahme parallel zum Fortschreiten der Schlüpfperiode verläuft. Dies ist bei *Metreletus balcanicus* nicht der Fall: Das Größenspektrum veränderte sich zwischen Mitte Mai und Ende Juni nicht signifikant. Die mittlere Größe der emergierenden Tiere ist temperaturabhängig. Nach Laborergebnissen steigt sie umgekehrt proportional zur Temperatur während der Larvenentwicklung (Abb.3). Mit der Körpergröße steigt die ovariale Eizahl der Weibchen. Die Zahlen schwanken zwischen 19 und 246 mit einem Mittelwert von 94 (n = 40). Die Eier der Subimagines waren nach Größe und Struktur alle ablagebereit, unentwickelte Eistadien in den Ovariolen gab es nicht.



**Abb. 3: Abhängigkeit der mittleren Körperlänge der Emergenz von *Metreletus balcanicus* von der Hälterungstemperatur des Wassers sowie minimale und maximale Körperlänge (n<sub>15</sub> = 60, n<sub>12</sub> = 58, n<sub>9</sub> = 58, n<sub>6</sub> = 50)**

Der Verlauf der Emergenz in den Laborversuchen ist, bezogen auf die Temperatur- (=Tag-Grad-) Summen für alle geprüften Temperaturen auffallend ähnlich: Vom Beginn bis zum Ende des Subimaginalschlupfs werden ca. zwischen 370 und 420 Tag-Grade benötigt. Überraschend ist außerdem,

daß die Dauer der Emergenzperiode bei 15<sup>o</sup>, 12<sup>o</sup> und 9<sup>o</sup> nur von 34 auf 39 Tage ansteigt und nur bei 6<sup>o</sup>C mit 71 Tagen deutlich länger wird (Abb.4). Bei 6<sup>o</sup>C ist auch der Anteil schlüpfender Subimagines von 85-88% bei den höheren Temperaturen auf 73% gesunken. Anscheinend liegt für die Emergenz zwischen 6 und 9<sup>o</sup> C eine Temperaturschwelle, oberhalb derer eine weitgehend temperaturunabhängige Steuerung für die abschließende Entwicklung beteiligt ist.



**Abb. 4: Zeitlicher Verlauf der Emergenz von *Metreletus balcanicus* dargestellt als Summenhäufigkeiten geschlüpfter Individuen bei verschiedenen Hälterungstemperaturen (Versuchsbeginn: 4.1.1999, jeweils mit n = 68)**

Analog zu den Ergebnissen anderer Autoren (TAKEMON 1990, SWEENEY & VANNOTE 1982, VANNOTE & SWEENEY 1980) zur Larvalentwicklung von Ephemeropteren sollte man auch für *M. balcanicus* zwei aufeinander folgende Abschnitte unterscheiden: Einen ersten, in dem weitgehend kontinuierliches Wachstum und larvale Differenzierung bestimmend sind, und einen zweiten, während dessen die Reifung des letzten Larvenstadiums zur Subimago erfolgt. Der Übergang zum letzten Abschnitt wäre morphogenetisch durch die sprunghafte Vergrößerung der Flügelscheiden gekennzeichnet. TAKEMON (1990) postuliert nach Befunden an *Ephemera strigata*, daß dieser Übergang von allen Larven über einer bestimmten Mindestgröße der Flügelscheide bei dem Überschreiten einer relativ hohen Temperaturschwelle vollzogen wird: Der Entwicklungsnullpunkt für das letzte Larvenstadium läge somit erheblich höher als für die vorhergehende Entwicklung. Die Synchronisation der Emergenz wäre danach das Ergebnis des Übertritts der meisten Larven in den Reifungsprozeß durch das Überschreiten der Schwellentemperatur im Frühjahr und einer einheitlichen Thermalkonstanten (=Temperatursumme) für den noch anstehenden Reifungsprozeß. Für *M. balcanicus* läge die kritische Phase des Übergangs Ende April bis Anfang Mai, wo auch in den untersuchten Gewässern die Temperaturen endgültig die 8<sup>o</sup> C-Grenze (Mittelwert) überschreiten. Allerdings zeigen sich im Detail Abweichungen von den Befunden an *E.strigata*. So in der anscheinend ausgeprägten Konstanz in der Dauer der Emergenzperiode zwischen 9 und 15<sup>o</sup> C und die demgegenüber zwar verzögerte, aber nicht unterbrochene Entwicklung zur Emergenz bei 6<sup>o</sup> C. Außerdem müßte nach dem Konzept von TAKEMON die Größe der Subimagines mit dem Fortschreiten der Flugzeit abnehmen, was für *M. balcanicus* nicht zutrifft (vgl. auch VANNOTE & SWEENEY 1980).

Die Verringerung der Körpergröße und, damit verbunden, der Fekundität ist ein anscheinend verbreitetes Phänomen bei aquatischen Insekten. Da ein verringertes Fortpflanzungspotential die Fitness negativ beeinflusst (NYLIN & GOTTHARD 1998), sind relativ niedrige Temperaturen während

des Larvenwachstums für die Population wichtig. Die optimale Temperatur ist das Ergebnis eines Adaptationsprozesses an das jeweils typische Temperaturregime des Gewässers in der spezifischen Wachstumssaison ("Thermal equilibria" VANNOTE & SWEENEY 1980). Die optimale Temperatur für das Wachstum der Larven zu maximaler Körpergröße, verbunden mit hoher Eizahl liegt demnach für *M. balcanicus* bei Temperaturen  $\leq 6^{\circ}\text{C}$ . Dies, verbunden mit dem errechneten relativ niedrigen Entwicklungsnullpunkt zwischen  $-1$  und  $0^{\circ}\text{C}$ , entspricht den Erwartungen für eine Winterart (LANDA 1968). Ihr Hauptwachstum ist an diese Saison gebunden, während der eine hohe Wahrscheinlichkeit für ein ausreichendes Wasserangebot gegeben ist.

## 6. Literatur

- BOHLE, H. W. (2000): Anpassungsstrategien ausgewählter Organismen an temporäre Wasserführung – Insekten periodischer Fließgewässer Mitteleuropas. Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW Seminarbericht 2000: 53-71.
- BOHLE, H. W. & POTABGY, G. (1992): *Metreletus balcanicus* (ULMER 1920), *Siphonurus armatus* (EATON 1870) (Ephemeroptera, Siphonuridae) und die Fauna sommertrockener Bäche. Lauterbornia 10: 43-60
- FIEDLER, A. & BOHLE, H. W. (1994): Ephemeroptera sommertrockener Bäche in Oberhessen. Entwicklungszyklen und Populationsstruktur. Lauterbornia 17: 97-110.
- JAZDZWESKA, T. & WOJCIESZEK, A. (1997): *Metreletus balcanicus* (ULMER, 1920) (Ephemeroptera) in Poland with notes on its ecology and biology. Polish Journal of Entomology 66: 9-16.
- LANDA, V. (1968): Developmental cycles of Central European Ephemeroptera and their interrelations. Acta ent. bohemoslov. 65: 275-284.
- NYLIN, S. & GOTTHARD, K. (1998): Plasticity in life-history traits. Annual Review of Entomology 43: 63-83.
- PUTHZ, V. (1977): Über die europäischen Arten der Gattung *Metreletus* DEMOULIN (Siphonuridae, Ephemeroptera). Philippia III/3: 199-205.
- SOLDAN, T. (1978): Mayflies (Ephemeroptera) new to the fauna of Czechoslovakia found in 1972-1977. Acta ent. bohemoslov. 75: 319-329.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies ? J. Anim. Ecol. 46: 337-365.
- SWEENEY, B. W. & VANNOTE, R. L. (1982): Population synchrony in mayflies: A predator saturation hypothesis. Evolution 36: 810-821.
- TAKEMON, Y. (1990): Timing and synchronicity of the emergence of *Ephemera strigata*. In: CAMPBELL, I. C. et al. (1990): Mayflies and stoneflies: Life histories and biology. Dordrecht. 61-70.
- VANNOTE, R. L. & SWEENEY, B. W. (1980): Geographic analysis of thermal equilibria: A conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. Am. Nat. 115: 667-695.

## Untersuchungen zu den Wirtsfischspektren heimischer Großmuscheln (Fam.: Unionidae) mittels einer molekulargenetischen Artidiagnose der parasitischen Larven (Glochidien)

Nils Gerke, Zoologisches Institut, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel,  
e-mail: ngerke@zoologie.uni-kiel.de

**Keywords:** Unionidae, Glochidium, PCR, ITS-1-Region, RFLP-Analyse, Wirtsfischspektren

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden Freiland- und Laboruntersuchungen zu den Reproduktionszyklen und Wirtsfischbeziehungen der 6 heimischen und europaweit verbreiteten Arten der Großmuscheln (Fam.: Unionidae) durchgeführt:

Unterfamilie Anodontinae: *Anodonta anatina*, *Anodonta cygnea*, *Pseudanodonta complanata*,  
Unterfamilie Unioninae: *Unio crassus*, *Unio pictorum*, *Unio tumidus*.

Alle Arten entwickeln sich indirekt über ein Larvenstadium (Glochidium), das an Fischen parasitiert (Abb. 1). Nach der Metamorphose zur Jungmuschel und dem Verlassen des Wirtes beginnt die eigenständige benthische Lebensweise als aktiver Filtrierer. Daher ist die Verbreitung und das Vorkommen der Unionidae primär abhängig von der Verbreitung und dem Vorkommen ihrer Wirtsfische und sekundär, mit dem Beginn der hemisessilen Lebensweise, von den Habitatbe-

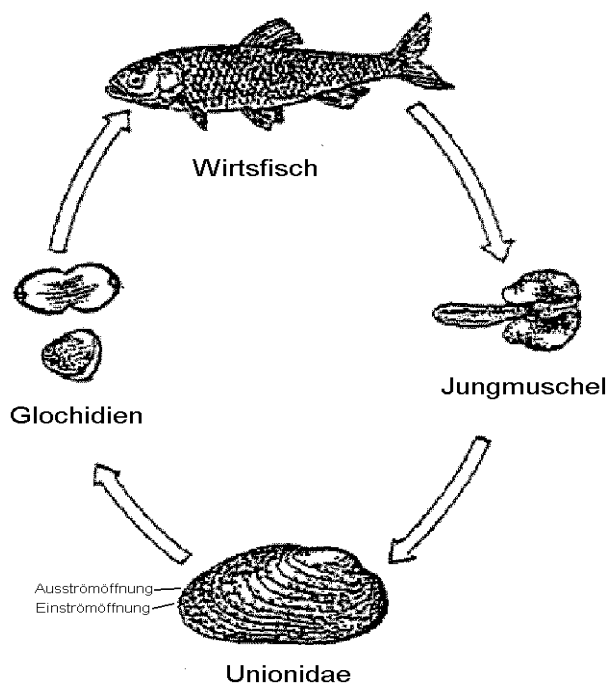


Abb. 1-1: Schematische Darstellung des allgemeinen Entwicklungszyklus der Unionidae (verändert nach BEDNARCZUK 1986).

dingungen im Gewässer (WATTERS 1992). Anhand monatlicher Freilandprobenahmen an Unionidae- und Fischpopulationen (März 1999 bis Dezember 2000) und den anschließenden Laboruntersuchungen sind insbesondere die sensiblen Lebensphasen vor und nach der Parasitierung der Wirtsfische in der natürlichen Gewässersituation betrachtet worden. Mit Trächtigkeitskontrollen und Gonadenpunktionen an individuell markierten Muscheln wurden die Reproduktionszyklen der Unionidae nachvollzogen. Parallel dazu fanden Elektrobefischungen mit stichprobenartiger Entnahme von Individuen der verschiedenen Fischarten statt. Von diesen sind die festgehefteten und vom Wirtsgewebe umwucherten (encystierten) Glochidien einzeln entnommen worden, um die natürlichen Wirtsfischspektren der Unionidae aufzuklären. Dazu ist im Rahmen dieser Studie ein molekulargenetisches Verfahren zur Artbestimmung der Glochidien entwickelt worden (GERKE & TIEDEMANN 2001), da eine lichtmikroskopische Bestimmung der encystierten Glochidien nicht zweifelsfrei möglich ist. Das Verfahren verbindet die Amplifizierung eines bestimmten DNA-Abschnittes (ITS-1-Region, rDNA) mittels der PCR (polymerase chain reaction) mit der molekulargenetischen Markertechnik der Restriktionsfragment-Längenpolymorphismus (RFLP)-Analyse. Unter dem Einsatz von Restriktionsenzymen wird die amplifizierte ITS-1-Region in unterschiedlich lange DNA-Abschnitte unterteilt, die bei der Überprüfung auf einem Agarosegel artspezifische Bandenmuster ergeben. Aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen leiten sich folgende Erkenntnisse ab:

- Die Trächtigkeitskontrollen wiesen die Vertreter der Anodontinae als Langzeitbrüter und die Arten der Unioninae als Kurzzeitbrüter aus. Bei den Langzeitbrütern begann die Trächtigkeitsperiode im August und endete im darauffolgenden Frühjahr im April. Einige Individuen wurden in dieser Zeit zweimal trächtig. Nur im April gab es Überschneidungen mit der Trächtigkeitsperiode der Unioninae. Bei den Kurzzeitbrütern wurden trächtige Weibchen von April bis Juli gefunden.
- Mit Hilfe der Gonadenpunktionen wurden die Reproduktionszyklen und Geschlechtsausprägungen der Unionidae nachvollzogen. Bei den Langzeitbrütern verlief die Produktion reifer Gameten gegenläufig zu den Trächtigkeitstraten der einzelnen Arten. Denn in Zeiträumen mit einem hohen Anteil an trächtigen Weibchen sanken die Anteile der befruchtungsreifen Gameten in den Gonaden. Diese gegenläufige Entwicklung war bei den Kurzzeitbrütern nicht nachzuweisen. Das ganze Jahr über wurden bei den meisten Individuen der *Unio*-Arten befruchtungsreife Gameten gefunden. Zwitterigkeit ist nur in Form von Geschlechtsumkehr festgestellt worden. Bei 8 der 120 untersuchten Individuen trat zum Teil eine zweimalige Geschlechtsumkehr im Untersuchungszeitraum von März 1999 bis Dezember 2000 auf.

- Die Arten der Unterfamilie Unioninae besaßen insgesamt engere Wirtsfischartenspektren als die der Anodontinae. Allerdings war die Konzentration der Anodontinae-Glochidien auf eine Wirtsfischart, den Flußbarsch, besonders hoch. Dieser war für 5 der 6 Arten der Unionidae die am stärksten befallene Wirtsfischart. Insgesamt wurden 1402 (85%) der 1660 encystierten Glochidien vom Flußbarsch entnommen. Nur von *U. crassus* fehlte der Glochidiennachweis an dieser Fischart.
- Zwischen den Befallsintensitäten der Wirtsfische und den Trächtigkeitsverläufen der Unionidae wurden enge Korrelationen nachgewiesen. 2 Monate nach Beginn der Trächtigkeitperiode der Langzeitbrüter wurden ab Oktober die ersten Glochidien an den Fischen gefunden, so dass ein Teil der Glochidien encystiert am Wirtsfisch überwinterte. Insgesamt erstreckte sich die Glochidienabgabe bei den Langzeitbrütern bis zum darauffolgenden April. Bei den Kurzzeitbrütern wurden kurz nach Beginn ihrer Trächtigkeitsperioden die Glochidien in den Monaten Mai bis Juli an den Fischen festgestellt. Im August und September befanden sich keine Glochidien an den untersuchten Fischen.
- Es konnte gezeigt werden, dass die Befallsintensitäten der Labor-Infektionsversuche gegenüber den nachgewiesenen Freilandinfektionen um ein Vielfaches höher liegen und damit der natürlichen Situation nicht entsprechen.
- Es wurden ausschließlich encystierte Glochidien von den Kiemen und Flossen der Fische entnommen. Die Glochidien der Langzeitbrüter waren etwa zu drei Viertel an den Flossen angeheftet, während sich bei den Kurzzeitbrütern eine deutliche Konzentration auf die Kiemen als Anheftungsort zeigte. Bei Letzteren wurden nur vereinzelt Glochidien von den Flossen entnommen.

Mit der molekulargenetischen Artdiagnose der Glochidien ist ein Verfahren entwickelt worden, das anhand von einfach durchzuführenden Befischungen Rückschlüsse auf den Reproduktionserfolg der Unionidae in einem Gewässer erlaubt. Denn die stichprobenartige Untersuchung der Fische liefert einen schnellen Überblick über das Wirtsfischartenspektrum und die Eignung der nachgewiesenen Fischarten als Wirte in dem jeweiligen Gewässer. Daraus können sich Empfehlungen für Besatzmaßnahmen und fischereiliche Bewirtschaftung ableiten, die den natürlichen Reproduktionserfolg der Unionidae erhöhen.

## Literatur

- BEDNARCZUK, J. (1986): Untersuchungen zu Wirtsfischartenspektrum und Entwicklung der Bachmuschel *Unio crassus*. Diss. Univ. Hannover, 39 pp.
- GERKE, N. & TIEDEMANN, R. (2001): A PCR-based molecular identification key to the glochidia of European freshwater mussels (Unionidae). *Conservation Genetics* 2 (3), 285-287.
- WATTERS, G.T. (1992): Unionids, fishes, and the species-area curve. *J. Biogeography* 19, 481-490.

## Die Besiedlung von Ufermauern durch Imagines von Wasserinsekten entlang eines kleinen, urbanen Fließgewässers

SVEN KRETSCHMER, MELANIE LAUTENSCHLÄGER, PETRA PODRAZA

Universität Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, D-45117 Essen

### 1. Einleitung

Ein Fließgewässer ist ein aquatischer Lebensraum, dessen Biozönose in hohem Maße von der terrestrischen Umgebung abhängig ist. Die Verbreitung der Imagines von merolimnischen Insekten wird durch die Landschaftsstruktur und die Suche nach Eiablageplätzen gesteuert (DELETTRE/MORVAN 2000). Dabei bildet die Vegetation wichtige Landmarken, welche die Flugmuster der Insekten beeinflussen, denn ein fliegendes Insekt braucht für die optische Orientierung im Raum die Kontraste der bewegten Umwelt (SRINIVASAN/ZHANG 2000). Verschiedene anthropogene Uferstrukturen werden unterschiedlich stark von Fluginsekten besiedelt (LAUTENSCHLÄGER 2000). Hohe, dichte Vegetation kann entweder eine Barriere darstellen, attraktiv wirken (FROUZ/OLEJNÍČEK 1999) oder einen Korridor ("Vegetationstunnel") bilden (SCHUHMACHER 1989; DELETTRE/MORVAN 2000). Bekannt ist der Besiedlungskreislauf aquatischer Insekten (MÜLLER 1982), aber auch Insektengruppen, deren Lebensweise nicht an Wasser gebunden ist, können ein Fließgewässer als Orientierungsweg benutzen (GÖTHBERG 1972). Die landeinwärts gerichtete Bewegung von aquatischen Insekten wurde bereits mehrfach untersucht. Zum Beispiel entfernen sich Chironomiden, abhängig vom Vegetationsmosaik landeinwärts bis zu mehrere hundert Meter weit vom Gewässer (FROUZ/OLEJNÍČEK 1999; DELETTRE/MORVAN, 2000). Trichopteren wurden auf der Suche nach Versteck- und Ruheplätzen bis zu fünf Kilometer landeinwärts vom Emergenzort entfernt gefangen (KOVATS, ET AL. 1996).

Der Mensch hat jedoch die natürliche Morphologie der Fließgewässer durch Laufbegradigungen und Uferbefestigungen zerstört. Fließgewässer mit dazugehöriger Aue, die verschiedene Landschaften und Städte durchziehen, können in unserer Kulturlandschaft eine Biotopvernetzungsfunktion erfüllen (SCHUHMACHER 1989). Dabei sind für die terrestrischen und amphibischen Uferbewohner durchgängige Uferstreifen wichtig. Die Bedeutung von Uferstrukturen wurde bereits von LAUTENSCHLÄGER (2000) untersucht, aber das Ufer darf nicht isoliert von der Umgebung betrachtet werden. Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den Einfluss zu untersuchen, den das weitere Gewässerumfeld auf die Verbreitung der Imagines von Wasserinsekten hat. Es wurde die These aufgestellt, dass bei derselben Uferstruktur (Betonmauer) in verschiedenartigem Umfeld eine unterschiedliche Besiedlung durch Insekten zu finden ist. Dies sollte mit Hilfe von Klebefallen nachgewiesen werden, welche an fünf verschiedenen Ufermauern platziert wurden. Die fünf Probestellen bilden entlang des Fließgewässers einen Querschnitt durch die Stadt, und unterscheiden sich in der Dichte der Bebauung des Umfeldes.

### 2. Untersuchungsgebiet

#### *Naturräumliche Gliederung*

Die fünf Probestellen liegen an den beiden nordrhein-westfälischen Mittelgebirgsbächen *Hardenberger Bach* und *Deilbach*. Beide Fließgewässer haben nördlich von Wuppertal ihren Ursprung. In der Stadtmitte der Kleinstadt Langenberg mündet der Hardenberger Bach in den Deilbach. Im weiteren Verlauf durchquert der Deilbach Essen-Kupferdreh, um danach in die Ruhr zu münden. Das Gebiet liegt im nördlichen Teil des rechtsrheinischen Schiefergebirges und gehört zum Niederbergischen Hügelland. Die Fließgewässer liegen im Untersuchungsgebiet auf Höhen von 100 bis 120 m üNN und folgen im wesentlichen dem Gefälle der Abdachung nach Nordwesten. Die starke Reliefierung des Bergischen Landes wird durch die hohen Niederschläge begünstigt, die vor allem auf Steigungsregen zurückzuführen sind. Der Niederschlag erreicht im Jahresmittel Werte von 800 mm im Nordwesten und bis zu 1150 mm im Süden des Bergischen Landes (MEYNEN 1953).

#### *Standorte der Klebefallen*

Da die faunistische Besiedlung in Abhängigkeit von dem Umfeld des Fließgewässers untersucht werden soll, wurden die Standorte so gewählt, dass sie sich nur in der Dichte der Bebauung unterscheiden. Deshalb befinden sich von den fünf Probestellen eine in der Innenstadt von Langenberg, und jeweils zwei Probestellen liegen am Stadtrand und im geringer besiedelten Umland. Hinsichtlich anderer Eigenschaften

sind die Probestellen miteinander vergleichbar. Die Klebefallen wurden an jedem der fünf Standorte jeweils an einer Ufermauer aufgehängt. Der Vorteil besteht darin, dass entlang eines Fließgewässers sowohl in der Innenstadt als auch im Umland solche Ufermauern zu finden sind.

Standort 1	"Mühle"	naturnahes Umfeld
Standort 2	"Gleise"	stadtnahes Umfeld
Standort 3	"Innenstadt"	dicht bebautes Umfeld
Standort 4	"Bahnhof"	stadtnahes Umfeld
Standort 5	"Deilbachhammer"	naturnahes Umfeld

### 3. Methode

#### ***Makrozoobenthosaufnahme***

Es wurde das Benthos am 28. Februar 2001 an vier verschiedenen Probestellen mit der Kick-Sampling-Methode beprobt. Dabei wurden innerhalb von drei Minuten verschiedene Substrate des Bachbettes abgesammelt bzw. aufgewirbelt, und die organismische Drift wurde mit einem Handnetz aufgefangen. Es wurden nur die, für die Untersuchung relevanten Larven von Fluginsekten aussortiert und bestimmt.

#### ***Klebefallen***

An jeden der fünf Standorte, wurde an der Ufermauer eine Klebfalle aufgehängt. Die Fallen bestehen aus einem zwei m<sup>2</sup> großen, rechteckigen Rahmen, welcher mit transparenter Plastikfolie bespannt war. Diese Folie wurde mit Insektenleim besprüht. Die Klebefallen wurden im Sommer 2001 dreimal ausgebracht (25. Mai, 04. Juli, 01. August). Nach 48-stündiger Exposition wurden die festhaftenden Tiere mit Hilfe von Petroleum von der Folie abgelöst und in Ethanol überführt. Die Fallen wurden nur bei längerer sonnig trockener Witterung aufgehängt. Die Ufermauern haben als Probestelle den Vorteil, dass sie durch das Aufhängen der Klebefallen nicht wesentlich in ihrem Charakter verändert werden, denn die Fallen sollen die Insekten weder anlocken noch abschrecken. Auf Lockmittel wurde verzichtet. So repräsentieren die Ergebnisse relativ unverfälscht, inwiefern die Ufermauern von den Insekten als Landeplatz angenommen werden.

### 4. Ergebnisse

#### ***Makrozoobenthos***

An den vier Probestellen wurden 649 Larven aufgesammelt. Hauptsächlich verteilen sie sich auf folgende taxonomische Gruppen: Den größten Anteil haben die Baetiden (hauptsächlich *Baetis rhodani*) mit 42,5%. Daneben waren unter den Eintagsfliegenlarven nur wenige Vertreter der Heptageniidae, Leptophlebiidae und Ephemeridae vorhanden. Von den Dipteren sind die Simuliiden mit 30% und die Chironomiden mit 9% vertreten. Die Trichoptera und Plecoptera machen zusammen 10,1% aus. Die Trichoptera setzen sich fast nur aus Rhyacophilidae und Hydropsychidae zusammen. Nur ein Einzelfund von *Sericostoma personatum* ist zu verzeichnen. Unter den Plecopteren sind die Gattungen *Nemoura*, *Leuctra* und *Isoperla* vertreten.

#### ***Imagines***

Mit den Klebefallen ist eine Gesamtsumme von 3342 Fluginsekten gefangen worden. Nach Ordnungen aufgetrennt haben die Dipteren einen Anteil von 91 %, während alle anderen Ordnungen (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Coleoptera, Neuroptera und Hymenoptera) zusammen 9% ausmachen (Tabelle 1). Über die Hälfte (57,4%) aller Individuen gehören zu den aquatischen Taxa, und 42,6% gehören zu terrestrischen Taxa. Im folgenden werden die Ergebnisse nach den Probestellen 1-5 aufgeschlüsselt. Es zeigt sich, dass in Richtung Stadtzentrum die Besiedlung der Ufermauern abnimmt (Abb. 1). Das Verhältnis von terrestrischen zu aquatischen Insekten ist sehr unterschiedlich (Abb. 2). An beiden naturnahen Standorten (1 und 5) ist dieses Verhältnis beinahe 1:1. An beiden stadtnahen Standorten (2 und 4) sind ungefähr doppelt so viele aquatische Tiere vorhanden wie terrestrische. Im Stadtzentrum (Probestelle 3) beträgt der Anteil aquatischer Tiere 90% und der Anteil terrestrischer Tiere 10%. Dementsprechend nimmt der terrestrische Einfluss vom Stadtrand zur Stadtmitte hin ab.

**Tabelle 1: Die Verteilung der Fluginsekten auf die einzelnen Ordnungen. Die Ergebnisse sind für alle drei Fangperioden (Mai, Juli, August) aufsummiert.**

	Anzahl	%
Diptera	3040	91,0
Hymenoptera	123	3,7
Ephemeroptera	71	2,1
Trichoptera	42	1,3
Coleoptera	44	1,3
Plecoptera	11	0,3
Neuroptera	11	0,3
Gesamt	3342	100

### Imagines der EPT-Biozönose

Werden die Ephemeropteren und Plecopteren mit allen restlichen aquatischen Fluginsekten verglichen, so fällt auf, dass sich die Probestelle 3 (Innenstadt) von den anderen Stellen abhebt (Abbildung 5). Die absoluten Fangzahlen sind in der Innenstadt insgesamt sehr niedrig (Abb. 1), aber es sind hier relativ viele Eintags- und Steinfliegen gefangen worden. Sie machen einen Anteil von ca. 16% aus, während sie an den anderen Ufermauern nur Anteile zwischen 2 und 5% haben.

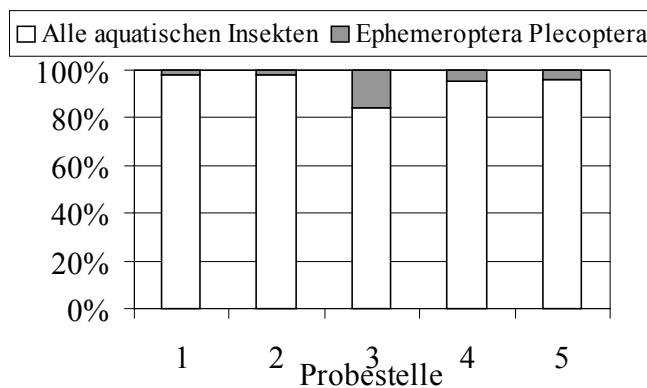


Abbildung 5: Das Verhältnis von Ephemeropteren und Plecopteren zu allen anderen aquatischen Fluginsekten an den Probestellen 1-5.

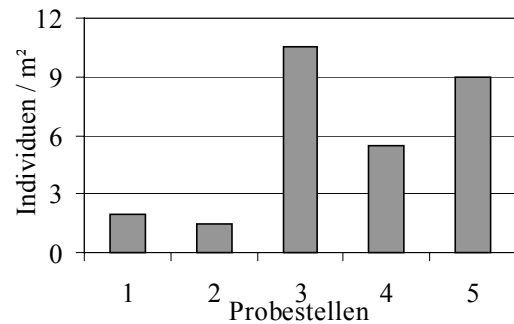


Abbildung 6: Anzahl der Ephemeroptera pro m<sup>2</sup> an den fünf Probestellen am 25.05.2001.

### Ephemeroptera

Unter den 71 gefangenen Eintagsfliegen gehören 42% zu den Leptophlebiidae und 30% zu den Baetidae. Die Familien Heptageniidae, Ephemerellidae und Ephemeridae haben gemeinsam einen Anteil von 24%. Der Hauptteil (80%) aller Ephemeropteren ist im Mai gefangen worden, und nur ein einziges Tier (*E. danica*) im August. Während der Fangperiode im Mai war die Mehrheit aller gefangenen Eintagsfliegen (10,5/m<sup>2</sup>) in der Innenstadt (Standort 3) an die Klebefalle geflogen (Abbildung 6). Die geringsten Fangquoten wurden an der naturnahen Stelle 1 (Mühle) mit 2 Tieren/m<sup>2</sup> und an der stadtnahen Stelle 2 (Gleise) mit 1,5 Tieren/m<sup>2</sup> gefunden.

### Trichoptera

Bei den Köcherfliegen war die Art *Polycentropus flavimaculatus* (Polycentropodidae) mit 29% vertreten. *Hydroptila* (Hydroptilidae) hatte einen Anteil von 12% und *Rhyacophila* (Rhyacophilidae) war mit 9,5% unter den Fängen vertreten. Die restlichen 50% entfielen auf weitere acht Familien. An den Probestellen 1 und 4 wurden die meisten Köcherfliegen pro m<sup>2</sup> gefangen. An der stadtnahen und der innerstädtischen Probestelle (2 und 3) wurden mit weniger als einem Tier/m<sup>2</sup> die geringsten Fänge verzeichnet.

### Plecoptera

Von den insgesamt nur elf Plecopteren, haben sich acht Tiere der Art *Leuctra albida* auf die Klebefalle gesetzt. Diese Art wurde hauptsächlich in der Innenstadt (Standort 3) am 04. Juli und am 01. August mit jeweils drei Tieren gefangen.

## Imagines der Diptera (terrestrische und aquatischen Vertreter)

Von den Familien der Diptera sind die terrestrischen Sciaridae mit 28,7% am stärksten vertreten. Die Sciariden hatten im August ein ausgeprägtes Häufigkeitsmaximum (Abbildung 3). Die maximalen Fangzahlen liegen an den naturnahen, gering bebauten Probestellen 1 (Mühle) und 5 (Deilbachhammer). An den stadtnahen Stellen 2 und 4 wurden weniger gefangen, und in der Innenstadt wurde nur eine einzige Sciaridae gefangen.

Am zweitstärksten sind die Dolichopodidae mit 13,3% vertreten. Sie traten über den ganzen Untersuchungszeitraum hinweg gleichmäßig häufig auf, ähnlich wie die Chironomiden, die 14,4% aller Dipteren ausmachten. Die Empididae (10,1%) nehmen in der Abundanz von Mai (223 Individuen) über Juli (65) bis August (20) ab (Abb. 3). Mit 3,3% sind die Psychodidae zu erwähnen. Die restlichen 30 Familien, die oft nur durch Einzelfunde bei den Fängen vertreten sind, machen zusammen etwa 11% aus.

Empididae und Dolichopodidae weisen ähnliche Verteilungsmuster auf. Deshalb wird das Vorkommen beider Familien in einer Grafik zusammengefasst (Abb. 4). Hier wird deutlich, dass die Ufermauern an den beiden naturnahen Standorten (1 und 5) am stärksten frequentiert wurden. Im Vergleich dazu werden die stadtnahe Probestelle (2) und die Innenstadt (3) viel weniger angefliegen.

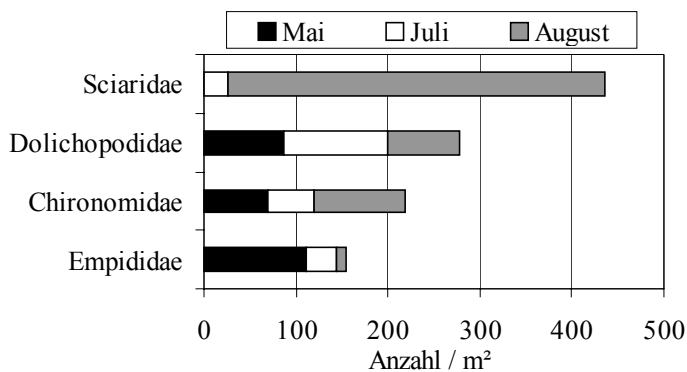


Abbildung 3: Vergleich der vier am stärksten repräsentierten Diptera-Familien. Es zeigen sich unterschiedliche Abundanzen in den Monaten Mai, Juli und August.

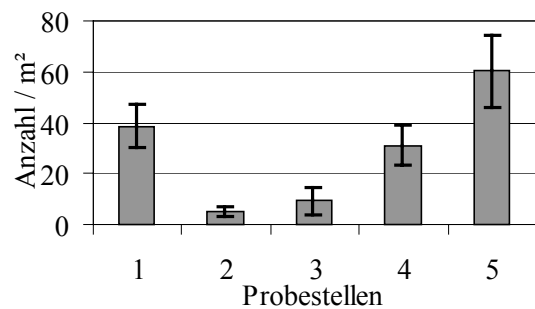


Abbildung 4: Anzahl von Empididen und Dolichopodiden pro m² und Probestelle.

## 5. Diskussion

Betrachtet man die Gesamtfänge aller aquatischen und terrestrischen Insekten, so zeigt sich ein Besiedlungsgradient vom Umland bis zum Stadtzentrum. Dieser ergibt sich hauptsächlich durch das Massenvorkommen einzelner Dipteren-Taxa (Empididae, Dolichopodidae, Sciaridae). Andere Taxa von Fluginsekten weisen kein einheitliches Besiedlungsmuster auf. Im allgemeinen werden Ufermauern weniger als andere Uferstrukturen angefliegen (vgl. LAUTENSCHLÄGER 2000). Dennoch ergeben sich Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten, welche durch die unterschiedliche Gestaltung des Gewässerumfeldes zu erklären sind.

### Betrachtung der EPT-Biozönose

#### *Ephemeroptera*

Die Eintagsfliegen haben an der innenstädtischen Ufermauer eine maximale Anzahl erreicht. Das Aufsuchen von sicheren Versteckplätzen führt die Subimagines nach dem Schlüpfen geradewegs in die Ufervegetation. An der Probestelle "Innenstadt" gibt es aber keine Vegetation am Ufer, so dass die Ephemeropteren, welche als schwache Flieger gelten, keine andere Sitzmöglichkeiten als die Mauer haben. Wird die Häufigkeit der Larven mit der Häufigkeit der Imagines verglichen, dann ergeben sich keinerlei Übereinstimmungen, sondern gegensätzliche Abundanzen. Das Vorkommen der Larval- und Imaginalstadien ist hier räumlich voneinander entkoppelt. Da die Ausprägung der Uferstrukturen wesentlichen Einfluss auf Schwarmbildung, Kopulation und Eiablage hat, ist zu vermuten, dass die Imagines, die in der Stadt gefangen worden sind, als Larve hierher verdriftet wurden, und dass sie wegen fehlender Uferstrukturen ihren Lebenszyklus nicht vollenden können.

### ***Trichoptera***

Die Flugfähigkeit und die Neigung zum Fliegen ist bei den Köcherfliegen artspezifisch und stark temperaturabhängig. Viele sind nur für kurze Zeit zum Fliegen bereit, andere dagegen sind ausdauernde Flieger. Die meisten ruhen tagsüber auf der Vegetation (JACOBS/RENNER 1998). Weshalb die Köcherfliegen sich so auf die Probestellen verteilen, kann nicht zufriedenstellend beantwortet werden. Bei dem Vergleich von Larven und Imagines ergibt sich wie bei den Ephemeropteren Gegensätzliches. Am Standort 2 lag ein Maximum der Trichoptera-Larven vor. Es waren hauptsächlich Larven von *Rhyacophila* und *Hydropsyche*. Bei den Imagines waren kaum Vertreter von *Rhyacophila* und *Hydropsyche* vorhanden, sondern mehr Polycentropodiden. Die maximale Besiedlung durch adulte Köcherfliegen war an den Standorten 1 (Mühle) und 4 (Bahnhof) zu finden. Das Vorkommen der Imagines kann demnach weder mit dem Vorkommen der Larven noch mit der Ausprägung der Umgebung begründet werden.

### ***Plecoptera***

Die Plecoptera haben meist nur eine geringe Neigung zum Fliegen und flüchten häufiger durch Fortlaufen (JACOBS/RENNER 1998). Sie brauchen Ufervegetation, die ihnen Schatten und ausreichend Luftfeuchtigkeit bietet. Da sie aber, wie die Ephemeropteren, schlechte Flieger sind und sich nicht besonders weit von ihrem Emergenzort entfernen, haben sie in der Stadt wenig Chancen einen geeigneten Lebensraum zu finden.

### **Betrachtung der Diptera**

#### ***Empididae und Dolichopodidae***

Die terrestrischen und aquatischen Empididen-Larven und Imagines fast aller Arten leben räuberisch. Die Imagines erbeuten häufig vom Gewässerufer aus andere Dipteren. Auch bei den Dolichopodidae existieren aquatische und terrestrische Larventypen. Die Imagines kommen praktisch überall vor, obgleich viele Arten Arten auf die Nähe von Gewässern angewiesen sind (STRESEMANN 1990), wo sie auf der Vegetation oder auf der Wasseroberfläche Jagd auf kleine Insekten machen (JACOBS/RENNER 1998).

Auffällig ist, dass die Imagines von Empididen und Dolichopodiden ähnliche Lebensweisen haben (Jagd am Gewässerufer), und dass sie in ähnlicher Weise auch die Ufermauern besiedeln. In der Innenstadt stellt der fehlende Lebensraum für die Larven den begrenzenden Faktor dar. Falls es sich um terrestrische, bodenbewohnende Arten handelt, so finden sie aufgrund der Bodenversiegelung keine Besiedlungsmöglichkeit. Für die adulten Tiere sind innerstädtisch wahrscheinlich zu wenig Uferstrukturen und zu wenig Beutetiere vorhanden. An Probestelle 2 (Gleise) sind die wenigsten Empididen und Dolichopodiden erfasst worden, obwohl hier ähnliche strukturelle Merkmale wie bei Probestelle vier zu finden sind. Der ausschlaggebende Faktor könnten die Lichtverhältnisse sein, denn Probestelle 2 ist ganztägig voll beschattet. So findet zum Beispiel die Balz der Dolichopodidae artspezifisch nur unter ganz bestimmten Lichtbedingungen statt (JACOBS/RENNER 1998). FROUZ und OLEJNÍČEK (1999) erwähnen, dass Dolichopodiden für die Jagd Bereiche bevorzugen, die wenig beschattet sind und niedrige Vegetation aufweisen. Das gibt den Hinweis, dass die Standorte 2 (Gleise) und 3 (Innenstadt) wegen schlechter Lichtverhältnisse bzw. fehlender Vegetation für Besiedlung durch Dolichopodiden ungeeignet sind.

#### ***Sciaridae***

Die Sciaridae sind Microdipteren, die in allen Landökosystemen vorkommen. Durch die saprophage Lebensweise der Larven sind Sciaridae als Teil des Edaphons besonders für die Streuzersetzung von Bedeutung. Sie kommen bevorzugt an feuchten, schattigen, windstillen Stellen vor. Die Paarung findet am Erdboden statt, und die Weibchen legen anschließend ihre Eier in Bodenspalten ab (JACOBS/RENNER 1998). Viele Arten können zwei bis drei Generationen im Jahr hervorbringen (METZNER 1999).

Der im August festgestellte abnehmende Besiedlungsgradient der Trauermücken vom Stadtrand zur Stadtmitte korreliert mit der Bebauungsdichte. An der innerstädtischen Probestelle ist der Bodenversiegelungsgrad und die Bebauungsdichte sehr hoch. Deshalb ist anzunehmen, dass die Bodenfauna stark reduziert ist, und sich deren Lebensraum auf die wenigen offenen Bodenstellen (Baumscheiben, Blumenbeete, etc.) beschränkt. Außerdem besteht das "Bachufer" nur aus Mauern, und es ist kein Uferstrandstreifen zu finden, so dass es auch keine (bzw. nur eine sehr eingeschränkte) uferbegleitende terrestrische Fauna geben kann. Währenddessen verdeutlichen die hohen Fangzahlen von Sciariden an den naturnahen Standorten, dass ein Gewässer mit Ufervegetation auch stark von terrestrischen frequentiert wird.

## 6. Zusammenfassung

Die Ergebnisse bestätigen die Annahme, dass die Besiedlung der Ufermauern bei zunehmender Bebauung des Umfeldes geringer wird. Das zeigt sich bei den terrestrischen und den aquatischen Vertretern. Aber die Verbreitungsmuster einzelner Taxa sind sehr unterschiedlich, und sind nicht ohne weiteres in Übereinstimmung mit der Bebauungsdichte des Umfeldes zu bringen.

Für die Verbreitungsmuster von Ephemeropteren, Trichopteren, Plecopteren, Coleopteren, Chironomiden und den restlichen aquatischen Taxa gibt es keine einleuchtende Erklärung. Die These, einen Besiedlungsgradienten entlang des Ufers zu finden wird durch Sciaridae, Dolichopodidae und Empididae (Diptera) bestätigt, welche eine enge Bindung an das Gewässerufer zeigen. Sie fehlen deshalb in der Stadt, wo das Ufer und das weitere Umfeld keinen Lebensraum bieten. Es wird deutlich, wie bereits von LAUTENSCHLÄGER (2000) festgestellt wurde, dass die Uferstruktur nicht von dem Umfeld zu trennen ist. Das Besiedlungspotential einer Ufermauer ist in vegetationsreichem Umfeld höher als in städtischem Umfeld.

Die Studie veranschaulicht, dass sich die naturnahen Probestellen durch eine Überschneidung von terrestrischen und aquatischen Organismen auszeichnen, und dass diese Verzahnung von Gewässer und Umfeld in der Stadt völlig fehlt. In Ballungsgebieten ist eine Renaturierung von Fließgewässern nur eingeschränkt möglich, aber durch Maßnahmen wie Entsiegelung und Begrünung entlang des Gewässers können "Stadtbäche als Lebensraum" (SCHUHMACHER 1989) für aquatische und terrestrische Fluginsekten attraktiv werden.

## Literatur

- DELETTRE, Y.R.; MORVAN, N. (2000): Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. *Freshwater Biology*, 44, 399-411
- DETTNER, K.; PETERS, W. [Hrsg.] (1999): Lehrbuch der Entomologie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart
- EHLERT T. (2000): Habitatbindung adulter Köcherfliegen während der Reproduktionsphase (Trichoptera, Rhyacophilidae, Leptoceridae). Verh. Westd. Entom. Tag 1998, 187-193
- GEWECKE, M. [Hrsg.] (1995): Physiologie der Insekten. Gustav Fischer Verlag Stuttgart
- FOUZ, J.; OLIJNÍČEK, J. (1999): Flight patterns of Chironomidae and Dolichopodidae (Diptera) in a suburban fallow area: the effect of vegetation mosaic. *Biologia* 54/2; 169-178
- GÖTHBERG, A. (1972): Gerichtete Flugbewegung von Insekten an fließenden Gewässern. *Aquilo Ser. Zool.* 13, 5-7
- GRIFFITH, M.B.; BARROWS, E.M.; PERRY, S.A. (1998): Lateral Dispersal of Adult Aquatic Insects (Plecoptera, Trichoptera) Following Emergence from Headwater Streams in Forested Appalachian Catchments. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 91/2, 195-201
- JACOBS, W.; RENNER, M. [BEGR.]; HONOMICHEL, K. (1998): Biologie und Ökologie der Insekten. 3. Auflage Gustav Fischer Verlag Stuttgart
- KOVATS, Z.E.; CIBOROWSKI, J.J.H.; CORKUM, L.D. (1996): Inland dispersal of adult aquatic insects. *Freshwater Biology*, 36, 265-276
- KRAUSE, A. (1998): Von Strömungen und Gegenströmungen – Ein Rückblick auf den Umgang mit Wasserläufen. *Angewandte Landschaftsökologie* 23, 11-18
- LAUTENSCHLÄGER, M. (2000): Die Bedeutung von Uferstrukturen für die Imaginalstadien aquatischer Insekten an naturnahen und naturfernen Fließgewässern. DGL Tagungsbericht 2000 Magdeburg
- METZNER, K.; ERLACHER, S.-I.; LEUCKEFELD, S. (1999): Untersuchungen zur Trauermückenfauna des Elster-Pleißer-Auwaldes bei Leipzig (Dipt., Sciaridae). *Entomologische Nachrichten und Berichte*, 43/1
- MEYNEN, E. [Hrsg.] (1953): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Gemeinschaftsveröffentlichung des Instituts für Landeskunde. Bundesamt für Landeskunde und Raumforschung Bad Godesberg.
- MÜLLER, K. (1982): The Colonization Cycle of Freshwater Insects. *Oecologia* 52, 202-207
- SCHUHMACHER, H. (1989): Stadtbäche als Lebensraum. *Naturwissenschaften* 76, 505-511
- SRINIVASAN, M.V.; ZHANG, SHAO-WU (2000): Visual Navigation in flying Insects. *International Review of Neurobiology* 44, 67-92
- STRESEMANN, E. [Hrsg.]; HANNEMANN, H.-J.; KLAUSNITZER, B.; SENGLAUB, K. (1990): Exkursionsfauna von Deutschland. Band 2/2 Wirbellose – 2. Teil Insekten. Volk und Wissen Verlag GmbH

## Vergleichbarkeit zweier Fließgewässer: Abiotische Umweltfaktoren und Makrozoobenthosbesiedelung

Marie König\*, Jochen H.E. Koop & Jürgen Benndorf

Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden

\*mail: mk43@rcs.urz.tu-dresden.de

### Einleitung

Experimentelle Untersuchungen z.B. über die Bedeutung des top-down Einflusses von Fischen auf komplexe Nahrungsnetze sind mit hinreichender Aussagekraft nur möglich, wenn das ganze Gewässer in das Experiment mit einbezogen wird (Benndorf 1990). In diesem Zusammenhang ist am Institut für Hydrobiologie der TU Dresden ein paarweises Ökosystemexperiment zum top-down Einfluß der Fische in Fließgewässern geplant (Koop et al. 2002). Nach Carpenter (1989) stellen paarweise Ökosystemexperimente (Experimental- und Referenzgewässer) eine geeignete Methode zur Durchführung ökologischer Studien dar. Da meist keine Parallelen für die unterschiedlichen Versuchsansätze zur Verfügung stehen, muß das ausgewählte Gewässerpaar eine große Ähnlichkeit bezüglich der abiotischen Randbedingungen aufweisen, so daß grundsätzlich dieselbe biologische Besiedelung in den Gewässern möglich ist. Da es im Freiland keine völlig "gleichen" Fließgewässer gibt, müssen die in den abiotischen Faktoren bestehenden Differenzen auf ökologische Relevanz geprüft werden. Weiterhin sind neben den abiotischen auch die biotischen Faktoren (Konkurrenz um Lebensraum, Nahrung, Fraßdruck, Parasitismus, etc.) als Einflußgrößen im Nahrungsnetz zu berücksichtigen. Ziel der Arbeit ist der Vergleich der wichtigsten abiotischen Umweltfaktoren und der Makrozoobenthosbesiedelung (qualitativ, quantitativ) in zwei Fließgewässern, die als Experimental- und Referenzgewässer vorgesehen sind.

### Untersuchungsgewässer

Der Gauernitzbach (3. Ordnung) und der Tännichtgrundbach (2. Ordnung, nach Strahler 1957) durchfließen zwischen Dresden und Meißen linkselbische Täler. Der Gauernitzbach mündet bei Elbkilometer 73,9 und der Tännichtgrundbach bei Elbkilometer 71,7 in die Elbe. Beide Bäche können als epihithrale, sulfatreiche Magnesiumcarbonatbäche charakterisiert werden. Die Erfassung der Fischbestände steht noch aus. Die Untersuchungsabschnitte befinden sich in bewaldeten Kerbtälern. Das Einzugsgebiet beider Bäche wird intensiv landwirtschaftlich genutzt.

### Methodik

Im Untersuchungszeitraum von Mai bis September 2000 wurden die abiotischen Meßgrößen Sauerstoff, Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Gesamt-Stickstoff (TN), Nitrit, Nitrat, Ammonium, Gesamt-Phosphor (TP), gelöstes reaktives Phosphat (SRP), Calcium, Magnesium, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Durchfluß und Fließgeschwindigkeit mindestens zweiwöchig ermittelt. Das Makrozoobenthos wurde von April bis Juni monatlich mit einem Surber-Sampler (0,1 m<sup>2</sup>) beprobt. Der ausgewertete Stichprobenumfang pro Habitattyp betrug im April n = 1, im Mai n = 3 und im Juni n = 2. Für die Größenfraktion > 500 µm wurden die Taxaabundanz, Ernährungstypen und Biomassen bestimmt. Die chemischen, physikalischen und hydrologischen Daten wurden mit einem nichtparametrischen Kruskal-Wallis Test für unabhängige Stichproben auf signifikante Unterschiede geprüft. Bei der Auswertung des Makrozoobenthos kam ein nichtmetrisches multidimensionales Ordinationsverfahren (non-metric **M**ulti**D**imensional **S**caling : MDS) zur Anwendung (verwendete Software Primer 5 Vers. 5.1.1.). Zur Analyse wurden

Taxazahlen und Biomassen der jeweiligen Stichproben herangezogen. Die Ähnlichkeit (Similarität) der Stichproben, berechnet aus dem Bray-Curtis Koeffizient, wird in einer zweidimensionalen Punktedarstellung wiedergegeben. Hierbei ist die Entfernung zwischen den Punkten ein relatives Maß für die Similarität / Dissimilarität der Artengemeinschaften. Diese werden anschließend auf signifikante Unterschiede geprüft (analysis of similarities, ANOSIM-Test).

## Ergebnisse

**Die abiotischen Umweltfaktoren** beider Bäche liegen in derselben Größenordnung, allerdings zeigen einige Faktoren signifikante Unterschiede (Tab.1).

Tab.1: Übersicht über die abiotischen Umweltfaktoren der Bäche,  $p < 0,05$  signifikant\*, n.s. = nicht signifikant (H-Test), n = Stichprobenumfang

Meßgröße	Median Gauernitz	Median Tännichtgrund	p-Wert
Fließgeschwindigkeit ( $\text{m s}^{-1}$ )	0,35 (n=10)	0,35 (n=10)	n.s.
Abfluß ( $\text{l s}^{-1}$ )	28 (n=10)	38 (n=10)	n.s.
Temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ )	12,0 (n=13)	12,0 (n=12)	n.s.
pH- Wert	8,4 (n=11)	7,9 (n=10)	0,0001*
Leitfähigkeit ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	805 (n=11)	744 (n=10)	0,0006*
Sauerstoff ( $\text{mg l}^{-1}$ )	10,3 (n=10)	10,6 (n=9)	n.s.
Calcium ( $\text{mg l}^{-1}$ )	140 (n=5)	99 (n=5)	0,009*
Magnesium ( $\text{mg l}^{-1}$ )	22 (n=5)	28 (n=5)	0,0163*
TN ( $\text{mg l}^{-1}$ )	42 (n=5)	50 (n=5)	n.s.
Nitrat ( $\text{mg l}^{-1}$ )	36 (n=5)	49 (n=5)	0,009*
Nitrit ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0,03 (n=5)	0,02 (n=5)	n.s.
Ammonium ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0,03 (n=5)	< 0,03 (n=5)	n.s.
TP ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	390 (n=5)	470 (n=5)	n.s.
SRP ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	85 (n=5)	170 (n=5)	0,009*
DOC ( $\text{mg l}^{-1}$ )	2,6 (n=5)	2,1 (n=5)	n.s.

So ist der pH-Wert im Gauernitzbach signifikant höher (8,4) als im Tännichtgrundbach (7,9). Beide Bäche zeichnen sich durch eine hohe Leitfähigkeit aus. Die Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen spiegeln das stark landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet wider, wobei der Tännichtgrundbach eine höhere Trophie aufweist. Das Nitrat bildet den Hauptanteil am Gesamt-Stickstoff, während Nitrit und Ammonium an der Bestimmungsgrenze vorkommen. Das SRP stellt einen geringeren Anteil am Gesamt-Phosphatgehalt (Tab.1).

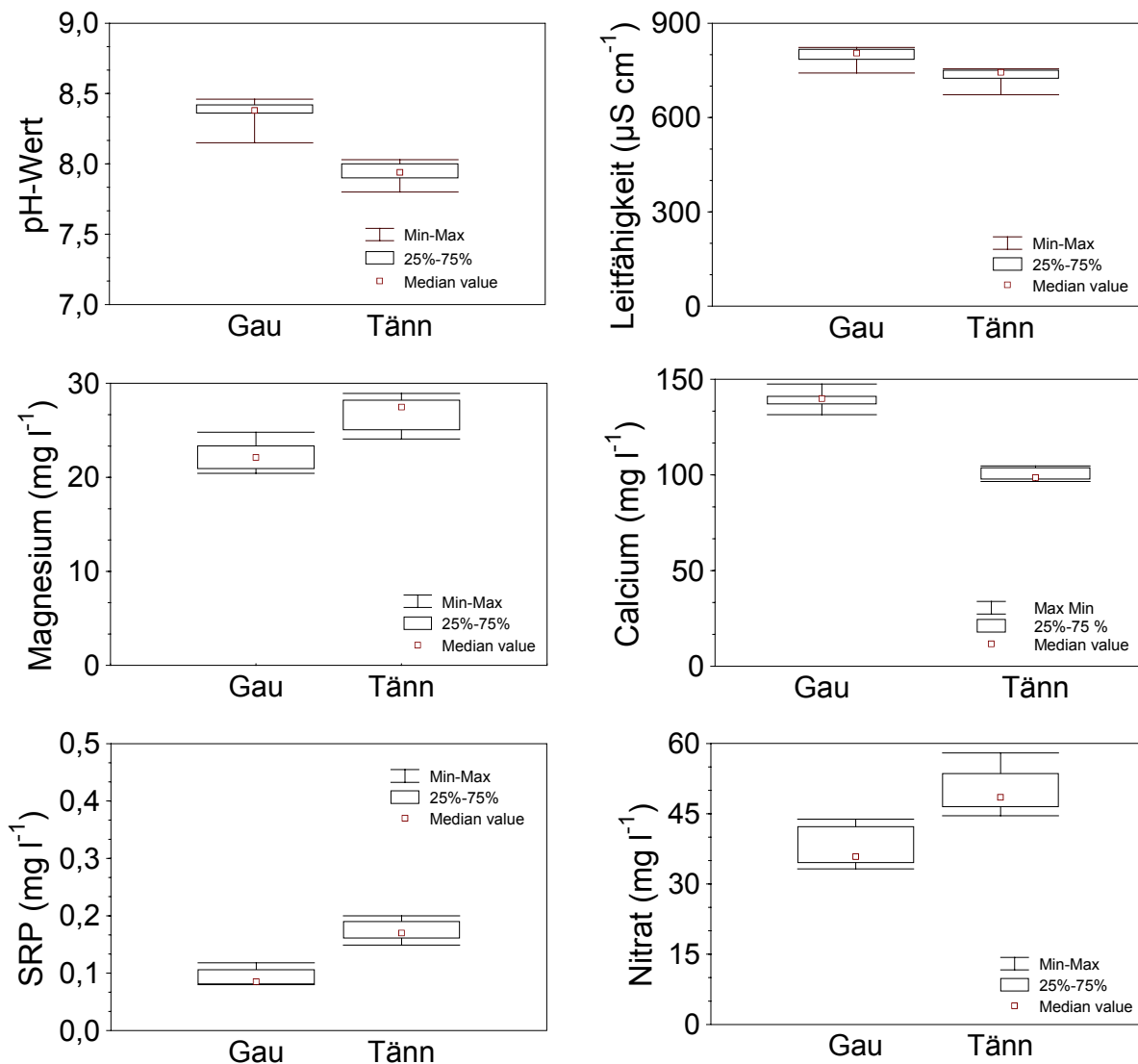


Abb. 1: Unterschiede in den abiotischen Umweltfaktoren zwischen den Fließgewässern Gauernitzbach (Gau) und Tännichtgrundbach (Tänn)

In der Abbildung 1 sind die als signifikant unterschiedlich identifizierte abiotischen Meßgrößen in Form von Box Plots dargestellt. Auffällig ist, daß die Meßwerte innerhalb eines Baches geringe Schwankungsbreiten aufweisen (keine Hochwässer enthalten) und sich ihre Mediane in beiden Bächen hoch signifikant unterscheiden (Tab.1). Schaut man sich jedoch den Meßbereich an, so sind die Unterschiede z.T. sehr gering (siehe Leitfähigkeit, SRP und Magnesium in Abb. 1).

### Wie sieht die biologische Besiedlung der Bäche aus?

Die aspektbildenden Gruppen des Makrozoobenthos in beiden Bächen zeigen eine hohe Übereinstimmung in der zeitlichen Dynamik (Abb.2), z.B. bei der Vermehrung und Emergenz. Betrachtet man gleiche Habitattypen in beiden Fließgewässern, so weisen diese sehr ähnliche Besiedlungsmuster auf. Im April dominieren in den Riffles die Anzahl der Plecopteren- und Ephemeropterenlarven (*Protonemura spp.*, *Nemoura spp.*, *Baetis spp.*, *Rhithrogena spp.*), in den Pools erreichen die Larven der Dipteren die höchsten Abundanzen (Chironomidae, Ceratopogonidae). Im Mai nimmt die Abundanz der Dipteren in den Pools beider Bäche deutlich ab. Zu diesem Zeitpunkt dominieren die Crustaceen (*Gammarus spp.*). Die Abundanzen der Dipteren, Ephemeropteren, Plecopteren und Crustaceen (*Gammarus spp.*) steigen im Juni in den Pools drastisch an (juvenile Tiere). Es ist eine deutlich unterschiedliche Besiedlung von Pools und Riffles mit Makrozoobenthos erkennbar (Abb.2 und 3). Betrachtet man die Artengemeinschaften

(Abb. 3), so fällt eine hohe Ähnlichkeit gleicher Habitattypen zwischen beiden Bächen auf. Die Punkte liegen ohne erkennbare Clusterbildung in der Darstellung verstreut nebeneinander.

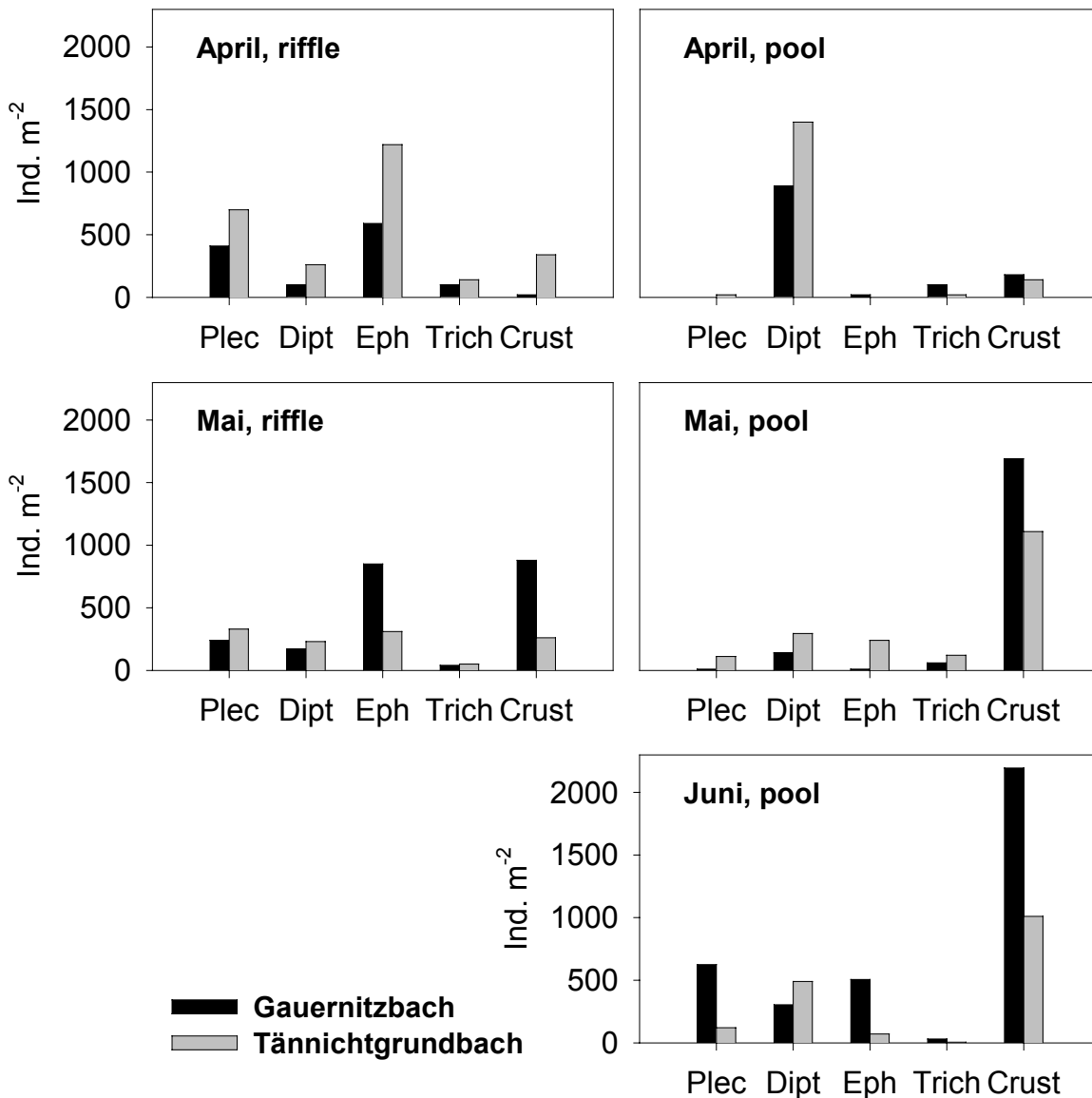


Abb.2: Abundanzmuster (Median) aspektbildender Gruppen des Makrozoobenthos, Juni nur Pools ausgewertet, Plecoptera (Plec), Diptera (Dipt), Ephemeroptera (Eph), Trichoptera (Trich), Crustacea (Crust)

Der ANOSIM-Test zeigt, daß sich die Artengemeinschaften der Pools aus beiden Bächen am ähnlichsten sind ( $p = 0,983$ ), gefolgt von den Riffles ( $p = 0,348$ ), während sich die Riffles und Pools innerhalb eines Baches mehr (Tännichtgrundbach:  $p = 0,004$ ) oder weniger (Gauernitzbach:  $p = 0,057$ ) voneinander unterscheiden (Tab.2).

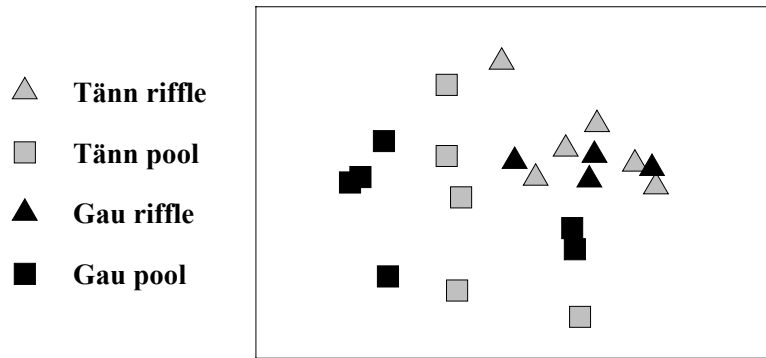


Abb.3: MDS-Ordination aller gefundenen Taxa über den Untersuchungszeitraum (verschiedene systematische Niveaus) für  $\sqrt{\sqrt{\cdot}}$ -transformierte Biomasse-Daten (Streßwert 0,2), Tännichtgrundbach (Tänn), Gauernitzbach (Gau)

Tab.2: Ergebnisse des ANOSIM-Tests für die paarweisen Vergleiche der Bray-Curtis-Similaritäten der Proben, signifikante Unterschiede zwischen den Proben auf dem Signifikanzniveau  $p < 0,01$  mit \* markiert

Paarweiser Vergleich der Proben	Signifikanzniveau
Tänn riffle, Tänn pool	0,004*
Tänn riffle, Gau riffle	0,348
Tänn pool, Gau pool	0,983
Gau riffle, Gau pool	0,057

### Diskussion und Zusammenfassung

Beim Vergleich beider Fließgewässer konnte eine hohe Übereinstimmung in vielen abiotischen Faktoren (Durchfluß, Fließgeschwindigkeit, Sauerstoff, Temperatur, TP, TN,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ , DOC) beobachtet werden. Die auftretenden z.T. hoch signifikanten Unterschiede bei pH-Wert, Leitfähigkeit, SRP,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  sind oft auf eine extrem geringe Varianz der Meßwerte zurückzuführen. Es muß jedoch davon ausgegangen werden, daß die ermittelten Differenzen im pH-Wert von größerer ökologischer Bedeutung sind, als beispielsweise die der Leitfähigkeit. Transplantationsexperimente mit Makrozoobenthosorganismen können darüber Aufschluß bringen, ob die gefundenen Unterschiede einen Einfluß auf das Vorkommen und die Besiedlung der Organismen haben (Kornek et al. 2002). Betrachtet man die Artengemeinschaften gleicher Habitattypen in den Bächen, so sind sowohl die gefundenen Taxa als auch ihre Biomassen nicht signifikant voneinander verschieden. Weiterhin war eine synchrone Entwicklung des Makrozoobenthos bezüglich Emergenz und Reproduktion in beiden Bächen während des Untersuchungszeitraumes zu beobachten.

### Literatur

- Benndorf, J. 1990. Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201: 187-203.
- Carpenter, S.R. 1989. Replication and treatment strength in whole-lake experiments. *Ecology* 70: 453-463.
- Koop, J.H.E., M. König, C. Winkelmann & J. Benndorf. 2002. Voraussetzungen für die Durchführung eines paarweisen Ökosystemexperiments in Fließgewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2001 (Kiel).
- Kornek, K., J.H.E. Koop & J. Benndorf. 2002. Ein Transplantationsexperiment zur Erklärung unterschiedlicher Gammaridenvorkommen in zwei linkselbischen Fließgewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2001 (Kiel).
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union* 38: 913-920.

## Ein Transplantationsexperiment zur Erklärung unterschiedlicher Gammaridenvorkommen in drei Fließgewässern

Katja Kornek\*, Jochen H.E. Koop und Jürgen Benndorf

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

\* katja.kornek@netscraper.de

**Keywords:** *Gammarus pulex*; *Gammarus fossarum*; Transplantationsexperiment; Glykogen; Gesamtlipid; Reservestoffe

### 1 Einleitung

Die vorgestellten Untersuchungen wurden an drei kleinen sächsischen Fließgewässern (Gauernitzbach = GA, Tännichtgrundbach = TÄ, Seerenbach = SE) durchgeführt, die durch unterschiedliche Gammaridenbesiedlungen gekennzeichnet sind (siehe Tab. 1). Aufgrund eines geplanten paarweisen Ökosystemexperiments, in dem GA und TÄ als Experimental- und Referenzgewässer eingesetzt werden sollen, fanden in den letzten Jahren mehrere Voruntersuchungen zur Vergleichbarkeit beider Bäche statt. Es wurden Unterschiede in den pH-Werten, Nitrat- Phosphat- und Magnesiumgehalten, sowie der Leitfähigkeit festgestellt (Schmidt, Winkelmann 2001), die sich aber bei geringer taxonomischer Auflösung nicht auf die Besiedlungsstruktur beider Gewässer auswirken (KÖNIG 2002). Unterschiede in der Artenzusammensetzung konnten bisher nur bezüglich der Gammaridenbesiedlung festgestellt werden. Diese besteht im GA aus einer reinen *G. pulex*-Population, während im TÄ *G. fossarum* dominiert. *G. pulex* tritt im TÄ nur selten auf (Einzelfunde). Das dritte Untersuchungsgewässer, der SE, ist ein Silikatbach, dessen physikalisch-chemische Eigenschaften stark von denen des GA und TÄ abweichen. Die Gattung *Gammarus* fehlt in diesem Gewässer völlig. Den Schwerpunkt der Untersuchungen bildete die Frage, ob die Unterschiede der abiotischen Bedingungen in den drei Gewässern die Ursache für die verschiedenen Gammaridenvorkommen darstellen oder andere Faktoren (z.B. Fraßdruck, Konkurrenz, frühere Störungen in den Gewässern) eine Rolle spielen. Die Bearbeitung dieser Fragestellung fand mit Hilfe eines Transplantationsexperiments statt.

### 2 Material und Methoden

Tab. 1: Charakterisierung der Untersuchungsgewässer

	Gauernitzbach (GA)	Tännichtgrundbach (TÄ)	Seerenbach (SE)
<b>Größe des Einzugsgebiets</b>	398 ha	553 ha	880 ha
<b>Quellhöhe</b>	225 m ü. NN	287 m ü. NN	450 m ü. NN
<b>Vegetation</b>	Ahorn- und Buchenwald	Ahorn- und Buchenwald	hauptsächlich Kiefern- und Fichtenforst
<b>Bachtyp</b>	Carbonatbach	Carbonatbach	Silikatbach
<b>Gammaridenbesiedlung</b>	nur <i>G. pulex</i>	<i>G. fossarum</i> dominiert, <i>G. pulex</i> tritt nur sehr selten auf	die Gattung <i>Gammarus</i> fehlt

*G. pulex* aus dem GA (*pulex*-Gewässer) (siehe auch Tab. 1) wurde mit Hilfe von Enclosures (Abb. 1) im TÄ (*fossarum*-Gewässer) und SE (*Gammarus*-freies Gewässer) exponiert. Eine weitere Anzahl von Enclosures verblieb zur Kontrolle im Herkunftsgewässer (siehe Abb. 2). Der Versuchszeitraum erstreckte sich vom 31.01.01 bis zum 23.02.01.

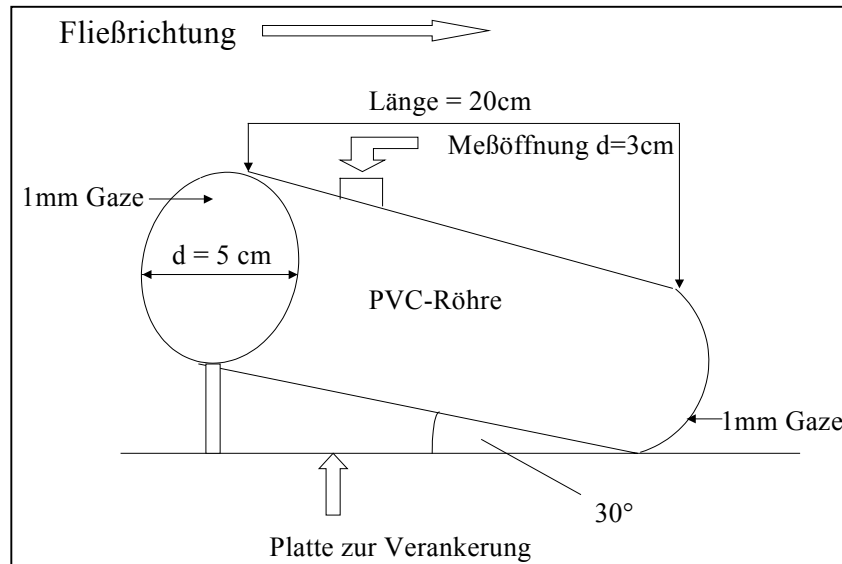


Abb. 1: Skizze eines verwendeten Enclosures

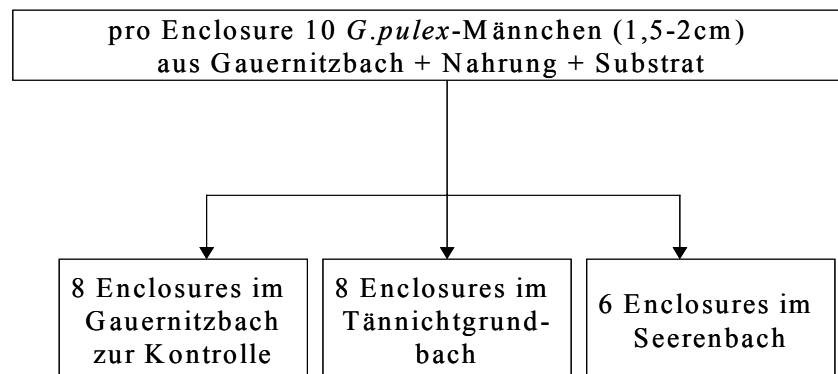


Abb. 2: Schema für den Besatz des GA, TÄ und SE mit *G.pulex*

Jede Expositionsrohre enthielt ausreichend Nahrung (im GA konditionierte Blätter von *Alnus glutinosa*) und Substrat (5-10 cm große Steine). Nach drei Wochen wurden in den Enclosures aller drei Gewässer die Überlebensraten sowie der Gehalt von Reservestoffen (Glykogen, Gesamtlipid) in den Geweben der exponierten Gammariden bestimmt. Zur Kontrolle erfolgte zeitgleich mit dem Abschluß des Experimentes die Entnahme von *G. pulex*-Männchen (Vergleichstiere) aus dem GA und eine Analyse der Glykogen- und Lipidgehalte dieser Tiere. Die Hälfte der Expositionsrohren aus GA und TÄ verblieb nach dem Entfernen der Nahrung für eine weitere Woche im Gewässer. Diese Vorgehensweise entzog den Tieren die Möglichkeit eventuellen Streß und damit verbundene Energieverluste über eine gesteigerte Nahrungsaufnahme (erhöhte Freßrate) auszugleichen. Anschließend wurden ebenfalls die Überlebensraten, sowie der Glykogen- und Lipidgehalt gemessen. Begleitend zum Transplantationsexperiment erfolgten in allen drei Untersuchungsgewässern Probenahmen zur Makrozoobenthosbesiedlung (Surber-Sampler), sowie die Ermittlung physikalischer (Leitfähigkeit, Temperatur), chemischer ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , pH-Wert) und hydrologischer (Fließgeschwindigkeit, Abfluß) Größen. Tabelle 2 zeigt die zur Auswertung der Überlebensraten und Reservestoffe angewendeten statistischen Verfahren.



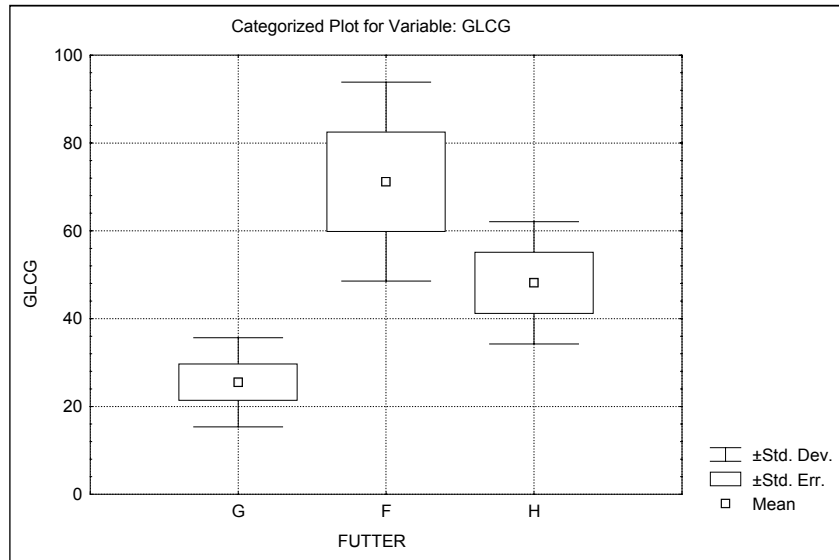


Abb. 4: Test, ob die Nahrung (SE, GA, TÄ) einen Effekt auf den Glykogengehalt (GLCG) (in  $\mu\text{mol}$  Glucose / g FG) von *G. pulex* hat. (N=15) (G= Vergleichstiere; F = Enclosure mit Futter, H = ohne Futter)

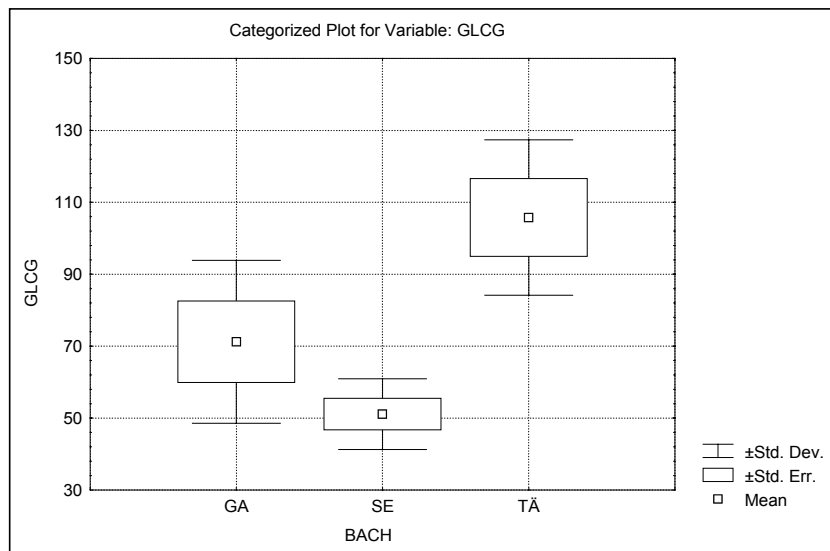


Abb. 5: Test, ob das Gewässer einen Effekt auf den Glykogengehalt (GLCG) (in  $\mu\text{mol}$  Glucose / g FG) von *G. pulex* im GA hat. (N=14)

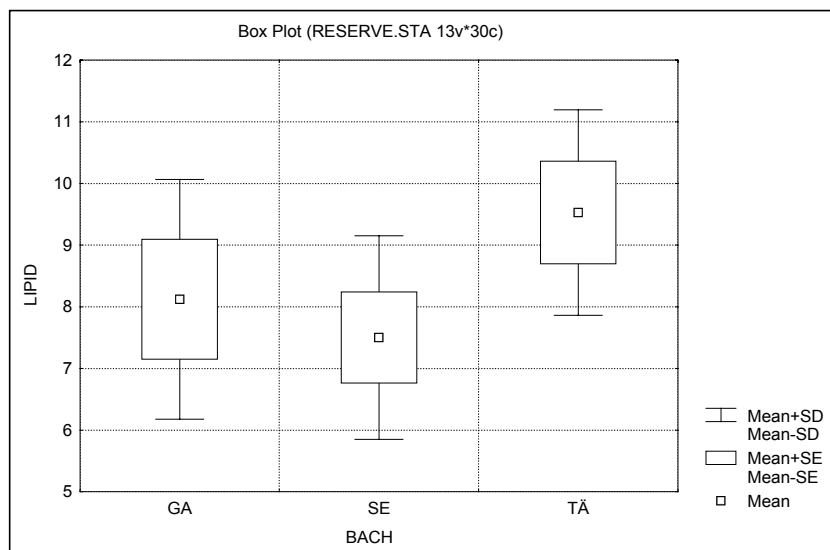


Abb. 6: Test, ob das Gewässer einen Effekt auf den Gesamtlipidgehalt (in %TM) von *G. pulex* hat (N=14)

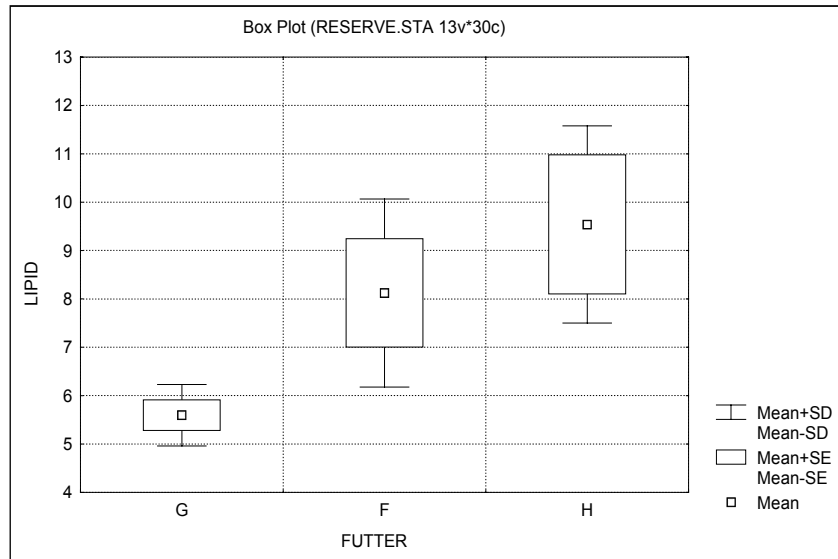


Abb. 7: Test, ob die Nahrung einen Effekt auf den Gesamtlipidgehalt (in %TM) von *G. pulex* im GA hat (G = Vergleichstiere; F = Enclosure mit Futter, H = ohne Futter) (N=15)

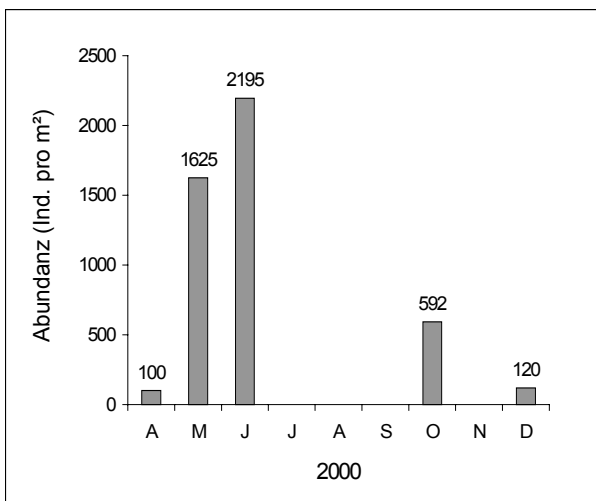


Abb. 8: Abundanzen von *G. pulex* im GA (die Daten von April bis Juni sind aus KÖNIG, 2000 entnommen). Die Skalierung der X-Achse zeigt die Monate April (A) bis Dezember (D).

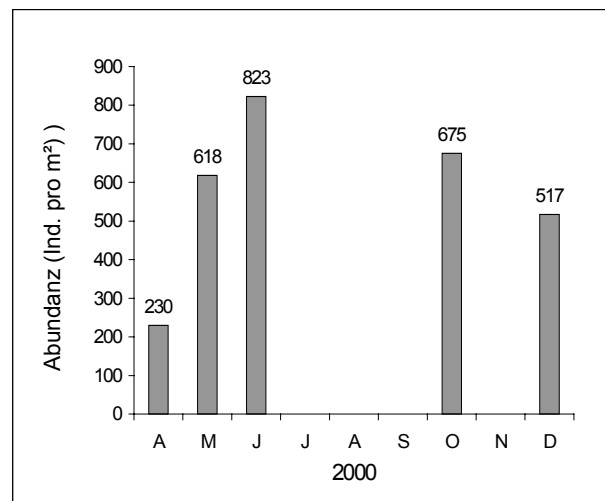


Abb. 9: Abundanzen von *G. fossarum* im TÄ (die Daten von April bis Juni sind aus KÖNIG, 2000 entnommen). Die Skalierung der X-Achse zeigt die Monate April (A) bis Dezember (D).

#### 4 Diskussion

Die ermittelten Überlebensraten und Glykogengehalte der Gammariden zeigen, daß das geringe Vorkommen von *G. pulex* im TÄ nicht allein mit den physikalisch-chemischen Bedingungen des Gewässers erklärt werden kann. Die Tiere speicherten im *fossarum*-Gewässer sogar mehr Glykogen als im GA (Herkunftsgewässer), was eher auf günstigere abiotische Umweltfaktoren hindeutet. Mit der Bestimmung der Gesamtlipide konnten in der vorliegenden Untersuchung weniger aussagekräftige Ergebnisse erzielt werden. Der Grund hierfür könnte in der längeren Mobilisierungsphase der Fettreserven ( $\beta$ -Oxidation)(HERVANT et al. 1999) liegen. Diese wurde durch die temperaturbedingte Verringerung der Stoffwechselaktivität der Gammariden (NILSSON 1974) zusätzlich verlangsamt (Temperaturen während des Experimentes oft nahe dem Gefrierpunkt). Die geringe Abundanz von *G. pulex* im *fossarum*-Gewässer ist eventuell mit einer Konkurrenz zwischen der *fossarum*- und *pulex*-Population erklärbar. Dabei könnte die geringere Empfindlichkeit von *G. fossarum* gegenüber hohen Strömungsgeschwindigkeiten einen entscheidenden Vorteil für diese *Gammarus*-Art darstellen. Bei *G. pulex* führen dagegen Temperaturen nahe des Gefrierpunkts zu einer starken Einschränkung der Bewegungsfähigkeit und

einer damit verbundenen Erhöhung der Driftrate (MEIJERING 1972), was möglicherweise den starken Einbruch der Besiedlungsdichte im Dezember erklärt (siehe Abb. 8). Für das Fehlen der Gattung *Gammarus* im SE könnten mehrere Faktoren verantwortlich sein. *G. pulex* speicherte in diesem Gewässer viel geringere Glykogenmengen, als im GA (Herkunftsgewässer), was auf einen erhöhten Energieverbrauch zur Kompensation von Streßbedingungen schließen läßt. Die Nahrungssituation spielt für die Widerstandsfähigkeit der Gammariden während Streßeinwirkungen eine bedeutende Rolle (ORENDT & REINHARDT 1997; WILLOUGHBY et al. 1976). In allen Enclosures waren die Tiere einer qualitativ und quantitativ günstigen Nahrungssituation ausgesetzt, weshalb der streßbedingte Energieverlust über die Nahrungsaufnahme kompensiert werden konnte. *G. pulex* wies somit trotz ungünstiger abiotischer Bedingungen, im *Gammarus*-freien Gewässer höhere Glykogenwerte auf, als die direkt dem GA entnommenen Vergleichstiere. Die Nahrungssituation ist aber im SE aufgrund des anstehenden Kiefern- und Fichtenforsts für *Gammarus* sehr ungünstig (niedriger N-Gehalt und schwere Verdaulichkeit der Nadeln (FRIBERG & JACOBSON 1994; HAECKEL et al. 1973), weshalb in diesem Gewässer, außerhalb der Enclosure, keine energetische Kompensation ungünstiger Lebensbedingungen (z.B. geringe Ionenkonzentrationen) durch Nahrungsaufnahme möglich ist. Schadstoffauswaschungen aus der Luft, großflächige Nadelforste und ein durch geringe Pufferkapazitäten gekennzeichneten geologischer Untergrund (Porphyry, Sandstein, Gneis), führten vor einigen Jahrzehnten im Einzugsgebiet des SE zur starken Versauerung von Boden und Gewässer (MENGISTU 1997). Diese Gegebenheit stellt offensichtlich einen weiteren Grund für das Fehlen von *Gammarus* in diesem Untersuchungsgewässer dar. Aufgrund großflächiger Kalkungen in den Jahren 1995/96 spielt das Problem der Gewässerversauerung heute keine Rolle mehr. Nur die Besiedlung des SE deutet durch das Fehlen der Fische, Mollusken und Gammariden noch auf eine frühere Versauerung hin. Säureempfindliche Benthosorganismen, wie zum Beispiel die Ephemeropteren, die als Insekten zu einer schnelleren Wiederbesiedlung fähig sind, konnten dagegen häufig nachgewiesen werden. Einen dritten ungünstigen Faktor für *Gammarus* stellt ein Verbau im unteren Bereich des SE dar, welcher für die Gammariden als unpassierbares Hindernis eine Wiederbesiedlung durch Aufwanderung verhindert.

## 5 Literatur

- FRIBERG, N., JACOBSEN, D. 1994: Feeding plasticity of two detritivore-shredders. *Freshwater Biology* 32: 133-142.
- HAECKEL, J.-W.; MEIJERING, M.P.D.; RUSETZKI, H. 1973: *Gammarus fossarum* KOCH als Fallaubzersetzer in Waldbächen. *Freshwater Biology* 3: 241-249.
- HERVANT, F.; MATHIEU, J.; BARRÉ 1999: Comparative study on the metabolic responses of subterranean and surface-dwelling amphipods to long-term starvation and subsequent refeeding. *The Journal of Experimental Biology* 202, 3587-3595.
- KÖNIG, M.; KOOP, J.H.E.; BENNDORF, J. 2002: Vergleichbarkeit von zwei Fließgewässern: Untersuchungen zu den abiotischen Umweltfaktoren und der Makrozoobenthosbesiedlung. DGL 2001
- MEIJERING, M.P.D. 1972: Experimentelle Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammariden in Fließgewässern. *Arch. Hydrobiol.* 70: 133-205.
- MENGISTU, A. 1997: Standortkundliche und hydrochemische Untersuchungen in zwei Wassereinzugsgebieten des Osterzgebirges. Dissertation, TU-Dresden
- NILSSON, L.M. 1974: Energy budget of a laboratory population of *Gammarus pulex* (Amphipoda). *Oikos* 25: 35-42.
- ORENDT, C.; REINHART, U. 1997: The distribution of *Gammarus pulex* (L.), *Asellus aquaticus* L. and *Pisidium* sp. in an acidified forest brook and some tributary springs indicating problems in assessing the local state of acidity at a small scale level. *Limnologica* 27: 271-280.
- WILLOUGHBY, L.G.; SUTCLIFFE, D.W. 1976: Experiments on feeding and growth of the amphipod *Gammarus pulex* (L.) related to its distribution in the River Duddon. *Freshwater Biology*, 6: 577-586.
- WINKELMANN, C.; SCHMIDT, S.; KOOP, J.H.E.; BENNDORF, J. 2001: Vergleichende Untersuchung zweier kleiner Mittelgebirgsbäche in Bezug auf ihre Eignung für ein paarweises Ökosystemexperiment. DGL 2000.

## Voraussetzungen für die Durchführung eines paarweisen Ökosystemexperiments in Fließgewässern

Jochen H.E. Koop, Marie König, Carola Winkelmann und Jürgen Benndorf  
Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

Keywords: Feldexperiment, RIA, Fließgewässer, Nahrungsnetz, top-down, Vergleichbarkeit

### Einleitung

Es gibt unterschiedliche experimentelle und methodische Ansätze, um die Strukturbildungsprozesse und die Funktionsmechanismen komplexer Fließgewässer-Nahrungsnetze zu untersuchen. In Labor- und Mesokosmos-Experimenten (z.B. in Fließbrinnen) können unter kontrollierten Bedingungen einfache, idealisierte Systeme untersucht werden, die z.B. ein Paar konkurrierender Arten und/oder ein Räuber-Beute-Paar enthalten. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Freilandbedingungen ist allerdings sehr problematisch. Voraussetzung dafür ist, dass die Grundkomponenten komplexer natürlicher Fließgewässer-Ökosysteme verstanden werden. Die beste Voraussetzung für dieses Grundverständnis sind Feldexperimente, die komplette natürliche Systeme umfassen. Ein Ökosystemexperiment ist die Untersuchung des Einflusses bestimmter Ereignisse in einem Gewässer auf das Nahrungsnetz und/oder auf ausgewählte Komponenten dieses Nahrungsnetzes. In Fließgewässern kann ein solches Ereignis z.B. der Eintritt einer Belastung durch eine punktuelle Einleitung sein (Oberhalb-Unterhalb-Untersuchung). Darüber hinaus kann ein Ereignis aber auch die gezielte experimentelle Steuerung (bottom-up oder top-down) in einem Gewässer oder Gewässerabschnitt sein (Vorher-Nachher Untersuchung). Wichtige ausgewählte Nahrungsnetz-Komponenten, die in einem Ökosystemexperiment untersucht werden können, sind u.a.: (a) die Abundanz- und Biomasse-Struktur des Makrozoobenthos; (b) die Drift, die Wanderung, das Fraßverhalten dieser Organismen und (c) ökophysiologische Komponenten (z.B. die Leistungen des Energiestoffwechsels konkurrierender Arten und ihrer Populationen). Herkömmliche vergleichende Untersuchungen an einzelnen Gewässern weisen allerdings ein prinzipielles statistisches Dilemma auf. Auf Grund fehlender Replikate od. Parallelen können meist keine statistisch relevanten Ergebnisse erzielt werden. Im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit steht daher die Fragen, (1) lassen sich im Freiland überhaupt statistisch relevante Ergebnisse erzielen und (2) wie muss ein spezielles experimentelles Design aussehen, damit statistisch relevante Ergebnisse erzielt werden können.

### Methoden

#### Ökosystemexperiment in Fließgewässern

Auch in Fließgewässern oder in ausgewählten Fließgewässerabschnitten sind experimentelle Steuerungen des Nahrungsnetzes (Ökosystemexperimente) möglich. Abb. 1 zeigt schematisch die wichtigsten Komponenten eines Fließgewässer-Nahrungsnetzes. Eine experimentelle Steuerung ist entweder top-down oder bottom-up möglich. Bottom-up können Komponenten verändert werden, welche die Produktionsprozesse im Gewässer beeinflussen. Die Beobachtung eines Gewässers z.B. vor und nach dem Abholzen der Uferbestockung (mit und ohne Beschattung) kann die Untersuchung des die Produktion steuernden bottom-up Faktors Licht zum Ziel haben (Hawkins et al., 1982). Ferner kann untersucht werden, inwieweit sich eine höhere Primärproduktion im Gewässer (fehlende Beschattung durch Ufervegetation = Erhöhung der Lichtmenge im Gewässer) bottom-up bis auf die höheren Ebenen des Nahrungsnetzes auswirkt. Wie in stehenden Gewässern bereits erfolgreich angewandt, kann aber insbesondere die top-down Steuerung des Nahrungsnetzes (Biomanipulation;

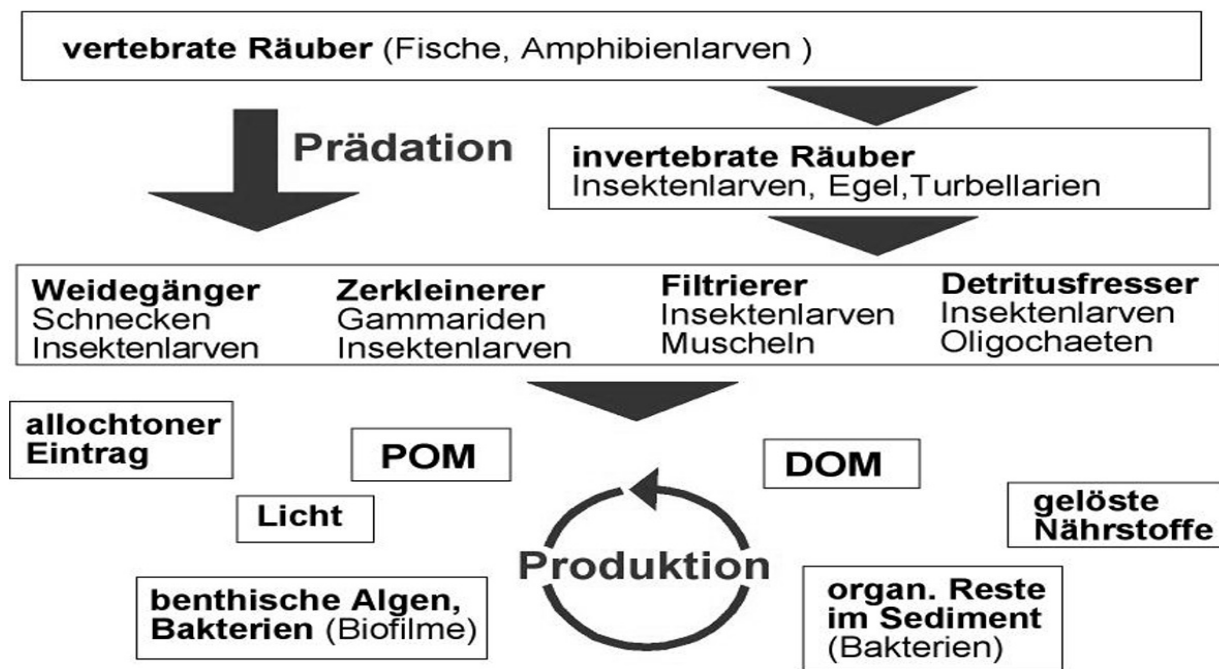


Abbildung 1: Wichtigste Komponenten eines Fließgewässernahrungsnetzes. In einem Ökosystemexperiment kann das Gewässer, z.B. durch Veränderung des Fischbestandes, top-down manipuliert werden. Der Einfluß dieser Steuerung auf die Ebenen des Nahrungsnetzes (schwarze Pfeile) kann dann untersucht werden.

Shapiro et al., 1975; Benndorf, 1984, 1995) auch in Fließgewässern wichtige Informationen über Nahrungsnetz-Interaktionen liefern. Analog zu den stehenden Gewässern ist ein zentrales Instrument dazu die Steuerung des Fischbesatzes in Fließgewässern z. B. mit Hilfe der Elektrofischerei. Eine Reduzierung oder Erhöhung des Fischbestandes im Gewässer führt zu einer Verringerung oder Erhöhung des Prädationsdrucks auf die Makrozoobenthosorganismen. Unter diesen Bedingungen kann untersucht werden, inwieweit sich diese experimentell veränderte Räuber-Beute-Struktur auf die unteren Ebenen des Nahrungsnetzes top-down auswirken (Benndorf et al., 2001).

### Ist eine statistische Absicherung von Ökosystemexperimenten in Fließgewässern möglich?

Es gibt prinzipiell zwei Möglichkeiten, die Ergebnisse von Ökosystemexperimenten in Fließgewässern statistisch abzusichern. Abb. 2a zeigt am Beispiel der vergleichenden Untersuchung von Fließgewässern ein Vorher-Nachher-Wiederholungsexperiment an verschiedenen Gewässern (randomized, replicated experimental design nach Hurlbert, 1984). Zunächst werden  $n \geq 10$  bisher experimentell nicht veränderte Fließgewässer untersucht. Der Mittelwert der Unterschiede zwischen diesen Gewässern wird berechnet (ein Jahrgang, vorher). Aus den 10 Gewässern werden 5 zufällig ausgewählt, die durch Änderung des jeweiligen Fischbestandes, top-down manipuliert werden. Die anderen 5 Fließgewässer bleiben unverändert. Nach einem weiteren Jahrgang mit dieser unterschiedlichen Steuerung werden die mittleren Unterschiede zwischen den  $n=5$  top-down gesteuerten und den  $n=5$  unveränderten Gewässern bestimmt. Durch eine Randomisierung aller Vorher und Nachher Ergebnisse mit Hilfe einer Monte-Carlo-Simulation kann schließlich statistisch überprüft werden, ob die Unterschiede der Nachher-Phase (mit top-down Manipulation) signifikant verschieden von den Unterschieden der Vorher-Phase (ohne top-down Manipulation) sind. Nachteile dieses experimentellen Designs sind allerdings: (1) die nicht realisierbare erforderliche Anzahl vergleichbarer Gewässer; (2) der enorme personelle und materielle Aufwand für die Untersuchung von  $n \geq 10$  Gewässern.

Eine weitere Möglichkeit zur statistischen Absicherung von Ökosystemexperimenten ist der Vorher-Nachher Vergleich eines Referenz- und eines Experimentalgewässers mit Hilfe der Randomized Intervention Analysis (RIA, Stewart-Oaten & Murdoch, 1986, Carpenter et

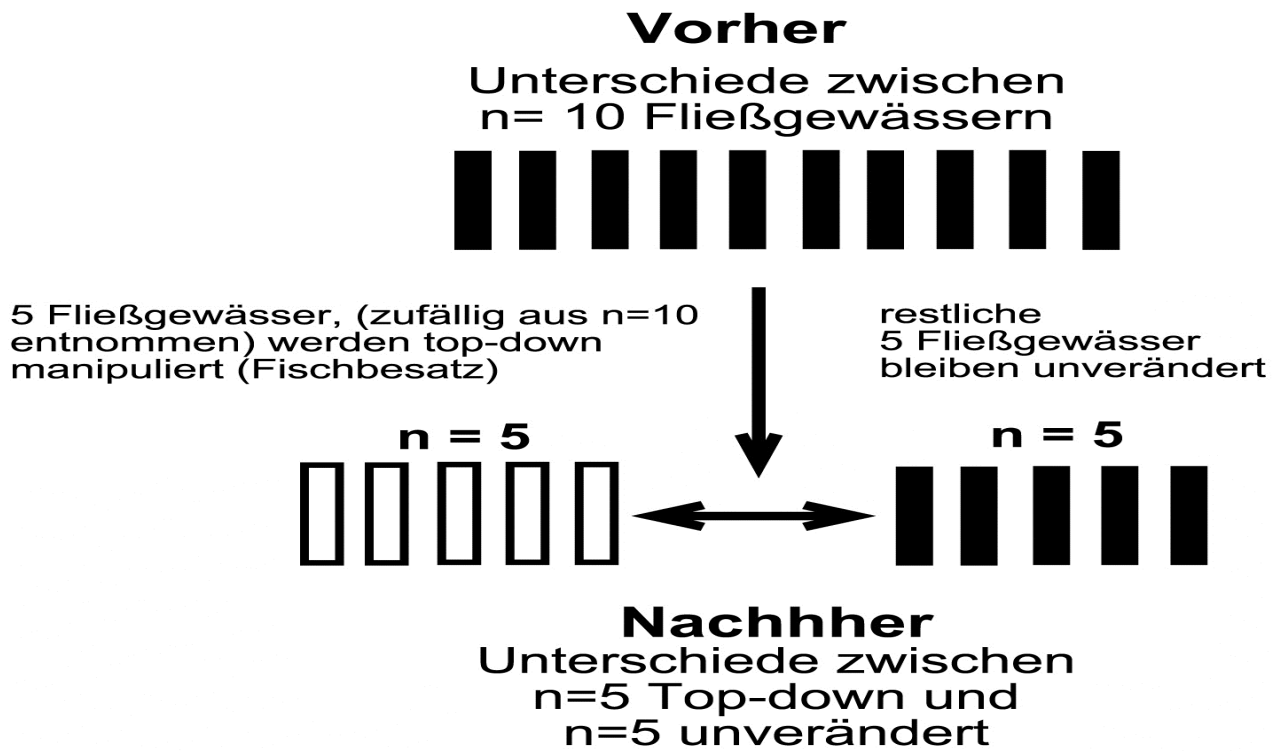


Abbildung 2a: Schema für Vorher-Nachher Wiederholungsexperimente an Fließgewässern (randomized, replicated experimental design, nach Hurlbert 1984)

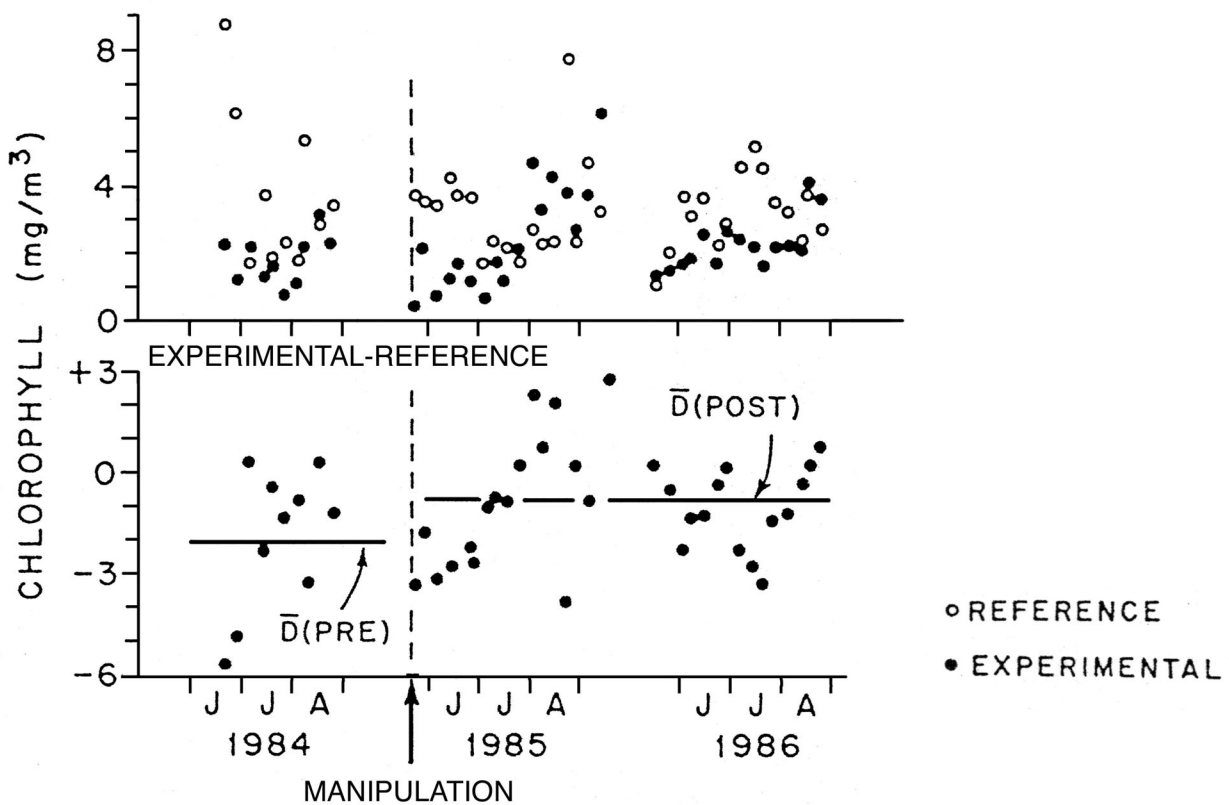


Abbildung 2b: RIA (= Randomized Intervention Analysis) am Beispiel der Chlorophyll-Konzentration in zwei stehenden Gewässern (aus Carpenter et al. 1989)

al. 1989). In Abb. 2b wird das RIA-Design am Beispiel der Untersuchung der Chlorophyll-Konzentration in zwei stehenden Gewässern erklärt (nach Carpenter et al. 1989). Die RIA beginnt mit einer Serie ( $\geq 1$  Jahresgang) von parallelen zeitgleichen Untersuchungen der Chlorophyll-Konzentration in einem Experimental- und einem Referenzgewässer. Aus den Meßwerten eines Termins wird die Differenz zwischen den Untersuchungsgewässern berechnet. Diese Differenzen werden über die gesamte Vorher-Phase gemittelt. Dann wird das Experimentalgewässer biomanipuliert d.h. der Anteil piscivorer Fische wird erhöht. Der erhöhte Fraßdruck führt top-down zu einer Reduzierung der planktivoren Fische und zu einer Massenentwicklung von Daphnien im Referenzgewässer. Das Referenzgewässer bleibt weiterhin unverändert. Diese Steuerung wird 2 weitere Jahre aufrechterhalten. Während dieser Zeit wird ebenfalls die mittlere Differenz der Chlorophyllkonzentration zwischen beiden Gewässern berechnet. Durch eine Randomisierung aller vorher und nachher Einzel-Differenzen z.B. mit Hilfe einer Monte-Carlo-Simulation kann dann überprüft werden, ob die mittlere Gesamtdifferenz nach dem Beginn der Steuerung signifikant höher oder niedriger als die mittlere Vorher-Differenz ist.

### Ein mögliches experimentelles Design

Abb. 3 zeigt schematisch den möglichen Aufbau eines RIA-Experiments am Beispiel einer top-down-Steuerung in Fließgewässern. Zwei Fließgewässer (Referenz- und Experimentalgewässer) werden einander gegenübergestellt. In beiden Gewässern wird jeweils ein Abschnitt von 500 m Länge abgeteilt. Die obere und untere Abschnittsgrenze wird mit einer Absperrung versehen, die undurchlässig für Fische ist. Im ersten und zweiten Jahr wird in beiden Gewässerabschnitten der gleiche Fischbestand eingestellt (Elektrofischerei). Die Unterschiede zwischen beiden Gewässerabschnitten werden in den ersten zwei Jahren vergleichend untersucht (Vorher-Phase). Am Ende des 2. Jahres werden die beiden Gewässerabschnitte unterschiedlich gesteuert. Während im Referenzgewässer weiterhin der gleiche Fischbestand aufrechterhalten wird, werden im Experimentalgewässer alle Fische entfernt. Dieser Zustand wird weitere 2 Jahre vergleichend untersucht (Nachher-Phase). Mit Hilfe der RIA wird dann überprüft, ob die Nachher-Differenzen (mit top-down Steuerung) zwischen beiden Gewässern sich von den Vorher-Differenzen (ohne top-down Steuerung) signifikant unterscheiden.

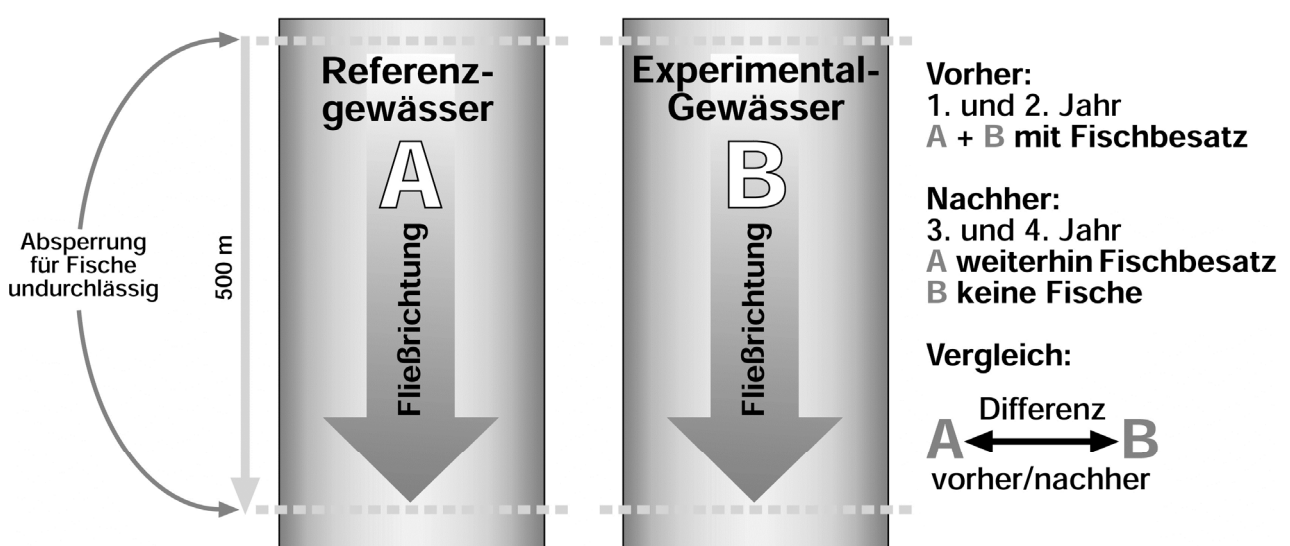


Abbildung 3: So könnte in Fließgewässern ein top-down Experiment mit dem RIA-Design nach Carpenter et al. (1989) aussehen.

Welche Voraussetzungen müssen zwei Fließgewässer erfüllen, damit sie als Referenz- und Experimentalgewässer in einem Ökosystemexperiment gegenübergestellt werden können? In Tabelle 1a ist die Charakteristik von zwei Bächen (Tännichtgrundbach und Gauernitzbach, Sachsen) gegenübergestellt, an denen ein Vorher-Nachher RIA-Gesamtökosystemexperiment durchgeführt werden soll. Auf den ersten Blick unterscheiden sich beide Gewässer nicht. Betrachtet man allerdings weitere abiotische Kenngrößen in beiden Gewässern (Tab. 1b), muß festgestellt werden, daß sich beide in 6 von 16 Meßgrößen signifikant unterscheiden. Die MDS-Analyse (multidimensional scaling) auf der Basis von Abundanz - und Biomassedaten und einem anschließend durchgeführter ANOSIM-Test (analysis of similarity) ergaben, dass sich die Artengemeinschaften beider Bäche beim Vergleich gleicher Habitattypen (pool und riffle) nicht signifikant voneinander unterscheiden (König et al., 2001). Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, welche Rolle insbesondere die vorhandenen abiotischen Unterschiede für die Vergleichbarkeit der Gewässer und die Anwendung der RIA spielen. Aus ökophysiologischer Sicht dürfen abiotische Unterschiede zwischen beiden Gewässern nur so klein sein, daß jede Art die in einem der Gewässer gefunden wird, auf Grund ihrer physiologischen Valenz potentiell auch im anderen Gewässer leben könnte (Ökophysiologische Voraussetzung). Carpenter et al. (1989) und Stewart-Oaten et al. (1986, 1992) definieren darüber hinaus statistische Voraussetzungen für die Eignung von Gewässern für RIA-Experimente. Danach müssen (1) bestehende abiotische und biotische Differenzen zwischen beiden Gewässern über den Zeitraum der experimentellen Vorher-Periode konstant bleiben und (2) natürlich auftretende Einzelergebnisse (Ausreißer, z.B. durch Hochwasser) zeitgleich in beiden Gewässern auftreten. Wichtig ist ferner (3), daß potentiell mögliche Autokorrelationen über die Zeitreihe beachtet werden, bzw. statistische Tests zur Indikation von Autokorrelationsereignissen eingesetzt werden.

Wenn diese Voraussetzungen erfüllt werden, kann mit Hilfe des RIA-Designs das "statistische Dilemma" von Freilanduntersuchungen an Fließgewässern überwunden werden. Der Vergleich von Referenz- und Experimentalgewässern (RIA) stellt ein Instrument dar, mit dem die Ergebnisse von Ökosystem-Experimenten statistisch abgesichert werden können. Die konsequente Umsetzung des RIA-Konzeptes als "experimentelles Werkzeug" könnte in Zukunft dazu beitragen, unser Wissen über Nahrungsnetzinteraktionen in Fließgewässern entscheidend zu verbessern. Die innovative Qualität und Trennschärfe dieses Instruments kann nur durch die praktische Umsetzung und Auswertung von paarweisen Ökosystemexperimenten getestet werden.

**Tabelle 1: Charakteristik eines potentiellen Referenz- und Experimentalgewässers**

<b>Merkmal</b>	<b>Gauernitzbach</b>	<b>Tännichtgrundbach</b>
<b>Länge (km)</b>	4,6	5,6
<b>Quellhöhe (NN)</b>	225	287
<b>Mündung (NN / bei Elbe km)</b>	100/ li. 73,9	99/ li. 71,7
<b>Einzugsgebiet (ha)</b>	398	553
<b>Gesamtgefälle (MW %)</b>	2,7	3,3
<b>Mittlere Bachbettbreite (m)</b>	1,4	1,8
<b>Mittlere Fließtiefe (cm)</b>	9	8
<b>Pools (Anz. km-1)</b>	69	74
<b>Riffels (Anz. km-1)</b>	65	64
<b>Anstehendes Gestein</b>	Schiefer, Auflage Löß	Schiefer, Auflage Löß
<b>Bodennutzung des Einzugsgebietes</b>	Land- und Forstwirtschaft	Land- und Forstwirtschaft
<b>Geochemischer Grundtyp</b>	Carbonatbach	Carbonatbach

**Tabelle 3: Vergleich abiotischer Unterschiede zwischen Gauernitzbach und Tännichtgrundbach (April bis September 2000, n=5-13, H-Test,  $p < 0,05$  signifikant \*)**

Meßgröße	Gau (Median)	Tänn (Median)	Signifikanz (p-Level)
Fließgeschw. ( $m s^{-1}$ )	0,35	0,35	-
Abfluß ( $L s^{-1}$ )	28	38	-
Temperatur ( $^{\circ}C$ )	12,0	12,0	-
pH-Wert	<b>8,4</b>	<b>7,9</b>	<b>*0,0001</b>
Leitfähigkeit ( $\mu S cm^{-1}$ )	<b>805</b>	<b>744</b>	<b>*0,0006</b>
Sauerstoff ( $mg L^{-1}$ )	10,3	10,6	-
Calcium ( $mg L^{-1}$ )	<b>140</b>	<b>99</b>	<b>*0,009</b>
Magnesium ( $mg L^{-1}$ )	<b>22</b>	<b>28</b>	<b>*0,0163</b>
$\Sigma$ Calcium + Magnesium ( $mg L^{-1}$ )	162	126	-
TN ( $mg L^{-1}$ )	42	50	-
Nitrat ( $mg L^{-1}$ )	<b>36</b>	<b>49</b>	<b>*0,009</b>
Nitrit ( $mg L^{-1}$ )	0,03	0,02	-
Ammonium ( $mg L^{-1}$ )	0,03	< 0,03	-
TP ( $\mu g L^{-1}$ )	390	470	-
SRP ( $\mu g L^{-1}$ )	<b>85</b>	<b>170</b>	<b>*0,009</b>
DOC ( $mg L^{-1}$ )	2,6	2,1	-

## Literatur

- BENNDORF J. (1995) Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80: 519-534.
- BENNDORF J., BÖING W., KOOP J., NEUBAUER I. (2001) Top-down control of phytoplanktonlower: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology*. (in press)
- CARPENTER S.R., FROST T.M., HEISEY D., KRATZ T.K. (1989) Randomized intervention analysis and the interpretation of whole-ecosystem experiments. *Ecology* 70: 1142-1152
- HAWKINS C.P., MURPHY M.L., ANDERSON N.H. (1982) Effects of caopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. *Ecology* 63: 1840-1856
- HURLBERT S.H. (1984) Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211
- KÖNIG M., KOOP J.H.E., BENNDORF J. (2001) Vergleichbarkeit von zwei Fließgewässern: Untersuchungen zu den abiotischen Umweltfaktoren und der Makrozoobenthosbesiedlung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2001: (im Druck)
- SHAPIRO J., LAMARRA V., LYNCH M. (1975) Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik P.L. & Fox J.L. (editors) *Water quality management through biological control*. University of Florida, Gainesville, Report No. ENV-07-75-1: 85-96
- STEWART-OATEN A., MURDOCH W.W. (1986) Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? *Ecology* 67: 929-940
- STEWART-OATEN A., BENCE J.R., OSENBURG C.W. (1992) Assessing Effects of unreplicated perturbations: no simple solutions. *Ecology* 73: 1396-1404

## Analyse der mit der Krebschere (*Stratiotes aloides* L.) assoziierten Makroinvertebratenzönose

Martin Raffel & Michael Schirmer

Universität Bremen, FB 2, AG Aquatische Ökologie, Postfach 330440, 28334 Bremen  
Tel.: (0421) 210738, e-mail: raffel@uni-bremen.de

Keywords: Wesermarsch, *Stratiotes aloides*, *Aeshna viridis*, *Aeshna isosceles*, *Bagous binodulus*, *Parapoynx stratiotata*

### Einleitung und Zielsetzung

*Stratiotes aloides* ist eine ausdauernde Wasserpflanze, welche in der Lage ist, v. a. durch ihre vegetative Fortpflanzung mittels Ausläufer und Turionen (Überwinterungsknospen) dichte Bestände zu bilden. In den Blättern enthaltene Aerenchyme ermöglichen der Pflanze eine Luftregulation, mit deren Hilfe sie im Sommer halb untergetaucht an der Oberfläche schwimmt, im Herbst absinkt, unter der Eisdecke überwintert und im Frühjahr wieder auftaucht. Die Krebschere hat aufgrund ihrer stabilen Blattrosette eine einzigartige Struktur, die eine vielseitige Besiedlung der submersen Blattflächen und der Blattachsen durch aquatische Makroinvertebraten begünstigt (HIGLER 1977).

1. Es soll die an bzw. in unmittelbarer Nähe zur Pflanze lebende Makroinvertebratenzönose innerhalb definierter Grenzen erfasst und dargestellt werden.
2. Anhand der gefundenen Arten wird überprüft, ob und in welchem Ausmaß funktionale Bindungen zur Pflanze oder zu anderen Mitgliedern der Zönose vorliegen.

### Probenahmestationen

Anzutreffen ist die Krebschere in stehenden bis langsam fließenden, meso- bis schwach eutrophen (phosphatarmen), kalkarmen aber dennoch basenreichen Gewässern. Während sie früher noch häufig in Altwässern vorkam und durch Überschwemmungen verbreitet wurde, so sind heute die meisten dieser natürlichen Standorte anthropogenen Eingriffen zum Opfer gefallen oder eutrophiert. In Deutschland zählt sie mittlerweile zu den gefährdeten Pflanzen (RL 3). Einen wichtigen Ersatzlebensraum findet sie in den Entwässerungsgräben der norddeutschen Flussmarschen. Besonders in den Bremen umgebenden Feuchtgrünländern hat die Krebschere überregional bedeutsame Verbreitungsschwerpunkte (SINNING 2001). Hier ist das Bremer Naturschutzgebiet "Westliches Hollerland", dessen insgesamt etwa 90 km Grabenlänge auf einer Strecke von ca. 16 km von der Krebschere besiedelt werden, deutlich hervorzuheben (HELLBERG 1997).

Für die Beprobung des Makrozoobenthos wurden 8 Probenahmestellen eingerichtet, die sich auf die Bremischen Gebiete Hollerland (4 Stationen), Blockland (1) und Niedervieland (3) verteilen.

Hollerland: Hol 1, Hol 2, Hol 3 = Graben; Hol 4 = Grabenaufweitung

Blockland: Bll 1 = Graben

Niedervieland: Nvl 1 und Nvl 3 = Graben; Nvl 2 = Altwasser

## **Material und Methoden**

Während der Freilandarbeiten im Sommer 1998 fanden für jede Station an jeweils 3 Fangterminen (Juni, Juli, Aug./Sept.) Makrozoobenthos-Beprobungen statt. Hierbei wurden einzelne Krebscheren entnommen, in Transportgefäße überführt und im Labor die Wirbellosen abgesucht. Die Probenahme erfolgte mit einem speziell angefertigten Handkescher, der es erlaubte, auch größere Krebscheren-Pflanzen gänzlich zu umfassen. Auf diese Weise konnten auch mobile oder in unmittelbarer Nähe der Pflanze schwimmende Arten gefangen werden.

Bei der Probenahme wurden nur große bis mittelgroße Krebscheren ausgewählt, um die aus der Pflanzengröße resultierenden Besiedlungsunterschiede möglichst gering zu halten. Die Pflanzen dieser Größenordnung hatten einen Durchmesser von ca. 30-40 cm sowie etwa 40-60 Blätter mit einer Länge von maximal 50 cm, welche zu etwa 1/3 aus dem Wasser ragten. Die an einigen dieser Pflanzen durchgeführte Vermessung ergab eine vitale Gesamt-Blattfläche von ca 0,4-0,75 m<sup>2</sup>. Der Stichprobenumfang betrug in der Juni-Beprobung noch 10 *Stratiotes*-Pflanzen pro Station und wurde in den weiteren Probenahmen auf 5 Pflanzen herabgesetzt.

## **Ergebnisse und Diskussion**

Bei einem Stichprobenumfang von insgesamt 160 Pflanzen wurden fast 29.500 Individuen gezählt, die sich auf ein recht großes Artenspektrum von mindestens 144 Arten verteilen (Abb. 1). Die Artenzahlen der einzelnen Stationen lagen zwischen 71 und 92 Arten, lediglich das Altwasser "Nvl 2" besaß mit mindestens 53 Arten ein wesentlich geringeres Arteninventar.

Die größten Individuenanteile entfielen auf die Dipteren zu einem Drittel und die Gastropoden zu etwa einem Fünftel der Gesamtmenge. Abb. 2 zeigt jedoch auch die individuenreiche Beteiligung weiterer Ordnungen bzw. Klassen an der Zusammensetzung der vorgefundenen Makroinvertebratenfauna.

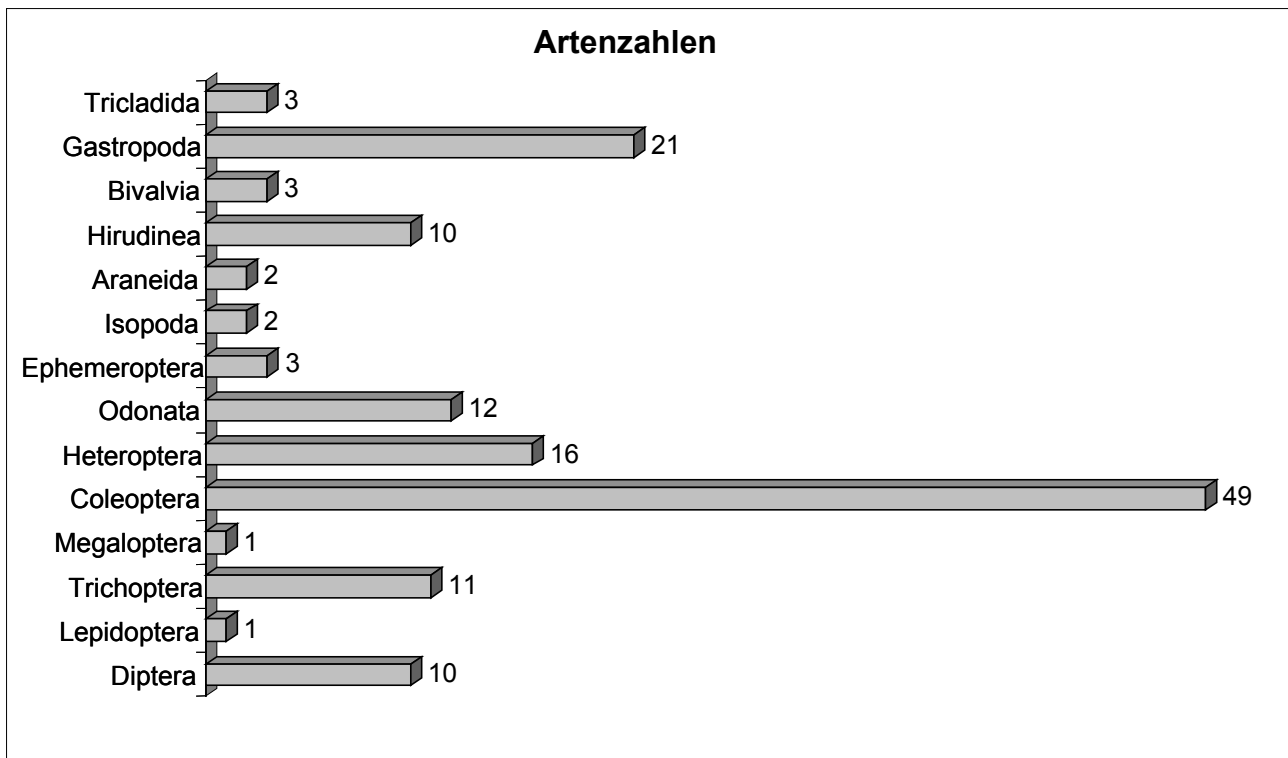


Abb. 1: Gesamtanzahl der im Untersuchungsgebiet angetroffenen Arten bzw. höheren Taxa

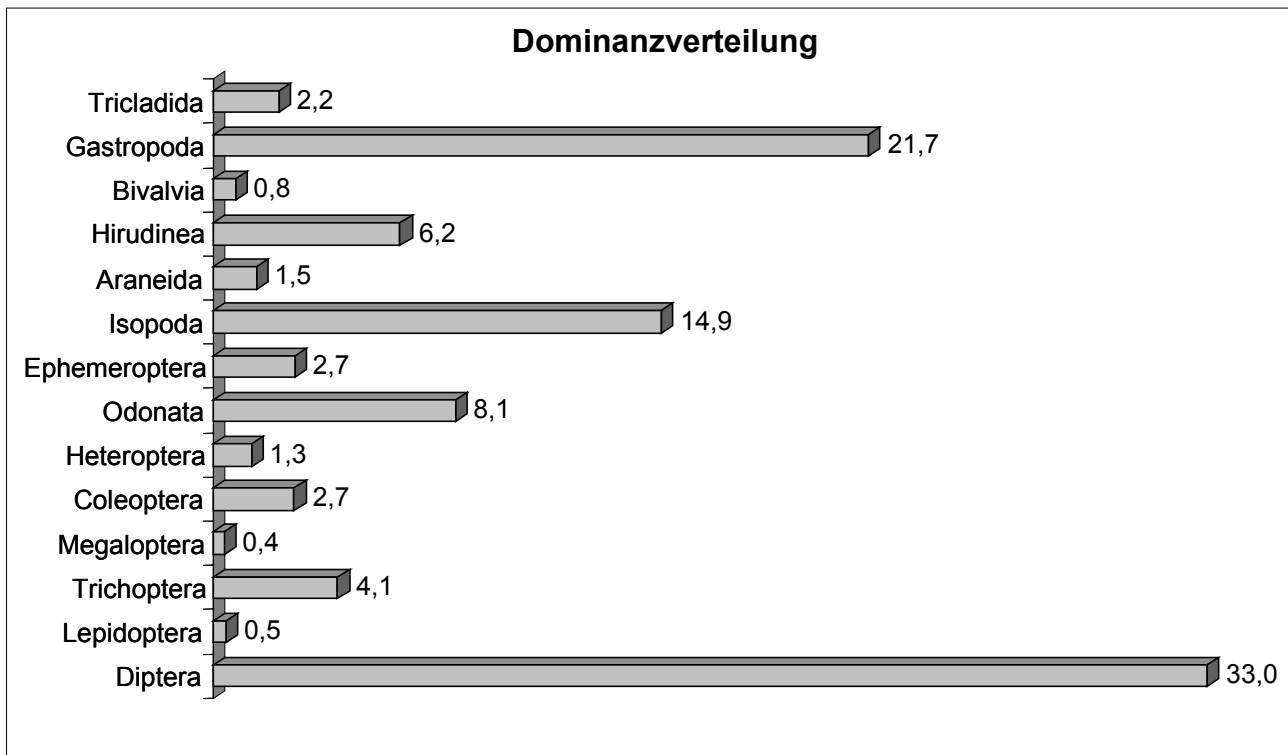


Abb. 2: Relative Häufigkeit der Individuen im Untersuchungsgebiet in %

Dominant an allen Standorten waren die Chironomiden (indet.), und Isopoden (*Asellus aquaticus* bzw. an "Nvl 2" *Proasellus coxales*), des Weiteren oftmals Gastropoden (*Anisus vortex*, *Hippeutis complanatus*, *Segmentina nitida*, *Physa fontinalis*, *Radix ovata*, *Valvata cristata*), Hirudineen (Er-

*pobdella octoculata* und *E. nigrocollis*, *Helobdella stagnalis*), die Zygoptere *Coenagrion pulchellum* und die Trichoptere *Holocentropus picicornis*. Hierbei handelt es sich um Arten, die nur geringe Lebensraumsprüche stellen und sogar als Indikatoren für hohe organische Belastung und dadurch entstehende Sauerstoffdefizite gelten (SCHMEDTJE & COLLING 1996). Unter den rezedenten Arten fanden sich aber auch regelmäßig solche, die höhere Anforderungen an den O<sub>2</sub>-Gehalt stellen (z. B. *Argyroneta aquatica*, div. Ephemeropteren und Trichopteren). Das Auftreten gefährdeter Arten, wie z. B. der Große Kolbenwasserkäfer (*Hydrous piceus*), zeigt die Bedeutung dieser Gewässer als Lebensraum auch für seltene aquatische Makroinvertebraten (WITT & HAESLOOP 2001).

Die SÖRENSEN- und RENKONEN-Indices zeigen große Ähnlichkeiten der erfassten Zönosen sowohl in der Arten- als auch in der Dominanzidentität, v. a. zwischen den Gräben Hol 1, Hol 2, Hol 3, Nvl 1 und Nvl 3 (Abb. 3 und 4). Ausschlaggebend dafür dürften jedoch nicht nur die gleichartige Gewässerstruktur, sondern auch der ähnliche Wasserchemismus sowie die Vernetzung mit anderen nahegelegenen Kleingewässern sein, welche die Immigration vieler Arten ermöglicht. Die geringen Übereinstimmungen zu "Nvl 2" sind vermutlich auch auf die relativ isolierte Lage des Altwassers zurückzuführen.

	Hol 1	Hol 2	Hol 3	Hol 4	Bll 1	Nvl 1	Nvl 2	Nvl 3
Hol 1		74	72	57	66	68	61	72
Hol 2			72	61	70	74	66	73
Hol 3				65	65	72	63	68
Hol 4					71	68	49	55
Bll 1						73	54	65
Nvl 1							60	71
Nvl 2								63
Nvl 3								





	< 50 %
	50-59 %
	60-69 %
	≥ 70 %

Abb. 7: Artenidentität nach SÖRENSEN unter Berücksichtigung der bis zur Art determinierten Taxa

	Hol 1	Hol 2	Hol 3	Hol 4	Bll 1	Nvl 1	Nvl 2	Nvl 3
Hol 1		71	60	57	45	72	41	69
Hol 2			76	73	52	74	45	70
Hol 3				73	48	68	38	64
Hol 4					56	68	36	61
Bll 1						58	37	44
Nvl 1							43	70
Nvl 2								40
Nvl 3								





	< 50 %
	50-59 %
	60-69 %
	≥ 70 %

Abb. 8: Dominanzidentität nach RENKONEN unter Berücksichtigung sämtlicher im Untersuchungsgebiet angetroffenen Taxa

Die angetroffenen Makroinvertebraten sind durch ihre Lebensweise verschiedenartig an die Blattstruktur der Krebschere gebunden (Tab. 1). In den meisten Fällen ist diese Bindung jedoch nur fakultativ, d. h. sie könnte sich auch auf andere Wasserpflanzen beziehen.

Tab. 1: Bindungen verschiedener Taxa zur Krebschere

Bindender Faktor	Assoziierte Taxa	Ort
Wirtspflanze für Phytophage	<i>Bagous binodulus</i>	Blattinneres
	<i>Parapoynx stratiotata</i>	Blattflächen
Eiablage-Substrat	<i>Aeshna viridis</i> , <i>A. isosceles</i>	Blattinneres
	Gastropoda <i>Erpobdella spp.</i> <i>Coenagrion pulchellum</i> , <i>C. puella</i>	Blattunterseite
Substrat für Minierer	Chironomidae	Blattinneres
Beschattung	Tricladida	Blattunterseite
Aufwuchs	Gastropoda, <i>Cloeon dipterum</i>	Blattoberseite
abgestorbene Blätter und Detritus	Isopoda, (Gastrop., <i>Caenis spp.</i> )	Blattflächen, Blattachseln
Konzentration der Beute	Tricladida	Blattunterseite
	Hirudinea, Araneida, Odonata, Heteroptera, Coleoptera, <i>Sialis lutaria</i> , Trichoptera	Blattflächen, Blattachseln sowie Nahbereich der Pflanze
Versteckmöglichkeiten	kleine Arten	Blattachseln
Überwinterungssubstrat	mehnjährige Arten	Blattflächen, Blattachseln

obligate Bindungen

Die ausschließlich (obligat) an die Krebschere gebundenen Arten *Aeshna viridis* (Grüne Mosaikjungfer) und in NW-Deutschland auch *A. isosceles* (Keilflecklibelle) sowie *Parapoynx stratiotata* (Krebschere-Zünsler) fanden sich - bezogen auf die Zahl der Proben einzelner Stationen - mit Frequenzen von 25-50 % regelmäßig und mitunter in Abundanzen von mehreren Individuen pro Pflanze. Das Vorkommen von *Bagous binodulus* (Krebschere-Rüssler) im Untersuchungsgebiet belegt ein Einzelfund in dem Altwasser (Station Nvl 2). Das Auftreten dieser Spezialisten steht in direktem Zusammenhang zur Verbreitung der Krebschere, so dass Bremen mit seinen großflächigen Krebschere-Beständen eine große Verantwortung für das Überleben dieser Arten trägt.

## Literatur

- HELLBERG, F. (1997): Naturschutzgebiet Westliches Hollerland (Leher Feld) - Ein beispielhaftes Naturschutzprojekt in Bremen; Pflege, Entwicklung und Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. SFGJSU, Bremen. 76 S.
- HIGLER, L.W.G. (1977): Macrofauna-cenoses on Stratiotes-plants in Dutch broads. Research Institute for Nature Management. 86 S.
- SINNING, F. (2001): Bestandssituation der Krebschere (*Stratiotes aloides*) in der Wesermarsch. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5: 65-69.
- SCHMEDTJE, U. & COLLING, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsdienst des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96. 543 S.
- WITT, J. & HAESLOOP, U. (2001): Das Makrozoobenthos in den Grabensystemen des Großraumes Bremen. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5: 71-90.

Stelzer, Martin<sup>1</sup>, Wichowski, Franz-Josef<sup>2</sup> & Torsten Metzger<sup>3</sup>

## Wiederansiedlung der Flußperlmuschel im Hessischen Spessart

<sup>1,3</sup> Büro für Umweltplanung und -beratung (GbR), Frankfurter Str. 42, D-63571 Gelnhausen

<sup>2</sup> Regierungspräsidium Darmstadt, Abteilung Staatliches Umweltamt Hanau, Willy-Brandt Str. 23, D-63450 Hanau

Keywords: *Margaritifera margaritifera*, Mittelgebirge, Wiederansiedlung, Hessischer Spessart, *Salmo trutta* f. *fario*

### 1 Einleitung

Die Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* (LINNAEUS 1758)) ist eine vom Aussterben bedrohte Tierart. Sie wird in dieser Kategorie in den Roten Listen sowohl der Bundesrepublik Deutschland (JUNGBLUTH & VON KNORRE 1995) als auch des Landes Hessen (HMILFM 1996[1997]) geführt. Im „IUCN Invertebrate Red Data Book“ wird sie als im gesamten Verbreitungsgebiet gefährdet eingestuft.

Die Bestandsentwicklung in Hessen zeigt einen für Mitteleuropa typischen Verlauf. Die Bestände in Hessen sind in den letzten 90 Jahren von ehemals zahlreichen Vorkommen in Odenwald, Vogelsberg, Rhön und Spessart auf 12 Tiere (1999) zusammengeschrumpft (NAGEL 1993 a, b, 1994, 1995 a, b, 1996, 1997, 1998). Das vorliegende Artenschutzprojekt basiert auf einem 5-Jahres-Konzept, das anlässlich eines Fachgesprächs im Jahr 2000 im zuständigen Hessischen Ministerium vorgestellt wurde. Ziel des Vorhabens ist die Wiederansiedlung der Flußperlmuschel im hessischen Teil des Spessarts. Die Finanzierung erfolgt durch das Regierungspräsidium Darmstadt und die Interessengemeinschaft der Kinzignpächter (IGK).

Das aktuelle Vorhaben basiert auf den Erfahrungen und Ergebnissen der vorhergehenden Teilprojekte (1994-1999):

In Anlehnung an die Methode von HRUSKA (1997) wurde der Reifeprozess der Glochidien auf den Fischkiemen (parasitäre Phase) in den Jahren 1998/1999 und 1999/2000 durch eine sukzessive Erhöhung der Wassertemperatur beschleunigt. Die Mortalität der Bachforellen war unter diesen Bedingungen hoch (Aquarienhaltung). Zudem waren diese Laborarbeiten mit einem erheblichen zeitlichen und finanziellen Aufwand verbunden.

Aufgrund der geringen Befallsintensität und der hohen Mortalität der Bachforellen konnten zudem nur wenige Jungmuscheln gewonnen werden.

Demzufolge beschränkte sich das Aussetzen der Jungmuscheln auf wenige Bäche und Habitattypen.

Aus diesen Erfahrungen wurden folgende Vorgaben abgeleitet:

- Um die Erfolgsaussichten hinsichtlich der Entwicklung einer Initialpopulation zu verbessern wurden die Laborarbeiten (Hruska-Methode) weitgehend reduziert, dafür die Menge der infizierten Fische erhöht und das Projektgebiet vergrößert.
- Zur Verringerung der Mortalität unter den Bachforellen werden die Fische während des Wachstums der Glochidien in einem Naturteich gehältert.
- Um die physiologische Belastung für die Bachforellen zu kontrollieren soll die Befallsintensität sukzessive ansteigen. In 2001 wurde nur eine geringe Anzahl von Jungmuscheln freigesetzt (ca. 30.000). Die Befallsintensität soll auf ca. 100 Glochidien/Fisch gesteigert werden, um mehrere Bäche und Habitattypen besetzen zu können.
- Die Erfolgskontrollen sollen in Abhängigkeit von der Befallsintensität frühestens im Jahr 2006 durchgeführt werden.

Im vorliegenden Beitrag werden die Ergebnisse der letzten 2 Jahre dargestellt und bewertet.

## 2 Projektgebiet

Das Projektgebiet liegt im Bereich des nördlichen Buntsandsteinspessarts. Es umfaßt kleinere Mittelgebirgsbäche (Gewässerstrukturgüteklasse 1-2) des Kinzig-Systems: Die Bieber mit den Zuflüssen Kasselbach, Lützelbach und Schwarzbach sowie die Orb und den Hirschbach.

## 3 Methoden

Die grundlegenden Methoden sind im Zwischenbericht 1999 sowie im Abschlußbericht 1999/2000 zum Artenschutzprojekt Flußperlmuschel im Hessischen Spessart hinreichend beschrieben worden (BUB 1999, 2000). An dieser Stelle sollen daher nur die neuen methodischen Aspekte erwähnt werden. Die Änderungen beziehen sich weitestgehend auf die Infektion und Hälterung der Bachforellen.

Die infizierten Bachforellen werden vom Infektionszeitpunkt an bis kurz vor dem Termin des Freisetzens der Jungmuscheln in einem Naturteich gehältert. Die Fische der Altersklasse 0+ werden mit Jungfischfutter (Pellets) gefüttert. Anhand regelmäßiger Stichproben von 5-20 Fischen werden das Wachstum der Fische, der Glochidien sowie die Befallsrate und -intensität kontrolliert.

Wenige Wochen vor dem Freisetzen der Jungmuscheln, der Durchmesser der Glochidien liegt nun bei etwa 300 µm, werden die infizierten Fische in Drahtkäfigen in ausgewählten Bachabschnitten ausgesetzt. Die Käfige bestehen aus einer stabilen Rahmenkonstruktion, die mit Maschendraht der Maschenweite 8-10 mm bespannt ist. Um die Behälter auch in kleinen Fließgewässern gezielt einsetzen zu können, werden zwei verschiedene Größen verwendet. Die Abmessungen betragen 90 x 90 x 50 cm und 180 x 80 x 50 cm. Die Abbildung 1 zeigt die verwendeten Drahtkäfige und deren Standort im Frühjahr 2001. Nach dem Abfallen der Jungmuscheln werden die Bachforellen in anderen Gewässerbereichen freigesetzt, um die autochthonen Fischbestände nicht zu gefährden.



**Abb. 1:** Artenschutzprojekt „Flußperlmuschel Hessischer Spessart“: Der auf dem linken Bild abgebildete Drahtkäfig (L x B x H: 180 cm x 80 cm x 50 cm) verfügt über einen stabilen Stahlrahmen. Die Bespannung besteht aus Maschendraht (Maschenweite 8-10 mm). Die rechte Abbildung zeigt die Drahtkäfige, die im Frühjahr 2001 mit Bachforellen der Altersklasse 0+ besetzt wurden.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Herkunft und Alter der Bachforellen

Von einer autochthonen Bachforellenpopulation des Buntsandsteinspessarts der Fischzucht Wiesenfelder wurden ca. 10.000 Bachforellen (AK 0+) für die Infektion bereitgehalten. Der Längenbereich der Bachforellen umfaßte 50-105 mm. In der Tabelle 1 sind die Daten im Vergleich mit denen aus dem Vorjahr dargestellt.

**Tab. 1:** Artenschutzprojekt „Flußperlmuschel Hessischer Spessart“: Anzahl, Alter und Länge der infizierten Bachforellen in den Jahren 2000 und 2001.

<b>Zeitraum</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>
Altersklasse der Bachforellen	0+	0+
Anzahl	ca. 11.000	ca.10.000
Mittlere Länge	4 cm	6 cm

#### **4.2 Infektion der Bachforellen**

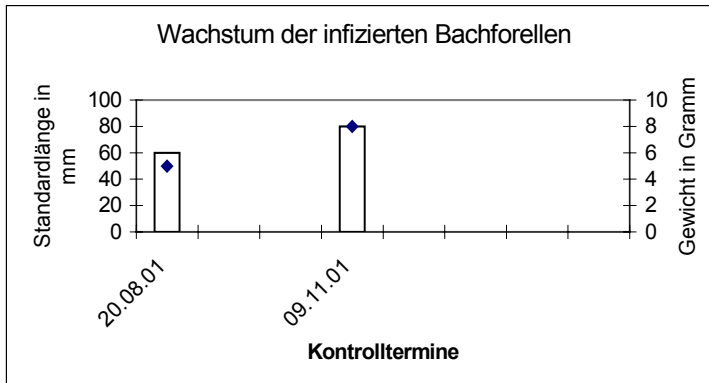
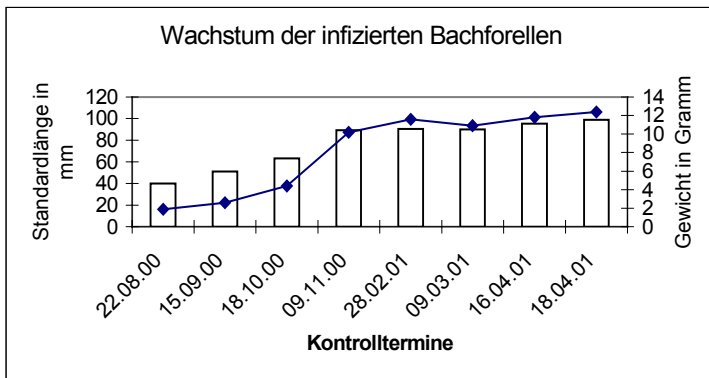
Es wurden am 19.08.2001 Glochidien von Flußperlmuscheln aus dem Zinnbach (Fichtelgebirge) gewonnen und bis zum darauffolgenden Tag zwischengehältet. Am 20.08.2001 erfolgte die Infektion der Bachforellen mit den Glochidien in einem speziellen Infektionsbecken, das mit 1.500 Ltr. befüllt wurde. Die Gesamtzahl der eingesetzten Glochidien betrug ca. 5.8 Millionen. Damit ergibt sich eine Glochidienkonzentration von fast 3900 Glochidien/ltr. zum Zeitpunkt der Infektion. Etwa 1 Stunde nach der Infektion wurden dem Infektionsbecken 5 Bachforellen entnommen, um den Infektionserfolg zu kontrollieren. Es wurde eine Befallsrate von 100% und eine durchschnittliche Befallsintensität von 99 Glochidien/Bachforelle festgestellt. Eine Übersicht über die Rahmenbedingungen der Infektion im Vergleich mit denen des Vorjahres gibt Tabelle 2.

**Tab. 2:** Artenschutzprojekt „Flußperlmuschel Hessischer Spessart“: Rahmendaten der Infektion der Bachforellen im August 2000 und 2001.

<b>Kriterium</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>
Anzahl Bachforellen	11000	10000
Altersklasse der Bachforellen	0+	0+
Datum der Infektion	22.08.00	20.08.01
Gesamtzahl der Glochidien	ca. 500.000	ca. 5.8 Mio.
Glochidienkonzentration zum Zeitpunkt der Infektion in Glochidien/Liter	333	3900
Durchschn. Befallsintensität/Fisch unmittelbar nach Infektion	25	99

#### **4.3 Längen- und Gewichtswachstum der Bachforellen**

Die Bachforellen wurden wie im Vorjahr (2000/2001) in einem Naturteich gehältert. Der Wachstumsverlauf ist zusammen mit den Daten aus dem Vorjahr in der Abbildung 2 dargestellt. Die Mortalität lag bis zum 09.11.2001 bei ca. 200 Bachforellen. Das entspricht einer Verlustrate von 2%, wenn man von 10.000 Bachforellen ausgeht.



**Abb. 2:** Artenschutzprojekt „Flußperlmuschel Hessischer Spessart“: Entwicklung der infizierten Bachforellen während der Hälterung (2000 und 2001). Standardlängen werden in Balken, Gewichte in der mit Rauten markierten Linie angegeben. Anfangs wurden 5 Tiere untersucht. Am 28.02.01 neun und vom 09.03.-18.04.01 sowie am 09.11.01 wurden jeweils 20 Tiere untersucht.

#### 4.4 Befallsraten

Nach der Infektion am 22.08.01 waren es 99 Glochidien, am 09.11.01 noch 54 Glochidien, die pro Fisch auf den Kiemen festgestellt wurden. In der Tabelle 3 sind die Befallsraten und die Mittelwerte der Befallsintensität zusammen mit den Daten des Vorjahres dargestellt.

**Tab. 3:** Artenschutzprojekt „Flußperlmuschel Hessischer Spessart“: Befallsintensität (mittlere Anzahl der Glochidien pro Bachforelle) und Befallsrate (%) während der Entwicklung zur Jungmuschel; Stichprobenumfang: \* 5 Fische; \*\* 9 Fische, ansonsten wurden 20 Fische untersucht.

Zeitpunkt	Befallsrate 2000	Befallsrate 2001	Befallsintensität 2000	Befallsintensität 2001
22.08.00*	100	100	25	99
15.09.00*	100		3	
18.10.00*	100		3	
09.11.00*	100	100	7	54
09.11.01				
28.02.01**	33		1	
09.03.01	60		3	

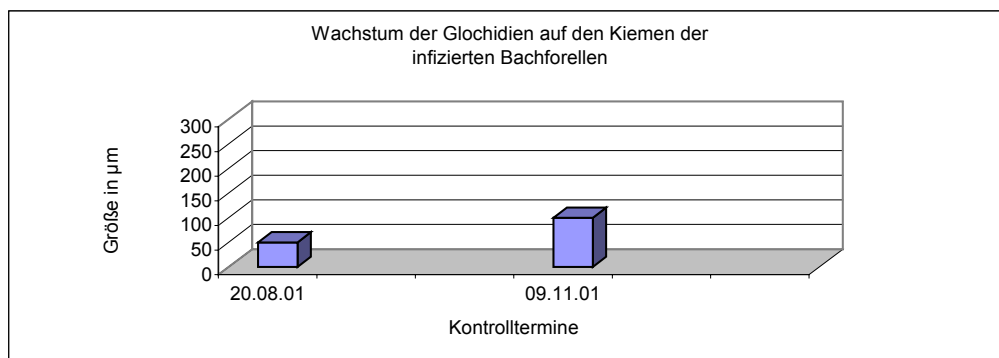
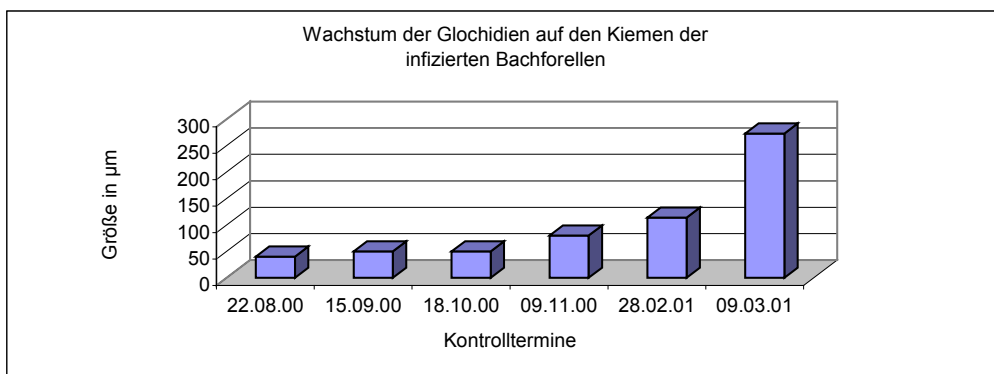
#### 4.5 Wachstum der Glochidien

Die Ergebnisse der Wachstumsuntersuchung (2000 und 2001) sind in der Tabelle 4 und in der Abbildung 3 zusammengefaßt.

**Tab. 4:** Artenschutzprojekt „Flußperlmuschel Hessischer Spessart“: Wachstum der Glochidien auf den Bachforellenkiesen in den Jahren 2000 und 2001.

Kriterium	Zeitpunkt	Durchschnittliche Größe (µm)	Anzahl untersuchter Fische
Infektion (2000/2001)	22.08.00	40 µm	5
	20.08.01	50 µm	10
1. Kontrolle 2000/2001	15.09.00	50 µm	5
2. Kontrolle 2000/2001	18.10.00	50 µm	5
3. Kontrolle 2000	09.11.00	80 µm	5
1. Kontrolle 2001/2002	09.11.01	100 µm	20
4. Kontrolle 2000/2001	28.02.01	114 µm	9
5. Kontrolle 2000/2001	09.03.01	273 µm	20

Zum Zeitpunkt der Infektion (2001/2002) waren die Glochidien im Durchschnitt 50 µm groß. Am 09.11.01 wurde eine durchschnittliche Größe von 100 µm ermittelt. Beide Werte liegen deutlich über denen des Vorjahres. Die Wassertemperatur lag im August 2001 bei 15,5 °C, im September bei 14 °C, im Oktober bei 12 °C und im November bei 9 °C. Bis zum 09.11.01 wurden somit ca. 1.000 Tagesgrade erreicht, deutlich mehr als im Vorjahr.



**Abb. 3:** Artenschutzprojekt „Flußperlmuschel Hessischer Spessart“: Entwicklung der Glochidien auf den Fischkiemen in den Jahren 2000 und 2001. Die durchschnittliche Größe wurde auf der Grundlage von 5 bis 20 untersuchten Bachforellen ermittelt.

## 5 Vorläufige Bewertung

### 5.1 Infektion der Bachforellen

Die Infektion der Bachforellen kann, aufgrund der Befallsrate von 100%, wie im Vorjahr als gelungen bezeichnet werden. Die mittlere Befallsintensität konnte deutlich gesteigert werden, sie liegt nun deutlich über dem Wert des Vorjahres, und bietet eine gute Ausgangsbasis für die erfolgreiche Freisetzung von Jungmuscheln im kommenden Frühjahr.

### 5.2 Hälterung der Bachforellen im Naturteich

Die Verlustrate liegt mittlerweile bei 2%. Vermutlich werden die Vorjahreswerte übertroffen. Die langanhaltenden sommerlichen Temperaturen und der geringe Wasserabfluß sind hierfür ausschlaggebend. Eine Bewertung des Größenwachstums der Bachforellen ist zur Zeit noch nicht möglich.

### 5.3 Entwicklung der Glochidien

Die Größenzunahme der Glochidien ist aufgrund der höheren Ausgangswerte nach der Infektion sowie der hohen Temperaturen bisher größer als im Vorjahr. Die Grundlagen für die Entwicklung und Freisetzung einer großen Anzahl von Jungmuscheln sind infolge der hohen Befallsintensität als gut zu bezeichnen. Eine genaue Bewertung der Wachstumsleistungen und der Mortalität ist erst im Frühjahr 2002 möglich

## 6 Danksagung

Für die gute Zusammenarbeit und die Unterstützung bei der Vorbereitung und der Durchführung der Arbeiten bedanken wir uns bei Herrn Dr. Köhler (RP Darmstadt), der Interessengemeinschaft der Kinzigpächter (IGK). Besonderer Dank gilt der Bayerischen Versuchsanstalt in Aufseß sowie Herrn Ottmar Wiesenfelder.

## 7 Literatur

BUB (BÜRO FÜR UMWELTPLANUNG UND -BERATUNG (1999): Artenschutzprojekt Flußperlmuschel im Hessischen Spessart, unveröff. Abschlußbericht. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

BUB (BÜRO FÜR UMWELTPLANUNG UND -BERATUNG (2000): Artenschutzprojekt Flußperlmuschel im Hessischen Spessart, unveröff. Abschlußbericht. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.

HRUSKA, J. (1997): Nahrungsansprüche der Flußperlmuschel und deren natürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik.- Heldia, Band 4, Sonderheft 6, S. 69-79.

JUNGBLUTH, J.H. & VON KNORRE, D. (1995): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)] in Deutschland. 5. (revidierte und erweiterte) Fassung 1994 [Bearbeitungsstand: Februar 1994]. Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft 56/57: 1-17, Frankfurt/M.

HMILFN (1996 [1997]): Rote Liste der Schnecken und Muscheln Hessens. 3. Fassung. (Stand: 1. Oktober 1995, Bearbeiter: Dr. Dr. J.H. JUNGBLUTH). Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.), Wiesbaden. (erschienen 1997).

NAGEL, K.O. (1993 a, b, 1994, 1995 a, b, 1996, 1997, 1998): Schutzkonzept und Ergebnisberichte über biologische Stützungsmaßnahmen und andere Schutzmaßnahmen im "Artenschutzprojekt Flußperlmuschel Vogelsberg". Auftraggeber: Regierungspräsidium Gießen, Obere Naturschutzbehörde.

NAGEL, K.-O. (1998): Gutachten über die Verbreitung, Gefährdung und Erhaltung der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der hessischen Rhön. Auftraggeber: Regierungspräsidium Kassel, Obere Naturschutzbehörde.

HÜBNER, D., J. FISCHER, D. BORCHARDT & H.W. BOHLE: Auswirkungen der Eutrophierung und die Veränderung der hyporheischen Milieubedingungen auf die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche (*Thymallus thymallus*).

MILER, O. & PH. FISCHER: Verteilung und Migrationsverhalten von Trübschenlarven bei der Einwanderung ins Litoral des Bodensees

SCHMALZ, W., M. SIEGESMUND & H.-P. HACK: Untersuchungen der Wirksamkeit akustischer Signale an ausgewählten Fischarten zum Schutz der Fischfauna vor Turbinenschäden

SIEGESMUND, M., W. SCHMALZ & K. THÜRMER: Betrachtung zeitlicher Migrationsmuster verschiedener Fischarten bei Effizienzkontrollen an Fischwanderhilfen

## Auswirkungen der Eutrophierung und die Veränderung der hyporheischen Milieubedingungen auf die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche (*Thymallus thymallus*).

D. Hübner<sup>1</sup>, J. Fischer<sup>2</sup>, D. Borchardt<sup>2</sup> & H.W. Bohle<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Biologie, Abt. Tierökologie, Karl-von-Frisch-Str., 35043 Marburg, <sup>2</sup>Universität Gesamthochschule Kassel, Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel

Keywords: Äsche, *Thymallus thymallus*, Interstitial, Sauerstoffdefizit, Ammoniaktoxizität, Lahn

### Einleitung:

In den letzten zwei Jahrzehnten haben die Populationsgrößen der Äsche in Mitteleuropa abgenommen (BAARS ET AL., 2000). Als mögliche Ursachen werden häufig der Ausbau und die fehlende Strukturdiversität der Gewässer genannt. Regional kann auch der erhöhte Fraßdruck durch Vögel für den Rückgang verantwortlich gemacht werden (FRENZ ET AL., 1997). Die stoffliche Belastung der Fließgewässer wird in der Diskussion als eine weitere mögliche Ursache oft vernachlässigt, da man davon ausgeht, dass sich die Wasserqualität ausreichend verbessert hat. Der Nährstoffeintrag durch angrenzende Landwirtschaft und punktuelle Einleiter (Kläranlagen, Regenüberläufe, etc.) ist jedoch immer noch so hoch, dass es im Frühjahr zu Eutrophierungsprozessen mit vermehrtem Wachstum benthischer Algen kommt. Die photosynthetische Aktivität dieser Algen führt zu starken Schwankungen chemischer Parameter in der freien Welle und damit auch in den obersten Schichten des Interstitials. Das Frühjahrsmaximum der Algenentwicklung tritt regelmäßig Ende April/Anfang Mai auf und fällt somit in die Zeit der Interstitialentwicklung der Äsche. Die Auswirkungen der Eutrophierungseffekte auf die frühen Entwicklungsstadien der Äsche unter verschiedenen stofflichen Belastungen sind Thema der vorliegenden Arbeit.

### Untersuchungsgebiet

Die Arbeiten fanden im Frühjahr 2000 in der Lahn statt, einem 245 km langen Zufluss des Rheins. Das untersuchte Teilstück liegt 53 km unterhalb der Quelle in der Äschenregion bei Marburg. Die Lahn ist dort ca. 10-15 m breit, hat ein Einzugsgebiet von 453 km<sup>2</sup> und einen durchschnittlichen Abfluss von 7,3 m<sup>3</sup>/s. Der Fluss hat bis zum untersuchten Abschnitt eine Abwasserlast von 10 kommunalen Kläranlagen aufgenommen, die insgesamt eine Ausbaugröße von 110.000 Einwohnerwerten (EW) haben. Im Untersuchungsabschnitt befindet sich der Ablauf der Kläranlage Sarnau mit 15.500 EW. Der abwasserbürtige Anteil beträgt bei Niedrigwasser (MNQ = 0,567 m<sup>3</sup>/s) 26 % oberhalb und 31 % unterhalb der Kläranlage.

### Material und Methoden

Um die verschiedenen stofflichen Belastungen auf die Äschen im Interstitial zu erfassen, wurden drei Versuchsfelder angelegt. Ein Versuchsfeld befand sich oberhalb der Kläranlageneinleitung vor einer Stromschnelle, an der die Äschen regelmäßig laichen. Die beiden anderen Felder wurden ebenfalls vor einer Stromschnelle ca. 100 m unterhalb der Einleitung positioniert. Ein Versuchsfeld lag innerhalb, das andere außerhalb der Abwasserfahne. In jedes Versuchsfeld wurden frisch befruchtete Äscheneier (n=300) in gaze-ummantelten Whitlock-Vibert-Boxen in einer Tiefe von 5-10 cm vergraben. Zeitgleich dazu wurden flexible Plastikschräuche in 10, 20 und 30 cm Tiefe eingebracht und daraus innerhalb der Inkubationszeit in regelmäßigen Abständen Wasserproben mit Hilfe einer Spritze gewonnen. Die Kontrolle der Äschenentwicklung erfolgte durch eine Eiprobe im Oberflächenwasser der Lahn. Zu drei Entwicklungszeitpunkten (Augenpunkt, Dottersack und Aufschwimmen der Larven) wurden jeweils zwei Boxen pro Versuchsfeld gehoben, das Material

mit 4 % Formol fixiert und vermessen. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes lief eine Online Messung verschiedener chemischer Parameter im Oberflächenwasser. Dadurch konnten die Stoffverhältnisse im Interstitial modelliert werden (BORCHARDT & FISCHER 2000).

## Ergebnisse

### Überlebensraten im Interstitial

In allen drei Versuchsfeldern kommt es zu einem kontinuierlichen Abfall der überlebenden Individuen. Oberhalb der Kläranlage erreichen 58 % aller Eier das Augenpunktstadium. Unterhalb des Einleiters befinden sich außerhalb der Abwasserfahne 47 % und innerhalb der Fahne 33 % im Augenpunktstadium. Der Rest ist verpilzt. Fast die Hälfte der Tiere (48 %) lebt zum Zeitpunkt des Dottersackstadium oberhalb der Kläranlage, wohingegen deutlich weniger Tiere unterhalb der Kläranlage leben (25 % außerhalb der Abwasserfahne und 16 % innerhalb der Abwasserfahne). Noch deutlicher werden die Unterschiede am Ende der Inkubationszeit, als die Larven aufschwimmen: oberhalb der Einleitung leben 42 % der Tiere, außerhalb der Abwasserfahne 14 %, wohingegen innerhalb der Abwasserfahne kein Tier überlebt hat.

Entw. Stadium \ Versuchsfeld	oberh. Kläranlage	unterh. Kl. außerh. Abwasserfahne	unterh. Kl. innerh. Abwasserfahne
Augenpunktstadium	58 %	47 %	33 %
Dottersacklarve	48 %	25 %	16 %
aufschwimmende Larve	42 %	14 %	0 %

Tab. 1: Überlebensraten der Äschen im Interstitial der Versuchsfelder

### Stoffliche Verhältnisse im Oberflächenwasser

Die nachfolgende Grafik zeigt die Online Messung im Oberflächenwasser der Lahn. Sie präsentiert den zeitlichen Ausschnitt während und nach der Interstitialphase der Äsche. Es zeigt sich, dass während der Interstitialphase große Tag-Nacht Schwankungen des Sauerstoffgehalts und des pH-Wertes auftreten. Verantwortlich dafür ist die photosynthetische Aktivität der benthischen Algenzönose, die in diesem Zeitraum einen flächendeckenden Aufwuchs bildet. Die mittlere Sauerstoff-Konzentration in diesem Zeitraum beträgt 10 mg/l. Die Unterschiede in der Tagesganglinie betragen beim Sauerstoffgehalt bis zu 9 mg/l, mit minimalen Konzentrationen von knapp 6 mg/l in der Nacht und maximalen Werten von über 15 mg/l während des Tages. Der durchschnittliche pH-Wert beträgt 8,3 mit Nachtwerten um 7 und Spitzenwerten bis 10 in den Nachmittagsstunden. Während des gesamten Zeitraumes kommt es zu einem kontinuierlichen Anstieg der Wassertemperatur.

Nur wenige Tage nachdem die Äschen das Interstitial verlassen haben, kam es zum Absterben der Algenpopulation, sichtbar am Anstieg der Trübung. Dadurch kommt es zu einer starken Abnahme der Tag-Nachtschwankungen von Sauerstoff und pH-Wert.

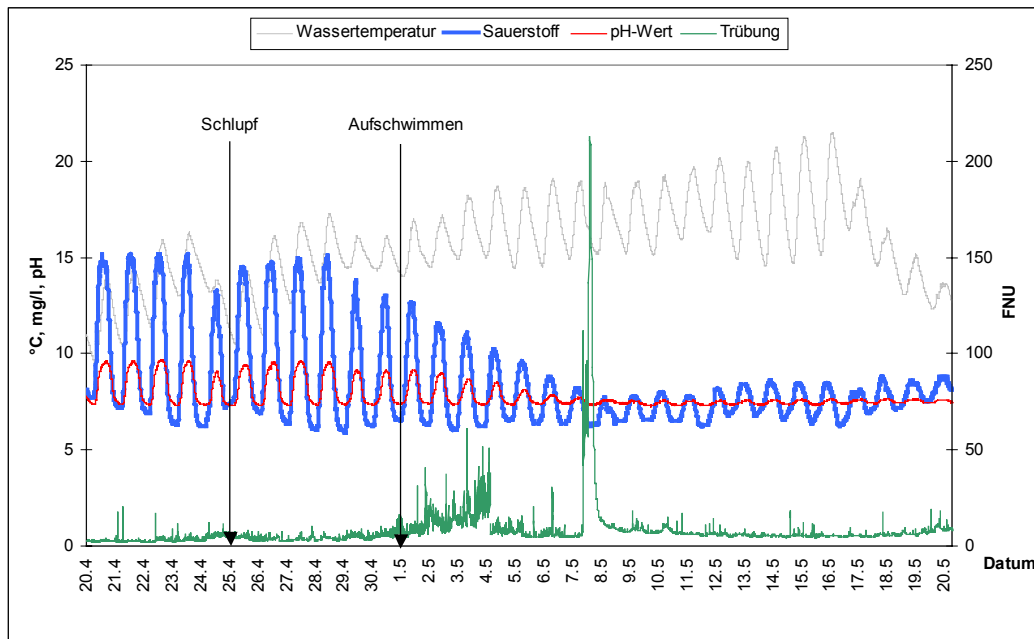


Fig. 1: Online Messung während und nach der Interstitialphase der Äschen

### Sauerstoffverhältnisse im Interstitial

In allen drei Versuchsfeldern lagen die Sauerstoffwerte in 10 cm Kiesbetttiefe im Durchschnitt fast 3 mg/l niedriger als im Oberflächenwasser (im Mittel 9,75 mg/l vs. 7,03 mg/l). In der Nacht kommt es, bedingt durch den Wegfall der photosynthetischen Sauerstoffproduktion der Algen, zu niedrigen Sauerstoffkonzentrationen von knapp 3 mg/l. Diese Verhältnisse sind für Fischlarven kritisch. Am Tage liegt der Sauerstoffgehalt bei 12 mg/l. Im Gegensatz zum Oberflächenwasser bleiben die Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial meist unterhalb der Sauerstoffsättigungskurve.

### pH-Wert und Ammoniakverhältnisse im Interstitial

In allen drei Versuchsfeldern liegt der mittlere pH-Wert mit 8,1 in der Abwasserfahne bzw. 8,2 außerhalb der Fahne und oberhalb der Kläranlage im alkalischen Bereich. Im Extremfall treten tagsüber, wenn der pH-Wert durch die photosynthetische Aktivität der benthischen Algen ansteigt, sogar pH-Werte bis knapp unter 10 auf. Dies hat zur Folge, dass das Gleichgewicht vom Ammonium zum fischtoxischen Ammoniak verschoben ist. Der untere Grenzwert für fressfähige Forellenbrut von 0,006 mg/l  $\text{NH}_3^+$  ( $\cong 4,9 \mu\text{g/l NH}_3\text{-N}$ ) (SCHÄPERCLAUS 1979) wird am Tage bei allen Versuchsfeldern deutlich überschritten. Tabelle 2 zeigt die pH-Werte in den Versuchsfeldern:

<p style="text-align: center;">Versuchsfeld pH-Wert</p>	oberh. Kläranlage	unterh. Kl. außerh. Abwasserfahne	unterh. Kl. innerh. Abwasserfahne
Mittelwert	8,1	8,2	8,1
Maximum	9,9	9,8	9,9

Tab. 2: pH-Werte in den Versuchsfelder in einer Interstitialtiefe von 10 cm

Oberhalb der Kläranlage wurde vor dem Schlupf eine mittlere Ammoniak-Konzentration von 6,2  $\mu\text{g/l NH}_3\text{-N}$  ermittelt. Nach dem Schlupf betrug die mittlere Konzentration durch die stärkere pH-Pufferung im Interstitial 3,3  $\mu\text{g/l NH}_3\text{-N}$  und war damit fast halb so groß wie vor dem Schlupf. Auch die Maximalkonzentration war mit 18,4  $\mu\text{g/l NH}_3\text{-N}$  deutlich niedriger als vor dem Schlupf

(29,7 µg/l NH<sub>3</sub>-N). Am Ende der Inkubationszeit kam es zu keiner Überschreitung der potentiell toxischen Werte.

Unterhalb der Kläranlage außerhalb der Abwasserfahne konnte nur ein geringer Abfall der mittleren Ammoniakkonzentration von 6,9 µg/l NH<sub>3</sub>-N vor dem Schlupf auf 6,6 µg/l NH<sub>3</sub>-N nach dem Schlupf festgestellt werden. Die Maximalkonzentrationen lagen gleichbleibend bei ca. 30 µg/l NH<sub>3</sub>-N.

Unterhalb der Kläranlage innerhalb der Abwasserfahne betrug die mittlere Konzentration 17,9 µg/l NH<sub>3</sub>-N vor dem Schlupf und 10 µg/l NH<sub>3</sub>-N nach dem Schlupf. Die höchste Konzentration wurde vor dem Schlupf mit 95 µg/l NH<sub>3</sub>-N gemessen. Auch nach dem Schlupf lag die Maximalkonzentration mit 52 µg/l NH<sub>3</sub>-N um das 10-fache höher als der kritisch anzusehende Wert.

Tabelle 3 gibt eine Übersicht der Ammoniakkonzentrationen vor und nach dem Schlupf der Äsche:

Versuchsfeld NH <sub>3</sub> -N [µg/l]	oberh. Kläranlage	unterh. Kl. außerh. Abwasserfahne	unterh. Kl. innerh. Abwasserfahne
Mittelwert vor Schlupf	6,2	6,9	17,9
Mittelwert nach Schlupf	3,3	6,6	10,0
Maximum vor Schlupf	29,7	32,2	94,9
Maximum nach Schlupf	18,4	30,1	52,1

Tab.3: Ammoniakkonzentrationen in den Versuchsfelder in einer Interstitialtiefe von 10 cm

## Diskussion

Im Mittelpunkt der vorliegenden Untersuchung standen die Auswirkungen der Eutrophierung eines Fließgewässers auf die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche im Interstitial. Verantwortlich für die Eutrophierung war hierbei der erhöhte Eintrag von Phosphat und Stickstoffverbindungen aus der Kläranlageneinleitung. Die Kläranlage arbeitet wie viele andere Kläranlagen derselben Größe ohne Stickstoffelimination, so dass die Konzentrationen in der Einleitungsstrecke entsprechend hoch sind. Zusätzlich ist die Phosphorbelastung aus oberhalb gelegenen Abwassereinleitungen so hoch, dass es zu eutrophen Bedingungen kommt. Von zentraler Bedeutung sind an der Lahn die benthischen Algen, deren photosynthetische Aktivität zu starken Schwankungen des pH-Wertes und der Sauerstoffkonzentration in der fließenden Welle sowie im Porenwasser der obersten Interstitialschichten führt. Die pH-Wert Schwankungen erreichen dabei, trotz der Pufferung im Interstitial, in allen drei Versuchsfeldern kritische Werte von 10. Legt man den Grenzwert für Forellenlaich von pH 9 zugrunde (KLEE 1985), so kann eine Schädigung der Äschen durch pH-Toxizität nicht ausgeschlossen werden.

Neben dem pH-Wert sind auch die Sauerstoffverhältnisse im Interstitial aller Versuchsfelder kritisch. Schon die mittlere Konzentration der drei Stellen von 7 mg/l wird als limitierender Wert für die Entwicklung für Meerforelleneiern angegeben (INGENDAHL, 2001). In der Nacht, zur Zeit des größten Sauerstoffdefizits mit Konzentrationen z.T. unter 3 mg/l, wird der untere Grenzwert für geschlüpfte Salmonidenbrütlinge von 5,2 mg/l deutlich unterschritten (SOWDEN & POWER, 1985).

Für die ungleiche Mortalität zwischen den Feldern dürfte aber die unterschiedliche Stickstoffbelastung in den Versuchsfeldern ausschlaggebend sein. Es gibt in der Literatur keine Angaben zur Letalkonzentration des Ammoniak in der Ei- und Larvalphase von Thymalliden. Für die ersten Juvenilstadien der nahe verwandten Salmoniden finden sich in der Literatur unterschiedliche Ammoniak-Grenzwerte. SCHÄPERCLAUS (1979) gibt für die Fressfähigkeit von Forellenbrut einen Grenzwert von rund 5 µg/l NH<sub>3</sub>-N an. Als akut toxisch für junge Salmoniden

werden etwas höhere Werte zwischen 66 µg/l NH<sub>3</sub>-N (ROSENTHAL & MUNRO 1985) und 80 µg/l (ALABASTER ET AL., 1983, BORCHARDT 1992) angesehen. Mit großer Sicherheit liegen die Grenzwerte für die empfindlichen Larvalstadien der Kieslaicher weit darunter. Deswegen wurde in dieser Untersuchung der niedrigste Grenzwert von 5 µg/l NH<sub>3</sub>-N angenommen (SCHÄPERCLAUS, 1979). Dieser Grenzwert wurde nur im Versuchsfeld oberhalb der Kläranlage während der gesamten Interstitialphase im Mittel nicht überschritten. Dort lagen auch die maximalen Ammoniak-Konzentrationen nach dem Schlupf unterhalb des Wertes von 20,6 µg/l NH<sub>3</sub>-N, der für Forellenzucht als kurzzeitig verträglich gilt (ROSENTHAL & MUNRO 1985). Die stofflichen Bedingungen nach dem Schlupf sind besonders entscheidend, da die Larven viel sensibler auf stoffl. Belastungen reagieren als die Embryos, die durch die Eihülle noch geschützt werden. Unterhalb der Kläranlage lagen die Ammoniak-Konzentrationen im Interstitial etwa doppelt (außerhalb der Fahne) bis dreimal (innerhalb der Fahne) so hoch wie oberhalb und erklären die hohe Letalität in den dortigen Versuchsfeldern. Die hohen Ammoniakkonzentrationen im Umgebungsmilieu der Larven bewirken einen Anstieg von Ammoniak im Körper. Ammoniak reprimiert dort die NH<sub>3</sub>-N Exkretion, so dass die Gefahr einer Autintoxikation besteht (AMLACHER, 1992). Bei Dottersacklarven der Regenbogenforelle stieg der Ammoniakgehalt im Körper innerhalb von 10 Std. auf über das sechsfache an und brauchte nach Beendigung der Ammoniak-Belastung ebenso lange um wieder abgebaut zu werden (PALEY ET AL., 1993). Es ist deshalb davon auszugehen, dass die untersuchten Äschenlarven auch bei absinkenden Ammoniak-Konzentrationen im Interstitial noch lange unter physiologischem Stress standen. Dieser könnte sich in der Nacht durch die Hypoxämie noch vergrößert haben: Von juvenilen Forellen ist bekannt, dass bei der Kombination von Sauerstoffarmut und Ammoniakbelastung die Überlebenswahrscheinlichkeit geringer ist, als wenn diese Faktoren alleine wirken (MAGAUD ET AL., 1997). Des weiteren kommt es im Körper von Dottersacklarven bei hohen Ammoniak-Konzentrationen zu einem Ionen-Verlust (PALEY ET AL., 1993). Dieser Verlust kann erst einige Tage nach Beendigung der Belastung wieder komplett ausgeglichen werden. Da die maximalen Ammoniak-Konzentrationen in dieser Arbeit in kurzen Abständen auftreten, ist eine vollständige Regeneration der Larven nicht möglich. Trotz des Fehlens äußerer Anzeichen muss von einer Ammoniakintoxikation der Äschenlarven ausgegangen werden. Bei der Diskussion um den Äschenrückgang in den Fließgewässern Mitteleuropas müssen die Auswirkungen der Eutrophierung stärker in Betracht gezogen werden als bisher. Insbesondere die klassische Beurteilung der Gewässergüte anhand der Saprobie ist nicht ausreichend, um die für die Äschenrekultivierung notwendigen Milieubedingungen im Interstitial zu charakterisieren.

## Literatur

- ALABASTER, J.S., SHURBEN, D.G. & MALLETT, M.J. (1983): The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar* L. at low concentrations of dissolved oxygen. J. Fish Biol. 22, S. 215-222; AMLACHER, E. (1992): Taschenbuch der Fischkrankheiten. Jena, Stuttgart, 500 S.; BAARS, M., BORN, O. & STEIN, H. (2000): Charakterisierung der Äschenbestände in Bayern. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern Heft 5, 116 S.; BORCHARDT, D. (1992): Wirkung stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen Diss. Univ. Kassel, 174 S.; BORCHARDT, D. & FISCHER, J. (2000): Three dimensional patterns and processes in the River Lahn (Germany): Variability of abiotic and biotic conditions. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27, S. 339-397; FRENZ, C., KLINGER, H., & SCHUHMACHER, H. (1997): Zwischenbericht zur Situation der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) und Bachforelle (*Salmo trutta* L.) in der Lenne (NRW). Natur und Landschaft, 72 / 9, S. 401-407; INGENDAHL, D. (2001): Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. J. Fish Biol. 58, S. 325-341 ; KLEE, O. (1985): Angewandte Hydrobiologie, Trinkwasser, Abwasser, Gewässerschutz. Stuttgart, New York; MAGAUD, H., MIGEON, B., MORFIN, P., GARRIC, J. & VINDIMIAN, E. (1997): Modelling fish mortality due to urban storm run-off: Interacting effects of hypoxia and un-ionized ammonia. Water Research 31 (2), S. 211-218; PALEY, R.K., TWITCHEN, I.D. & EDDY, F.B. (1993): Ammonia, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> and Cl<sup>-</sup> levels in rainbow trout yolk-sac fry in response to external ammonia. J. exp. Biol. 180, S. 273-284; ROSENTHAL, H. & MUNRO, A. (1985): Der aquatische Lebensraum, Umweltbedingungen in natürlichen Gewässern und Aquakulturen. In: Roberts, R.J., Schlotfeldt: Grundlagen der Fischpathologie. Berlin, Hamburg; SCHÄPERCLAUS, W. (1979): Fischkrankheiten. Akademie Verlag Berlin, 1089 S.; SOWDEN, T.K. & POWER, G. (1985): Prediction of rainbow trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrates. Trans. Am. Fish. Soc. 114, S. 804-812 ; THURSTEN, R.V. & MEYN, E.L. (1984): Acute toxicity to five fish species from the northwest United State. Montana State Univ. Tech. Rep. 84 (4), 13 S.

## Verteilung und Migrationsverhalten von Trüschelarven bei der Einwanderung ins Litoral des Bodensees

Oliver Miler & Philipp Fischer

Adresse: Universität Konstanz / Limnologisches Institut, Universitätsstr.10, 78457 Konstanz; Tel.:07531 / 883016 oder 07531 / 884536;  
E-Mail: Oliver.Miler@uni-konstanz.de, Philipp.Fischer@uni-konstanz.de

Keywords: *Lota lota* L., Vertikalverteilung, Larven, Bodensee, Otolith, Temperaturschichtung

### Einleitung

Trüschel (Quappen, *Lota lota* L.) im Bodensee vollziehen im Lauf ihres Lebens einen mehrfachen obligatorischen Habitatwechsel. Adulte Tiere leben im Profundal und laichen dort in den Monaten März bis April ab. Die frisch geschlüpften Larven steigen ins Pelagial auf und wandern im Verlauf ihres ersten Sommers ins Litoral ein. Die sich anschließende, maximal einjährige litorale Phase wird durch einen zweiten obligaten Habitatwechsel ins Profundal beendet (siehe Abb.1).

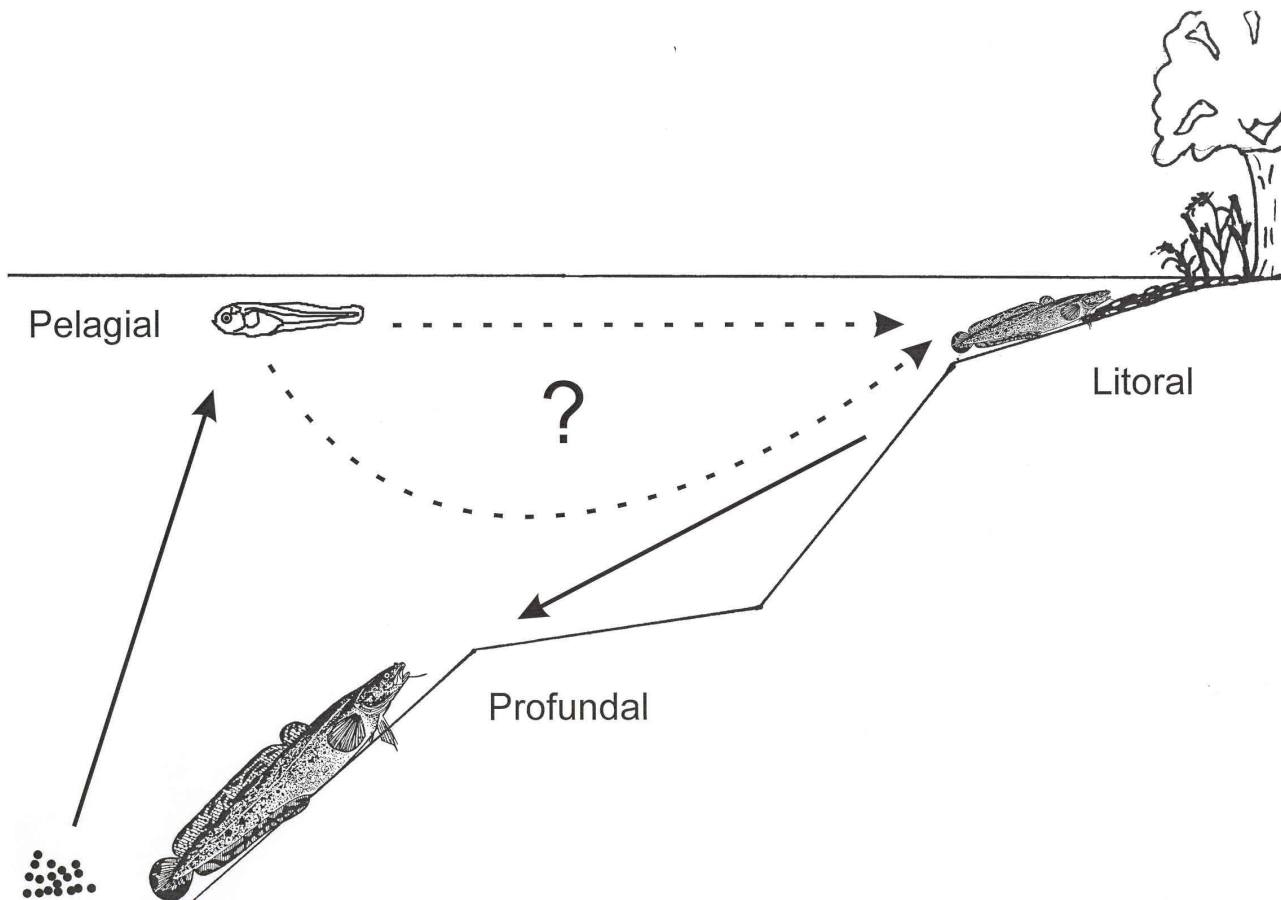


Abb.1: Lebenszyklus der Trüschel im Bodensee

Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Einwanderung der Trübschenlarven vom Pelagial ins Litoral untersucht. Es sollte die konkrete Frage geklärt werden, ob Trübschenlarven über die warmen Wasserschichten des Epilimnions oder alternativ über das kalte Hypolimnion ins Litoral einwandern. Frühere Otolithenuntersuchungen (Fischer 1999) deuten darauf hin, daß Trübschenlarven im Bodensee über das Tiefenwasser einwandern. Mögliche Gründe dafür sind ein Prädationsschutz vor Coregonen oder eine Orientierung an der Steigung des Seegrunds, um zum nächstgelegenen Ufer zu gelangen.

## Methoden

### Larvenfänge in verschiedenen Tiefenstufen und Entfernungen zum Ufer

Vom 28.4.2001 bis 6.7.2001 wurden wöchentlich Tag - Nacht Multinetzfänge im Pelagial in 5 Tiefenstufen (2 m, 8 m, 15 m, 30 m, 40 bzw. 50 m) und 3 Entfernungen zum Ufer (2000 m, 800 m, 200 m) durchgeführt.

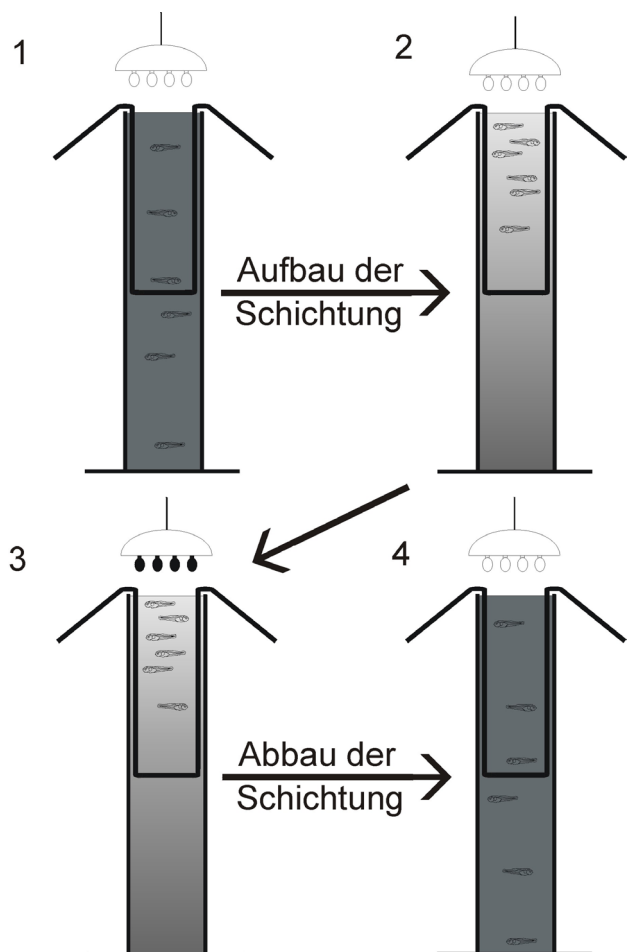
Parallel dazu wurden mit einem Schubnetz vom 28.4.2001 bis 15.7.2001 wöchentlich (3 Züge nachts, 3 Züge tagsüber) Proben im Litoral in einer Entfernung von 20 m zum Ufer in 15 cm Wassertiefe genommen.

### Temperaturschichtungsversuch

Anhand von Laborexperimenten wurde der Einfluss eines vertikalen Temperaturgradienten auf die Vertikalverteilung von Trübschenlarven in der Wassersäule untersucht.

Der Versuchsaufbau bestand aus einer 1 m hohen Plexiglasröhre, in die 2 u-förmige Heizschlangen hineinragten. Dadurch ließ sich eine stabile, vertikale Schichtung aufbauen. Die Temperaturmessung erfolgte über 10 Thermosensoren, die an der Wand der Röhre angebracht waren. Es wurde die Position der Larven in den 4 Phasen des Versuchs (Hell ohne Schichtung, Hell mit Schichtung, Dunkel mit Schichtung, Hell ohne Schichtung) erfasst (siehe Abb.2). Anschließend wurde die Totallänge der Larven gemessen.

Pro Woche wurde ein Versuch durchgeführt, insgesamt 13 vom 1.5.2001 bis zum 24.7.2001. Dabei wurden Larven unterschiedlicher Größenklassen und Entwicklungsstadien verwendet, um deren Temperaturpräferenzen zu bestimmen.



**Abb.2: Ablauf des Temperaturschichtungsversuchs: 1 Hell ohne Schichtung 2 Hell mit Schichtung 3 Dunkel mit Schichtung 4 Hell ohne Schichtung**

## Tagesringanalysen von Otolithen

- Präparation der Sagittae
- Altersbestimmung anhand von Tagesringen
- Messen der Tagesringbreiten

Das Alter und die Tagesringbreiten der Otolithen geben Aufschluss über den Migrationsweg der Larven. Bei einer Einwanderung über das Hypolimnion ist zu erwarten, daß das Alter der Larven mit der Nähe zum Ufer und der Wassertiefe zunimmt. Zusätzlich sollte beim Übergang von warmen epilimnischen zu kalten hypolimnischen Wasserschichten die Breite der Tagesringe ab und beim Aufsteigen ins Litoral wieder zunehmen.

## **Ergebnisse und Diskussion**

Die größten Abundanzen von Trüschel-Larven (Maximum 0,63 Ind / m<sup>3</sup> am 30.4.) im Pelagial wurden Ende April / Anfang Mai festgestellt (Abb.3a). Daraufhin nahmen die Abundanzen stark ab und blieben in den Monaten Mai und Juni auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau von ca. 0,05 bis 0,15 Ind / m<sup>3</sup> (Maximum: 0,28 Ind / m<sup>3</sup> am 22.5.). Die letzten Larven wurden Ende Juni gefangen.

Zu Beginn des Probenahmezeitraums verteilten sich die Trüschel-Larven gleichmäßig auf die 5 beprobten Tiefenstufen (Abb.3b). Anfang Mai wurden Trüschel-Larven hauptsächlich in den Oberflächenschichten gefangen.

Mitte Mai begann das erneute Abwandern der Larven in tiefere Wasserschichten. Im Juni wurden Larven wieder in 40 bzw. 50 m Tiefe gefangen, das Verteilungsmuster wurde jedoch zunehmend unregelmäßiger.

Mögliche Erklärungen für die Unregelmäßigkeit des Verteilungsmusters könnten ausgeprägte tagesperiodische Vertikalwanderungen oder eine stark vom Zufall beeinflusste Verteilung (verursacht durch eine zu geringe Stichprobenanzahl) sein.

Die Größenverteilung und die Altersstruktur (Tagesringanalysen) der Larven in den unterschiedlichen Wassertiefen im Pelagial, die Ergebnisse der Probenahmen im Uferbereich sowie die Temperaturpräferenzversuche im Labor werden zusätzliche Informationen über die Migration der Trüschel-Larven ins Litoral geben.

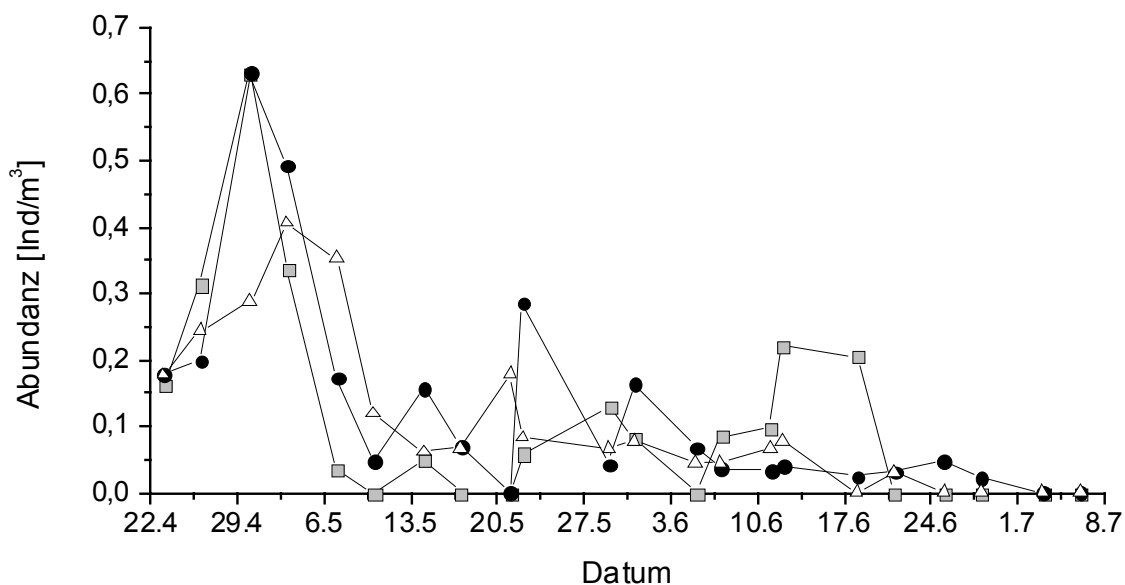
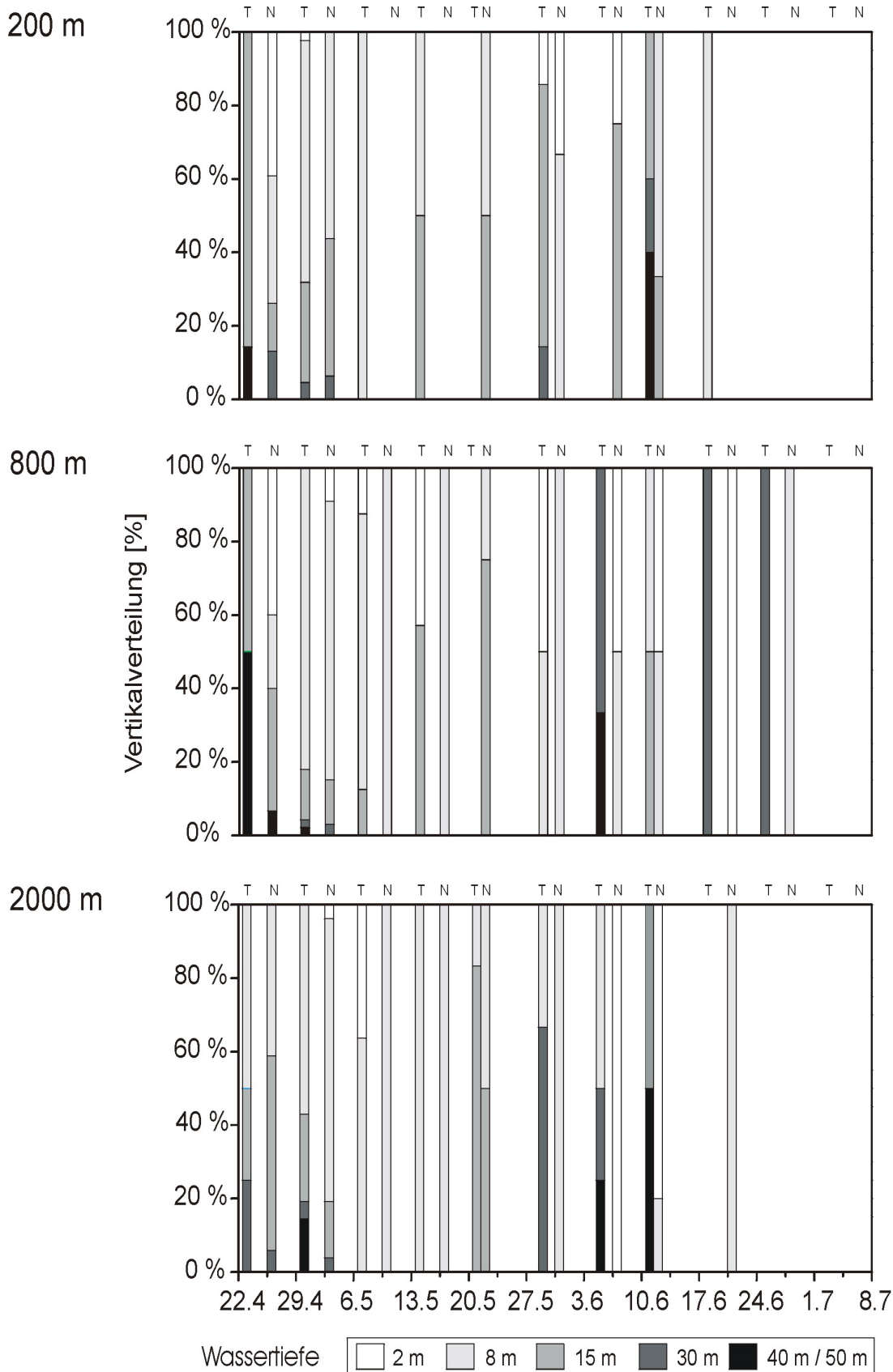


Abb.3a: Abundanzen [Ind/m<sup>3</sup>] der Trüschel-Larven in 3 Entfernungen zum Ufer: 200 m (Rechtecke), 800 m (Kreise) und 2000 m (Dreiecke).



**Abb.3b: Vertikalverteilung [%] der Trüschel-Larven bezogen auf die Abundanz [ $\text{Ind}/\text{m}^3$ ]. Dargestellt sind Tag- (T) und Nachtfänge (N).**

### Literatur

Fischer, P. (1999): Otolith microstructure during the pelagic, settlement and benthic phases in burbot. *Journal of Fish Biology* 54: 1231-1243.

## Untersuchungen der Wirksamkeit akustischer Signale an ausgewählten Fischarten zum Schutz der Fischfauna vor Turbinenschäden

Wolfgang Schmalz, Maria Siegesmund, Hans-Peter Hack

Bauhaus-Universität Weimar  
Institut für Wasserwesen, Hydrolabor Schleusingen  
Themarer Str. 16c, 98553 Schleusingen  
wolfgang.schmalz@bauing.uni-weimar.de

### Einleitung

Fische wandern aus unterschiedlichen Gründen flußauf- bzw. –abwärts. Als Beispiel kann die Suche nach Laichhabitaten, Nahrungsgründen oder Winterquartieren genannt werden. Bei der Abwanderung gelangen Fische oftmals in die Turbinen von Wasserkraftanlagen. Dabei werden die Tiere je nach Turbinentyp, -auslastung und Anströmgeschwindigkeit mehr oder weniger stark geschädigt. Sehr unterschiedliche Verletzungsarten können vorkommen (HOLZNER 1999). Um Fischschäden zu vermeiden, werden und wurden verschiedene Methoden zum Schutz der Tiere untersucht und mit unterschiedlichem Erfolg angewendet (HOLZNER 1999). Es gibt Versuche mit mechanischen, optischen (Licht), elektrischen und akustischen Fischbarrieren. Das Ziel ist, möglichst viele Fischarten und Altersstufen mit der jeweiligen Technik zu schützen.

Bei den mechanischen Anlagen gibt es verschiedene Gittertypen, die jedoch den Wirkungsgrad von Wasserkraftanlagen herabsetzen können und eines hohen Wartungs- und Reinigungsaufwandes bedürfen. In Thüringen sind Rechen mit Stababständen von 20 mm lichter Weite zum Schutz der Fischfauna vorgeschrieben. Aber auch hier gelangen abwandernde juvenile und kleine Fische und zum Teil ausgewachsene Aale hindurch (abhängig von der Anströmgeschwindigkeit). Lichtenanlagen wirken nur auf einzelne Arten, wie abwandernde Aale. Bei starker Trübung und tiefer Wasserschicht ist die Wirkung in Frage zu stellen. Elektrische Scheuchtechniken fordern einen hohen Wartungsaufwand aufgrund der Elektrodenkorrosion. Zudem ist die Wirkung abhängig von der Leitfähigkeit des Wassers, der Wassertemperatur, der Strömungsgeschwindigkeit und von der Menge an Driftmaterial (MEYER-WAARDEN & HALSBAND 1975). Außerdem können sie eine Gefahr für andere Tiere und für den Menschen darstellen. Zu akustischen Scheuchanlagen, die nicht von der Wasserqualität beeinflusst werden, gibt es in Deutschland kaum Untersuchungen. In dem hier vorgestellten, von der DBU geförderten Projekt wird die Scheuchwirkung elektroakustischer Signale auf ausgewählte Arten verschiedener Fischfamilien untersucht.

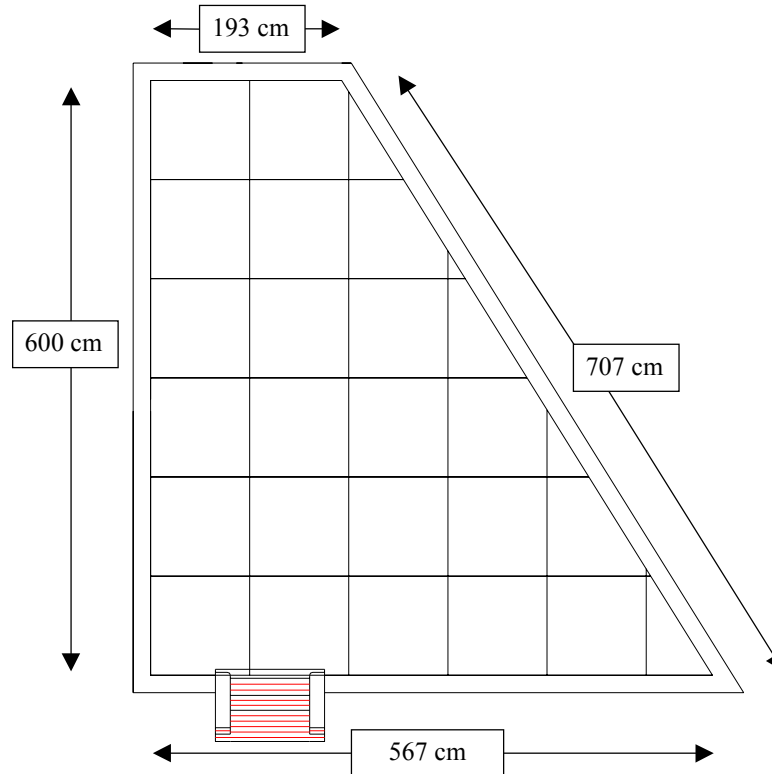
Das Hörvermögen der Fische ist sehr unterschiedlich. Ostariophysen, dazu gehören Welse (Siluridae) und Karpfenfische (Cyprinidae), besitzen ein relativ gutes Gehör, da sie mit den Weberschen Knöchelchen eine Verbindung zwischen dem Signalempfänger, der Schwimmblase, und dem Innenohr, besitzen. Andere Arten, die nicht den Hörspezialisten zugeordnet werden, besitzen keine Verbindung zur Schwimmblase oder letztere ist nicht entwickelt. Die einheimischen Ostariophysen vermögen Signale bis zu einer Obergrenze von 7.000 Hz wahrzunehmen (FRISCH 1938 in BONE 1985). Nicht nur die Frequenz, sondern auch der Schalldruckpegel spielt bei der akustischen Fische scheuchung eine Rolle. Der Lebensraum „Fließgewässer“ ist relativ laut, so daß die Gehörempfindlichkeit der Fische oberhalb des Geräuschpegels ihrer Gewässer liegen kann, wie an Grundeln (*Padogobius martensii*, *Gobius nigricans*) erforscht wurde (LUGLI 2001).

Die Untersuchungen zur elektroakustischen Fische scheuchung gliedern sich in einen Laborteil, bei welchem wirksame Frequenz, Lautstärke und effektiver Tontyp erforscht wurden und in einen Freilandteil zur Überprüfung der entwickelten Signale. Im folgenden werden ausschließlich die Laborversuche vorgestellt, da die Freilandarbeiten noch nicht abgeschlossen sind.

## Material und Methoden

### Versuchsbecken

Für die Laborversuche stand ein 20 m<sup>3</sup> fassendes, gemauertes Becken zur Verfügung. Die Innenmaße sind aus Abb. 1 zu entnehmen. Der Wasserstand betrug 89 cm. Das Versuchsbecken wurde mit einem 1 m<sup>2</sup>-Raster (gespannte Stricke über der Wasseroberfläche) in Quadranten unterteilt (Abb. 1), um Ausweichbewegungen der Tiere quantifizieren zu können.



**Abb. 1:** Versuchsbecken-Skizze mit Innenmaßen.

Das Wasser wurde über einen Rieselfilter, bestückt mit 460 l Filtermaterial (Kunststoffkörner), gefiltert und belüftet. Der Wasserdurchsatz mittels Tauchpumpe betrug 2250 l/h. Mit einer Großmembranpumpe (Modell 40 A-10011, Hagen, Germany) (Luftförderleistung 44 l/min), wurde der Rieselfilter im Gegenstromprinzip belüftet. Zusätzlich wurde über zwei Ausströmer Luftsauerstoff in das Becken eingebracht.

### Scheuchtechnik

Als Signalgenerator und -analysator diente ein transportabler Industrie-Computer (PCIII<sup>TM</sup>, Portable ATX Gehäuse, micro\ce, Germany), welcher mit geeigneter Soft- und Hardware ausgerüstet war. Die Signalerzeugung erfolgte mit dem Programm „SpectraLAB“ (Creative, Singapur). Die über die Soundkarte (live! 1024, Creative, Singapur) abgegebenen Signale wurden mittels Endstufe (Stereo Amplifier, Model PA-940, MC CRYPT, Taiwan) verstärkt und über zwei Unterwasserlautsprecher (Piezoelektronische Unterwasserschallwandler LL-9162, Lubell Labs Inc., Ohio, USA) in das Wasser abgegeben. Mit dieser Technik konnten Signale mit einem Schalldruckpegel von 150 bis 160 dB (Referenzschalldruckpegel 1 µPa) in einem Frequenzbereich von 100 bis 20.000 Hz erzeugt werden. Stärkere Schallpegel konnten im benutzten Versuchsbecken nicht abgegeben werden, da die Lautsprecher bei dem gegebenen geringen Wasserstand hätten zerstört werden können (Lloyd-mirror-effect). Bei der vorliegenden Untersuchung kamen zuerst Sinussignale zwischen 100 und 10.000 Hz zur Anwendung - von 100 bis 1.000 Hz in 100 Hz-Schritten und zwischen 1.000 und 10.000 Hz in 1.000 Hz-Schritten. Konnten in diesen Bereichen wirksame Signale gefunden werden, wurden die Zwischenbereiche in 50 Hz-Schritten untersucht. Nur in jenen Frequenzbereichen der Sinustöne, in denen die Fische Reaktionen zeigten, wurden anschließend die Tonvarianten *Sawtooth*, *Triangular* und *Square* getestet, um festzustellen, ob die

Variation des Tones eine stärkere bzw. schwächere Reaktion bei den Tieren auslöste. In Vorversuchen kamen Weißes und Rosa Rauschen und lauter werdende Töne (*level-sweep*) zum Einsatz. Eine weitere Variante war ein innerhalb 30 bzw. 60 Sekunden im Frequenzverlauf höher werdender Ton (*Frequenz-sweep*). Während der Untersuchung wurde die Reaktion der Fische mit einer Videokamera, welche die komplette Wasseroberfläche erfaßte, in einen separaten Beobachtungsraum übertragen.

### Fischarten

Sieben Fischarten aus fünf Fischfamilien wurden hinsichtlich ihrer Reaktion auf elektroakustische Scheuchreize untersucht (Tab. 1).

**Tab. 1:** Auf Scheuchreaktionen untersuchte Fischarten mit Anzahl und Körpergrößenbereich.

Fischfamilie	Fischart	Anzahl [n]	Fischgröße, Totallänge [cm]
Anguillidae	Aal ( <i>Anguilla anguilla</i> )	28	45-75
Salmonidae	Bachforelle ( <i>Salmo trutta f. fario</i> )	49	14-34
Percidae	Flußbarsch ( <i>Perca fluviatilis</i> )	47	8,5-35
Balitoridae	Schmerle ( <i>Noemacheilus barbatulus</i> )	51	4-11
Cyprinidae	Gründling ( <i>Gobio gobio</i> )	23	10-12,5
	Rotfeder ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	32	8-18,5
	Plötze ( <i>Rutilus rutilus</i> )	13	10,5-11,5

Die Arten wurden nacheinander im Laborbecken den akustischen Reizen ausgesetzt. Die Plötzen und Rotfedern wurden als Gemischtartenschwarm eingesetzt. Die Untersuchungen der Schmerlen und Gründlinge fand in einem Netzkäfig mit den Abmessungen 98 cm x 38 cm x 40 cm (L x B x H) statt, um zu verhindern, daß die Tiere sich im großräumigen Becken in die Ecken und Randbereiche zurückzogen. Der Käfig wurde in das oben beschriebene Untersuchungsbecken gehängt.

### Ergebnisse und Diskussion

Das Fluchtverhalten der Fische war nicht, wie erwartet, eindeutig richtungsorientiert. Die Ursache hierfür waren Schallreflexionserscheinungen an den Beckenwänden. Interferenzen waren die Folge, so daß abhängig von der Frequenz an unterschiedlichen Stellen im Becken ruhige bzw. laute Bereiche entstanden. Zudem betrug die Schallgeschwindigkeit im Wasser bei 20 °C Referenztemperatur 1.480 m/s. Eine Ortung der Schallrichtung dürfte somit für die Fische bei den vergleichsweise geringen Beckenabmessungen kaum möglich gewesen sein. So ließen sich meist nur ungerichtete Schreckreaktionen der Fische festhalten. Es wurde zwischen keiner, kaum, geringer und starker Reaktion unterschieden.

Keine Wirkung hatten Weißes Rauschen, Rosa Rauschen, *Frequenz-sweep* oder lauter werdende Töne (*level-sweep*). Nur spontane, in voller Lautstärke einsetzende Signale konnten eine Wirkung bei den Fischen hervorrufen. Die Reaktion der verschiedenen Fischarten auf die vier untersuchten Signalontypen ist in Abb. 2 aufgeführt.

- *Anguilla anguilla*: Im Laufe der Untersuchungen erwärmte sich das Wasser im Becken, da die Halltemperatur im Frühjahr anstieg. Dies wirkte sich auf das Reaktionsvermögen der Aale aus. Zeigten die Tiere bei den ersten Versuchen bei Sinustönen mit 100 Hz zwischen 10,9 und 11,8 °C kaum Reaktionen, so war bei 14, 2 °C eine geringe bis starke Reaktion zwischen 100 und 300 Hz zu verzeichnen (vgl. Abb. 2).
- *Salmo trutta f. fario*: Die deutlichsten Reaktionen der Bachforellen waren bei 400 und 500 Hz bei Sinustönen festzustellen (vgl. Abb. 2). Sie wurde der Kategorie „Geringe Reaktion“ zugeordnet. Es reagierten ausschließlich die kleineren Forellen.

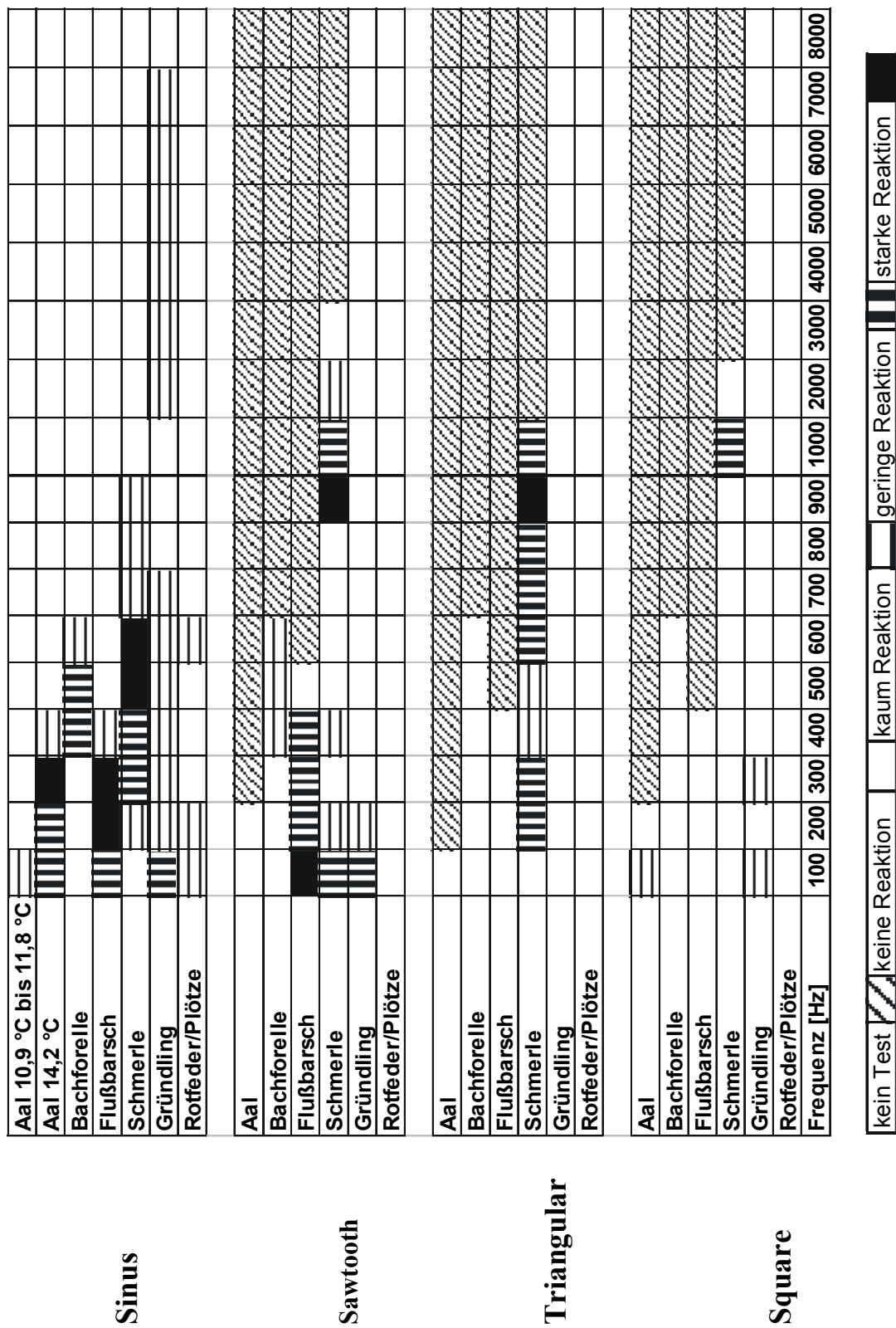


Abb. 1: Reaktionen der Fische in Abhängigkeit vom Tontyp und der Frequenz.

- *Perca fluviatilis*: Sinus- und *Sawtooth*-Signale im 100 – 300 bzw. 400 Hz-Bereich riefen bei Flußbarschen geringe bis starke Fluchtreaktionen hervor (Abb. 2). Bemerkenswert war oft parallel dazu auftretendes Scheuern der Tiere am Boden und an Gegenständen, ein Verhalten, welches sonst bei starkem Parasitenbefall gezeigt wird.
- *Noemacheilus barbatulus*: Die Schmerlen reagierten mehr oder weniger stark bei allen 4 getesteten Tonvarianten in unterschiedlichen Frequenzbereichen. Die stärksten Reaktionen waren bei Sinustönen bei 500 und 600 Hz zu verzeichnen (Abb. 2). Dies galt auch bei der 900 Hz-Frequenz bei *Sawtooth*- und *Triangular*-Signalen. Wie die Flußbarsche zeigten auch die Schmerlen „Scheuer-Verhalten“.
- *Gobio gobio*: Beim Gründling konnten während der Versuche keine starken Reaktionen aufgezeichnet werden (Abb. 2). Sinus- und *Sawtooth*-Töne bei 100 Hz hatten geringe Auswirkungen auf das Verhalten.
- *Scardinius erythrophthalmus* und *Rutilus rutilus*: Diese beiden Cyprinidenarten zeigten von allen untersuchten Fischarten die geringsten Reaktionen. Ausschließlich beim Sinus konnten bei 100, 200 und 600 Hz sehr geringe Verhaltensänderungen dokumentiert werden, welche der Kategorie „Kaum Reaktion“ zugeordnet wurden (Abb. 2).

## Schlußfolgerungen

Als elektroakustische Scheuchsignale eigneten sich ausschließlich spontan einsetzende Töne hohen Schalldruckpegels. Der Frequenzbereich, welcher alle getesteten Fische ansprach, lag zwischen 100 und 600 Hz. Sinus- und *Sawtooth*-Signale hatten das beste Scheuchpotential bei Betrachtung aller untersuchten Fische. Es konnte nicht ausgeschlossen werden, daß die Wassertemperatur das Reaktionsvermögen der Tiere beeinflusst. Temperaturabhängiges Verhalten zeigte sich bei der Untersuchungsreihe mit den Aalen. Dies ist besonders unter Freilandbedingungen relevant, da der Aalabstieg mit sinkenden Temperaturen beginnt (HOLZNER 1999).

## Ausblick

Derzeit werden die ermittelten relevanten Signale hinsichtlich ihrer Wirkung unter Freilandbedingungen untersucht. Hierfür wurden im Bereich der Wasserkraftanlage Jägersdorf an der Saale (Thüringen) alle in Frage kommenden Wanderrichtungen mit unterschiedlichen Netzen abgesperrt. Hiermit ist es möglich, die Abwanderung der Fische Richtung Wasserkraftanlage, Fischaufstiegsanlage oder über das Wehr mit bzw. ohne Einfluß der Scheuchanlage zu untersuchen und zu vergleichen.

## Danksagung

Dieses Forschungsprojekt wurde gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

## Literatur

- BONE, Q; MARSHALL, N. B. (1985): Biologie der Fische. Stuttgart, New York.
- HOLZNER M. (1999): Untersuchung zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich, dargestellt am Kraftwerk Dettelbach a. Main / Unterfranken. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern e. V. München.
- LUGLI M. (2001): Gobies as a model for the study of fish acoustic communication. Tagungsbeitrag. Fish Bioacoustics, Chicago, 30. Mai – 02. Juni.
- MEYER-WAARDEN, P. F.; HALSBAND, E. (1975): Einführung in die Elektrofischerei - H. Heenemann GmbH. Berlin.

## **Betrachtung zeitlicher Migrationsmuster verschiedener Fischarten bei Effizienzkontrollen an Fischwanderhilfen**

**Maria Siegesmund, Wolfgang Schmalz und Konrad Thürmer**

Bauhaus-Universität Weimar  
Institut für Wasserwesen, Hydrolabor Schleusingen  
Themarer Str. 16c, 98553 Schleusingen  
maria.siegesmund@bauing.uni-weimar.de

### **Einleitung**

Die Wasserkraft wird als eine Form der erneuerbaren Energie gefördert. In Thüringen besteht die gesetzliche Pflicht, bei Reaktivierung einer Wehranlage die Durchgängigkeit für die Organismen zu gewährleisten (ThürFischG). Dieser Forderung wird durch den Um- oder Neubau von Wanderhilfen nachgekommen. Derartige Anlagen sollten immer auf ihre Funktion überprüft werden, da in der Praxis oft mangelnde Tauglichkeit festgestellt werden muss. Dies ist unter anderem auf die ungünstige Lage der Einstiege, hydraulisch ungünstige Verhältnisse innerhalb der Anlage und unzureichende Beachtung der Wasserspiegellagen zurückzuführen. Insbesondere bei naturnahen Bauweisen ist eine mangelnde Bauausführung und der Verzicht auf einen Probelauf, bei dem noch Korrekturen möglich wären, oft Ursache für Beeinträchtigungen der Funktion.

Die Kontrollen sind sehr zeit- und kostenaufwändig. Manche Autoren erheben die Forderung, das ganze Jahr hindurch die Fischwanderung zu erfassen (SCHWEVERS & ADAM 2000). Das Ziel der Untersuchungen ist es, die Überwindbarkeit der Anlage für alle im jeweiligen Gewässer vorkommenden Makrozoobenthos- und Fischarten zu dokumentieren. Besondere Berücksichtigung müssen dabei schwimmschwache, kleine und sehr große Fische finden, da deren Fähigkeiten zum Bewältigen derartiger Bauwerke am schwächsten entwickelt sind.

Das Hydrolabor Schleusingen führte in den vergangenen Jahren im Rahmen verschiedener Projekte Kontrollen an mehreren Fischwanderhilfen im Thüringer Wald und Mittelgebirgsvorland durch. Die dabei gewonnenen Resultate werden vergleichend dargestellt. Vorrangig beschäftigt sich der Beitrag mit der Abhängigkeit des Fischaufstieges von abiotischen Faktoren. Als weiterführende Ergebnisse können Hinweise für die günstigsten Untersuchungszeiträume an Fischwanderhilfen im betrachteten Gebiet gegeben werden.

### **Untersuchungsgebiete und Methodik**

Innerhalb von fünf Jahren wurden an insgesamt drei Flüssen des Thüringer Waldes und des Mittelgebirgsvorlandes Funktionskontrollen von Wanderhilfen durchgeführt. Dabei handelte es sich um folgende Anlagen: (1) Sohlgleite Schmalkalden-Weidebrunn/Schmalkalde, (2) Umgehungsgerinne Henfstädt/Werra, (3) Raugerinne-Beckenpass Einhausen/Werra, (4) (technischer) Beckenpass Einhausen (wurde anstelle des durch ein Hochwasser stark beschädigten Raugerinne-Beckenpasses an gleicher Stelle errichtet), (5) Umgehungsgerinne Jägersdorf/Saale. Bis auf Einhausen konnten alle Anlagen als gut funktionierend eingeschätzt werden. Daher sind die Ergebnisse zur Interpretation des Wanderungsverhaltens geeignet. Die Anlagen in Einhausen waren aufgrund hydraulischer Probleme bei Niedrigwasser nur selektiv durchwanderbar, deshalb konnten hier nur Aussagen für einzelne Arten getroffen werden. Die Untersuchungsobjekte sind folgenden Fischregionen zuzuordnen: Schmalkalden-Weidebrunn: Forellenregion, Henfstädt und Einhausen: Äschenregion, Jägersdorf: Barbenregion. Elektrofischungen ergaben, dass die für diese Regionen typischen Leitfisch- und Begleitfischarten an den Untersuchungsstellen vorkamen. Eine Ausnahme bildete Schmalkalden-Weidebrunn, da hier die Fischfauna aufgrund der schlechten Wasserqualität stark verarmt war. Es wurden ausschließlich Bachforellen aus Besatzmaßnahmen nachgewiesen. In

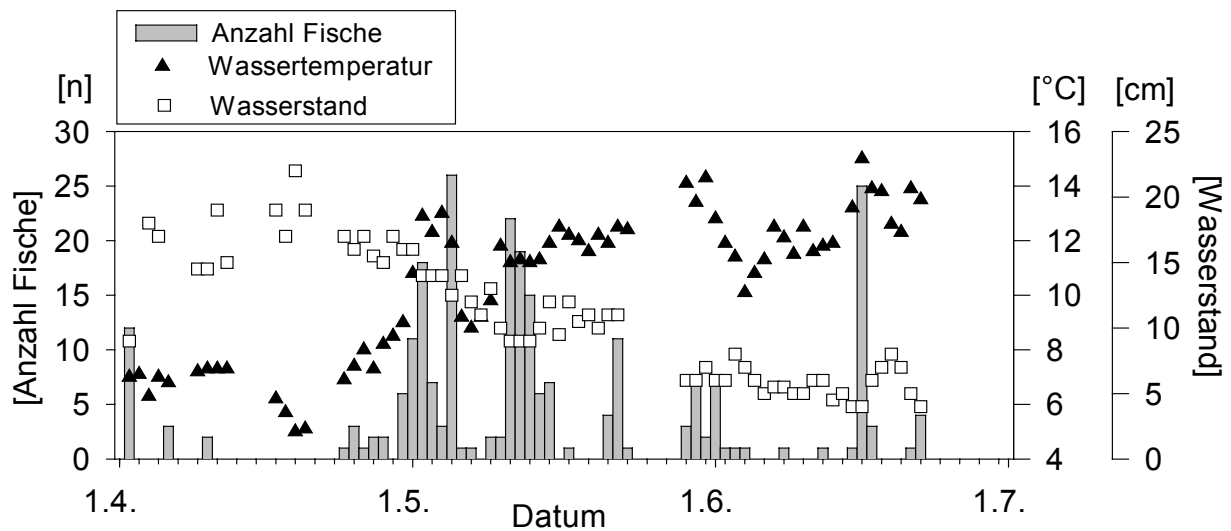
den anderen Gewässern erreichten Kleinfischarten wie Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Gründling (*Gobio gobio*) und Groppe (*Cottus gobio*) z. T. hohe Abundanzen, während die Barbe in Jägersdorf unterrepräsentiert ist. Es muss jedoch auf die jahreszeitliche Selektion der Elektrobefischungen verwiesen werden. Der Fangerfolg ist je nach Gewässergröße und bei verschiedenen Arten unterschiedlich hoch. Die Zusammensetzung der Fischfauna kann zudem durch die gestörten Habitate in verbauten Gewässerabschnitten und den Besatz durch Fischereivereine beeinträchtigt sein.

Für die Funktionskontrollen erfolgte der Einsatz von Reusen mit einer Maschenweite von 8 mm an den Einläufen der Anlagen. Die Fangeinrichtungen wurden täglich geleert, die gefangenen Fische bestimmt, gemessen, gewogen und ins Oberwasser entlassen. Täglich erfolgte die Messung der abiotischen Parameter Luft- und Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit und pH-Wert. Der Durchfluss konnte aus den Daten benachbarter Pegelmessstationen berechnet werden.

## Ergebnisse und Diskussion

Die höchste Migrationsaktivität zeigen heimische Fischarten im Frühjahr während der Laichwanderungen der Cypriniden und im Herbst beim Aufstieg der Salmoniden.

Als Zeitgeber für die Wanderung der Karpfenfische wird vor allem Temperaturerhöhung angegeben (DVWK 1996). Durchflussänderungen hatten in den vorliegenden Untersuchungen keinen erkennbaren Einfluss auf Wanderungsbeginn und -intensität (Abb. 1). Auch weitere abiotische Faktoren wie Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit und pH-Wert waren nicht mit dem Wanderungsverhalten in Zusammenhang zu bringen. Temperaturanstieg konnte jedoch als wichtiges Signal für den Beginn der Migrationsaktivität bestätigt werden. An allen Anlagen begann die Wanderung der Cypriniden mit Überschreiten einer Wassertemperatur von 10 °C und erreichte kurz danach bereits das Maximum. Weitere Temperaturerhöhungen hatten keinen derart starken Einfluss mehr (Abb. 1).

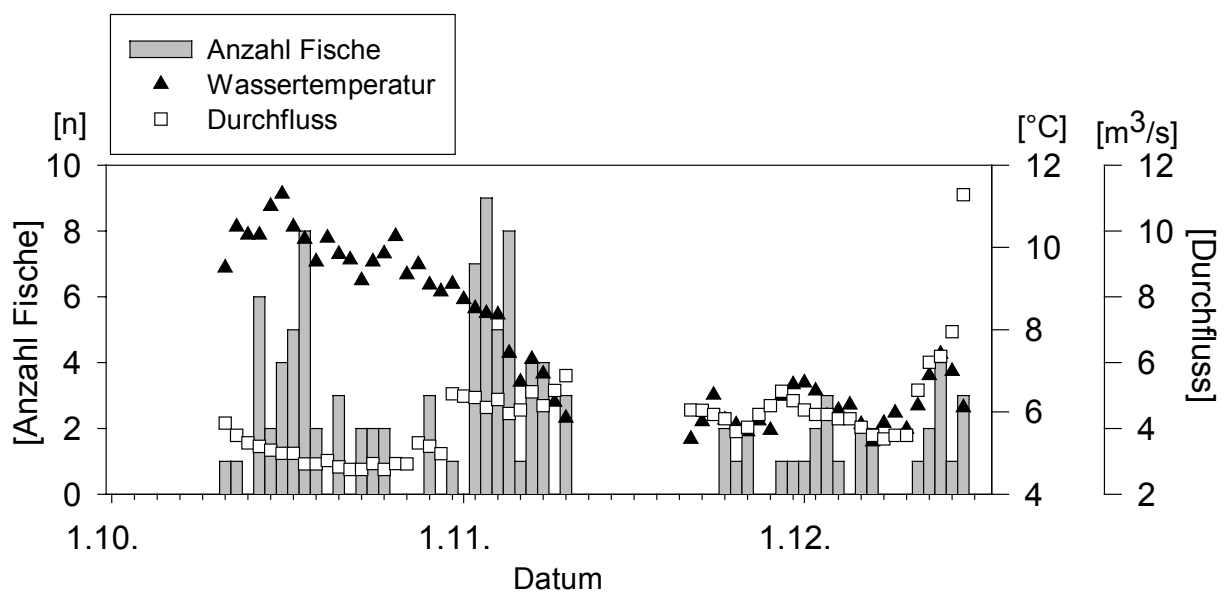


**Abb. 1:** Beispiel für die Wanderungsaktivität der Cypriniden in Henfstädt im Jahr 2001 mit Wassertemperatur und Wasserstand (Durchflussdaten waren noch nicht erhältlich). Nur an Tagen, an denen die Wassertemperatur angegeben ist, wurden Untersuchungen durchgeführt.

Dieser Aspekt bestätigte sich auch bei Betrachtung einzelner Fischarten. Die Plötze (*Rutilus rutilus*) wanderte vorwiegend zwei Wochen lang nach der ersten Frühjahrserwärmung. Die Elritze zeigte kurz nach der Erwärmung ein Wanderungsmaximum, dem jedoch bei weiterer Temperaturerhöhung noch mehrere schwächer ausgeprägte Migrationswellen folgten. Demgegenüber begannen die

Gründlinge ihre Laichwanderungen eher langsam und zeigten erst bei nochmaligen Temperaturerhöhungen eine verstärkte Aktivität. Insgesamt dauerte die Wanderung der Cypriniden ca. 4-6 Wochen an. Danach waren nur noch unregelmäßige Aktivitäten zu verzeichnen, die z. B. zur Nahrungssuche durchgeführt wurden. Die Frühjahrsmigration ist aufgrund der Wanderung vieler schwimmschwacher Arten und Kleinfische von besonderer Bedeutung für die Kontrolle einer Fischwanderhilfe.

Für den Laichaufstieg der Salmoniden wird in der Literatur eine Abhängigkeit von sinkenden Temperaturen und steigenden Durchflüssen angegeben (JONSSON 1991). Dieser Aspekt konnte für die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) nur für den Spätherbst bestätigt werden. Hier konnten Wanderungsmaxima nach Temperaturabsenkungen und leichten Durchflusssteigerungen beobachtet werden (Abb. 2). Im Oktober war kein Zusammenhang mit diesen beiden Faktoren festzustellen. Auch bei niedrigem Durchfluss und relativ hohen Temperaturen über 10 °C fanden verstärkte Wanderaktivitäten statt.



**Abb. 2:** Beispiel für die Wanderungsaktivität der Salmoniden (hier nur Bachforellen) in Henfstädt (2) im Jahr 2000 mit Wassertemperatur und Durchfluss im Gewässer. Nur an Tagen, an denen die Wassertemperatur angegeben ist, wurden Untersuchungen durchgeführt

Der Einfluss anderer Parameter wie Laichreife oder Tageslänge ist hier möglicherweise entscheidender. Eventuell ist die Existenz mehrerer Wanderwellen ein Indiz für das Vorhandensein genetisch unterschiedlich ausgestatteter Subpopulationen oder Kohorten. Durch die Besatzpraxis der Angelvereine an den Gewässern werden häufig Fische eingeführt, die aus Teichhaltung oder aus weit entfernten Flusssystemen stammen und somit andere Präadaptationen zeigen können. Es ist bekannt, dass in manchen norwegischen Flüssen die Temperatur den entscheidenden Zeitgeber für die Wanderung von jungen Lachsen darstellt, im Gegensatz dazu wird in anderen Fließgewässern dieser Vorgang hauptsächlich durch eine Durchflussänderung ausgelöst (JONSSON 1991). Zusammenfassend konnte festgestellt werden, dass die Wanderung der Bachforellen eine recht lange Zeitspanne von bis zu zwei Monaten in Anspruch nahm. Da eine Fischwanderhilfe auch von großen Fischen genutzt werden soll (Bachforellen können bis zu 50 cm Länge erreichen), ist die Kontrolle während der Herbstmigration ebenfalls sehr wichtig.

Zwischen den betrachteten Fischregionen gab es keine Unterschiede des Wanderungsverhaltens. Sowohl in der Äschenregion als auch in der Barbenregion konnten die gleichen Beziehungen

beobachtet werden. In Potamalflüssen wurden demgegenüber z. T. andere Zusammenhänge beschrieben (SCHMUTZ et al. 1995).

Wie die Ergebnisse zeigen, ist es bei der Kontrolle von Fischwanderhilfen unter exakter Erfassung der abiotischen Parameter möglich, einen hinsichtlich Zeit- und Kostenminimierung praktikablen Weg einzuschlagen. Um eine repräsentative Auswahl an wandernden Fischarten zu erfassen, sind besonders im Herbst und Frühjahr Untersuchungen wichtig. Dabei ist die Kenntnis der wanderungsauslösenden Mechanismen von großer Bedeutung. Die Dauer einer Kontrolle ist aber auch ganz allgemein von Faktoren wie Aufgabenstellung, Abflusssituation und Art der Anlage abhängig.

In letzter Zeit werden verstärkt neuartige Bauweisen von Fischaufstiegsanlagen von ihren Erfindern und Patentinhabern angeboten, ohne dass ausreichende Erfahrungen zu deren Funktionsprinzip vorliegen. Sollten solche Anlagen als Pilotprojekte realisiert werden, so ist unabhängig von der betrachteten Region dringend eine umfassende, möglichst ganzjährige Funktionskontrolle durch eine unabhängige Einrichtung zu empfehlen.

Die Forderung nach einer ganzjährigen Fangsaison für bewährte Anlagentypen ist demgegenüber in der betrachteten Region nicht haltbar. Hier werden im Frühjahr 5-6 Wochen direkt anschließend an die erste Frühjahrserwärmung und im Herbst 6-8 Wochen ab Anfang Oktober als ausreichend erachtet, um eine qualifizierte und umfassende Beurteilung einer Wanderhilfe hinsichtlich des Fischaufstieges vornehmen zu können. Bei Vorkommen oder Wiederansiedlung von Langdistanzwanderfischen wie z. B. Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) und Lachs (*Salmo salar*) sind weitere Zeitfenster nötig.

Da es bisher für die Kontrolle von Wanderhilfen keine einheitlichen Richtlinien gibt, wird die Durchführung sehr unterschiedlich gehandhabt. Die Ergebnisse sind meist unveröffentlicht. Es ist anzustreben, durch eine umfassende Sichtung der Daten eine Grundlage zu schaffen, um die Kontrollen einheitlicher durchführen zu können.

## **Danksagung**

Für die Hilfe während der Freilandarbeiten und deren teilweise Durchführung möchten wir uns bei Jaqueline Knoth, Jens Sauerwein, Jens Görlach, Uwe Zimmermann, Wolfgang Härtel und Günter Fischer bedanken.

Die Arbeit wurde gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und das Staatliche Umweltamt Suhl.

## **Literatur**

DVWK (1996): Fischaufstiegsanlagen - Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232 - Bonn, 144 S.

JONSSON, N. (1991): Influence of Water Flow, Water Temperature and Light on Fish Migration in Rivers. -Nordic. J. Freshw. Res. 66, 20-35

SCHMUTZ, S.; MADER, H.; UNFER, G. (1995): Funktionalität von Potamalfischaufstiegshilfen im Marchfeldkanalsystem. -Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft 47, 43-58

SCHWEVERS, U.; ADAM, B. (2000): Kriterien zur Funktionsbewertung von Fischaufstiegsanlagen. - Wasser und Abfall 9, 24-29

THÜRINGER FISCHEREIGESETZ (ThürFischG) vom 22.10.1998, § 41 und § 42

BERGHAHN, R., M. FEIBICKE, M. GABRIEL, D. GRABMANN, S. LOTH, S. MEINECKE, S. MOHR, T. OTTENSTRÖER, M. SCHMIDT & R. SCHMIDT: Erste Ergebnisse aus der Einfahrphase (Kalibrierungsphase) des Fließgewässer-Mesokosmos des Umweltbundesamtes

BETHWELL, C., M. MUTZ, R. SAACK & D. MENZ: Organische Feinsedimente – ein geeigneter Tracer für Retentionsuntersuchungen in Bächen?

BRÜDERN, U.; K. HIRCHE, W. WEIDEMANN & S. KUNST: Anwendbarkeit von in-place-Verfahren zur Dokumentation anthropogener Gewässerbelastungen

HÄSE, C.: Entwicklung eines Fernerkundungs-Algorithmus zur Bestimmung der Primärproduktion im Bodensee

HÜNKEN, A., M. MUTZ & B. EHRLICH: Der hydraulische Fingerabdruck von Sandbächen Tracerversuche und Modellierung - eine geeignete Methode zur Charakterisierung von Fließstrecken ?

MÄHLMANN, J., R. KUSSEROW, U. SCHRÖTER-BOBSIN, I. RÖSKE, R. DUMKE, R. ARNOLD & H. FUCHS: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor

KÜMMERLIN, R. & H.-B. STICH: Algen zählen oder Pigmente bestimmen – Zwei Wege zur korrekten Biomassebestimmung?

SCHMIDT-HALEWICZ, S. & D. HEPPELLE: OPTICOUNT – ein verbessertes tool zur mikroskopischen Planktonzählung

SANDROCK, ST.; E.-M. SCHARF & T. QUANDT: Erste Ergebnisse aus Laborversuchen zur Auswirkung der Zugabe von Ton als Restaurierungsmethode auf die limnische Biozönose von Standgewässern: Teil 1: Plankton

STEGGER, P.; H.W. RISS; E. BLÜBAUM-GRONAU & E.I. MEYER: Mentum- und Mandibeldeformationen bei *Chironomus*-Larven (Diptera: Chironomidae) als Testkriterium für Sedimentkontaktteste: Ein kritischer Beitrag

WAGNER, F.: Bottom-Sampler oder Hess-Sampler – Verfahren zur Sedimentbeprobung im Vergleich

WAUER, G. & R. KOSCHEL: Quantitative Bestimmung ökotoxisch relevanter Aluminium-Spezies im Freiwasser von Binnenseen

## Erste Ergebnisse aus der Einfahrphase (Kalibrierungsphase) des Fließgewässer-Mesokosmos des Umweltbundesamtes

Berghahn, R., Feibicke, M., Gabriel, M., Graßmann, D., Loth, S., Meinecke, S., Mohr, S., Ottenströer, T., Schmidt, M., Schmidt, R.

Umweltbundesamt, Versuchsfeld Marienfelde, Schichauweg 58, 12307 Berlin

### Ziel der Einfahrphase

Die neue Fließgewässer-Simulationsanlage (FSA) des Umweltbundesamtes (technische Daten in Berghahn, 1995) mit ihren je 16 Teich- und Fluss-Mesokosmen (Abb.1) ist im März 2001 in Betrieb gegangen. In der 2-jährigen Einfahrphase (Kalibrierungsphase) gilt es zunächst, den Grundbetrieb zu sichern und Kenngrößen zu erarbeiten, um die Möglichkeiten der FSA genauer kennen zu lernen und in einem technisch-wissenschaftlichen Handbuch zusammen mit anderen für die Planung von Projekten wichtigen Informationen zu dokumentieren. Dieses Handbuch, das dann für potentielle interne wie externe Nutzer zur Verfügung stehen wird, soll dabei helfen, die Planung von Vorhaben in der FSA einschließlich der zu erwartenden Kosten möglichst realistisch zu gestalten.



Abb. 1: Außenbereich des neuen Fließgewässer-Mesokosmos auf dem Versuchsfeld Marienfelde (Foto: M. Liess). Zusätzlich zu den je 8 Rinnen und Teichen im Außenbereich verfügt die Anlage über 8 weitere, identische 100m-Rinnen und 8 Teiche in einer Versuchshalle, in der Versuche unter kontrollierteren Bedingungen durchgeführt werden können

Im Rahmen der Einfahrphase sollen auch

- Fragen der Übertragbarkeit von Versuchsergebnissen auf natürliche Systeme (Abbildbarkeit von Freilandverhältnissen) untersucht,
- die Stabilität und Dynamik der Mesokosmen sowie der Gleichtakt identischer Systeme im unbelasteten Zustand (Reproduzierbarkeit) überprüft und
- Vergleiche mit Laborversuchen angestellt werden, die z.B. im Rahmen der Stoffprüfung Anwendung finden (Übertragbarkeit, vgl. Berghahn, 1997).

### Exemplarisches Vorgehen

Die Einfahrphase/Kalibrierphase soll mögliche Fehlerquellen in späteren Versuchen minimieren und somit Kosten reduzieren helfen. Während der Probephase ist nicht beabsichtigt, jeden denkbaren Simulationsgegenstand vorab zu prüfen. Es werden vielmehr verschiedene Versuchsläufe mit der Anlage durchgeführt, die sich an den schon vor längerer Zeit für die FSA beschriebenen, möglichen Untersuchungsschwerpunkten (Hahn et al., 1998) orientieren. Es wird

eine Versuchsplanung verfolgt, bei der zwar die Erarbeitung der Kenngrößen und des in der Einleitung genannten technisch-wissenschaftlichen Handbuches für den Betrieb im Vordergrund steht, bei der aber durchaus schon grundlegende und neue wissenschaftliche Erkenntnisse zum Verhalten und Verbleib von Schadstoffen sowie zu Fragen der Umwelthygiene gewonnen werden können.

### **Programm der Einfahrphase**

Das technisch-naturwissenschaftliche Handbuch wird in 2 Teilen erstellt: Teil 1 enthält die notwendigen Schaltpläne, Bedienungshinweise und technischen Angaben der mit der Erstellung der FSA beauftragten Herstellerfirmen und Ingenieurbüros. Teil 2 umfasst die im folgenden, während der Einfahrphase abzuarbeitenden Programmpunkte.

#### Umkehrosmose

Die Umkehrosmoseanlage mit vorgeschalteter Enthärtung soll die wirklichkeitsnahe Fließgewässer-Simulation auch bei niedrigen Leitfähigkeiten gewährleisten. Die Anlage ist im Wasserwerk des Versuchsfeldes installiert und in die Steuerung der FSA eingebunden.

#### Hydraulische Prüfungen

In einer Fließgewässer-Simulationsanlage stehen Fragen, die mit den Fließeigenschaften von Wasser zu tun haben, im Vordergrund. Dazu gehören die Beherrschung des Pumpbetriebs im über 5 km langen Rohrleitungsnetz mit seinen über 60 Pumpen und über 360 Schieberventilen, die Feststellung der für die einzelnen Pumpvorgänge benötigten Zeiten, des in den Experimenten zu berücksichtigenden Vor- und Nachlaufs, der sich in den Rinnen und Teichen ausbildenden, die Geologie und Biologie beeinflussenden Strömungscharakteristika (Wellen, Drall, Wirbel etc.), sowie die Berücksichtigung von Starkregenereignissen im Außenbereich der FSA. Ferner sind die Grobdosierung von Abwasser und von vollentsalztem Wasser zum Ausgleich von Verdunstung sowie die Feindosierung von Chemikalien über den TOC-Bypass bezüglich des Eintakts in Kreislaufversuche und der Durchmischung im System zu optimieren.

#### Thermische Prüfungen

Die Wassertemperatur ist ein Leitparameter für biologische Vorgänge und damit z.B. auch für Fragen des Abbaus und der Wirkung von Schadstoffen oder des Schicksals von hygienisch problematischen Mikroorganismen in Fließgewässern. Absolutwerte und Veränderungen dieses Faktors in Raum und Zeit können je nach Simulationsgegenstand (norddeutscher Tieflandfluss in Quellregion, Mittellauf, Unterlauf und/oder Stauhaltung etc.) sehr unterschiedlich sein und müssen für eine natur- und damit wirklichkeitsnahe Simulation gut abgebildet werden können. Das Temperaturregime im Wasser der verschiedenen Simulationsgegenstände soll anhand von Daten aus der Literatur, aus Routinemessprogrammen sowie aus im Freiland eigens dafür exponierten Multiparametersonden beschrieben und dann in der FSA zu simulieren versucht werden.

#### Befüllung mit Sediment

Sofern die Sedimente in den Teichen, Beruhigungsbecken und Rinnen nicht gespült und wiederverwendet verwendet werden können, ist eine Entleerung und erneute Beschickung unter Berücksichtigung der erforderlichen Schichtung erforderlich. Dabei ist der Einbau auf die jeweiligen Anforderungen der Simulation anzupassen (auf- bzw. absteigender Grundwasserkontakt, Entnahme von Porenwasser über die je 6 Lanzen mit Saugkerzen).

#### Möglichkeiten und Grenzen der Mess- und Regeltechnik

Für die Teiche und Rinnen sind u.a. fahrbare Messsysteme errichtet worden, die hochauflösende Vertikalprofilmessungen des Sauerstoffgehaltes, des pH-Wertes und der Temperatur im Wasser und im Sediment bis zu einer Tiefe von 6 cm gestatten. Sie ermöglichen reproduzierbare Messungen an

jedem beliebigen Ort in Teichen und Rinnen, sogar in der nur 0,5 bis 1 mm mächtigen Wasser-Sediment-Kontakt-Zone im Abstand von weniger als 100 µm. Sie werden über Ausleger gesteuert, die zur Nullpunktsetzung mit einer Videokamera bestückt sind. Die Systeme sind äußerst empfindlich. Ihr Einsatz erfordert sehr viel Erfahrung, die es in der Erprobungsphase zu gewinnen gilt.

### Biologische Prüfungen

Die Biologie natürlicher Gewässersysteme zeichnet sich durch eine jeweils spezifische Historie sowie eine hohe Variabilität in Raum und Zeit aus. Beide Eigenschaften sind bei Nachbildungen in Mesokosmen für die Vergleichbarkeit der Versuchsansätze untereinander und mit dem Simulationsgegenstand sowie für die Ermittlung der erforderlichen Zeithorizonte und der Erfordernisse bei Besatz und Beimpfung besonders zu berücksichtigen.

### **Gute Abbildbarkeit der Temperatur- und Leitfähigkeitsverhältnisse für verschiedene Simulationsgegenstände (Tieflandflüsse und Flusseen)**

Der Vergleich on-line aufgezeichneten Wassertemperatur in den Rinnen der Außenanlage (Abb. 2 mit Daten aus Dauermessstationen des LUA Brandenburg aus der Havel bei Potsdam, der Oder bei Ratzdorf und Hohenwutzen sowie aus der Krümmen Spree (von Dr. Ockenfeld, IGB, Berlin) zeigt, dass sich dieser in seiner ökologischen Wirkung sehr bedeutende Parameter in der noch nicht mit Sediment beschickten und mit Makrophyten ausgestatteten Anlage („worst case“) im Sommer selbst in Hitzeperioden gut und ohne aufwendige Begleitmaßnahmen abbilden läßt: Absolutwerte und Tagesgänge liegen in den Rinnen im Bereich der ausgewählten Simulationsgegenstände. Ohne eine direkt auf den Rinnenrändern aufliegende Beschattung müssten in den Rinnen und Teichen bei Schönwetterlagen gegebenenfalls, abhängig von den zu bearbeitenden Fragestellungen, deutliche Verdunstungsverluste ausgeglichen werden, was aber mit Hilfe der automatischen Nachspeisung von Wasser aus der Umkehrosmose-Anlage im betriebseigenen Wasserwerk auf dem Versuchsfeld ohne weiteres möglich wäre.

Ferner zeigte sich, dass selbst starke Wolkenbrüche keine gravierenden, von den Verhältnissen im Freiland abweichenden Auswirkungen auf die Leitfähigkeit und den pH-Wert des Wassers in den Rinnen haben (Abb. 3).

### **Literatur**

- Berghahn, R., 1996: Das neue Berliner Fließgerinne im internationalen Vergleich.- DGL-Tagungsbericht 1995, Bd. 2, Krefeld, 563-566.
- Berghahn, R., 1997: Fließgewässer-Simulationsanlagen.- Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 4, 216-219.
- Hahn, J., Pluta, H.-J., Berghahn, R., Dorau, W., 1998: Ausgewählte Fragen aus dem Bereich „Abwasser- und Umwelthygiene beim Gewässerschutz“ zur Prüfung in Fließgewässer-Mesokosmen.- DGL-Tagungsbericht 1997, Bd. 2, Krefeld, 886-890.

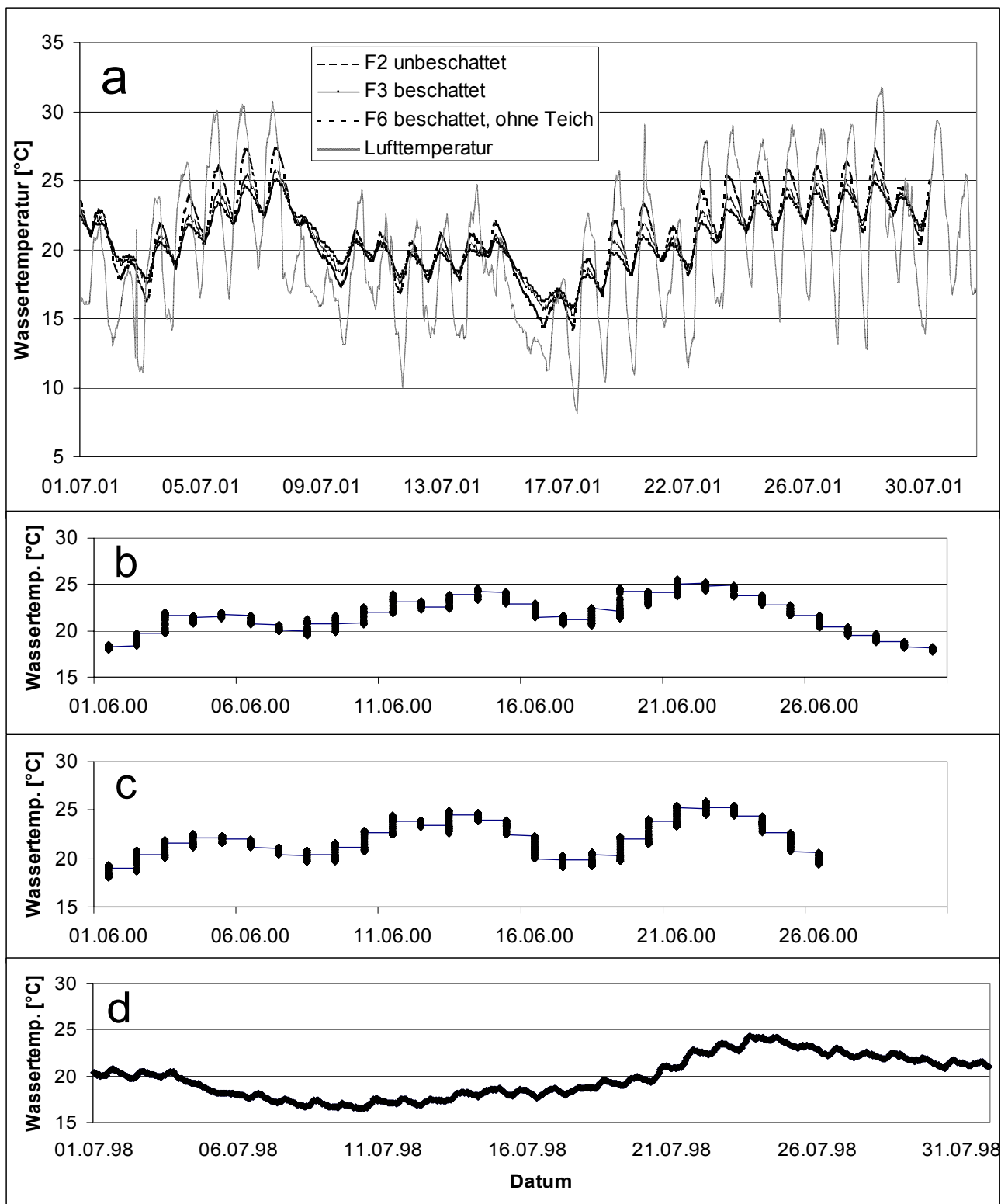


Abb. 2: Ausgewählte Verläufe der Wassertemperatur in verschiedenen gefahrenen Rinnen im Außenbereich im Sommer 2001, der Havel bei Potsdam, der Oder bei Hohenwutzen im Sommer 2000 (Daten vom LUA Brandenburg) sowie der Krumpen Spree im Sommer 1989 (Daten von Dr. Ockenfeld, IGB, Berlin). Alle Rinnen ohne Sediment und Vegetation (worst case). **Außenrinne F2:** 100 m<sup>3</sup>, 100 m lang, Kreislaufbetrieb, 0,3 m\*s<sup>-1</sup>, mit durchströmtem Teich, unbeschattet, **Außenrinne F3:** ebenso, jedoch mit Netz beschattet, **Außenrinne 6:** 30 m<sup>3</sup> (Kreislaufbetrieb ohne Teich), 100 m lang, 0,3 m\*s<sup>-1</sup>, mit Netz beschattet

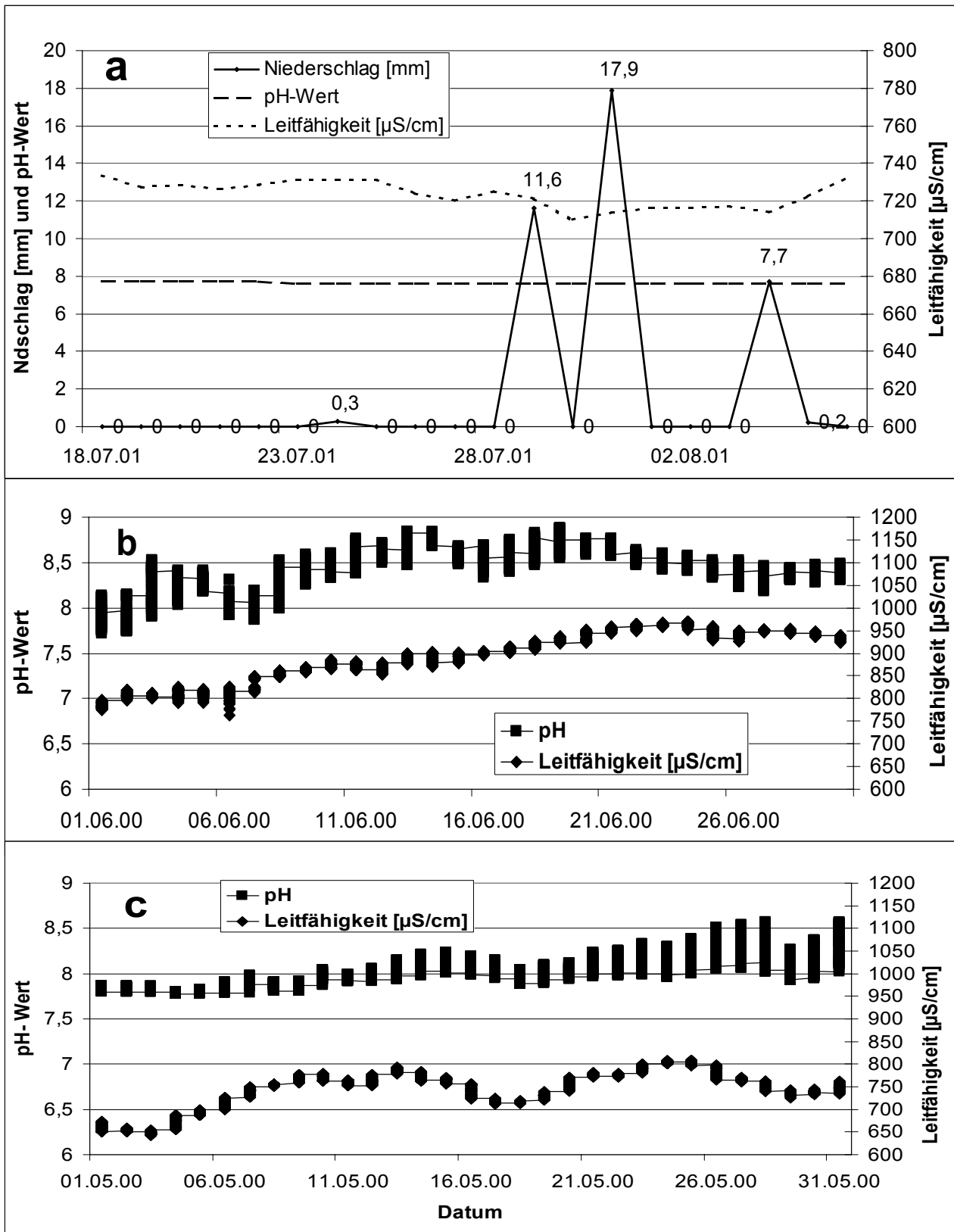


Abb. 3: Leitfähigkeit und pH-Wert in den Außenrinnen nach einem Starkregenereignis (a) im Sommer 2001 im Vergleich zur Variabilität in der Havel bei Potsdam (b) und der Oder bei Hohenwutzen (c) im Sommer 2000. Datenquellen siehe Legende zu Abb. 2

## Organische Feinsedimente – ein geeigneter Tracer für Retentionsuntersuchungen in Bächen?

Claudia Bethwell, Michael Mutz, Rolf Saack, Doreen Menz

BTU - Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz  
Seestraße 45, 15526 Bad Saarow  
Tel.: 033631/8943  
E - mail: c.bethwell@limno-tu-cottbus.de

Keywords: Fließgewässer, Sestonretention, FPOM, Sinkgeschwindigkeit, Dichtefraktionierung, mittlere Transportrate

### Einleitung

Der Rückhalt von seenbürtigem Seston ist in Tieflandbächen Nordostdeutschlands eine ökologisch wesentliche Funktion mit großer wasserwirtschaftlicher Bedeutung. Diese, auch als Retention bezeichnete, Gewässerfunktion ist ein komplexes Prozessgefüge physikalischer, chemischer und biologischer Zusammenhänge. Die Retention wird einerseits bestimmt von Eigenschaften des Fließgewässerabschnittes und des Wassers (z.B. Abfluss, Gewässermorphologie, Biozönosen, Dichte des Wassers) und andererseits von Eigenschaften der Partikel (z.B. Größe, Form, Dichte, Verhältnis der anorganischen zu den organischen Bestandteilen, Sinkgeschwindigkeit, Oberflächeneigenschaften). Die wenigen bisherigen Untersuchungen zum Partikelrückhalt wurden mit optisch identifizierbaren Tracerpartikeln – Maispollen (MILLER *et al.* 1992), fluoreszierenden Bärlappsporen (REYNOLDS 1979; WANNER 2000) – oder mit <sup>14</sup>C-markiertem organischem Material (CUSHING *et al.* 1993; MINSHALL *et al.* 2000) durchgeführt. Während das Auszählen der Erstgenannten äußerst zeitintensiv und fehlerbehaftet ist, sind Untersuchungen mit letzterem unter Umweltschutzaspekten inakzeptabel. Die in der Natur als Seston vorkommenden Partikel weisen zudem deutlich größere Spannbreiten ihrer Eigenschaften auf, als die bisher eingesetzten eher homogenen Tracer (Pollen, Sporen) (Tab. 1). Die Verwendung natürlicher Partikel als Tracer für relativ einfache *in-situ* Messungen der Sestonretention ist möglich, wenn eine große Tracermenge weit über der Hintergrundkonzentration natürlichen Sestons in Fließstrecken zugegeben werden kann. Dabei wird die Tracerkonzentration der fließenden Welle durch gravimetrische Bestimmung gemessen und so die Abnahme der Tracerfracht mit der Fließstrecke bestimmt. Die sehr hohe Tracermenge in der fließenden Welle gewährleistet, dass die Resuspension benthischen Materials vernachlässigt werden kann. Ein leicht und in großen Mengen verfügbarer natürlicher partikulärer Tracer ist das Tiefensediment von Seen. Ziel der Arbeit war es, basierend auf der Bestimmung retentionsrelevanter Eigenschaften des Tiefensedimentes und einem Geländeversuch zur Messung der Retentionsbilanz, die Eignung von Tiefensediment für Retentionsuntersuchungen nach dem oben genannten Ansatz zu beurteilen. Die Arbeit entstand im Rahmen des SFB 565 „Ökologische und sozioökonomische Entwicklung und Bewertung gestörter Kulturlandschaften“ der DFG.

Tabelle 1: Eigenschaften von Seston-Analogen und natürlichem Seston (<sup>1</sup>beobachtet, <sup>2</sup>theoretisch, <sup>3</sup>die nach oben und unten offenen Grenzen sind Ergebnis einer Sedimentationsanalyse)

Ø [µm]	Sinkgeschwindigkeit [m/h]	Analog/Seston	Quelle
53 - 102	3,6000 - 4,6800	<sup>14</sup> C - FPOM	CUSHING <i>et al.</i> , 1993
-	3,5280 - 8,1360	<sup>14</sup> C - FPOM	MINSHALL <i>et al.</i> , 2000
-	0,9360 - 1,1160	Maispollen	MILLER <i>et al.</i> , 1992
42	0,4680 - 0,5400	Bärlappsporen	WANNER, 2001
32 - 36	0,0576 - 0,0648 <sup>1</sup>	Bärlappsporen	REYNOLDS, 1979
32 - 36	0,1116 - 0,1260 <sup>2</sup>	Bärlappsporen	REYNOLDS, 1979
-	< 0,0125 - > 0,3000 <sup>3</sup>	<i>in-situ</i> Seston	WANNER, 2001
3 - 33	-	<i>in-situ</i> Seston	TIPPING <i>et al.</i> , 1993

## Methoden

Das organische Feinsediment wurde in 9 Sedimentkernen aus dem Scharmützelsee in 28 m Tiefe entnommen. Jeweils drei der ca. 40 cm langen Kerne wurden zu einer Mischprobe vereinigt. Die Sedimentmischproben wurden 1:3 mit Wasser verdünnt, durch zehnmütiges Rühren homogenisiert und anschließend im Ultraschallbad (10 min, 700 W) dispergiert.

Als potentiell retentionsrelevante Eigenschaften der Sedimentpartikel wurden deren Sinkgeschwindigkeit, Größe, Form und Dichte bestimmt. Die Analysen erfolgten für jede Mischprobe mit Dreifachbestimmung.

Das Sinkgeschwindigkeitsspektrum der Sedimentpartikel wurde mittels Sedimentationsanalyse (Pipettverfahren) in Anlehnung an die *DIN 66115* und die Sedimentationsmethode nach Köhn bestimmt. Aus einer zunächst homogenen Aufschlämmung in einem Sinkzylinder wurden nach festgelegten Fallzeiten verschieden großer und dichter Partikel Proben aus einer bestimmten Tiefe entnommen und nach deren Trocknung und Wägung der Gewichtsanteil der jeweiligen Fraktion berechnet. Es wurden 6 Fraktionen der Sinkgeschwindigkeit festgelegt – Äquivalentdurchmesser in Klammern:  $\leq 0,01 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  ( $\leq 2 \text{ }\mu\text{m}$ ),  $0,01 - 0,061 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  (2 - 5  $\mu\text{m}$ ),  $0,061 - 0,243 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  (5 - 10  $\mu\text{m}$ ),  $0,243 - 0,973 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  (10 - 20  $\mu\text{m}$ ),  $0,973 - 3,891 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  (20 - 40  $\mu\text{m}$ ),  $3,891 - 6,08 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  (40 - 50  $\mu\text{m}$ ). Diese Festlegung erfolgte, indem zunächst vorherrschende Größen der Partikel mikroskopisch bestimmt wurden und eine mittlere Dichte der Partikel mit Hilfe des Glühverlustes (550°C) abgeschätzt wurde. Die mittlere Dichte der Partikel wurde nach Gewichtung des anorganischen Anteils (Glührückstand 80 %,  $\rho_{\text{Panorg}} = 2,5 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ ) und des organischen Anteils (Glühverlust 20 %,  $\rho_{\text{Porg}} = 1,25 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ ) mit  $2,25 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$  angesetzt. Aus der Formel von STOKES (1) wurden so die zu erwartenden Sinkgeschwindigkeiten und aus Formel (2) die im Versuch zu verwendenden Fallzeiten festgelegt. Neben der Trockenmasse wurde von jeder Fraktion der Glührückstand ermittelt.

$$(1) \quad v = (2 \times r^2 \times (\rho_P - \rho_W) \times g) / 9 \times \eta$$

v	= Sinkgeschwindigkeit
r	= Radius
$\rho_P, \rho_W$	= Dichte (Partikel, Wasser)
g	= Erdbeschleunigung
$\eta$	= dynamische Viskosität des Wassers

$$(2) \quad v = h / t$$

h	= Entnahmetiefe der Probe
t	= Entnahmezeit

Die reale Größe und Form der Partikel wurde mikroskopisch während der Sedimentationsanalyse für die Sinkgeschwindigkeiten  $\leq 6,08, \leq 3,891, \leq 0,973, \leq 0,243, \leq 0,061, \leq 0,01 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  erfasst. Unter Berücksichtigung von Form und Art (runde, länglich gestreckte, unregelmäßig geformte Partikel organischen Ursprungs und Minerale) sowie der Größe wurden elf Zählklassen gebildet (Abb. 2). Die Zählung erfolgte bei einer 400fachen Vergrößerung mit dem Umkehrmikroskop. Diese mikroskopische Bestimmung diente einerseits der o.g. allgemeinen Partikelcharakterisierung. So repräsentieren die mikroskopisch gezählten Partikel mit der Sinkgeschwindigkeit  $\leq 6,08 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  die ursprüngliche Sedimentzusammensetzung vor der Sortierung der Partikel durch das Aussinken (Abb. 2a). Andererseits erlaubte sie auch eine Aussage darüber, ob eine nach STOKES mit der Sinkgeschwindigkeitsfraktion korrespondierende Korngröße (in Äquivalentdurchmessern) mit den realen Partikelgrößen korreliert (Abb. 2a und b im Vergleich).

Das Spektrum der Dichte der Partikel wurde durch Dichtefraktionierung (*CHRISTENSEN 1992*) bestimmt. Die Trennung in vier Fraktionen ( $\leq 1,6 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ ;  $1,6 - 2,0 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ ;  $2,0 - 2,4 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ ;  $> 2,4 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ ) erfolgte nach Dispergierung mit einem Ultraschallrüssel (Leistung 50 W, Eintauchtiefe 1 cm, Dauer 100 s) durch Zentrifugation (20 bis 40 min,  $4300 \text{ min}^{-1}$ , 2890 g) mit Natriumpolywolframatlösungen verschiedener Dichte. Von den so getrennten Sedimentfraktionen wurden die Trockenmasse und der Glühverlust bestimmt.

Die Eignung des Tiefensediments für die Ermittlung der Retention im Gelände wurde am Demnitzer Mühlenfließ, Ostbrandenburg, getestet. Dieser Sandbach hatte im Untersuchungsabschnitt,

bei einem Abfluss von  $79 \text{ l} \times \text{s}^{-1}$ , eine mittlere Gewässerbreite von 3,7 m und eine mittlere Tiefe von 0,32 m. Die mit gelöstem Tracer gemessene mittlere Strömungsgeschwindigkeit betrug  $0,1 \text{ m} \times \text{s}^{-1}$ . Der Bachabschnitt wies, bedingt durch große Breiten- und Tiefenvarianz, ausgedehnte Strömungstotzonen auf. 9,5 l Tracersuspension wurden als Punktinjektion möglichst gleichmäßig über den gesamten Bachquerschnitt zugegeben. Die Zugabe erfolgte 17 m vor Beginn der Untersuchungsstrecke um eine vollständige transversale und vertikale Verteilung des Tracers zu gewährleisten. Der Tracerdurchgang wurde am Anfang, nach 11 m, nach 19,5 m, nach 32 m und nach 47 m der Untersuchungsstrecke durch zeitlich eng aufeinander folgende Teilproben aus der Bachmitte in halber Gewässertiefe erfasst. Die Bestimmung der jeweiligen Konzentration der Partikel erfolgte gravimetrisch nach Filtration (GFF, Macherey-Nagel) und Trocknung. Die Tracerfrachten wurde durch Integration der Durchgangskurven nach Abzug der Hintergrundkonzentration des Sestons bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Sedimentationsanalyse zeigte innerhalb und zwischen den Mischproben gute Übereinstimmung ihrer Durchgangskurven. Etwa 70 % der Partikel hatten eine Sinkgeschwindigkeit zwischen  $0,01$  und  $3,891 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$ , 26 % der Teilchen sanken mit einer kleineren und 4 % mit einer größeren Geschwindigkeit (Abb. 1a). Der Glührückstand, als Maß für den anorganischen Anteil, lag für Partikel mit höheren Sinkgeschwindigkeiten ( $> 0,01 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$ ) zwischen 72 % und 79 % und für langsam sinkende Partikel ( $\leq 0,01 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$ ) bei 56 % (Abb. 1b).



Abb. 1a (oben): Anteile der Sinkgeschwindigkeitsfraktionen des Sedimentes [Masse%].

Abb. 1b (unten): Glührückstand der Sinkgeschwindigkeitsfraktionen [Masse%].

Maximum, 75. Perzentil, Median, 25. Perzentil und Minimum, \* = Extremwert, ° = Ausreißer für N = 9.

Die mikroskopische Analyse ergab, bezogen auf die Anzahl, eine starke Dominanz der Partikel  $\leq 5 \mu\text{m}$ . In der ursprünglichen Sedimentzusammensetzung (Abb. 2a) vor nennenswertem Aussinken großer Partikel stellten sie 92 % aller Partikel. Die Mehrzahl der größeren Partikel waren Diatomeenschalen unterschiedlicher Form (runde, länglich gestreckte, sowie deren unregelmäßige Bruchstücke) und Größe. Nur ca. 1,9 % aller Partikel wurden unter dem Mikroskop als Minerale identifiziert. Aus dem Vergleich der Partikelklassen bei unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten ( $\leq 6,08, \leq 3,891, \leq 0,973, \leq 0,243, \leq 0,061, \leq 0,01 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$ ) ergab sich erwartungsgemäß eine deutliche Abnahme des Anteils größerer Partikel an der Gesamtzahl der Partikel mit abnehmender Sinkgeschwindigkeit. Jedoch wurden in der Sinkgeschwindigkeitsklasse  $\leq 0,01 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$ , die nach STOKES einem Äquivalentdurchmesser  $\leq 2 \mu\text{m}$  entspricht, immer noch Partikel, die größer als 5 und sogar größer als 20  $\mu\text{m}$  waren, gezählt, wenn auch in geringem Umfang (Abb. 2b).

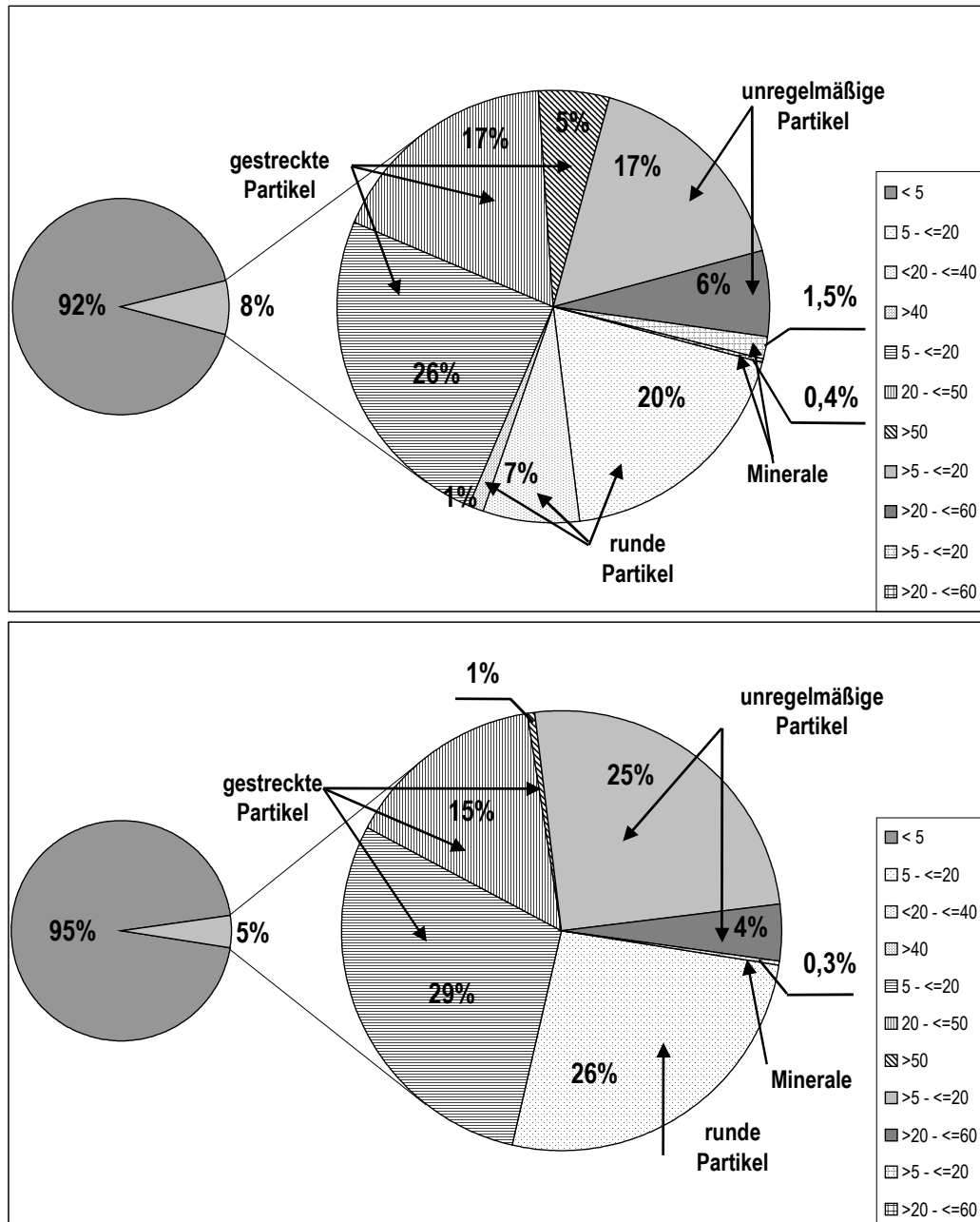


Abb. 2a (oben): Relative Häufigkeiten der mikroskopisch bestimmten Partikelklassen der Partikel mit Sinkgeschwindigkeiten  $\leq 6,08 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  = Äquivalentdurchmesser  $\leq 50 \mu\text{m}$ .

Abb. 2b (unten): Relative Häufigkeiten der mikroskopisch bestimmten Partikelklassen der Partikel mit Sinkgeschwindigkeiten  $\leq 0,01 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  = Äquivalentdurchmesser  $\leq 2 \mu\text{m}$ .

Größenangabe in Legende [ $\mu\text{m}$ ].

Die Dichtefraktionierung ergab, dass das Sediment zu 8 % aus einer organisch geprägten ( $\rho \leq 1,6 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ , GR = 48 %), zu 33 % aus einer anorganisch ( $\rho > 2,4 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ , GR = 95 %), geprägten und zu 59 % aus gemischten Fraktionen bestand (Abb. 3). Die Wirksamkeit der Dichtefraktionierung zeigt sich darin, dass mit zunehmender Dichte auch der Gehalt des anorganischen Glührückstandes zunimmt.

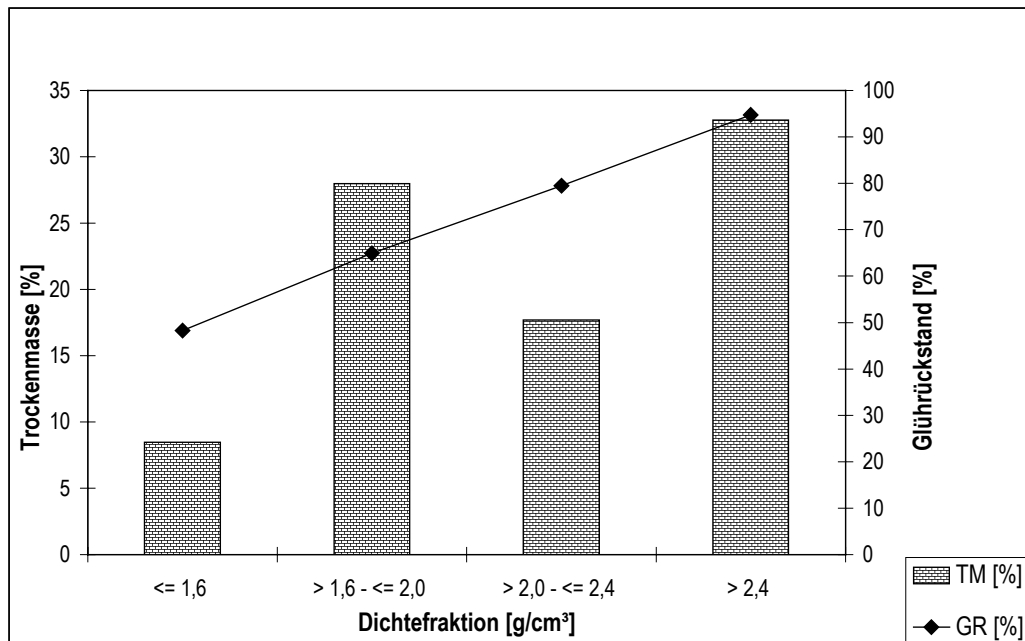


Abb. 3: Die Dichtefraktionen des Sedimentes als Anteil der Trockenmasse an der Gesamttrockenmasse des Sedimentes (TM) [%] und ihr Glührückstand (GR) [%]

Das als Tracer aufbereitete Tiefensediment kann als Material mit heterogenen Partikeleigenschaften bezeichnet werden. Die Sinkgeschwindigkeit variiert von  $\leq 0,01$  bis  $6,08 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$  ca. um den Faktor 625. Damit entspricht das Sedimentmaterial eher dem *in-situ* vorkommenden Seston als die bisher als Tracer verwendeten Pollen und Sporen (Tab. 1). Die sehr geringe Sinkgeschwindigkeit ( $\leq 0,01 \text{ m} \times \text{h}^{-1}$ ) von nahezu einem Drittel des Materials (26 %) ist zum einen zurückzuführen auf dessen hohen organischen Anteil (Glührückstand = 44 %) zum anderen aber auch auf die hohe Anzahl sehr kleiner Partikel. Der hohe Anteil anorganischen Rückstandes (48 %) der Dichtefraktion  $\leq 1,6 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$  weist darauf hin, dass ein Teil der Partikel organische und anorganische Bestandteile enthielt. Wahrscheinlich ist er zu einem geringen Teil auch auf Spuren nicht vollständig auswaschbarer Polywolframatlösung zurückzuführen. Mit zunehmender Sinkgeschwindigkeit stieg der Anteil des anorganischen Materials auf 70 bis 80 % an. Dieses waren hauptsächlich Diatomeenschalen ( $\rho$  ca.  $2,6 \text{ g} \times \text{cm}^{-3}$ ) mit je nach Größe und Form unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten. Die großen Partikel ( $> 5 \mu\text{m}$ ), die nur einen geringen Anteil an der Gesamtzahl der Partikel hatten, sind sicherlich ausschlaggebend für die Masseanteile der verschiedenen Sinkgeschwindigkeitsfraktionen. Damit dominieren diese Partikel die gravimetrische Erfassung der Partikelfrachten und der Partikelretention im Geländeversuch.

Aus dem Geländeversuch ergab sich nach kurzer Fließstrecke eine rasche Verlängerung und Abflachung der Tracerdurchgangskurven (Abb. 4). Diese sind durch die in den kleinen Gewässern relativ hohe Längsdispersion der fließenden Welle bedingt. Bis zum Messpunkt 4, 32 m nach Beginn der Untersuchungsstrecke, konnten Beginn und Ende des Tracerdurchgangs und damit die Tracerfracht trotz des Hintergrundes der Sestonkonzentration (Mittelwert =  $9,4 \times 10^{-4} \text{ g} \times \text{l}^{-1}$ , Max. =  $2,5 \times 10^{-3} \text{ g} \times \text{l}^{-1}$ , Min. =  $4 \times 10^{-4} \text{ g} \times \text{l}^{-1}$ , N = 7) noch sicher bestimmt werden. Am Messpunkt 5 nach 47 m Fließstrecke war dieses jedoch nicht mehr möglich. Die Abnahme der Partikelfracht mit der Fließstrecke konnte gut mit dem zu erwartendem negativ exponentiellem Modell beschrieben werden (Abb. 5). Die mittlere Transportrate der Sedimentpartikel war 134 m.

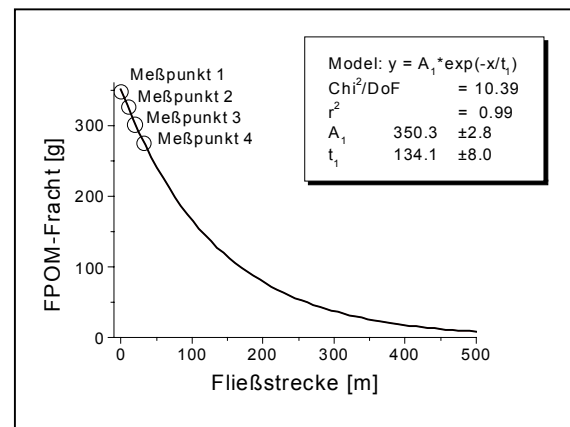
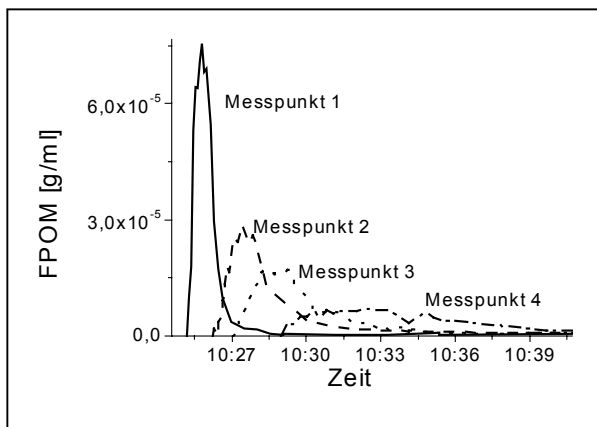


Abb. 4 (links): Durchgangskurven der Sedimentpartikel an den Messpunkten. Messpunkt 1 = 0 m, Messpunkt 2 = 11 m, Messpunkt 3 = 19,5 m, Messpunkt 4 = 32 m Fließstrecke.

Abb. 5 (rechts): Abnahme der Fracht an Sedimentpartikeln mit der Fließstrecke. Die Kreise entsprechen den Frachten an den Messpunkten 1 bis 4. Die Kurve zeigt das negativ exponentielle Modell der Retention und die Legende die Modellparameter.

## Schlussfolgerungen

Die untersuchten Feinsedimente entsprechen durch die relativ großen Spannbreiten der Eigenschaften ihrer Partikel (Sinkgeschwindigkeit, Größe, Form, Dichte) eher dem *in-situ* Seston als herkömmliche partikuläre Tracer.

Die Sedimente bestehen z.T. aus Partikeln mit schwer voneinander zu trennenden anorganischen und organischen Bestandteilen. Die Partikelzahl wird dominiert durch sehr kleine Partikel, während diese bei der gravimetrischen Bestimmung der Sinkgeschwindigkeitsfraktionen eine untergeordnete Rolle spielen. Die hier dominierenden, größeren, anorganischen Partikel sind überwiegend organischen Ursprungs (Diatomeenschalen). Es ist sinnvoll, die Sedimentationsanalyse mit einer mikroskopischen Analyse (Größe, Form) der Sinkgeschwindigkeitsfraktionen zu kombinieren.

Die Punktinjektion einer großen Seesedimentmenge als partikulärer Tracer und dessen gravimetrische Bestimmung ermöglicht eine verhältnismäßige einfache Ermittlung der Partikelretention in Bächen. Allerdings müssen aufgrund der hohen Längsdispersion die Messstellen in dichter Folge unmittelbar nach der Vorlaufstrecke liegen. Dies bedingt gewisse Ungenauigkeiten des an die Messpunkte angepassten exponentiellen Retentionsmodells.

Durch den Bezug auf die Partikelmasse sind die ermittelten Retentionsparameter durch die großen und schweren Partikel des Tiefensedimentes dominiert. Eine Ergänzung des Geländeversuches zur Bestimmung der Veränderung potentiell retentionsrelevanter Partikeleigenschaften über die Fließstrecke ist künftig von Interesse.

## Literatur

- CHRISTENSEN, B.T.: Physical Fractionation of Soil and Organic Matter in Primary Particle Size and density Separates. In: Adv. Soil Sci., Band 20, 1992, S. 1 - 90
- CUSHING, C.E. et al.: Transport dynamics of fine particulate organic matter in two Idaho streams. In: Limnol. Oceanogr., Band 38, 1993, S. 1101 - 1115
- DIN; Deutsches Institut für Normung (Hrsg.): DIN 66115: Partikelgrößenanalyse: Sedimentationsanalyse im Schwerfeld: Pipette-Verfahren, 1983
- MILLER, J. et al.: Estimation of fine particulate transport in streams using pollen as a seston analog. In: J. N. Am. Benthol. Soc., Band 11, 1992, S. 172 - 180
- MINSHALL, G.W. et al.: Physical factors influencing fine organic particle transport and deposition in streams. In: J. N. Am. Benthol. Soc., Band 19, 2000, S. 1 - 16
- REYNOLDS, C.S.: Seston sedimentation: experiments with Lycopodium spores in a closed system. In: Freshwater Biology, Band 9, 1979, S. 55 - 76
- TIPPING, E. et al.: Deposition and resuspension of fine particles in a riverine 'dead zone'. In: Hydrological Processes, Band 7, 1993, S. 263 - 277
- WANNER, S.: Transport, Retention and turnover of particulate organic matter (POM) in the lowland River Spree (Germany). Dissertation, Ptsd. 2001

## Anwendbarkeit von in-place-Verfahren zur Dokumentation anthropogener Gewässerbelastungen

Brüdern, Ulrike\*; Hirche, Kerstin\*; Weidemann, Wolfgang\*\*; Kunst, Sabine\*

\* Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Welfengarten 1, 30167 Hannover, e-mail: bruedern@isah.uni-hannover.de

\*\* Institut für Zoologie der Tierärztlichen Hochschule Hannover, Bünteweg 17, 30559 Hannover, e-mail: wwiede@zoologie.tiho-hannover.de

Keywords: Enclosures, *Anabolia nervosa*, *Sericostoma personatum*

### Einleitung

Über die Auswirkungen abwasserbürtiger Nährstofffrachten auf biotische und abiotische Gewässerparameter liegen bereits zahlreiche Veröffentlichungen vor (u.a. MÜNSTERMANN et al. 1999). Für die Bearbeitung derartiger Fragestellungen werden häufig Freilanduntersuchungen in Kombination mit Fließrinnenexperimenten eingesetzt. Die standardisierten Versuchsbedingungen sollen die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse gewährleisten. Es hat sich jedoch gezeigt, daß künstliche Gerinne die natürlichen Gegebenheiten eines Fließgewässers nur eingeschränkt wiedergeben können, da auch über einen längeren Zeitraum die Variabilitäten fließgewässerspezifischer Parameter nicht nachzustellen sind (BERENZEN et al. 2001). Häufig ist eine eigenständige Entwicklung biotischer und abiotischer Parameter in den künstlichen Systemen zu beobachten. Aufgrund dieser Schwierigkeiten in der Übertragbarkeit und Interpretation der Laborergebnisse auf Freilandsysteme wurden im Rahmen der vorliegenden Studie Enclosure-Untersuchungen durchgeführt, um die gegebenen Umweltfaktoren mit einzubeziehen. Eine vergleichende Untersuchung biotischer und abiotischer Parameter in der Versuchsanordnung und der fließenden Welle sollte Aufschluß über die Anwendungsmöglichkeiten von in-place-Verfahren und die Übertragbarkeit der Versuchsergebnisse auf Freilandsysteme geben.

### Material und Methoden

Für das vorgestellte in-place-Verfahren wurden differente Experimentalbehälter (s. Typ 1-3) über einen Zeitraum von 6 Monaten in ein abwasserbelastetes Gewässer der Südheide – die Wiehe – eingesetzt. Von einer Veränderung der Strömungsintensitäten in derartigen Behältern wurde ausgegangen.

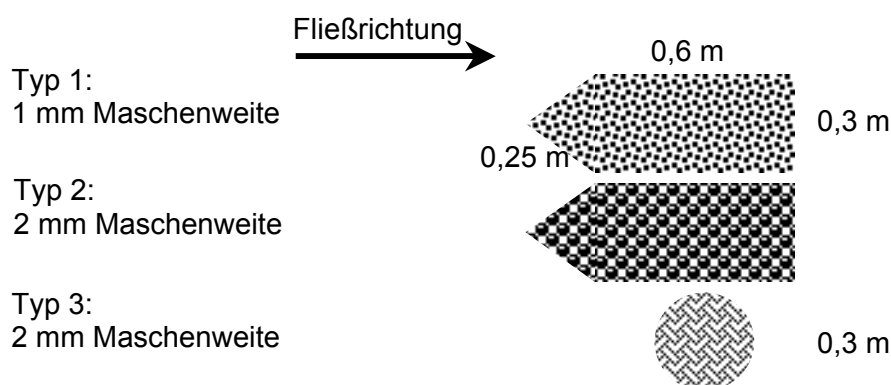


Abb. 1: Experimentalbehältertypen



Abb. 2: Experimentalbehälter 2 m unterhalb einer Abwassereinleitung

Als Einrichtungsgegenstände wurden jeweils eine 5 cm dicke Kiesschicht, eine Plastikpflanze und ein Stein in die Behälter gegeben. Anschließend wurde die Versuchsanordnung mit gewässertypischen Faunenelementen unterschiedlicher ökologischer Ansprüche besetzt. Folgende Arten wurden dafür ausgewählt: *Anabolia nervosa*, *Asellus aquaticus*, *Ephemera danica*, *Sericostoma personatum*.

## Ergebnisse

### a) abiotische Gewässerparameter

Generell sind Veränderungen abiotischer Gewässerparameter in den Behältnissen verglichen mit der fließenden Welle zu verzeichnen. So traten beispielsweise in Abhängigkeit der Maschenweite minimierte Fließgeschwindigkeiten in der Versuchsanordnung auf. Bei einer Maschenweite von 1 mm verringerte sich die Fließgeschwindigkeit um 77%, Maschenweiten von 2 mm führten zu einer Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit um 72%. Zusätzlich zu dieser erwarteten Beeinflussung der Strömungsverhältnisse wurden differente Nährstoffgehalte und auch veränderte Sauerstoffkonzentrationen (s. Tab. 1) gemessen.

Tab. 1: Minimale und maximale Sauerstoffgehalte der einzelnen Behälter verglichen mit der fließenden Welle

	Wiehe [O <sub>2</sub> mg/l]		Behälter Typ 1 [O <sub>2</sub> mg/l]		Behälter Typ 2 [O <sub>2</sub> mg/l]		Behälter Typ 3 [O <sub>2</sub> mg/l]	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
<b>Standort 1, 2 m unterhalb der AbwE</b>	4,8	8,9	5,2	8,2	4,6	7,6	/	/
<b>Standort 2, 16 m unterhalb der AbwE</b>	4,5	7,0	4,1	6,8	4,5	7,2	/	/
<b>Standort 3, 6 Km unterhalb der AbwE</b>	5,9	9,4	5,4	9,2	5,9	9,4	5,2	9,2

AbwE = Abwassereinleitung

Weiterhin konnten erhöhte Ammoniumgehalte in den Experimentalbehältern festgestellt werden. Bei einer Maschenweite von 1 mm lag die durchschnittliche Erhöhung des Ammoniumgehaltes bei 9%, Maschenweiten von 2 mm führten zu einer Zunahme der NH<sub>4</sub>-N Konzentration von 13%.

Grundsätzlich zeigten die Sauerstoff- und Nährstoffgehalte in den Experimentalbehältern über den gesamten Untersuchungszeitraum eine hohe Variabilität, die keine statistische Absicherung erlaubt.

### b) mikrobiologische Gewässerparameter

Mikrobiologische Untersuchungen des Wasserkörpers in den Versuchsbehältnissen der Maschenweite 1 mm und der fließenden Welle haben gezeigt, daß unmittelbar unterhalb der Abwassereinleitung eine deutlich höhere Keimzahl in den Experimentalbehältern vorliegt. Die Koloniezahlen können den 22 bis 25-fachen Wert der fließenden Welle erreichen (Tab. 2).

Tab. 2: Keimzahlen an Standort 1, 2 m unterhalb der Abwassereinleitung

	fließende Welle	Experimentalbehälter, Maschenweite 1 mm
Koloniezahl/ml (20°C)	1.000	22.000
Koloniezahl/ml (36°C)	8.000	200.000

### c) Makroinvertebraten

Von den eingebrachten Faunenelementen erwiesen sich lediglich die Vertreter der Trichopteren als geeignet. *Anabolia nervosa* und auch *Sericostoma personatum* zeigten eine deutliche Abhängigkeit der Emergenz von der Belastung des Wasserkörpers (Abb. 3).

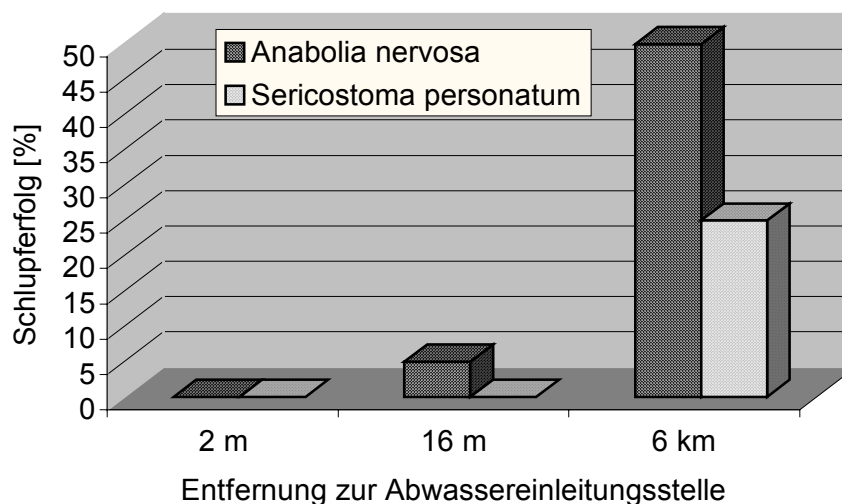


Abb. 3: Schlupferfolg von *Anabolia nervosa* und *Sericostoma personatum* in den Experimentalbehältern des Typ 1

Unmittelbar unterhalb der Abwassereinleitung erreichte weder *Sericostoma personatum* noch *Anabolia nervosa* das schlupffähige Adultstadium. Erst 6 km unterhalb der Abwassereinleitung wurden nennenswerte Schlupferfolge bei beiden Trichopterenpezies erfaßt.

Weiterhin zeigte sich eine Abhängigkeit der larvalen Überlebensrate von der Expositionszeit. Während nach 21 Tagen noch 85 % der eingesetzten *Anabolia nervosa*-Larven lebend erfaßt wurden, konnten nach 56 Tagen nur noch 5 % der eingesetzten Individuen dokumentiert werden. Nach ca. 100 Tagen befanden sich ausschließlich leere Köcher in der Versuchsanordnung, lebende Larvalstadien sowie geschlüpfte Imagines wurden nicht nachgewiesen. In den Experimentalbehältern mit einer Maschenweite von 2 mm konnte bei gleicher Expositionszeit eine höhere Überlebensrate ermittelt werden.

Die zusätzlich untersuchten Spezies *Ephemera danica* und *Asellus aquaticus* erwiesen sich als ungeeignet für derartige Versuche. Die ersten Larvalstadien beider Tierarten waren in der Lage die Versuchsanordnung zu verlassen bzw. einzuwandern. Unabhängig von der Maschenweite wurde für beide Arten eine Abundanzzunahme in den Behältnissen dokumentiert. Eine Bewertung des Datenmaterials war dementsprechend für diese Spezies nicht möglich. Es kommt erschwerend hinzu, dass für die Aselliden eine Reproduktion in der Versuchsanordnung nicht auszuschließen ist.

Eine weitere Problematik deutete sich in einer signifikanten Abundanzzunahme weiterer Spezies in den Behältnissen an. So wurden beispielsweise die Larvalstadien verschiedener Coleopteren- und Chironomiden sowie Tubifiziden mit z.T. erheblichen Individuenzahlen erfaßt. Insbesondere wenige Meter unterhalb der Abwassereinleitung zeigte sich eine massive Zuwanderung von Chironomiden.

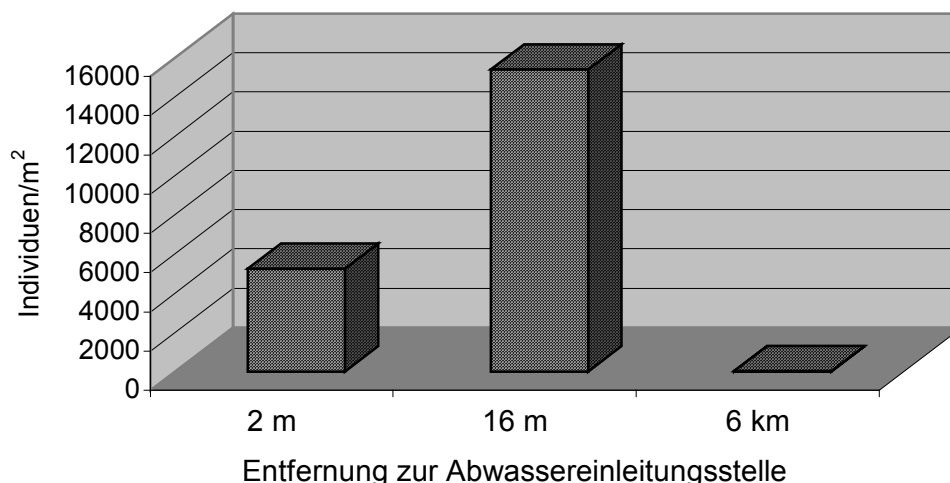


Abb. 4: Chironomidendichte in der Versuchsanordnung am 23.07.01

### Diskussion und Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse weisen auf grundsätzliche Probleme von Enclosure-Versuchen in Fließgewässern hin. Neben dem erwarteten Einfluß auf den Parameter Strömung, treten verstärkt Nährstoffakkumulationen auf, die offensichtlich zu einer starken bakteriellen Abundanzhöhung führen. Als Folge der steigenden Bakteriendichte war ein massiver Bewuchs von Epibionten, dominiert von sessilen Ciliaten sowohl an den Behältern als auch auf den Trichopteren zu verzeichnen. Der Bewuchs erreichte mehrere Millimeter Dicke und wies eine hohe Regenerationsfähigkeit auf.

Zusammenfassend läßt sich erkennen, daß im Vergleich zu Fließrinnen in den verwendeten Experimentalbehältern verstärkt Variabilitäten abiotischer und biotischer Gewässerparameter auftreten, die wesentlich schwieriger zu deuten sind. Offensichtlich sind derartige Systeme für Langzeituntersuchungen in Fließgewässern ungeeignet.

## **Literatur**

Berenzen, N.; Schulz, R.; Liess, M. (2001): Effects of chronic Ammonium and nitrite contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 14.

Münstermann, C.; Brüderl, U.; Kunst, S.; Weidemann, W. (1999): Einfluß der Wasserqualität in abwasserbürtig belasteten Gewässern auf die Makrofauna. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1999.

Peckarsky, B. L. (1984): Do predaceous stoneflies and siltation affect the structure of stream insect communities colonizing enclosures? *Can. J. Zool.* 63: 1519 – 1530.

## Entwicklung eines Fernerkundungs-Algorithmus zur Bestimmung der Primärproduktion im Bodensee

**Clivia Häse**

DLR Oberpfaffenhofen, IMF-GW, PF 1116, D-82234 Weßling, Fon +49-8153-28-1339, Fax -1444, email: [Clivia.Haese@dlr.de](mailto:Clivia.Haese@dlr.de)

Keywords: Primärproduktion, Fernerkundung, Bodensee.

### Einführung

Für den Bodensee soll ein Algorithmus entwickelt werden, der die Bestimmung der Primärproduktion aus Fernerkundungsdaten ermöglicht. Die Entwicklung des Algorithmus ist zunächst auf den Bodensee beschränkt, er soll aber in einem weiteren Schritt auch auf andere Gewässer angepaßt werden können. Der Bodensee fungiert hier als Modellsystem. Er wird mit einer Fläche von ~ 540 km<sup>2</sup> mit zufriedenstellender räumlicher Auflösung in Satellitenaufnahmen abgebildet. Desweiteren fällt der Bodensee wie die meisten Binnen- und Küstengewässer in die Kategorie der Case 2 – Gewässer, für die bislang noch keine zuverlässigen Algorithmen zur Bestimmung der Primärproduktion existieren. Case 2 ist der kompliziertere Fall der beiden Varianten, da hier die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe das Unterwasserlichtklima unabhängig voneinander beeinflussen können. Für den Bodensee existiert eine Langzeitreihe von Messungen der Primärproduktion und anderer relevanter Parameter wie Chlorophyll, Licht (photosynthetic available radiation PAR) und Temperatur. All dies charakterisiert den Bodensee als ein herausragendes Untersuchungsgebiet für die Entwicklung und Validation eines Primärproduktionsalgorithmus für Binnengewässer. Durch die Kombination von Datenauswertung und Sensitivitätsanalysen kann wertvolle Information gewonnen werden, welche Parameter und Faktoren unter welchen Umständen bei der Bestimmung der Primärproduktion berücksichtigt werden müssen, und welche vernachlässigt werden können.

Die in-situ Messungen der Primärproduktion wurden jeweils in 4-stündigen Inkubationen über Mittag durchgeführt. An dieser Stelle sei angemerkt, daß die 4-stündigen Messungen annähernd Bruttphotosyntheseraten liefern, die mit der Bruttoprimärproduktion identisch sind. Daher werden im folgenden die Begriffe „Primärproduktion“ und „Photosyntheserate“ synonym gebraucht. Um die Tagesproduktion zu erhalten, müssen auch die Meßwerte auf die gesamte Tageslänge unter Berücksichtigung des Strahlungsverlaufes extrapoliert werden. Die Validation des Algorithmus wird daher vereinfacht, wenn der Algorithmus zunächst das Vertikalintegral des stündlichen Mittelwertes der Photosyntheseraten über mittag (im folgenden kurz  $\Sigma$  PP) liefert, bevor auf die Tagesproduktion hochgerechnet wird.

Die Primärproduktion unterscheidet sich grundlegend von anderen Fernerkundungsparametern wie z.B. Chlorophyll und Temperatur:

1. Es handelt sich per definitionem um eine Rate, die pro Zeiteinheit angegeben wird.
2. Die Kenngrößen der photosynthetischen Organismen können sich infolge von Anpassungsvorgängen oder Änderungen in der Artenzusammensetzung verändern.
3. Die Photosyntheseraten können nicht direkt von Sensoren per Fernerkundung detektiert werden.

Welche sind die Haupteinflußfaktoren, die die Höhe der Primärproduktion bestimmen? Zunächst besteht ein grundlegender Zusammenhang zwischen den Photosyntheseraten und der Phytoplanktonbiomasse (hier als Chlorophyllkonzentration). Abgesehen von extrem dichten Suspensionen, in denen eine Selbstbeschattung der Algenzellen auftreten kann, sind die Photosyntheseraten direkt proportional zur Chlorophyllkonzentration für eine gegebene Algensuspension bei gleicher Einstrahlung. Weiterhin spielen die Parameter der Photosynthese-Licht-Kurve und ihre Steuerung durch Umweltfaktoren eine zentrale Rolle für die Bestimmung der Primärproduktion durch einen tiefenaufgelösten Algorithmus. Die maximale Photosyntheserate, die unter Lichtsättigung auftritt, ist stark temperaturabhängig. Im Gegensatz dazu ist der Anfangsanstieg der Photosynthese-Licht-Kurve, der ein Maß für die Lichtausnutzungseffizienz des Phytoplanktons ist, von der Spektralzusammensetzung des Lichtes abhängig. Sind diese beiden Parameter bekannt, kann mithilfe des Lichtprofils ein Vertikalprofil der Photosyntheseraten konstruiert werden. Abb. 1 veranschaulicht, welche der Faktoren per Fernerkundung (mit bereits bestehenden Algorithmen) bestimmt werden können und welche aus in-situ Daten oder Modellen gewonnen werden müssen.

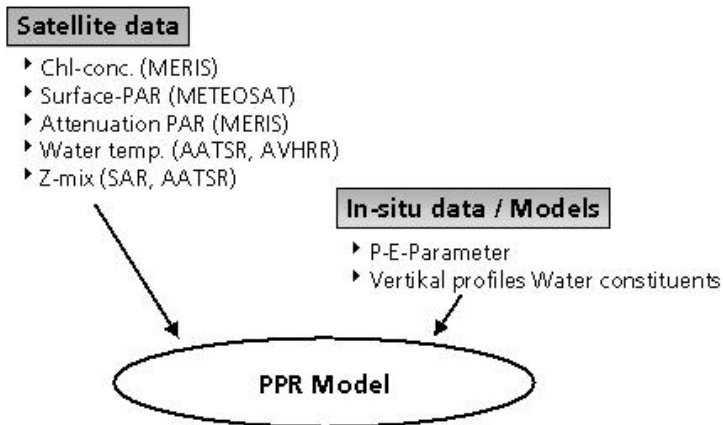


Abb. 1: Einflußfaktoren auf die Primärproduktion, unterteilt in solche, die mit bestehenden Algorithmen per Fernerkundung bestimmt werden können, und andere, zu deren Bestimmung auf In-situ Daten oder Modelle zurückgegriffen werden muß.

### Der tiefenintegrierte Ansatz ( T- )

Eine wichtige Einschränkung der Fernerkundung ist, daß sie keine Information über die Tiefenverteilung des Phytoplanktons und anderer Wasserinhaltsstoffe liefert. Zunächst wurde daher die Tauglichkeit eines tiefenintegrierten Ansatzes überprüft, in den lediglich Oberflächeninformation eingeht. Dabei wurde auf die in-situ Daten zurückgegriffen. Abb. 2 zeigt die tiefenintegrierten Photosyntheseraten  $\Sigma$  PP aufgetragen gegen die Oberflächenchlorophyllkonzentration, wodurch bereits 44 % der Varianz erklärt sind. Diese empirische Beziehung wird nun dem denkbar einfachsten Algorithmus zugrundegelegt, der folgende Anweisungen gibt:

1. Bestimme die Oberflächenchlorophyllkonzentration in  $\mu\text{g/l}$
2. Multipliziere sie mit dem Faktor 12.97, um  $\Sigma$  PP in  $\text{mgC m}^{-2} \text{h}^{-1}$  zu erhalten

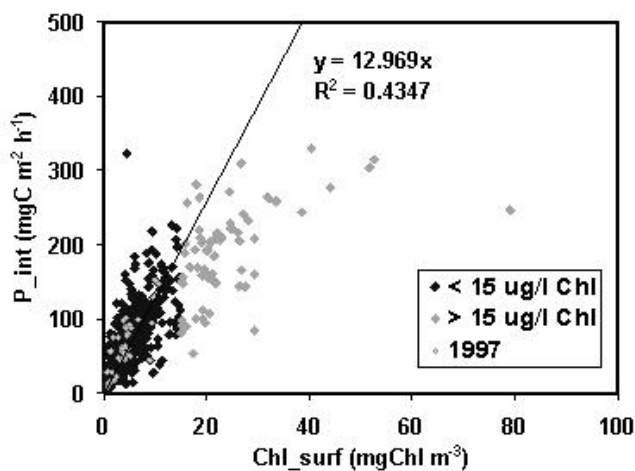


Abb. 2: Empirische Beziehung zwischen der tiefenintegrierten Photosyntheserate und der Oberflächenchlorophyllkonzentration. Daten von 1980-1997.

Die zugrundeliegende Regressionsanalyse wurde auf Chlorophyllkonzentrationen  $< 15 \mu\text{g/l}$  beschränkt. Das bedeutet jedoch keine Einschränkung für zukünftige Anwendungen des Algorithmus im Bodensee, da im letzten Jahrzehnt ein Nährstoffrückgang im See zu verzeichnen war, der zu einem entsprechenden Rückgang der Phytoplanktonbiomasse führte (Häse et al. 1998a, b).

## Die Berücksichtigung der Temperatur im tiefenintegrierten Ansatz ( T+ )

Die nächste Frage war nun, ob dieser einfache tiefenintegrierte Algorithmus durch Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit der maximalen Photosyntheseraten verbessert werden kann. Dies wurde anhand von exemplarischen Rechnungen für das Jahr 1997 überprüft. Hierfür mußte wiederum auf die in-situ Daten zurückgegriffen werden. Am Bodensee wurde die maximale Photosyntheserate über einen Zeitraum von fast 3 Jahren bei konstanter Temperatur von 8 °C gemessen (Abb. 3).

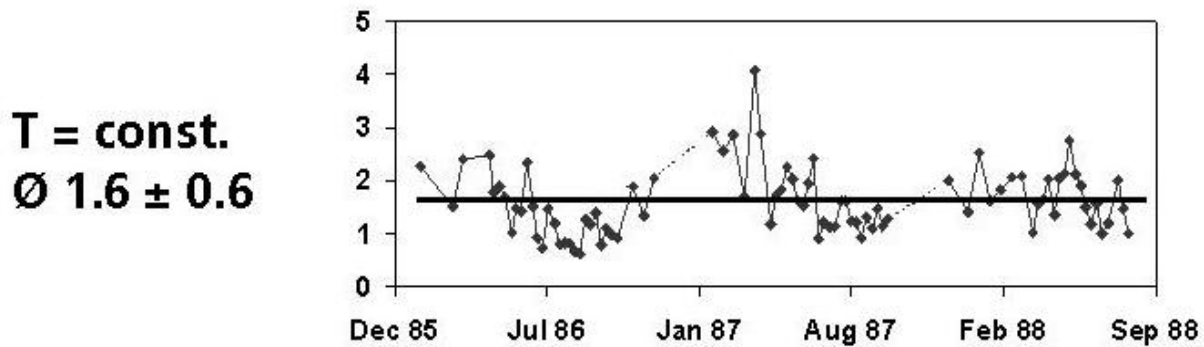


Abb. 3: In 1986-88 bei konstanter Temperatur von 8 °C gemessene maximale Photosyntheseraten.

Der Durchschnittswert dieser Zeitserie wurde als Inputparameter für den Algorithmus herangezogen und dann mit einem  $Q_{10}$  von 2.3 (Tilzer et al. 1993) auf die aktuelle Temperatur im See hochgerechnet. Der temperaturkorrigierte Wert wurde anschließend mit der entsprechenden Oberflächenchlorophyllkonzentration gewichtet und über eine weitere empirische Beziehung in das Tiefenintegral der Photosyntheseraten konvertiert ( $\Sigma PP = 4.9 * P_{max}$ ,  $r^2 = 0.7272$ ,  $N=515$ ). Abb. 4 zeigt die Ergebnisse der beiden tiefenintegrierten Algorithmen im Vergleich. Beide Algorithmen unterschätzen die Primärproduktion in 1997 in ähnlicher Weise. Auch anhand der erklärten Varianz wird deutlich, daß die Berücksichtigung der Temperatur nicht zu einer Verbesserung des Algorithmus führte. Dies liegt vor allem an der hohen Variabilität des gewählten Inputparameters, die knapp 38 % betrug. Diese Variabilität war weder auf die Chlorophyllkonzentration (normiert auf Chl), noch auf die Temperatur (konstant) zurückzuführen, sondern allein auf die wechselnde Artenzusammensetzung und den physiologischen Zustand der Algen.

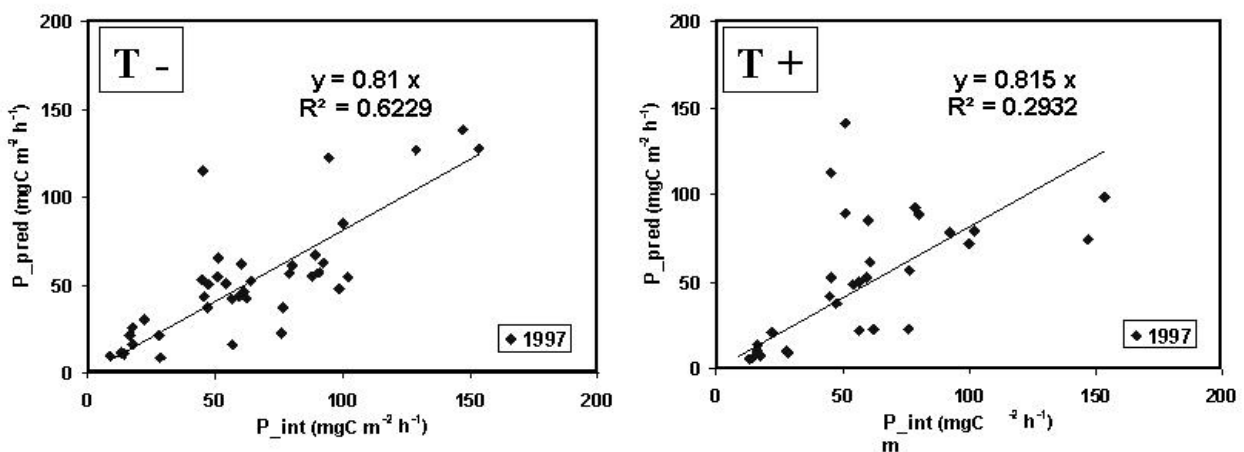


Abb. 4: Bestimmung der tiefenintegrierten Photosyntheseraten mit (rechts) und ohne (links) Berücksichtigung der Temperatur, aufgetragen gegen die gemessenen Werte. Daten von 1997.

## Der tiefenaufgelöste Ansatz: Vertikalverteilung der Phytoplanktonbiomasse

In einem weiteren Schritt wurde zur Vorbereitung eines tiefenaufgelösten Algorithmus versucht, die Vertikalverteilung der Phytoplanktonbiomasse zu modellieren, und zwar in Abhängigkeit von der Oberflächenchlorophyllkonzentration, die als einzig relevanter Parameter per Fernerkundung bestimmt werden kann. Neben der direkten Wichtung der Photosyntheseraten geht die Vertikalverteilung des Chlorophyll auch in die Berechnung des Tiefenprofils der Unterwasserstrahlung ein, die wiederum für die Photosynthese eine Rolle spielt.

Die Chlorophyll-Vertikalverteilung wird in den Algorithmen für den offenen Ozean meist durch eine Gaußkurve parameterisiert (Platt & Sathyendranath, 1988). Diese wurde nun dahingehend verändert, daß der Exponent n, der die Schärfe des Übergangs im Wendepunkt der Kurve beschreibt, variabel gehalten wird (T. Heege, 2001):

$$B(z) = B_0 + B_{\text{peak}} \cdot \exp\left(-\left|\frac{z - z_m}{2\sigma}\right|^n\right)$$

Die 5 Koeffizienten der Kurve wurden für insgesamt 385 Vertikalprofile aus den Jahren 1986-97 durch individuelle Kurvenfits bestimmt. Da man per Fernerkundung außer der Oberflächenchlorophyllkonzentration keinen der Koeffizienten der Gaußkurve bestimmen kann, konnten für einen Fernerkundungsalgorithmus zur Bestimmung der Vertikalverteilung der Phytoplanktonbiomasse nur die Durchschnittswerte der Koeffizienten herangezogen werden. Lediglich die maximale Biomasse  $B_{\text{peak}}$  wurde über obige Gleichung aus der Oberflächenkonzentration  $\text{Chl}_{\text{surf}}$  abgeleitet.

### Die Verwendung der Optischen Tiefe O.D.

Diese Rechnungen wurden zum einen für die geometrische Tiefe z und zum anderen für die optische Tiefe O.D. durchgeführt. Die optische Tiefe wird berechnet als  $\text{O.D.} = z * k_0 / \ln 2$  und normiert die Profile auf die Lichtattenuation in der Wassersäule. Die Verwendung der optischen Tiefe erbrachte eine erhebliche Verbesserung in der Bestimmung der Chlorophyll-Vertikalprofile im Tiefenbereich von 4 – 10 m, also dem Bereich, der für ein tiefenaufgelöstes Modell am meisten relevant ist (Tab. 1, Abb. 5). Im Tiefenbereich von 0 – 4 m dagegen waren sowohl die geometrische als auch die optische Tiefe gut geeignet, da die modellierte Chlorophyllkonzentrationen in diesen Tiefenstufen vor allem durch die Oberflächenchlorophyllkonzentration bestimmt ist.

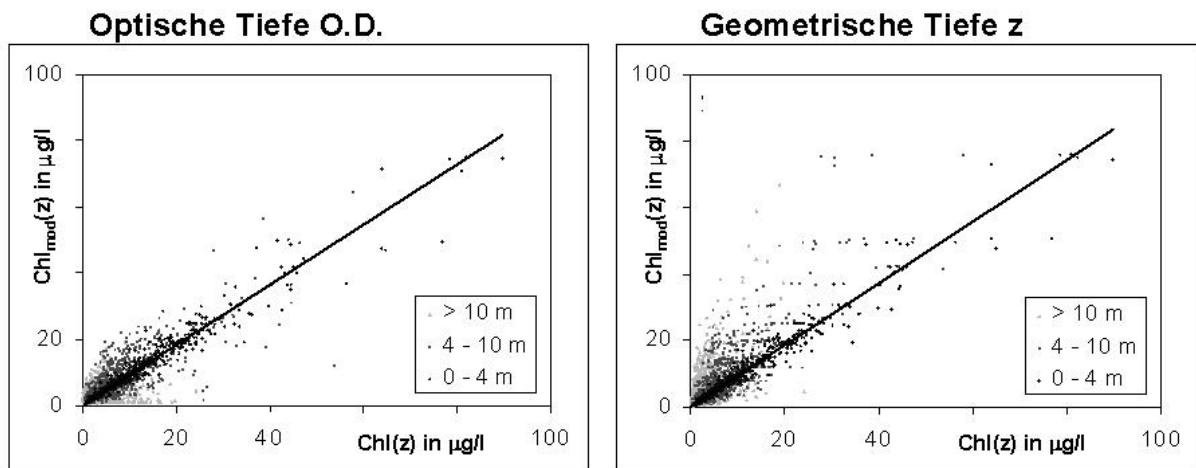


Abb. 5: Die modellierten Chlorophyllkonzentrationen  $\text{Chl}_{\text{mod}}(z)$  aufgetragen gegen die gemessenen Werte  $\text{Chl}(z)$ . Daten von 385 Vertikalprofilen, gemessen im Zeitraum 1986-1997, Einzelpunkte  $N=7059$ .

Tiefe	O.D.			Z		
	Regr.koeff.	R <sup>2</sup>	SD	Regr.koeff.	R <sup>2</sup>	SD
0 – 4 m	0.91	0.96	1.4 µg/l	0.93	0.96	1.4 µg/l
4 – 10 m	0.94	0.69	3.0 µg/l	1.20	0.74	3.8 µg/l
> 10 m	0.70	0.17	2.0 µg/l	1.37	0.37	3.4 µg/l

Tab. 1: Ergebnisse der Regressionsanalyse der modellierten Chlorophyllkonzentrationen  $\text{Chl}_{\text{mod}}(z)$  gegen die gemessenen Werte  $\text{Chl}(z)$ . Daten von 385 Vertikalprofilen, gemessen im Zeitraum 1986-1997, Einzelpunkte  $N=7059$ .

### Jahreszeitenspezifische Unterschiede

Trotz der Verbesserung im Tiefenbereich von 4 – 10 m bleibt auch bei Verwendung der optischen Tiefe noch ein erheblicher Fehler von etwa  $\pm 3 \mu\text{g/l}$  in der Bestimmung der Chlorophyllkonzentration. Daher wurde untersucht, ob die Bestimmung der Chlorophyll-Vertikalprofile durch jahreszeitenspezifische Koeffizienten verbessert werden kann. Die Koeffizienten zeigten das ganze Jahr über eine erhebliche Variabilität (Abb. 6), etwaige Unterschiede in den

verschiedenen Jahreszeiten waren daher nicht signifikant. Somit erbrachte die Verwendung jahreszeitenspezifischer Koeffizienten keine Verbesserung in der Bestimmung der Chlorophyll-Vertikalprofile.

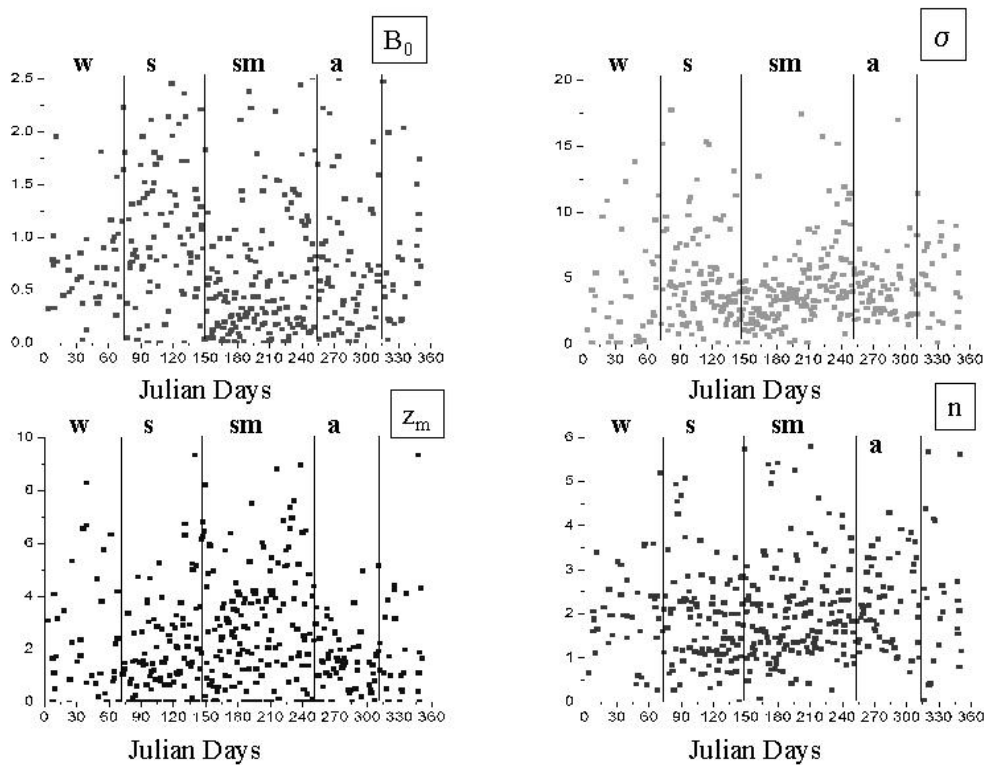


Abb. 6: Koeffizienten der modifizierten Gauß-Parametrisierung für die Chlorophyll-Vertikalprofile im Bodensee im Jahreslauf (w=Winter, s=Frühling, sm=Sommer, a=Herbst). Daten von 385 Vertikalprofilen, gemessen im Zeitraum 1986-1997.

### Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Der denkbar einfachste tiefenintegrierte Ansatz erklärte bereits 45 % der Varianz der Primärproduktion. Dieser Ansatz ist auch auf andere Binnengewässer übertragbar.

Die Temperaturabhängigkeit der maximalen Photosyntheseraten wurde durch die Variabilität biologischer Kenngrößen maskiert. Daher erbrachte die Berücksichtigung der Temperatur keine Verbesserung bei der Bestimmung der Primärproduktion.

Die Bestimmung der Chlorophyllkonzentrationen im Tiefenbereich von 4 – 10 m ist trotz Normierung auf die Lichtattenuation in der Wassersäule noch mit einem Fehler von  $\pm 3 \mu\text{g/l Chl}$  behaftet.

Die Koeffizienten der parametrisierten Chlorophyll-Vertikalprofile wiesen keine signifikanten Unterschiede zu verschiedenen Jahreszeiten auf.

Als Fazit bleibt daher festzuhalten: Solange die Inputparameter für den Algorithmus, sowie die Vertikalverteilung der Phytoplanktonbiomasse nicht genauer bestimmt werden können, ist eine weitere Verfeinerung der Modelle, z.B. hinsichtlich einer spektralen Auflösung, wenig erfolgversprechend. Zu einer ähnlichen Einschätzung kamen auch Behrenfeld & Falkowski (1997), die ca. 1700 Primärproduktionsprofile untersuchten, die im offenen Ozean (Case 1) gemessen worden waren.

### Danksagung

Die hier verarbeiteten in-situ Daten wurden innerhalb des von der DFG geförderten Sonderforschungsbereiches 248 „Stoffhaushalt des Bodensees“ erhoben. Für Bereitstellung und Hilfe bei der Aufarbeitung der Daten möchte ich Dieter Ollinger, Angelika Seifried und Max Tilzer danken, sowie allen Kollegen vom Limnologischen Institut der Universität Konstanz, die an den Routineausfahrten der MS „Lauterborn“ in den Jahren 1986-97 beteiligt waren.

## Literatur

- Behrenfeld, M.J. & Falkowski, P.G. 1997. A consumers guide to phytoplankton primary productivity models. *Limnol. Oceanogr.* 42(7), pp.1479-1491.
- Häse, C., Gaedke, U., Seifried, A., Beese, B. & Tilzer, M.M. 1998a. Phytoplankton response to re-oligotrophication in large and deep Lake Constance: Photosynthetic rates and chlorophyll concentrations. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 53, pp. 159-178.
- Häse, C., Gaedke, U., Seifried, A., Beese, B. & Tilzer, M.M. 1998b. Reoligotrophierung im Bodensee: Photosyntheseraten und Chlorophyllkonzentrationen. Tagungsbericht 1998 der DGL in Klagenfurt, S. 164-168.
- Heege, T. 2001. Primary Production Algorithm – Vertical profiles of water constituents. In: Doerffer, R. und C. Brockmann (Hrsg): MERIS Application and Regional Products Project, Algorithm Theoretical Basis Documents. GKSS Forschungszentrum (BMBF Förderkennzeichen 07 UFE 16/1).
- Platt, T. & Sathyendranath, S. 1988. Oceanic primary production: Estimation by remote sensing at local and regional scales. *Science* 341, pp. 1613-1620.
- Tilzer, M.M., Häse, C. & Conrad, I. 1993. Estimation of in situ primary production from parameters of the photosynthesis-light curve obtained in laboratory incubators. *ICES mar. Sci. Symp.* 197: 181-195.

# Der hydraulische Fingerabdruck von Sandbächen Tracerversuche und Modellierung - eine geeignete Methode zur Charakterisierung von Fließstrecken ?

Andreas Hünken, Michael Mutz & Bert Ehrlich  
Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Forschungsstelle Bad Saarow

**KEY WORDS** Hydrodynamik; Sandbach; Tracer; Modellierung; Strömungstotzone

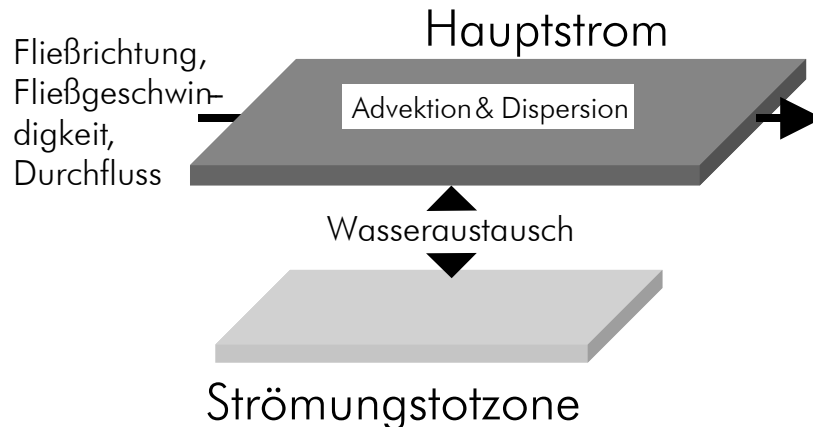
## Summary

The hydrodynamics of streams are, in general, largely influenced by bed structures and transient storage zones. Hydraulic data are very scarce for sand-bed streams. The assessment of such data with common methods, such as point measures of flow with propellers, is very time-intensive. For this reason, we investigated the application of tracer experiments in combination with the one-dimensional transport model OTIS, in a small sand-bed stream in Ost-Brandenburg. Breakthrough curves of NaCl-Tracer were measured and the model simulation fitted well to the field data. The ratio of the cross-sectional areas of storage zone to main channel was large (0.29) and the exchange coefficient between main channel and storage zone was high ( $3.5 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ ). The comparison of the model including and excluding the transient storage zone demonstrated the importance of this zone for sand-bed streams.

## Einleitung

Die Hydrodynamik ist ein bedeutender hydrologischer Faktor von Fließgewässern. Durch Wechselwirkungen des fließenden Wasser mit den verschiedenen Strukturelementen, entstehen vielschichtige Muster aus Sekundärströmungen und Durchmischungsprozessen. Angesichts dieser Komplexität ist die hydrodynamische Beschreibung von natürlichen, heteromorphen Fließgewässern äußerst aufwendig. Besonders zeitintensiv sind konventionelle Punktmessungen der Strömung mit Messflügeln oder Induktionsmessinstrumenten. Oft findet man daher in ökologischen Arbeiten nur simple Beschreibungen der Strömung mit geringer Aussagekraft, z. B. in Form der mittleren Fließgeschwindigkeit. Für limnologische Systembetrachtungen können einfache Tracerversuche in Kombination mit computerunterstützten Modellberechnungen eine effektive Ergänzung bzw. Alternative zu den üblichen Methoden bieten.

Das vom U.S. Geological Survey (USGS) entwickelte Programm „One-Dimensional Transport with Inflow and Storage“, kurz OTIS, ist ein Programm für die eindimensionale Modellierung von Lösungs- und Stofftransporten in Fließgewässern, unter Einbeziehung von durchflussverminderten Bereichen (folgend als Strömungstotzonen bezeichnet) (Abb. 1).



**Abb. 1:** Konzeptionelles Modell von OTIS mit Berücksichtigung des Hauptstroms und der Strömungstotzone.

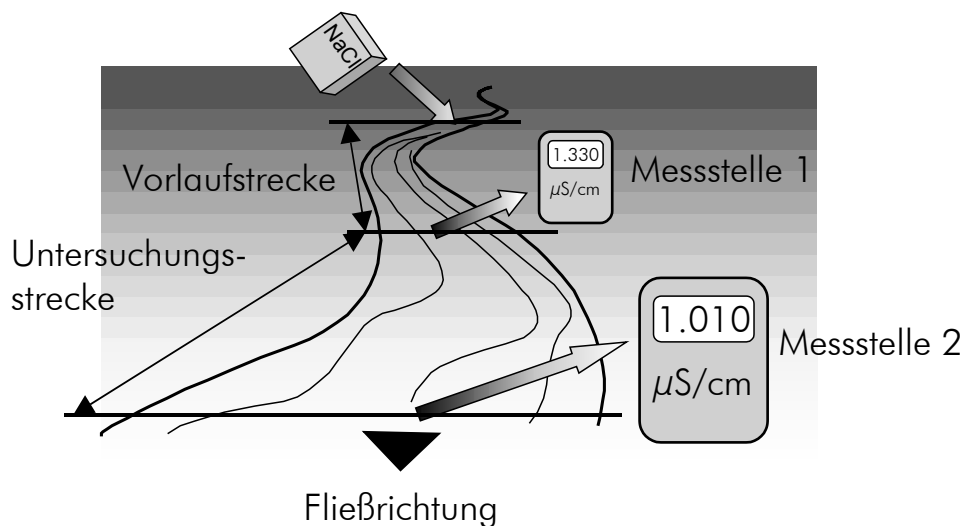
Es kann die Strömung und die Durchmischungsprozesse von Fließstrecken abbilden und ermöglicht somit eine detaillierte Betrachtung von Fließstrecken als hydrodynamische Funktionseinheit. Das Programm ist, zusammen mit einer umfangreichen Dokumentation (RUNKEL 1998), frei im Internet (<http://webserver.cr.usgs.gov/otis>) erhältlich.

Ziel der Arbeit war die Praktikabilitäts-Bewertung der Methodenkombination aus Tracerversuch und OTIS-Modellierung für die hydrodynamische Charakterisierung von Fließstrecken. Zudem war folgende Frage von besonderem Interesse: Welchen Einfluss haben Strömungstotzonen auf das hydrodynamische Geschehen in einem Sandbach? Die Arbeit entstand im Rahmen des von der DFG finanziell geförderten SFB 565 „Ökologische und sozioökonomische Entwicklung und Bewertung gestörter Kulturlandschaften.“

## Material und Methoden

Untersuchungsgewässer war der Seebach im Einzugsgebiet des Scharmützelsees, Ost-Brandenburg, ein kleiner Sandbach 1. Ordnung. Als Tracer wurde eine kurzzeitig eingebrachte NaCl-Lösung (16g NaCl/l Durchfluss) verwendet. Nach einer Vorlaufstrecke von 10 m, zur vollständigen transversalen und vertikalen Durchmischung des Tracers, wurde der Tracerdurchgang an zwei Messstellen im Abstand von 22 m über die Leitfähigkeit gemessen (Abb. 2).

Die beiden Durchgangskurven des Tracers wurden durch Messung der Leitfähigkeit erfasst und aus der Verdünnung des Tracers der Abfluss ( $Q$ ) berechnet. Ausgehend von den Daten der gemessenen Durchgangskurve an Messstelle 1 wurde mit dem Modell OTIS versucht, die Durchgangskurve an Messstelle 2 zu simulieren. Durch iterative Kurvenanpassung (Minimierung der Quadratsummen der Abweichung des Simulationsergebnisses von der gemessenen Durchgangskurve) wurde die optimale Parameterkonstellation des Modells ermittelt. Auf diese Weise wurden die Parameter Fließgeschwindigkeit ( $v$ ), Längsdispersion ( $D$ ), sowie Anteil von Strömungstotzone zu Hauptstrom ( $A_S/A$ ) und Austauschrate zwischen Strömungstotzone und Hauptstrom ( $\alpha$ ) bestimmt.

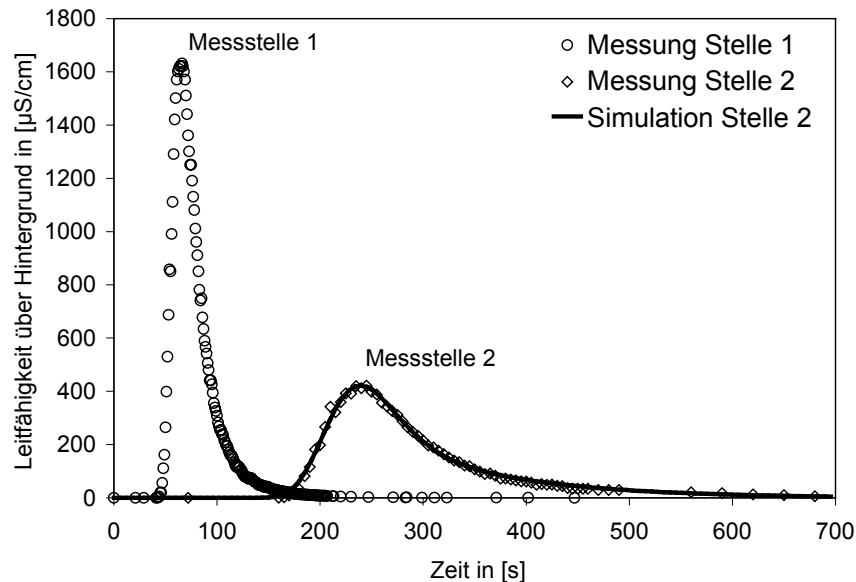


**Abb. 2:** Versuchsdesign mit Tracereingabestelle, Vorlauf und zwei Messstellen mit Leitfähigkeits-Messgeräten.

## Ergebnis und Diskussion

### Beschreibung der Hydrodynamik

Die Durchgangskurve des kurzzeitig eingebrachten Salztracers wurde im Verlauf der Fließstrecke aufgrund der Längsdispersion deutlich gestreckt und abgeflacht (Abb. 3).



**Abb. 3:** Durchgangskurven der Leitfähigkeit an den Messstellen 1 und 2. Für die Stelle 2 wurde mit dem Modell OTIS der Kurvenverlauf unter Berücksichtigung der Strömungstotzonen simuliert. Die Abszisse entspricht der Zeit seit der Zugabe des Tracers.

Mit dem Modell konnte der Tracerdurchgang an der Messstelle 2 simuliert werden. Die gute Übereinstimmung der berechneten Modellsimulation mit der gemessenen Durchgangskurve belegt die genaue Beschreibung der Hydrodynamik der Fließstrecke durch die aus dem Modell abgeleiteten Parameter. Für den Seebach ergaben sich bei einem Abfluss von 8,5 l/s für die Fließgeschwindigkeit 0,13 m/s, für den Austauschkoefizienten  $3,5 \cdot 10^{-3}$  1/s und für den Querschnitts-Flächeanteil von Strömungstotzone zu Hauptstrom 29 %.

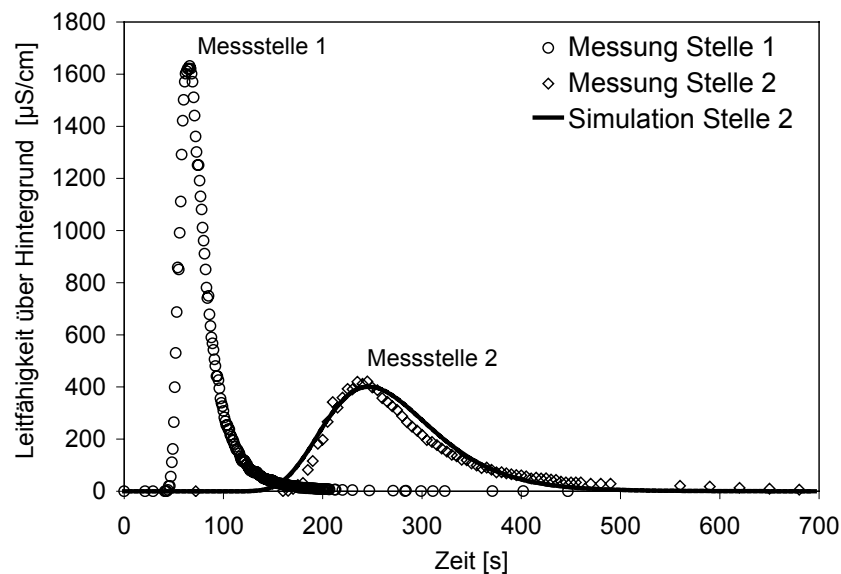
Der Vergleich mit dem erheblich kleineren Sandbach Aspen Creek in Nord-Amerika (MORRICE *et al.* 1997) zeigt mit 0,052 und 0,05 m<sup>2</sup>/s sehr ähnliche Längsdispersionen. Allerdings unterscheiden sich sowohl die Strömungstotzonen als auch die Austauschkoefizienten der beiden Gewässer erheblich (Tab. 1).

**Tab. 1:** Vergleichende Auflistung der ermittelten hydrodynamischen Gewässerparameter für die Sandbäche Seebach und Aspen Creek (MORRICE *et al.* 1997).

	Seebach (19.08.2001)	Aspen Creek (MORRICE <i>et al.</i> 1997)
Fließgeschwindigkeit (m/s)	0,13	0,15
Abfluss (l/s)	8,5	1,5
Dispersionskoeffizient (m <sup>2</sup> /s)	0,052	0,05
Austauschkoeffizient (s <sup>-1</sup> )	3,5 * 10 <sup>-3</sup>	4,0 * 10 <sup>-5</sup>
A <sub>s</sub> /A	0,299	0,08

Gibt es in Sandbächen Strömungstotzonen?

Die Modellierung der Hydrodynamik mit und ohne Berücksichtigung von Strömungstotzonen verdeutlicht deren Einfluss im Seebach (Abb. 3 und 4). Die ohne Strömungstotzonen simulierte Durchgangskurve hat eine deutlich schlechtere Übereinstimmung mit der im Bach gemessenen Kurve.



**Abb. 4:** Durchgangskurven der Leitfähigkeit an den Messstellen 1 und 2. Für die Stelle 2 wurde mit dem Modell OTIS der Kurvenverlauf ohne Berücksichtigung der Strömungstotzonen simuliert. Auf der Abszisse eingetragen ist die Zeit seit der Zugabe des Tracers.

Die mit der Fließstrecke zwischen Messstelle 1 und 2 zunehmende Asymmetrie der Durchgangskurve ist nur durch die Wirkung einer Strömungstotzone erklärbar. Diese war allerdings mit einer hohen Austauschrate an den Hauptstrom angeschlossen. Da der Seebach keine nennenswerte Breitenvarianz aufwies und die hydraulische Leitfähigkeit der sandigen Sedimente allgemein sehr gering ist (RHODE and MUTZ 2000), sind große Wasserkörper ohne Transport unwahrscheinlich. Die im Abfluss gemessene „Totzone“

wurde vermutlich eher durch lokale Sekundärströmungen wie kleineren Kreisströmungen und Stillen verursacht. Solche Sekundärströmungen können in naturnahen Sandbächen durch die ungleichförmige Sohle und Totholz ausgelöst werden (MUTZ 2000).

**Fazit:** Tracerversuche, kombiniert mit der Anwendung des Stofftransportmodell OTIS, erwiesen sich als eine einfache und genaue Methode zur Beschreibung der Hydrodynamik. Die Messungen mit NaCl als Tracer ließen sich schnell und kostengünstig durchführen. Einzig die fehlende graphische Benutzeroberfläche und der komplexe Programmaufbau von OTIS bedingten eine längere Einarbeitung.

In Sandbächen scheinen Strömungstotzonen die Hydrodynamik wesentlich zu beeinflussen. Die geringe Breitenvarianz des Bachbettes und die hohen Austauschrate zwischen Totzone und Hauptstrom deuten darauf hin, dass die Strömungstotzonen durch Sekundärströmungen und lokale Stillen bedingt sind, welche an der Bachsohle und an Totholz ausgelöst werden.

## Literatur

MORRICE, J.A., VALETT, H.M., DAHM, C.N. and M.E. CAMPANA (1997) Alluvial characteristics, groundwater-surface water exchange and hydrological retention in headwater streams. *Hydrological Processes* 11: 253-267.

MUTZ, M. (2000) Influences of wood on flow patterns and channel morphology in a low energy sand-bed stream reach. *International Review of Hydrobiology* 85: 107-121.

RUNKEL, R.L. (1998) One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): a solute transport model for streams and rivers; U.S. Geological Survey, Denver, Colorado, 88 Seiten.

RHODE, A. und M. MUTZ (2000) Konnektivität von Freiwasser und hyporheischem Interstitial in einem naturnahen Sandbach. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999, Tutzing 2000*, 2: 1003-1007 .

Andreas Hünken (a.huenken@limno-tu-cottbus.de)

Michael Mutz (m.mutz@limno-tu-cottbus.de)

Bert Ehrlich (bert.ehrlich@gmx.de)

BTU Cottbus, Forschungsstelle Bad Saarow

Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, Tel. 033631/8943

## Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor

Mählmann, Jens<sup>1</sup>; Kusserow, Ralph<sup>2</sup>; Schröter-Bobsin, Ute<sup>3</sup>; Röske, Isolde<sup>2</sup>; Dumke, Roger<sup>3</sup>; Arnold, Rolf<sup>1</sup>; Fuchs, Hilmar<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V. (STFI), Annaberger Str. 240 D-09125 Chemnitz; maehlman@stfi.de;

<sup>2</sup> TU-Dresden, Inst. f. Mikrobiologie, Mommsenstr. 13, 01062 Dresden; Ralph.Kusserow@mailbox.tu-dresden.de;

<sup>3</sup> TU-Dresden, Med. Fak. Carl Gustav Carus, Inst. f. Medizinische Mikrobiologie und Hygiene, Dürerstr. 24, 01307 Dresden Ute.Bobsin@mailbox.tu-dresden.de

Schlagwörter: *Dreissena polymorpha*, weitergehende Abwasserreinigung, biologisches Filter, technische Textilien, Hygiene-Monitor

### Zusammenfassung:

Das Ziel des Forschungsvorhabens ist die Entwicklung eines biologischen Filters. Das Filter soll sich für die (dezentrale/weitergehende) Abwasserreinigung und Gewässersanierung sowie als Hygiene-Monitor einsetzen lassen. Die Filtrationsleistung der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) beträgt bis zu 1 L/(Indiv.\*d). Dabei werden Trübstoffe, Algen und Bakterien in einem Größenspektrum von ca. 0,4 bis 750 µm eliminiert. Durch eine Auswahl von mehreren Untersuchungsgewässern, die sich hinsichtlich Typologie, Umweltfaktoren, chemisch-physikalischer Faktoren und Konkurrenz sowie Fraßdruck durch Räuber unterscheiden soll eine Aussage zu Einsatzmöglichkeiten eines Muschelfilters ermöglicht werden. Weiterhin sollen Faktoren ermittelt werden, die sich auf die Kondition und Überlebensraten der Dreikantmuschel auswirken. Abschätzungen zur Akkumulation von Fäkalkeimen, humanpathogenen Viren, Phagen und Parasiten sowie Aussagen zur Populationsdynamik sollen durch ein Expositionsmonitoring ermöglicht werden. Erste Ergebnisse werden diskutiert.

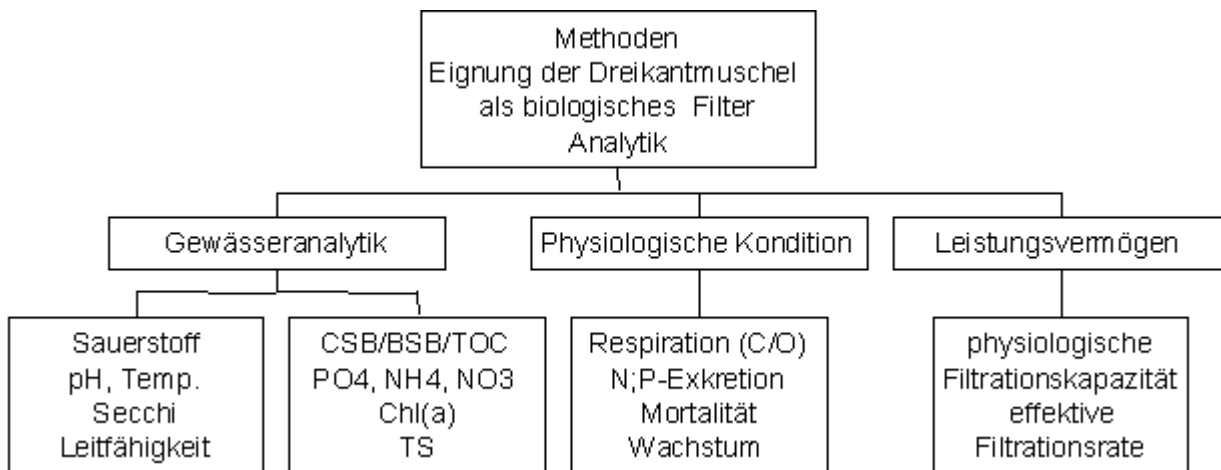
### Einführung

Ziel des Forschungsvorhabens ist es, ein biologisches Filtersystem zu schaffen, das sich an die Partikelgröße des zu filtrierenden Mediums anpasst und im Gegensatz zu technischen Filtern durch Selbstreinigung verstopfungsfrei arbeitet. Weiterhin soll sich das Filter für die (dezentrale/weitergehende) Abwasserreinigung und Gewässersanierung einsetzen lassen. Solche Filtersysteme könnten beispielsweise zur Leistungssteigerung von Schönungsteichen in der weitergehenden Abwasserreinigung von Bedeutung sein, um eine Sekundärverschmutzung der Abläufe durch Algenblüten zu verringern, sowie eine weitergehende Keimelimination zu erreichen (Mählmann 1994, 1996a, Mählmann et al. 1996b). Die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) zeigt eine hohe Filtrationsrate (1 L/(Indiv.\*d)) bei der Elimination von Trübstoffen, Algen und Bakterien in einem Größenspektrum von ca. 0,4 bis 750 µm (Ram pers. Mitt.). Ein 100%iger Rückhalt ist erst bei Partikeln >5µm zu erwarten (Sprung and Rose, 1988). Die Filtrationsrate ist als partikelfrei filtrierte Wasservolumen pro Tier bzw. Trockenmasse und Zeiteinheit definiert. Ungenügend untersucht ist bisher, welche Faktoren (kommunaler Abwässer) sich auf Kondition und Überleben der Dreikantmuschel auswirken. Es ist bekannt, dass die Filtrationstätigkeit von *Dreissena polymorpha* zu einem Rückgang der Gewässertrübung im Eri-See (USA) durch Elimination von Trübstoffen, Partikeln, Algen führte (Madenjian, 1995). Um die Muschel als biologisches Filter einsetzen zu können sind Untersuchungen notwendig, die eine Aussage zulassen, unter welchen Bedingungen sich die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) ökotechnologisch einsetzen lässt. Durch die Entwicklung geeigneter Textilstrukturen als Aufwuchsträger kann dieses Filtersystem in bestehende Abwasserreinigungsanlagen und in sanierungsbedürftige Gewässer eingebracht werden. Als ökotechnologischer Lösungsweg zur Sanierung eutrophierter Gewässer eröffnet sich mit diesem Verfahren eine neue Möglichkeit zur Verbesserung der Gewässerqualität.

## Material und Methoden

Zur Entwicklung der Aufwuchsträger aus textilen Flächengebilden wurden vornehmlich Wirkverfahren (Rechts-Rechts-Kettengewirke, Multiaxial-Gewirke, Rechts-Links-Raschelgewirke) eingesetzt. Durch eine Variation von Materialien wie Filamentfäden aus Glas und Polyethylen, Polyethylen- und Polymermischfolie sowie Polypropylen-Bändchenmaterial und der Farbgebung sollen optimale Besiedlungseigenschaften der Aufwuchsträger für *D. polymorpha* ermittelt werden. In einem zweiten Entwicklungsschritt sollen die Aufwuchsträger durch eine dreidimensionale Formgebung hinsichtlich der Schutzfunktion, Handhabung, Unterstützung der Filterleistung verbessert werden.

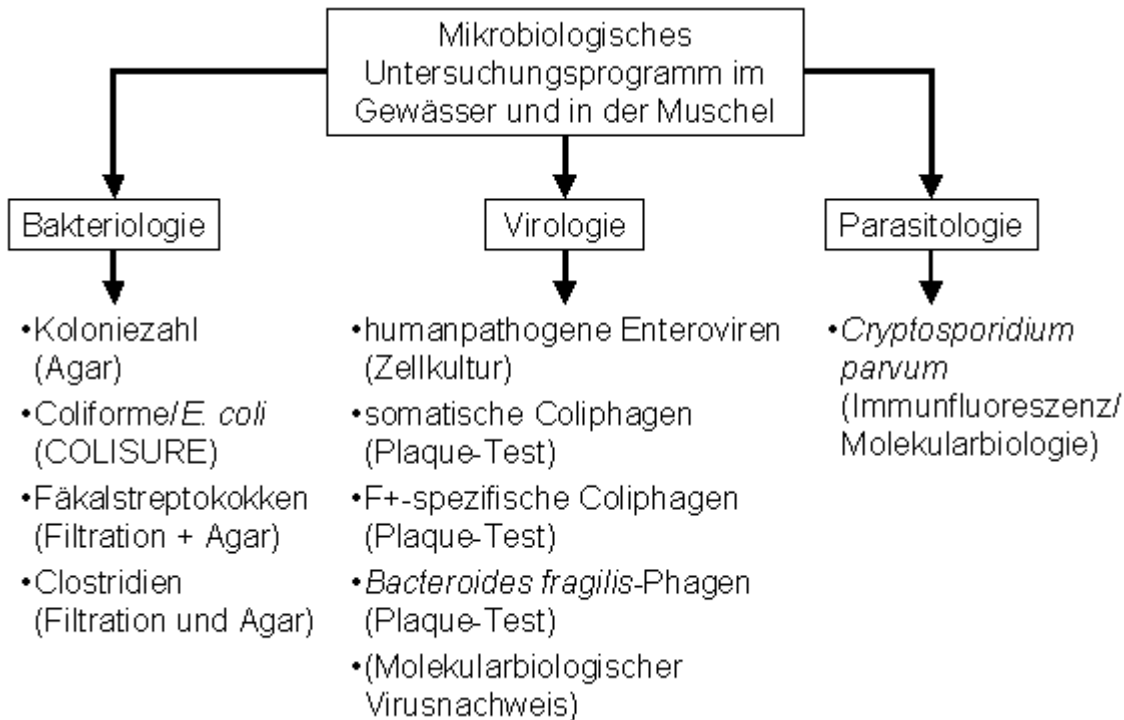
Durch eine Auswahl geeigneter Untersuchungsgewässer (Kläranlagenabläufe, Abwasserteiche, Schönungsteiche, Teiche, Erholungs- und Badegewässer) hinsichtlich klimatischer Umweltfaktoren (Höhenlage, Windexposition), chemisch-physikalischer Faktoren (Karbonathärte, Gesamtsalz-, Ammonium- und Sauerstoffgehalt, pH, Temperatur, Trübung, Färbung, Chl-a-Gehalt, CSB, BSB<sub>5</sub>, TOC) und Konkurrenz (Zooplankton: TKN-Konzentration der 780µm-Netzfraktion nach ATT) sowie Fraßdruck durch Räuber (z.B. Bläßhuhn *Fulica atra*) soll eine Abschätzung zur Einsatzbreite des Muschelfilters ermöglicht werden. Dazu wurden bisher 4 Gewässer in einem wöchentlichen Rhythmus beprobt (Abbildung 1). Die Gewässeranalyse wurde nach DIN-Methoden oder durch Küvetten-Tests (Fa. Dr. Lange) durchgeführt. Zur Ermittlung der physiologischen Kondition und Populationsänderungsraten sowie zum Hygiene-Monitoring wurden Muscheln in Pflanzkörben exponiert. Nach einer Akkumulationsdauer von 12 h in Norm-Wasser (DIN EN ISO 7346) bei 20°C wurden in einer Glasflasche (NV 100 mL) mit aufgesetztem Schliff-Trichter der Sauerstoffverbrauch (Sauerstoffelektrode Cellox 325, Fa. WTW, Weilheim), die CO<sub>2</sub>-Produktion (Titration mit 0,1 bis 0,01 N HCl-Lösung bis pH 4,3 gegen Mischindikator nach Ohle) sowie die Ammonium-Exkretion (photometrisch nach DIN 38 406) von jeweils 3-4 Muscheln mit einer Schalenlänge von etwa 12 mm ermittelt. In Laborversuchen sollen bei 20°C die physiologische Filtrationskapazität an Algenreinkulturen ermittelt werden. Die Ergebnisse werden mit Filtrationsversuchen zur effektiven Filtrationsrate unter Freilandbedingungen (Reduktion des Trübstoffgehalts; Trichterversuche zur muschelbeeinflussten Sedimentationsbilanz) in Beziehung gesetzt.



**Abbildung 1:** Organigramm zum limnologisch-physiologischen Untersuchungsprogramm

Für den Einsatz von *D. polymorpha* integrative Elemente für ein Hygienemonitoring sollen Methoden zum Nachweis hygienerelevanter Organismen im Muschelgewebe im Vergleich zur Gewässerbelastung entwickelt werden. Weiterhin wird die Bedeutung der Sedimente unter den Muschelbetten (Pseudofaeces-Produktion) im Hinblick auf Anreicherung und Resuspension mikrobieller Belastungen bewertet.

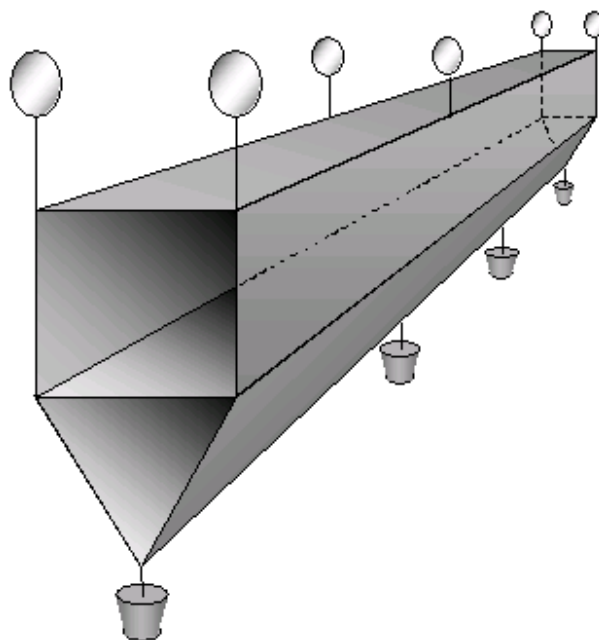
Neben dem Nachweis klassischer Fäkal-Indikatoren (*E.coli*, Coliforme, Fäkalstreptokokken, Clostridien) über Kulturverfahren, sollen über Zellkulturen, Plaquetests und molekularbiologische Verfahren humanpathogene enterale Viren und verschiedene Phagenpopulationen (z.B. *Bacteroides fragilis*-Phagen) nachgewiesen werden. Zum Nachweis von Parasiten (*Cryptosporidium parvum*) werden Immunfluoreszenz-Untersuchungen eingesetzt (Abbildung 2).



**Abbildung 2:** Organigramm der Hygienisch-Mikrobiologischen Untersuchungen

### Erste Ergebnisse

Auf extrem grobmaschigen flächigen Kettengewirken aus biegesteifen PP-Bändchenmaterial konnte eine Besiedlungsdichte mit bis zu 70.000 Dreikantmuscheln/m<sup>2</sup> bei einer vertikalen Anordnung erreicht werden (Kusserow, 1996). Neben *Dreissena polymorpha* besiedelten auch Moostierchen, Schwämmen, Zuckmückenlarven, Süßwasserpolyphen, Egel, Wasserasseln und Biofilm den Aufwuchsträger.



**Abbildung 3:** Skizze eines dreidimensionalen Aufwuchsträger aus extrem grobmaschigen textilen Flächengewirken.

Bei einer reusenartigen dreidimensionalen Anordnung (Abbildung 3) lag die Besiedlungsdichte bei 35.000 Dreikantmuscheln/m<sup>2</sup>. Auf horizontal angeordneten Aufwuchsträgern wurde eine Faulschlamm-Bildung festgestellt.

In Untersuchungen zur physiologischen Kondition Träger-exponierter Muscheln zeigte sich innerhalb von drei Stunden eine Sauerstoff-Abnahme von 9 mg/L auf 7 mg/L in 100 mL-Gefäßen mit jeweils drei bis vier Individuen, während eine NH<sub>4</sub>-N-Zunahme von 0,2 mg/L auf 0,6 mg/L zu messen war. Bezogen auf die aschefreie-Trockenmasse wurde im Mittel eine Sauerstoffverbrauchsrate von ca. 1,65 µg/(mg\*h) bzw. eine NH<sub>4</sub>-N Exkretion von 0,12 µg/(mg\*h) ermittelt. Die Versuche wurden, um Hemm-Effekte (Sauerstoffgehalte unter 4mg/L) zu vermeiden, nach drei Stunden abgebrochen.

Die bakteriologischen und z.T. virologischen Nachweismethoden zum Hygienemonitoring für Wasser und Muschelgewebe konnten bereits etabliert werden. Eine wirksame Reduktion viraler Partikel durch die Muscheln konnte in bisherigen Untersuchungen noch nicht bestätigt werden. Die dafür erforderliche Virusadsorption an Partikel im gereinigten Abwasser konnte nur in geringen Umfang nachgewiesen werden. Bei Muscheln, die in der Elbe exponiert waren konnten folgende Keime im Muschelgewebe nachgewiesen werden: Fäkalstreptokokken, somatische Coliphagen, Coliforme, F-spezifische RNA-Phagen und *E.coli*.

Dabei lagen die ermittelten Keim- und Phagenkonzentrationen pro g Muschelgewebe um den Faktor 3 höher als die Keimkonzentrationen pro ml Wasser der Expositionsstelle.

#### **Diskussion und Ausblick:**

Das eingesetzte PP-Bändchenmaterial eignet als Aufwuchsträger. Schon bei der flächigen Verarbeitung erfüllt die dreidimensionale Hohlraumstruktur der verarbeiteten Kemafilfäden aus Bändchenmaterial eine Schutzfunktion für aufwachsende Jungmuscheln. Das Material weist eine geringe Masse bei hoher Zugfestigkeit und eine gute Beständigkeit gegenüber mikrobiellem Abbau und Inhaltsstoffen in kommunalem Abwasser auf. Bisher sind jedoch keine Abschätzungen möglich, in wie weit sich die große spezifische Oberfläche dieser Aufwuchsträger von >8-12 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup> (Mählmann et al. 2001) unterstützend auf eine Reinigungsleistung auswirkt oder die vergleichsweise dichte Struktur zugunsten einer effektiveren Besiedlung mit großen Dreikantmuscheln optimiert werden muss.

Vor einem praktischen Einsatz eines Muschelfilters in einem Gewässer sind vor allem hydrodynamische Prozesse (Vermeidung von Kurzschlussströmungen, effektiver und quantitativer Durchtritt des Wassers durch das Filter) zu untersuchen. Je nach dem Einsatzgebiet und der Menge der sedimentierenden Stoffe ist mit einer Anhäufung organischen Materials unter den Muschelbetten zu rechnen (Pseudofaeces). Es gibt jedoch Hinweise (intensive bakterieller Aufwuchs auf Pseudofaeces), dass der akkumulierte Schlamm schrittweise mineralisiert wird. Sollen diese Stoffe aus der trophogenen Schicht entfernt werden, sind bei dreidimensionalen Träger-Strukturen nach unten geöffnete Varianten zu bevorzugen.

Mit der hier vorgestellten Methode zur Ermittlung der physiologischen Kondition von Dreikantmuscheln steht ein einfaches Werkzeug zur Verfügung, Hinweise über die möglichen Einsatzbereiche von Muschelfiltern mit *Dreissena* zu erhalten. Damit lassen sich ggf. multifaktorielle Wirkungen von Wasserinhaltsstoffen auf die Überlebenschancen und die zu erwartende Filtrationsleistung im Zielgewässer bewerten.

Die ersten Ergebnisse deuten an, dass sich *Dreissena polymorpha* zum Monitoring hygienerrelevanter Mikroorganismen eignet. Es liegen jedoch noch keine Untersuchungen zu Massenbilanzen von An- und Abreicherungen sowie Inaktivierungen in der Muschel vor. Dazu sollen Umsatzraten im Labor ermittelt werden und der Versuch einer Hochrechnung in den Maßstab eines ganzen Gewässers unternommen werden. Insbesondere im Hinblick auf ein

Hygienemonitoring in Badegewässern ist eine Bilanzierung notwendig, um Muscheln als integrierende Elemente nutzen zu können und eine Bewertung des hygienischen Zustands über einen längeren Zeitraum zuzulassen.

Bei Eignung der Dreikantmuschel kann ein biologisches Filter entwickelt werden, das sich als weitgehend selbsterhaltendes System vergleichsweise wenig Wartungsaufwand benötigt. Aussagekräftige Ergebnisse werden nach 2 Jahreszyklen erwartet. Aufbauend auf den gewonnenen Erkenntnissen sollen gezielt textile Strukturen als Aufwuchsträger entwickelt werden, die die Filtrationsleistung der Muscheln optimal unterstützen.

#### **Dank**

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des bmb+f (FKZ 02WA0176) finanziert. Wir danken Manuela Junge, Denise Hempel und Jens Stopp für Ihre technische Hilfe. Die Verfasser danken Prof. Dr. Dietrich Uhlmann für kritische Hinweise.

#### **Literatur**

- Kusserow, R. (1996):** Elimination von Schwebstoffen aus Kläranlagenabflüssen durch Biofiltration und biogene Fällung/Flockung. Diplomarbeit Inst. für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft; Technische Universität Dresden.
- Kusserow, R.; Uhlmann, D. (1998):** Technology of a Dreissena-Filter to remove Suspended Matter from the Effluents of Waste Water Treatment Plants. Proceedings Eighth International Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species Conference, March 16 to 19, 1998: 229-240
- Lechner, T. (1995):** Untersuchungen zum Einsatz von benthischen Filtrierern (*Dreissena polymorpha*) in der ökologischen Nachreinigungsstufe einer biologischen Abwasserbehandlungsanlage. Diplomarbeit Inst. für Hydrobiologie der Technischen Universität Dresden.
- Mählmann, J. (1994):** Erfassung der biologischen Struktur einer mehrstufigen Belebungssteichanlage zur Behandlung kommunaler Abwässer am Beispiel der Belebungssteichanlage des Zweckverbands Unteres Kochertal, Kläranlage Stein. Praktikumsbericht Institut für Hydrobiologie, TU-Dresden.
- Mählmann, J. (1996a):** Organismenbestand und Eliminierungsverhalten (Xenobiotika, Bakterien und Viren) zweier unterschiedlich gestalteter Prozeßbecken zur weitergehenden Abwasserbehandlung. Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie, Fakultät Forst-, Geo-, Hydrowissenschaften der TU-Dresden.
- Mählmann, J., Brücker, H.A. und D. Uhlmann (1996b):** Biologische Struktur und Leistungsvermögen von Prozeßbecken zur weitergehenden Abwasserbehandlung. Tagungsbericht Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Schwedt, Bd. 2: 607-611
- Mählmann, J. und D. Uhlmann (1997):** Jahreszeitlicher Massenwechsel von Cladoceren in Prozeßbecken zur weitergehenden Abwasserreinigung. Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement, 19: 66-82
- Mählmann, J.; Zscheile, H., Arnold, R. und Bartl, A.-M. (2001).** Textilstrukturen mit sehr großer Oberfläche für die Wasserreinigung. Technische Textilien, 44: 138
- Madenjian, C. P. (1995):** Removal of algae by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population in western Lake Erie: a bioenergetics approach, Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52: 381-390
- Sprung, M. and Rose, U. (1988):** Influence of food size and food quality on the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. Oecologia, 77: 526-532
- Sprung, M. (1995):** Physiological energetics of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in lakes II. Food uptake and gross growth efficiency. Hydrobiologica, 304:133-146

## Algen zählen oder Pigmente bestimmen – Zwei Wege zur korrekten Biomassebestimmung?

Kümmerlin, Reiner & Stich, Hans-Bernd - Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 4253, 88081 Langenargen, Tel. 07543-304-168/169, Fax 07543-304-299, E-Mail: [reiner.kuemmerlin@lfula.lfu.bwl.de](mailto:reiner.kuemmerlin@lfula.lfu.bwl.de), [hb.stich@lfula.lfu.bwl.de](mailto:hb.stich@lfula.lfu.bwl.de)

Keywords: Algenzählung; Bodensee; Chlorophyll; Pigmente; Phytoplankton

### Problemstellung:

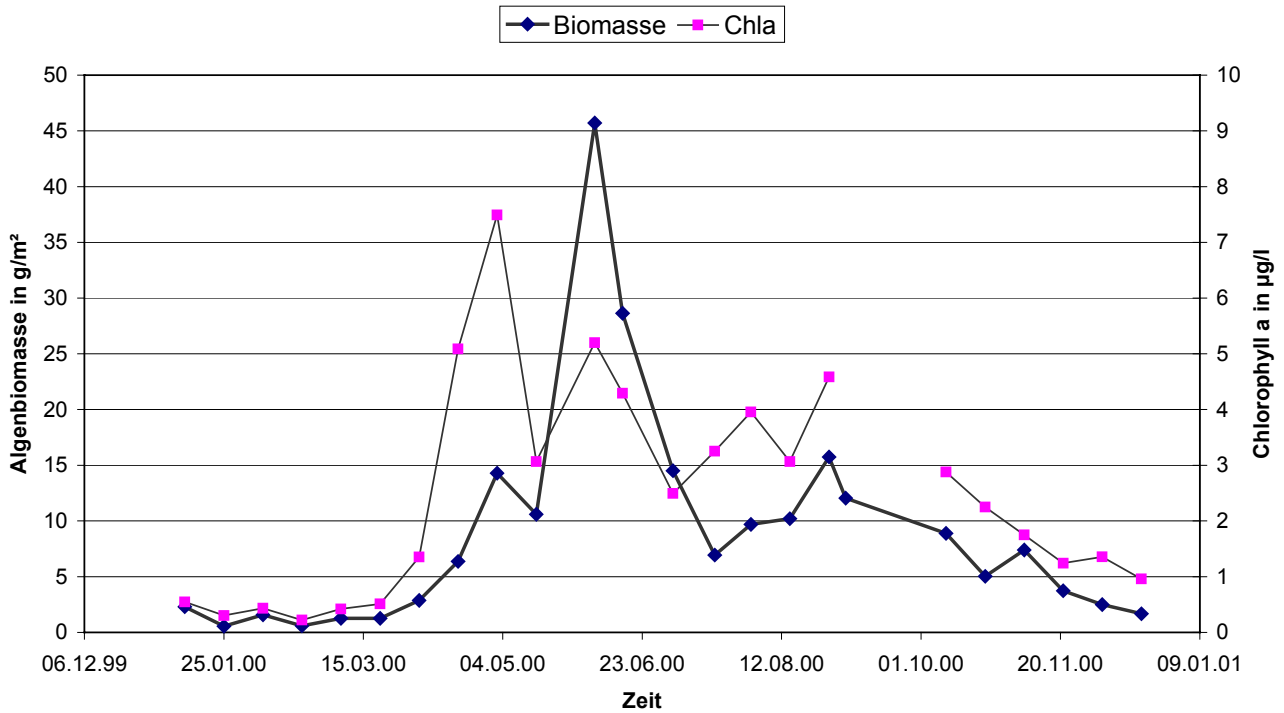
Die mikroskopische Zählung von Phytoplankton im Umkehrmikroskop ist noch immer das Mittel der Wahl, um einen möglichst umfassenden Überblick über die ökologische Qualität eines Gewässers zu gewinnen. Ein Nachteil dieser Methode ist der hohe Zeitaufwand und die schwierige und nicht jedem mögliche Aneignung der Fähigkeit, längere Zeit am Mikroskop zu sitzen und möglichst viele Arten zu erkennen. Daher gibt es schon lange Versuche, die Biomasse des Phytoplanktons durch Erfassung summarischer Parameter oder durch eine Automatisierung des Verfahrens zu erleichtern. Einer dieser summarischen Parameter ist das Chlorophyll (genauer Chlorophyll a). Zu diesem Komplex gibt es eine Unzahl von Untersuchungen, aber immer noch ungelöste Probleme, wie die Definition des „aktiven Chlorophylls“ und die Rolle der Phaeophytine.

Bis jetzt brachte die Gegenüberstellung von Chlorophyll a und Planktonbiomasse nur ein unbefriedigendes Ergebnis, da eine Umrechnung in die Planktonbiomasse aus folgendem Grund nicht exakt möglich ist: Die verschiedenen Algenklassen enthalten unterschiedliche Mengen Chlorophyll; so sind z.B. Chlorophyceen und Cryptophyceen chlorophyll-reich, Chrysophyceen und Kieselalgen chlorophyll-arm. Der Chlorophyllgehalt hängt außerdem von der Lichteinstrahlung ins Gewässer, der Wassertemperatur und dem Wachstumszustand der Algenpopulation ab.

### Ergebnisse:

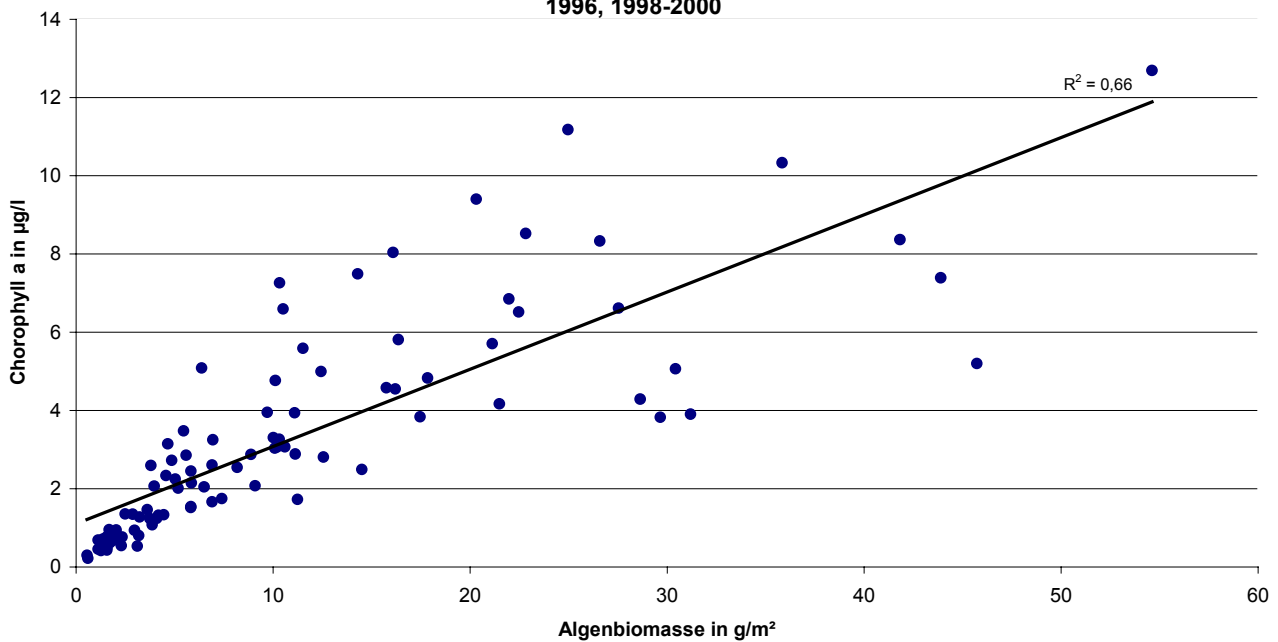
Die Phytoplanktonentwicklung in einem Gewässer ist hohen Schwankungen im Jahresverlauf unterworfen, die vor allem dem Fraßdruck des Zooplanktons und Einflüssen des Wetters zuzuschreiben sind. Betrachtet man einzelne Jahrgänge, so sieht man, daß der Verlauf von Algenbiomasse und Chlorophyll wenig parallel verläuft. (Dies wird hier exemplarisch an der Algenentwicklung im Jahr 2000 gezeigt): Im Mai 2000 schlägt z.B. der hohe Cryptophyceen-Anteil der Frühjahrsblüte durch und täuscht bei einer Biomasse-Ermittlung über das Chlorophyll einen zu hohen Wert vor.

Abbildung 1: Algenbiomasse und Chlorophyll a im Bodensee-Obersee 2000



Ein Vergleich der Planktonzählungen der Jahre 1996 und 1998-2000 mit den Chlorophyll-Bestimmungen (Abb. 2) zeigt in der Regressions-Darstellung eine beträchtliche Streuung, die sich aus der systematischen Zusammensetzung erklären läßt. Hohe Phytoplankton-Konzentrationen mit niedrigen Chlorophyll-Konzentration entsprechen Diatomeen-dominierten Populationen (entspricht Werten unter der Regressionsgeraden), während niedrigere Phytoplankton-Konzentrationen mit hohen Chlorophyll-Konzentrationen Cryptophyceen-dominierten Populationen entsprechen (entspricht Werten über der Regressionsgeraden).

Abbildung 2: Algenbiomasse und Chlorophyll a im Bodensee-Obersee 1996, 1998-2000



Vorangegangene Versuche des Instituts für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (ISF) in Zusammenarbeit mit Kollegen vom Wasserwirtschaftsamt Kempten an bayerischen Seen höherer Trophiestufen ergaben gute Übereinstimmungen zwischen den Leitpigmenten, die mittels der HPLC, also der Hochdruckflüssigkeits-Chromatographie, bestimmt worden waren und den durch mikroskopische Zählung ermittelten Algenklassen (SCHMID, BAUER & STICH 1998). Deshalb wurde im Institut für Seenforschung der Versuch unternommen, die bei dort vorhandenen langjährigen Algenzählungen im Bodensee (KÜMMERLIN 1991, 1998) den Ergebnissen der HPLC gegenüberzustellen. Man macht sich bei der HPLC zu Nutze, daß die einzelnen Leitpigmente für bestimmte systematische Gruppen der Algen spezifisch sind, so daß eine quantitative Bestimmung der systematischen Gruppen prinzipiell möglich ist. Das sind für die Cyanobakterien (Cyanophyceen) das Zeaxanthin, für die Chromophyceen (Bacillariophyceen und Chrysophyceen) das Fucoxanthin, für die Dinophyceen das Peridinin, für die Cryptophyceen das Alloxanthin und für die Chlorophyceen das Chlorophyll b. Unter den Pigmenten bildet Chlorophyll a die größte Fraktion bildet, gefolgt von Fucoxanthin und Alloxanthin, während Chlorophyll b, Zeaxanthin und Peridinin kleinere Fraktionen bilden.

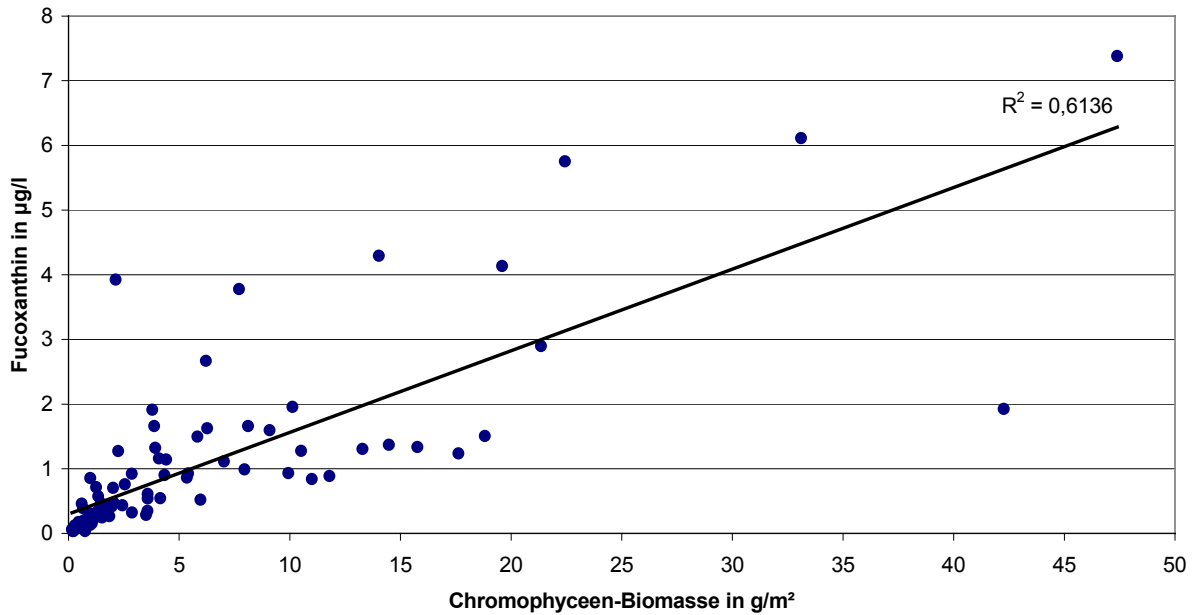
Eine Gegenüberstellung der Jahresentwicklung des Phytoplanktons und der Leitpigmente zeigt, hier wieder exemplarisch für das Jahr 2000, daß es auch hier, dem Chlorophyll a analog, zu Schwankungen in der Höhe der Leitpigmente kommt. Anfang Mai fällt der hohe Anteil von Fucoxanthin (Chromophyceen) und Alloxanthin (Cryptophyceen) auf, obwohl der Anteil der Diatomeen noch recht gering ist. Einen Monat später ist der Anteil der Diatomeen stark angestiegen, die Menge des Fucoxanthins jedoch nur mäßig. Mitte Juni ist der Anteil der Cryptophyceen etwas geringer als zur Zeit der Frühjahrsblüte, der Anteil des Alloxanthins aber stark abgesunken. Auch Ende August fällt noch einmal ein Fucoxanthin-Peak auf, dem kein entsprechender Anstieg der Diatomeen entspricht, hier sind es aber die Chrysophyceen, die den Anstieg verursachen. Auffällig ist der hohe Anteil an Zeaxanthin von August bis September, dem keine entsprechende Blaualgen-Biomasse gegenübersteht, die durch Algenzählung festgestellt wurde. Für die Jahre 1996, 1998 und 1999 kommt prinzipiell Vergleichbares heraus, so daß auf eine Darstellung verzichtet wird.

Eine Gegenüberstellung von Algenbiomasse und Pigmenten zeigt folgendes:

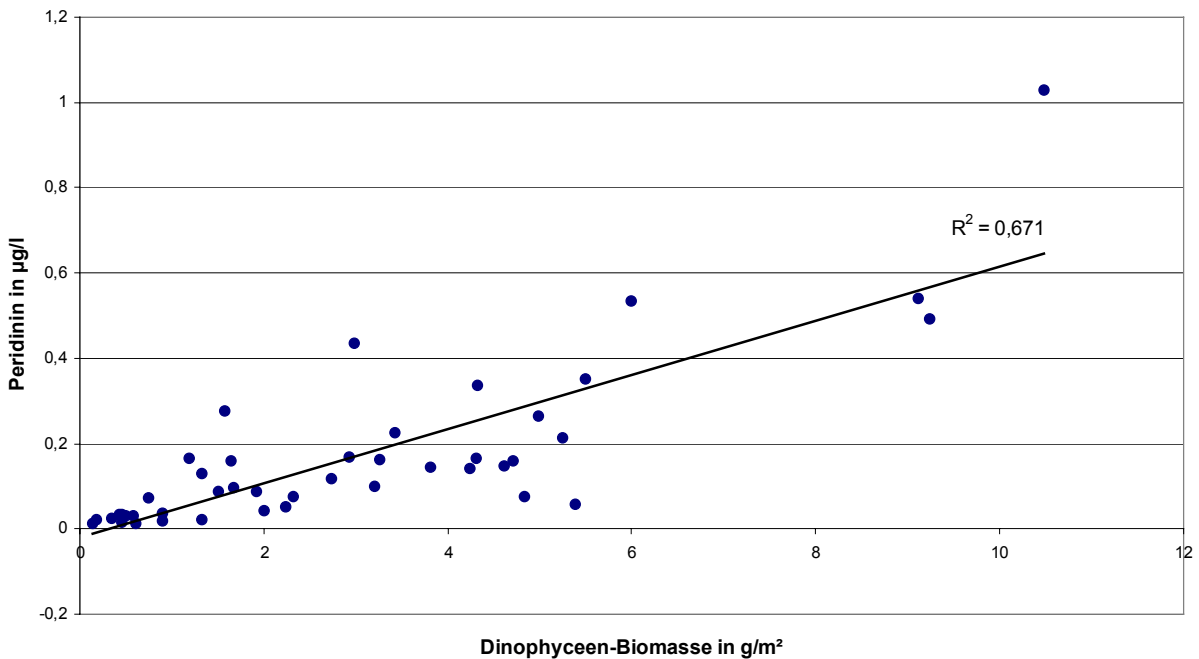
1. Für Zeaxanthin und den Blaualgen ist überhaupt kein Zusammenhang zu sehen. Ursache sind die starken Abweichungen durch hohe Zeaxanthin-Werte bei gleichzeitig vollständiger oder fast vollständiger Absenz von Blaualgen. Es sei darauf hingewiesen, daß Blaualgen im Bodensee inzwischen zu den seltenen Algenarten gehören, die nur noch eine unbedeutende Rolle spielen. Hier scheint man an der Erfassungsgrenze dieser Methode zu liegen.
2. Bessere Zusammenhänge sieht man bei Chlorophyll b und Chlorophyceen, Alloxanthin und Cryptophyceen, jedoch bleibt das Bestimmtheitsmaß weit unter dem des Chlorophyll a. Auffällig ist die große Anzahl von Ausreißer-Werten, die die Statistik verschlechtern.

3. Bei Fucoxanthin und den Chromophyceen (Kieselalgen und Chrysophyceen) sieht man bessere Zusammenhänge (Abb. 2), was sich in einem höheren Bestimmtheitsmaß zeigt; auffällig auch hier die relativ hohe Zahl von Ausreißern.
4. Erst beim Peridinin, also dem Leitpigment der Dinophyceen, erhalten wir ein Bestimmtheitsmaß, das dem des Chlorophyll a entspricht; hier ist auch die Anzahl der Ausreißer geringer.

**Abbildung 3: Chromophyceen-Biomasse (Diatomeen + Chrysophyceen) und Fucoxanthin im Bodensee-Obersee 1996, 1997-2000**



**Abbildung 4: Dinophyceen-Biomasse und Peridinin im Bodensee-Obersee 1996, 1998-2000**



### **Aus den erhaltenen Ergebnissen kann man folgendes Fazit ziehen:**

1. Es gibt zwei Wahrheiten, die sich nicht gegenseitig ersetzen.
2. Größter Vorteil der HPLC-Methode: „Richtiges Chlorophyll“ wird bestimmt, nicht photometrisch nach Formel und zusätzlicher Phaeophytin-Korrektur errechnetes Chlorophyll.
3. Die Wahl der Methode hängt vom Ziel ab, das erreicht werden soll.: Soll ein Monitoring einer größeren Anzahl von Seen mit vertretbarem Aufwand durchgeführt werden oder soll ein einzelner See einer differenzierten Planktonanalyse zugeführt werden?
4. HPLC-Methode geeignet als Ersteinschätzung im Sinne der LAWA, wo die grundsätzliche Populationsdynamik der einzelnen Algengruppen bestimmt werden soll: „Blualgen-See“ – „Grünalgen-See“ – „Kieselalgen-See“.
5. HPLC-Methode geeignet für das gleichzeitige Monitoring einer großen Anzahl von Seen.
6. HPLC-Methode ist besonders geeignet für polytrophe, eutrophe und mesotrophe Seen
7. Algenzählung ist die Methode der Wahl bei einer differenzierten Einzelbetrachtung mit folgenden Vorteilen: Systematische Gruppen mit gleicher Pigment-Ausstattung wie *Kieselalgen* und *Chrysophyceen* (also Goldalgen) werden getrennt erfaßt; nahe verwandte Gattungen unterschiedlicher ökologischer Indikation werden getrennt erfaßt, z.B. *Cyclotella*- und *Stephanodiscus*-Arten; Arten unterschiedlicher ökologischer Indikation werden getrennt erfaßt, z.B. *Cyclotella radiosa* und *Cyclotella bodanica* (euryök und oligotrophent); neu auftretende Formen werden erkannt, Florenwechsel werden erkannt, Oligotrophierungsvorgänge werden schnell erkannt.

### **Literatur:**

KÜMMERLIN, R. (1991): Long term development of phytoplankton in Lake Constance.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 826-830.

KÜMMERLIN, R. (1998): Taxonomical response of the phytoplankton community of Upper Lake Constance (Bodensee-Obersee) to eutrophication and re-oligotrophication.- In: BÄUERLE, E. & GAEDKE, U. (ed.): Lake Constance – Characterization of an ecosystem in transition.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 53: 109-117.

SCHMID, H., BAUER, F. & STICH, H.-B. (1998): Determination of algal biomass with HPLC pigment analysis from lakes of different trophic state in comparison to microscopally measured biomass.- Journal of Plankton Research 20: 1651-1661.

## **OPTICOUNT – ein verbessertes tool zur mikroskopischen Planktonzählung**

**Schmidt-Halewicz, S.<sup>1</sup> & D. Hepperle<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> LimSa Gewässerbüro, Benedikt-Bauer Str. 25, 78467 Konstanz  
email: Schmidt-Halewicz@bicon-ag.ch

<sup>2</sup> Albr.v. Haller Inst. f. Pflanzenwissenschaften, Abt. exper. Phycologie, Univers. Göttingen,  
Untere Karspuele 2, 37073 Göttingen

keywords: Computer Zählprogramm, Planktonzählung, Software, Zellkonzentrationen, Biomasse

### **Zusammenfassung:**

Mit dem Plankton Counter OPTICOUNT Vers. 08/2001 steht ein erweitertes, computerisiertes Werkzeug mit einfachster Bedienungsweise zur Verfügung, das bei der mikroskopischen Partikel- oder Planktonzählung unterstützt.

Das tool arbeitet keyboard-gesteuert, d.h. man benutzt das keyboard seines PC's oder ein bis zwei Zusatzblocks anstelle mechanischer Zählvorrichtungen. OPTICOUNT läuft unter MS windows 3.x, NT, 9.x und 2000. Es ist platzsparend, kostengünstig, einfach in der Bedienung, sowie transportabel. Weitere Vorteile bietet OPTICOUNT durch Bestimmungsmöglichkeit der individuellen, organismischen Biovolumina. Die Zählungen sind in verschiedenen Auswertungsmethoden möglich und werden in Konzentration je wählbarem Einheitsvolumen ausgegeben. Mehr als 350 verschiedene Spezies können erfasst werden. Die Daten sind zur Weiterverwendung in gängige Auswertungsroutinen einlesbar.

### **Einleitung:**

Die Routine in biologischen Labors erfordert neben der Artenkenntnis eines Planktonzählers eine Möglichkeit der Aufnahme der Daten, die am Mikroskop oder Binokular erzeugt werden. Diese Möglichkeit ist idealerweise direkt gekoppelt mit einem Computer, damit die Daten nicht in einem zusätzlichen, fehlerbehafteten Schritt übertragen oder eingegeben werden müssen. Die Zeitersparnis und die Reduktion von Fehlerquellen haben ebenso HAMILTON (1990) und die verbesserte Version durch GOSSELAIN & HAMILTON (2000) im Sinn. jedoch sind diese Programme einerseits nur für Algenzählungen ausgelegt oder komfortabel, andererseits zeichnen sie sich durch ein langes Einstellungsmenue aus.

Nach Umfrage in biologischen Labors, die Planktonzählungen erarbeiten, werden zwar einzelne PC-gestützte Programme verwendet, die jedoch in der Regel speziell angepasste Entwicklungen der jeweiligen Mutterhäuser darstellen. Im nächsten Labor wurde ein solches Programm bereits als zu speziell und zu unflexibel eingestuft, weil die gesamte Vorgehensweise in jedem Haus etwas abweichend gehandhabt wird. Zudem erschien es sinnvoll, ein Programm anzubieten, mit dem verschiedene Zell- und Planktonarten quantifiziert werden können.

Keines der vorhandenen Programme hat sich auf dem Markt durchgesetzt. Die bekannten optischen Firmen bieten teilweise Software an, die die Zählfunktion nur unzureichend erfüllen, oder aber vom Preisniveau für kleinere, selbständig arbeitende Büros nicht attraktiv sind.

Es galt somit, eine Software zu entwickeln, die gleichzeitig flexibel, leicht erlernbar, kostengünstig und dennoch in speziellen Fragestellungen anwendbar ist, sowie durch höheren Komfort und Datensicherheit einen Vorteil gegenüber mechanischer oder manueller Zählweise darstellt.

## **Beschreibung:**

### Systemvoraussetzungen:

OPTICOUNT besteht aus einer Anwendungsdatei, die unter windows ab Vers. 3.1 aufwärts eingesetzt werden kann. Die Platzanforderungen sind minimal (8 MB RAM, 5 MB freier Plattenspeicher), sodass auch ältere PC's damit bestückt werden können. Die Installation erfolgt automatisiert unter windows-Routine.

### Informationen zur Vers. 08/2001 OPTICOUNT

Das Programm assistiert in Zell- oder Planktonzählung. Die Tastatur einschließlich Ziffernblock wird anstelle mechanischer oder manueller Zählvorrichtungen eingesetzt. Eine Verbindung zwischen Computer und optischem Gerät besteht jedoch nur in der Person des Anwenders. Durch die Möglichkeit, über die F-Tasten 8 verschiedene Ebenen zu belegen, hat man die Möglichkeit für insgesamt 392 Tastenbelegungen. Dies übertrifft sogar die Zahl der Taxa, die mit dem speziellen Algen-Zählprogramm von GOSSELAIN & HAMILTON (2000) in einer Zählung erfasst werden kann. Durch Tastendruck werden die Zahlen aufgenommen bzw. in eine Datei übertragen, deren Ausgabe in einem Menue eingestellt und abgerufen werden kann. Wenn das Hauptmenue eingeblendet ist, ist das Programm jederzeit bereit Zählungen via Tastendruck entgegenzunehmen. Die aktuellen Zählungen sind im Tastenbild des Hauptmenses nachvollziehbar. Fehlbedienung kann mit der return-Taste einzeln oder im Menue des keys manuell rückgängig gemacht werden.

Das Programm ermöglicht die Bestimmung und Berechnung der individuellen Zell-Biovolumina. Die Einzelwerte der Zellmessungen bleiben erhalten. Eine Auswahl von 23 geometrischen Zellformen, die einem jeden Taxon zugeordnet werden, stehen als Berechnungsgrundlage der Individual-Biovolumina zur Verfügung. Die Form- und Formelwahl ist an die TI7 angelehnt (Hoehn et al. 1998). In der Ergebnisdatei kann die Ausgabe von Biovolumen je Bezugsvolumen abgefragt werden.

Unter Zählmethoden wird festgelegt, welche Art einer Teilprobe verarbeitet wird. Folgende Zählmethoden können eingestellt werden:

- ✓ Streifen oder Felder durch eine Kammer
- ✓ rechteckige Felder
- ✓ runde Felder
- ✓ Prozent der Teilfläche
- ✓ Hämatocytometer

Die Anzahl der Teilproben wird mitgezählt und kann wahlweise in den Ergebnissen ausgegeben werden. Die Zählungen nach diesen gängigen Zählmethoden werden automatisch anhand eines Faktors in Zell-Konzentrationen konvertiert, der den individuellen Programmeinstellungen entspringt. Das Bezugsvolumen kann gewählt werden ( $\mu\text{l}$ , ml, l,  $\text{m}^3$ ). Zellkolonien können gesondert erfasst bzw. als Zahlenwerte (Zellzahl und Anzahl gezählter Kolonien) erhalten bleiben. Die Ergebnisse werden in Form einer Textdatei gespeichert. Die Trennzeichen sind Tabstopps. Sie sind einlesbar (Strg copy) oder importierbar in gängige Kalkulationsprogramme. Die Angabe unter „Taxonomische Position“ im key-Menue bestimmt die Ausgabereihenfolge der Ergebnisse. Für Zählungen folgender Planktongruppen wurde OPTICOUNT bisher erfolgreich und zeitsparend eingesetzt:

- ✓ Bakterien
- ✓ Ciliaten
- ✓ Rotatorien
- ✓ Crustaceen
- ✓ Phytoplankton

Damit ist OPTICOUNT im Planktonbereich universeller einsetzbar als andere Zählhilfen (HAMILTON, 1990; GOSSELAIN & HAMILTON, 2000). OPTICOUNT unterstützt die Bearbeitung der Probe bis zur Berechnung des Biovolumens. Weitere Auswertungsroutine muss jedem Anwender überlassen bleiben, solange keine einheitlichen, festlegenden Richtlinien der Berechnungswege einzelner Planktergruppen vorliegen.

#### Besonderheiten des Programmes:

Der Aufbau ist durch seine Fensteroberflächen weitgehend selbsterklärend, sodass das Studium eines Manuals oder eine langwierige Einstellungsroutine entfällt. Die Zeit/Kosten-Komponente, die bereits HAMILTON (1990) zu kürzen beabsichtigte, wird hier bereits beim Erstkontakt minimiert. Eine Schnellhilfe (tooltips) sorgt für eine rasche und optimale Einarbeitung. Hierbei sind mögliche Sprachen: Englisch oder Deutsch. Die tooltips können nach Bedarf ein- oder ausgeblendet werden. Die Benutzerfreundlichkeit wurde anhand von persönlichen Tests von psychologisch geschulter Seite mit uneingeweihten Probanden optimiert (A. SAUTNER, unveröff). Danach benötigten Personen ohne Vorinformation und Vorkenntnisse ca. 20 Minuten, um mit dem Programm effektiv umzugehen.

Wahlweise kann mit Quittungstönen je Tastendruck gearbeitet werden.

Statt der großen Tastatur ist für eine Blind-Bedienung bei 10-25 häufigen Taxa die Arbeit mit 1-2 Zusatzblöcken günstiger. Dazu benötigt man 1-2 externe Zusatzblöcke, wie z.B. von der Fa. Cherry erhältlich.

Infoseite:

Nähere Informationen zu Preis, Bestellmöglichkeit und der Bezug einer Testversion sind zu finden unter:

<http://opticount.tripod.com>

oder bei

Dr. S. Schmidt-Halewicz  
LimSa Gewässerbüro  
Benedikt-Bauer Str. 25  
D-78467 Konstanz  
Tel: 0049-07531-928087  
Fax: 0049-07531-928088  
email: [Schmidt-Halewicz@bicon-ag.ch](mailto:Schmidt-Halewicz@bicon-ag.ch)

**Literatur :**

HAMILTON, P.B. (1990): The revised edition of a computerized plankton counter for plankton, periphyton and sediment diatom analyses – *Hydrobiologia* 194, 23-30.

HOEHN, E., CLASEN, J., SCHARF, W., KETELAARS, H., NIENHÜSER, A., HORN, H., KERSKEN, W. UND B. EWIG (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen in: ATT Technische Information Nr. 7, Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren eV, Arbeitskreis Biologie, Siegburg, Verlag Oldenbourg, München.

GOSSELAIN, V. & P.B. HAMILTON (2000) : Algamica : revisions to a key-based computerized counting programm for free-living, attached and benthic algae – *Hydrobiologia* 438, 139-142

## Erste Ergebnisse aus Laborversuchen zur Auswirkung der Zugabe von Ton als Restaurierungsmethode auf die limnische Biozönose von Standgewässern: Teil 1: Plankton

Stefan Sandrock\*, Eva-Maria Scharf\*, Toralf Quandt\*\*  
 \*bioplan GmbH, 18059 Papendorf, Groß Stove, Am Hopfenbruch 03,  
 \*\*WASTRA-PLAN GmbH, 18069 Rostock, Oll-Päsel-Weg 1

### 1. Einleitung und Zielstellung

Tonminerale werden bislang in der Praxis der Seenrestaurierung nur in Ausnahmefällen – meist dann wenn es um die Abdeckung belasteter Sedimente geht – eingesetzt. Das erstaunt insofern, da neben dem Effekt der Barrierewirkung für sich aus dem Sediment rüchlösende Phosphate (DVWK, 1988; QUANDT, 2001a) bei der Applikation auch eine direkte Fällung partikulärer und gelöster Substanzen zu erwarten ist (QUANDT, 2001b). Die Zugabe von Tonsuspensionen lässt neben den über den Phosphatgehalt eher indirekten und langfristigen Effekten auch unmittelbare Einflüsse auf das Phyto- und Zooplankton (Mitnahmeeffekte, Lichtklima, Verstopfung Filterapparat u.a.) sowie die Benthosgemeinschaft (Überdeckung, Sedimentkonditionierung) erwarten, die im Rahmen eines BMB+f Projektes (Nr. 02 WT 0127), bei dem es um die generelle Anwendbarkeit von Tonapplikationen zur Gewässer-restaurierung und dessen technische Machbarkeit geht, speziell untersucht werden. Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich lediglich auf einen ersten Teil dieser Untersuchungen und beschränken sich auf noch nicht vollständig abgeschlossene Laborversuche mit natürlichen Planktongemeinschaften aus 2 polytrophen Seen. Es geht dabei um die Fragestellung nach dem Einfluss der Zugabe von Ton (verschiedenen Materialien und Applikationsmengen) auf die qualitative und quantitative Zusammensetzung von natürlichen Planktongesellschaften.

### 2. Material/Methoden

Aus 2 polytrophen dimiktischen Seen, dem Hohen Sprenger See (Mecklenburg) und dem Siedenbollentiner See (Vorpommern) wurde pro Versuchsserie ca. 800 l Wasser durch Schöpfen entnommen, per Kleintransporter ins Labor überführt und in je 60 l fassende, 2 m hohe Acrylglssäulen gefüllt. Parallel sind als Startwerte aus 40 l eine Zooplanktonprobe filtriert (Maschenweite 55 µm) und Phytoplankton als Vollprobe fixiert worden. Die Ermittlung der Phytoplanktonabundanzen erfolgte unter Verwendung von Sedimentationskammern mit der Uter-möhl-Methode. An den Säulen befinden sich auf 3 Höhen Ablaufstutzen zur Entnahme von Wasserproben Zur Planktonanalyse und zur Phosphatbestimmung (P<sub>ges.</sub> und o-PO<sub>4</sub>-) wurden jeweils Mischproben aus den verschiedenen Tiefenhorizonten entnommen. Nach dem Befüllen der Säulen und einer 12-stündigen Adaptationszeit an die Laborbedingungen beginnen die Versuchsserien jeweils mit der mit der Zugabe von in Wasser gelösten Tonmischungen. Die Applikationsmengen liegen bei allen Tonarten bei 1,2, 2,4 und 4,8 g/l. Eine Versuchsserie umfasst jeweils 12 Säulen (3 Kontrollen, 3 Tonarten in je 3 Zugabemengen) und wird über die Dauer von 12 – 14 Tagen beprobt. Gemessen bzw. beprobt werden:

Parameter	Intervall
T, pH, L, O <sub>2</sub> -Sätt., O <sub>2</sub> -Gehalt, Trübung	Beginn, 2-tägig, Ende
P <sub>ges.</sub> , o-PO <sub>4</sub> -	Beginn, Ende
Phytoplankton, Chlorophyll a, Zooplankton	Beginn, Ende

Es wird jeweils mit 3 Tonen gearbeitet, die hinsichtlich ihres Mineralbestandes das Spektrum der in Deutschland vorhandenen Lagerstätten repräsentieren:

- Zweischichtminerale (Kaoline, Kaolinit) ⇒ Kaolin Kemmlitz KFL (Sachsen)
- Dreischichtminerale (Bentonit) ⇒ Ca-Bentonit Keramont (Bayern)
- Wechsellagerungsminerale mit Montmorilloniteigenschaften ⇒ Friedländer Tonmehl (Meckl.-Vorpomm.)

Zur Erfassung der für die Jahreszeiten typischen Planktongemeinschaften ist vorgesehen, pro See in jeder Jahreszeit 1 Serie zu starten. Momentan liegen die Ergebnisse aus dem Frühjahr und Sommer 2001 vor.

### 3. Ergebnisse

Abhängig von der Jahreszeit, vom applizierten Ton und vom „Ausgangsplankton“ (Gewässer) zeigten sich bei den bislang durchgeführten Versuchen einerseits differenzierte, andererseits aber auch durchaus ähnliche Reaktionen. Da die Einzelwerte aus Platzgründen an dieser Stelle nicht komplett vorgestellt werden können, sind hier jeweils nur die bisher erkennbaren prinzipiellen Trends aufgezeigt.

#### Phytoplankton

Generell wurde beobachtet, dass die Phytoplanktonbiomasse mit Ausnahme eines Versuches im Sommer, wo der Versuchsstart offensichtlich in eine beginnende Blaualgenblüte fiel, im Versuchszeitraum sowohl in den behandelten als auch in den unbehandelten Referenzsäulen in der Regel mehr oder weniger deutlich abnahm. In den Referenzsäulen ging die Biomasse dabei meist stärker oder genauso stark zurück wie in den mit Ton behandelten Säulen. Spezielle Unterschiede zeigten sich hinsichtlich der Entwicklung der Artenzusammensetzung.

#### Serie 1 - Frühjahr (Mai)

Hohen Sprenger See: Der Biomasseanteil der im Seeplankton überwiegenden Crysophyceen und Dinophyceen war nach 14 Tagen in den mit Ton behandelten Säulen – unabhängig von Zugabemenge und Tonart – reduziert, der Anteil der Blaualgen dagegen nahm stark zu, der Anteil der Chlorophyceen und Bacillariophyceen blieb weitgehend unverändert.

Siedenbollentiner See: Auch hier nahm der Biomasseanteil der Cyanophyceen zu ungunsten der Cryptophyceen zu (Abb.1 zeigt exemplarisch ein typisches Beispiel).

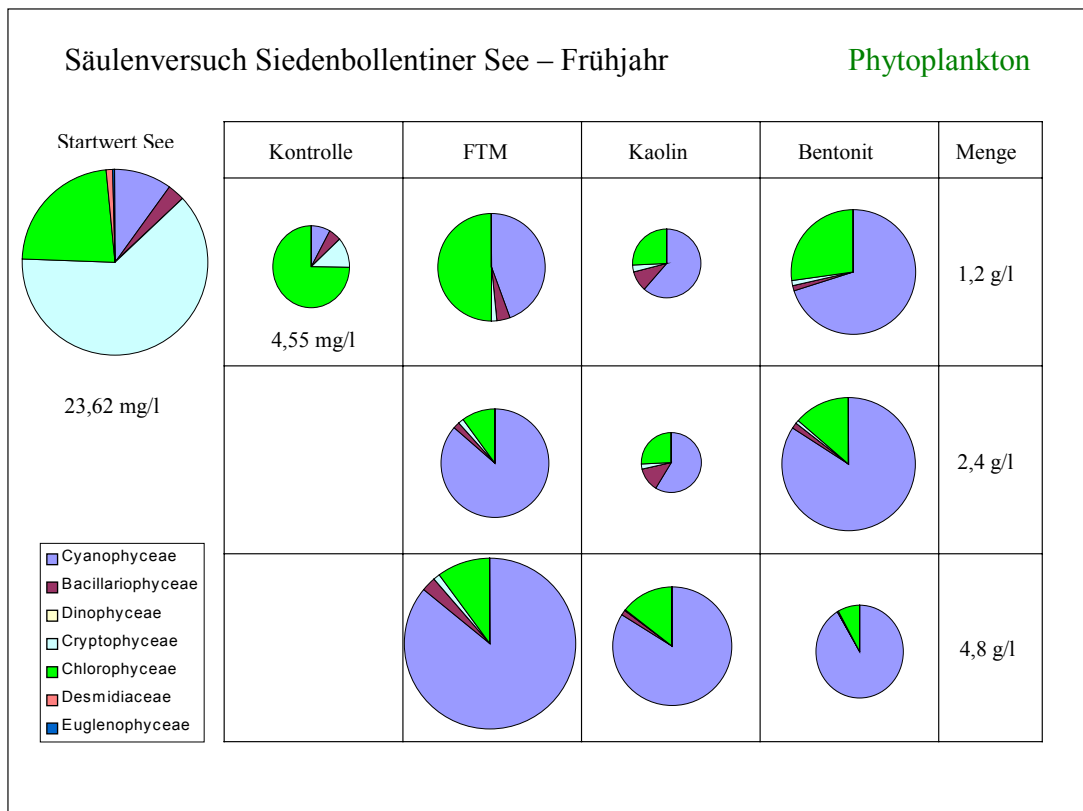
#### Serie 2 - Sommer (Mitte Juni - Mitte Juli)

Hohen Sprenger See: Eine im See bereits vorhandene Cyanophyceenblüte, überwiegend bestehend aus *Plancthotrix agardhii*, verstärkte sich nach Tonapplikation während des Versuches in den Testsäulen, allerdings auch in den Kontrollen. Lediglich bei der Anwendung von 1,2 g/l Friedländer Tonmehl wurde neben einer Reduktion der Gesamtbiomasse auch ein gleichbleibender Anteil der Ausgangsgruppen registriert.

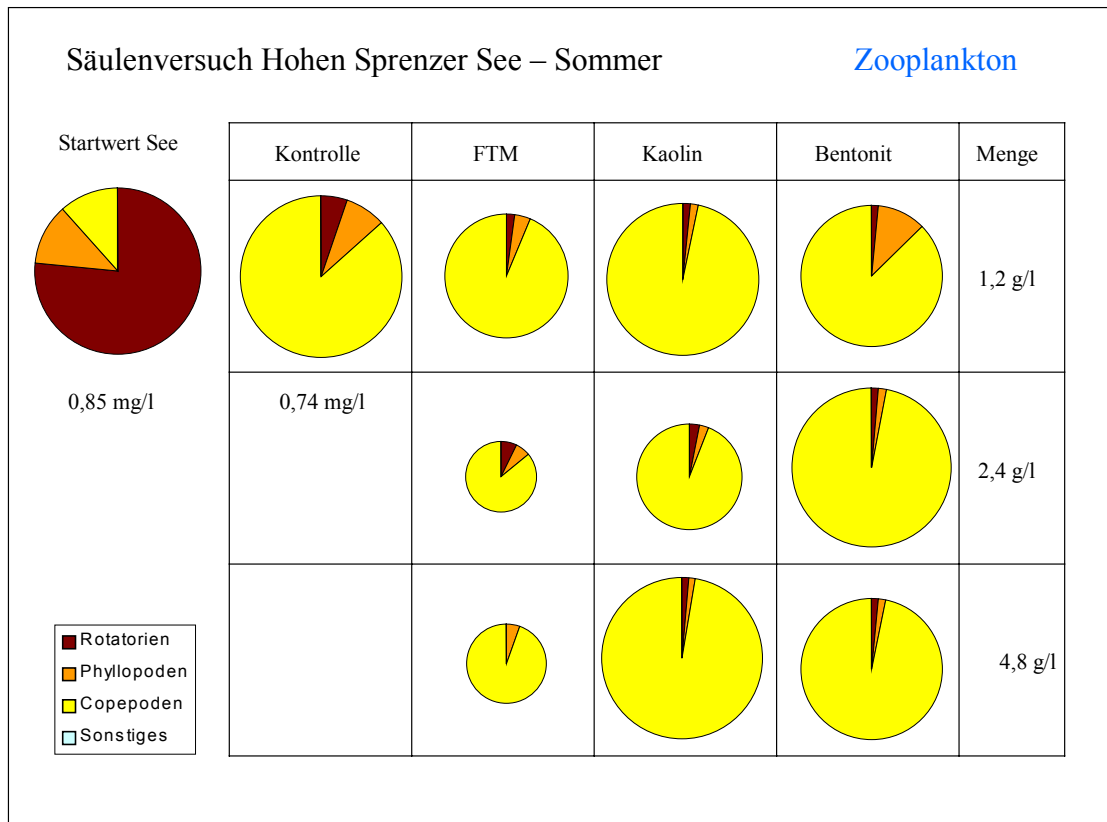
Siedenbollentiner See: Bei diesem Versuch verringerte sich die Gesamtbiomasse im Versuchsverlauf wiederum sowohl in den Versuchs- wie in den Kontrollansätzen. Prinzipielle Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen behandelten und unbehandelten Säulen waren nicht zu beobachten. Ebenfalls in allen Säulen festzustellen war die Entwicklung eines im Ausgangsplankton nicht registrierten Vorkommens der Desmidiaceen *Closterium spp.* und *Staurastrum tetracerum*.

#### Zooplankton

Anders als beim Phytoplankton war beim Zooplankton die Entwicklung der Biomassen in den Säulen deutlich differenzierter und zeigte keinen durchgängigen Trend. Auffallend einheitlich war dagegen die in allen Versuchen zu beobachtende Verdrängung von Rotatorien und eine meist sehr deutliche, wenn auch im Einzelfall unterschiedliche Artenverschiebung im Vergleich zum Ausgangsplankton (Abb.2 zeigt exemplarisch den Sommerversuch mit Wasser aus dem Hohen Sprenger See)



**Abb. 1:** Entwicklung der Phytoplanktonzusammensetzung in den Versuchssäulen beim Frühjahrsversuch mit Wasser aus dem Siedenbollentiner See



**Abb. 2:** Entwicklung der Phytoplanktonzusammensetzung in den Versuchssäulen beim Sommersversuch mit Wasser aus dem Hohen Sprenger See

### **Serie 1 - Frühjahr**

Hohen Sprenger See: In allen Säulen verschoben sich im Versuchszeitraum die Biomasse-anteile zugunsten der Copepoden, der Anteil der Rotatorien ging stark zurück, der der Phyllo-poden blieb nahezu unverändert. In 4 von 9 Varianten erhöhte sich die Gesamtbiomasse des Zooplanktons, in 2 Varianten blieb sie nahezu konstant, in 3 Varianten verringerte sich die Biomasse. Eine klare Abhängigkeit zum verwendeten Ton oder zur Auftragsmenge ist nicht erkennbar.

Siedenbollentiner See: Im Vergleich zum Startwert nahm die Biomasse im Versuchszeitraum in allen Varianten, einschließlich der Referenzansätze, zu. Anders als im Hohen Sprenger See stieg der Anteil der Phyllopoden in den Säulen erheblich an, der der Copepoden und Rotatorien nahm ab.

### **Serie 2 - Sommer**

Hohen Sprenger See: Wie beim Frühjahrsversuch verringerte sich in den Säulen der Anteil der Rotatorien auffällig zugunsten der Copepoden. Die Zugabe von Friedländer Tonmehl bewirkte in den Konzentrationsbereichen von 2,4 g/l und 4,8 g/l zudem eine Reduktion der Gesamtzooplanktonbiomasse. Kaolin und Bentonit bewirkten weder eine Zunahme noch eine Abnahme der Gesamtbiomasse.

Siedenbollentiner See: Die Ergebnisse differierten erheblich. Friedländer Tonmehl bewirkte in allen Auftragsmengen eine Reduktion der Gesamtbiomasse bei nach wie vor dominierenden Copepoden. Bei Kaolin und Bentonit führten geringen Auftragsmengen (1,2 und 2,4 g/l zu einer Dominanz der Phyllopoden, was in gleicher Weise auch für die Referenz zutrif. Bei der größeren Applikationsmenge (4,8 g/l) war wie beim Friedländer Tonmehl ein Überwiegen der Copepoden zu registrieren.

## **4. Diskussion und Zusammenfassung**

Da die Versuche mit dem Herbst- und dem Winterplankton beider Seen noch ausstehen, ist es im Grunde zu früh für abschließende Verallgemeinerungen. Dessen ungeachtet ergeben sich aus den bisherigen Beobachtungen bereits einige interessante Hinweise. Die beim Phytoplankton in den weitaus meisten Fällen in den Versuchssäulen zu beobachtende deutliche Abnahme der Gesamtbiomasse, ist unter Berücksichtigung der in den Referenzsäulen ebenfalls beobachteten Biomasseverringering mit großer Sicherheit als „Säuleneffekt“ durch die fehlenden Wasserturbulenzen zu bewerten. Da die Biomasseabnahme in den unbehandelten Referenzsäulen genauso groß oder sogar stärker war als in den Säulen mit Tonapplikation, lassen sich für die praktische Anwendung im Gewässer keine all zu hohen Erwartungen an die Mitnahme der Phytoplankter durch Aggregation an die absinkenden Tonteilchen knüpfen, wie es von AVNIMELECH et al. (1982) aufgrund eigener Beobachtungen für *Chlorella*, *Chlamydomonas* und *Anabaena* postuliert wurde. Beobachtet wurde ein solcher Effekt bei den eigenen Versuchen allerdings für Cryptophyceen (*Cryptomonas spp.*). Ihre Präsenz nahm im Vergleich zu den unbehandelten Kontrollsäulen bei beiden Frühjahrsversuchen signifikant ab. Fädige (*Pankthotrix agardhii*, *Aphanizomenon flos-aquae*) und kolonienbildende Cyano-phyceen (*Microcystis*) werden durch die Zugabe von Ton offensichtlich sogar eher gefördert als gehemmt oder durch Aggregation mitgefällt. Ein Applikation von Ton in eine schon vorhandene Cyanophyceenblüte (Versuch Hohen Sprenger See – Sommer) könnte also möglicherweise sogar zur Verstärkung der Blaualgendominanz führen. Es deutet somit verschiedenes darauf hin, dass die Wahl eines jahreszeitlich frühen Zeitpunktes für eine Ausbringung von Ton von Vorteil ist.

Die Biomasse des Zooplanktons nahm nach Tonzugabe in den Säulen im Verlauf von 14 Tagen in vielen Fällen zu – was, da es auch für die unbehandelten Kontrollvarianten zutrif, ebenfalls als Säuleneffekt unabhängig von der Tonapplikation auftritt. Es liegt nahe, dass es sich hier primär um einen Effekt handelt, der mit dem fehlenden Fraßdruck durch Fische in Zusammenhang steht und so im natürlichen Gewässer nicht auftreten würde. Andererseits ist allgemein bekannt, dass in trübere Gewässern größere Zooplankter auftreten, was auf das schlechtere „gesehen werden“ durch Fische und die bessere Verfügbarkeit von Nahrung (Plankton) zurückzuführen ist (McCABE and O'BRIEN, 1983). Hierüber werden die für das kommende Jahr geplanten enclosure-Experimente mit und ohne Fischbesatz Aufschluss geben. Eine Schädigung der großen Zooplankter, die Copepoden eingeschlossen, ist aufgrund der vorliegenden Beobachtungen unwahrscheinlich. Für die Rota-

torien trifft dies nicht in gleichem Maße zu. Ihre Biomasse nahm in den Säulen allgemein und bei Tonapplikation stärker als in den Kontrollen ab. Ob dies auf ein direktes Absterben, Fraß oder nur auf eine reduzierte Vermehrungsrate zurückzuführen ist kann an dieser Stelle noch nicht beantwortet werden. Spezielle Versuche zur Beantwortung dieser Frage sind in Vorbereitung.

## 5. Literatur

AVNIMELECH, Y; TROEGER, B.W.; L.W. REED (1982)  
Mutual Floccation of Algae and Clay  
SCIENCE, Vol.216, pp 63-65

DVWK (1988)  
Sanierung und Restaurierung von Seen  
Merkblätter zur Wasserwirtschaft 213/1988  
Kommissionsvertrieb Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin

McCABE and O'BRIEN (1983)  
The Effects of Suspended Silt on Feeding and Reproduction of *Daphnia pulex*  
American Midland Naturalist, 110, 324-337

QUANDT (2001a)  
Anwendung von Tonmineralen in der Seenbehandlung  
Teil 2: Sedimentabdeckung  
Wasser und Boden, 53/3, S. 26-31

QUANDT (2001b)  
Anwendung von Tonmineralen in der Seenbehandlung  
Teil 1: Freiwasserbehandlung  
Wasser und Boden, 53/1+2, S. 33-39

## Mentum- und Mandibeldeformationen bei *Chironomus*-Larven (Diptera: Chironomidae) als Testkriterium für Sedimentkontaktteste: Ein kritischer Beitrag

Stegger P\*, H.W. Riss\*, E. Blübaum-Gronau\*\* & E.I. Meyer\*

\* WWU Münster, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster; e-mail: m.stegger@t-online.de

\*\* Bundesanstalt für Gewässerkunde, Kaiserin-Augusta-Anlagen 15-17, 56068 Koblenz

Keywords: Deformationen, *Chironomus riparius*, Sedimentkontakttest, Schwermetalle

### Einleitung

Zur Beurteilung von Sedimentqualität und der Abschätzung des Gefährdungspotentials sollten chemisch-analytische Untersuchungen durch biologische ergänzt werden, da zum einen die Vielzahl der potentiellen Schadstoffe und ihrer Metaboliten auf analytischem Wege nie vollständig erfasst werden kann, und zum anderen Biotestverfahren die Möglichkeit zum Aufzeigen der Wirkung und damit der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen bieten (FÖRSTNER et al. 1999).

Sedimentkontaktteste mit benthischen Organismen wie den Larven der Zuckmücke *Chironomus riparius* (MEIGEN) stellen einen Ansatz zur Erfassung der biologischen Wirkung von Kontaminationen dar, so dass mit Chironomiden-Larven mittlerweile eine Vielzahl von Testverfahren für unterschiedliche Anwendungszwecke bestehen (FLEMING et al. 1994, ASTM 1995, NAYLOR & RODRIGUES 1995, STRELOKE & KÖPP 1995, GROOTELAAR et al. 1996, OECD 2000). Testkriterien sind dabei in der Regel Wachstum, gemessen als Länge und/oder Gewicht, oder Entwicklung erfaßt als Emergenzrate. Diese Endpunkte sind jedoch nicht allein von toxischen Stoffen abhängig, sondern z.B. auch vom Sedimenttyp (RISTOLA et al. 1999), was sich besonders bei Untersuchungen an Freilandsedimenten als problematisch erweist.

In Untersuchungen der natürlichen Chironomiden-Fauna im Freiland sind dagegen immer wieder Deformationen der Mundwerkzeuge beschrieben, deren Auftreten auf eine Kontamination des Sediments zurückgeführt wird (HAMILTON & SAETHER 1971, KÖHN & FRANK 1980, WIEDERHOLM 1984), so dass Deformationen in Freilanduntersuchungen verstärkt Berücksichtigung als Indikator für Sedimentbelastung finden (WARWICK 1990, VAN URK et al. 1992, LENAT 1993). Dabei konnten durch gleichzeitige chemische Charakterisierung der Probestellen Beziehungen zwischen Deformationsrate und Belastungen des Sediments mit Schwermetallen sowie organischen Xenobiotika aufgezeigt werden (JANSSENS DE BISTHOVEN et al. 1995, VERMEULEN et al. 1998).

Bei Untersuchungen über die Bioakkumulation von Schwermetallen hat sich gezeigt, dass besonders die Kupfer- und Bleikonzentrationen in Larven mit deformiertem Mentum signifikant höher waren, als in Larven ohne Deformationen (JANSSENS DE BISTHOVEN et al. 1992), was vermuten läßt, dass Blei und Kupfer zu den induzierenden Schwermetallen gehören.

Wie ein Vergleich von bisher vorliegenden Untersuchungen aus dem Freiland und Untersuchungen mit Einzelsubstanzen unter Laborbedingungen zeigt, ist die bei Einzelsubstanzuntersuchungen zu erwartende Effektgröße von  $d = 0,37$  nach COHEN (1988) als gering bis mittelstark einzustufen, während sie bei Freilanduntersuchungen mit  $d = 1,9$  sehr hoch ist (STEGGER 2001). Daher ist bei Laboruntersuchungen auf eine standardisierte Durchführung und ausreichende Replikation Wert zu legen.

Ziel unserer Studie war es, die Eignung von Mentum- und Mandibeldeformationen als Testkriterium für einen Sedimentkontakttest zu überprüfen. Dazu wurden Chemikalien- und Sedimentkontaktteste mit den Schwermetallen Kupfer und Blei durchgeführt, sowie zwei natürliche Sedimente aus der Elbe mit

ähnlicher Sedimentbeschaffenheit, aber unterschiedlicher Schwermetallbelastung in die Untersuchungen einbezogen, um eine Übertragbarkeit des Testdesigns auch auf Freilandsedimente zeigen zu können.

Vermutet wurde ein Anstieg der Deformationsrate in Abhängigkeit von der Schwermetallbelastung des Sediments.

## Material und Methoden

Als Deformation kann allgemein jede Abweichung von der normalen Konfiguration betrachtet werden, wobei allerdings unterschieden werden muß zwischen mechanisch bedingten Veränderungen, wie Bruch- und Abnutzungserscheinungen, die zum einen daran zu erkennen sind, dass sie häufig symmetrisch auftreten, und bei ihnen in der Regel der Doppelrand der beiden Chitinplatten, aus denen das Mentum besteht, sichtbar wird, während sich Deformationen durch einen glatten Rand auszeichnen und häufig auf einen Bereich konzentriert auftreten (JANSSENS DE BISTHOVEN et al. 1995). Bei den Mentumdeformationen wurde zu dem eine qualitative Differenzierung vorgenommen (s. Abb. 1).

Ziel eines Sedimentkontakttests in der hier gewünschten Anwendung ist die Indikation von im Sediment akkumulierten Schadstoffen. Dies sollte auch bei der Wahl des Expositionsszenario zum Ausdruck kommen und das Sediment in einem Sediment-Wasser-Testsystem gespikt werden. Da mit der OECD-Guideline 218 (OECD 2000) ein Entwurf für ein standardisiertes Testverfahren zur Durchführung von Chemikaliestesten mit *Chironomus riparius* vorliegt, orientierten sich die durchgeführten Tests an dieser Richtlinie, wobei statt der Emergenzrate Mentum- und Mandibeldeformationen als Endpunkt untersucht wurden (Abb. 2)

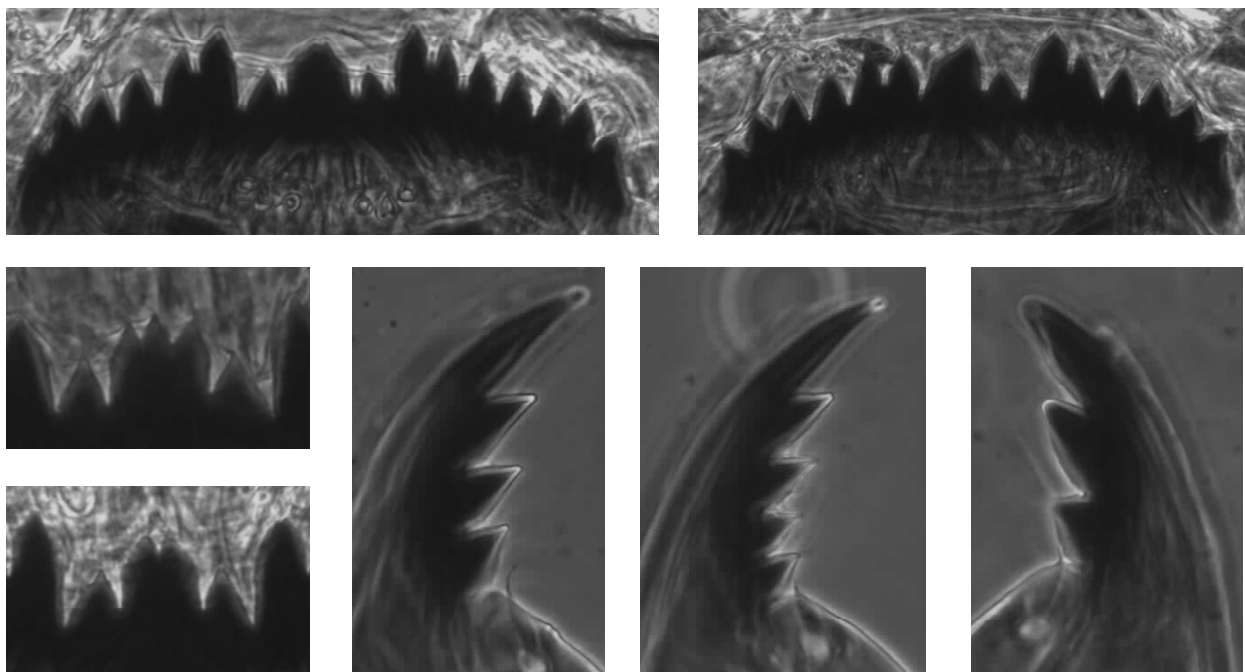


Abb. 1: Bei den Mentumdeformationen kann nach Qualität differenziert werden: Leichte Deformationen, bei denen lediglich die Zahnspitzen von Veränderungen betroffen sind (kleine Bilder, unten links), und schwere Deformationen, die gravierendere Veränderungen wie zusätzliche (oben links) oder fehlende Zähne (oben rechts) umfassen. Bei den Mandibeln (normale Konfiguration 2.v.li, unten) waren hauptsächlich zusätzliche Zähne (3.v.li., unten) und fehlende Zähne (4.v.li, unten) zu beobachten.

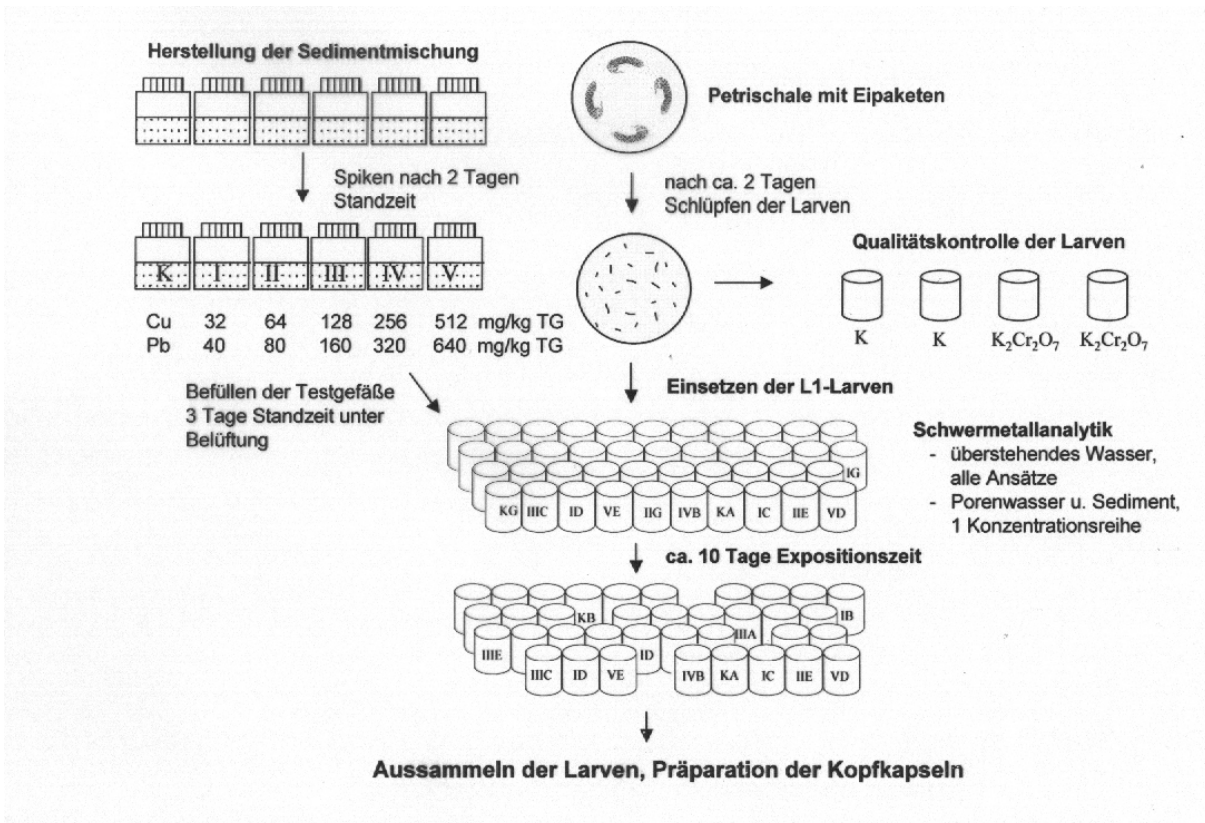
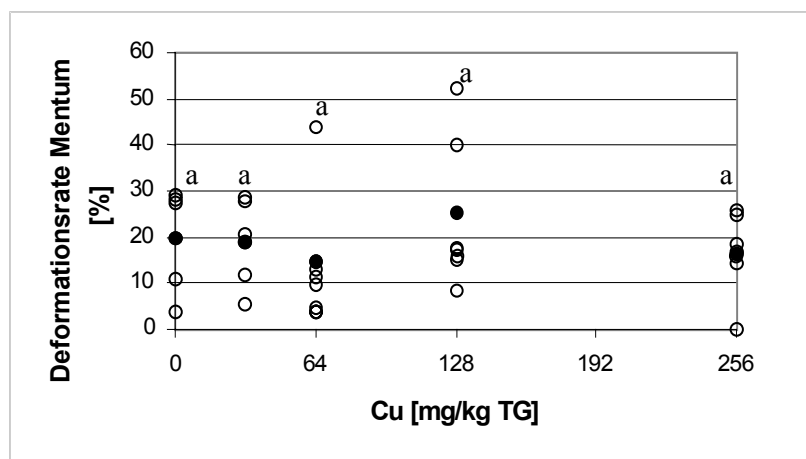


Abb. 2: Schema des Versuchsablaufs: Für die Chemikaliendestete wurde entsprechend der OECD-Vorschrift ein Sediment aus definierten Bestandteilen benutzt, das direkt mit den zu testenden Schwermetalle gespikt wurde. Zur Vermeidung von Eipaket-spezifischen Effekten stammten die eingesetzten L1-Larven aus einem Pool von 4-5 Eipaketen. Die präparierten L4-Larven wurden auf Mentum- und Mandibeldeformationen sowie Bruchereignisse im Mentum untersucht.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse des Kupfertests zeigen exemplarisch die auftretende Problematik (Abb. 3). Zum einen ist eine große Variationsbreite der Einzelwerte zu beobachten, und zum anderen treten bereits unter unbelasteten Bedingungen in den Kontrollen relativ hohe Deformationsraten auf, so dass insgesamt trotz einer standardisierten Durchführung eine Zunahme der Deformationsrate in Mentum oder Mandibel in Abhängigkeit von der Kupferkonzentration nicht festzustellen ist.



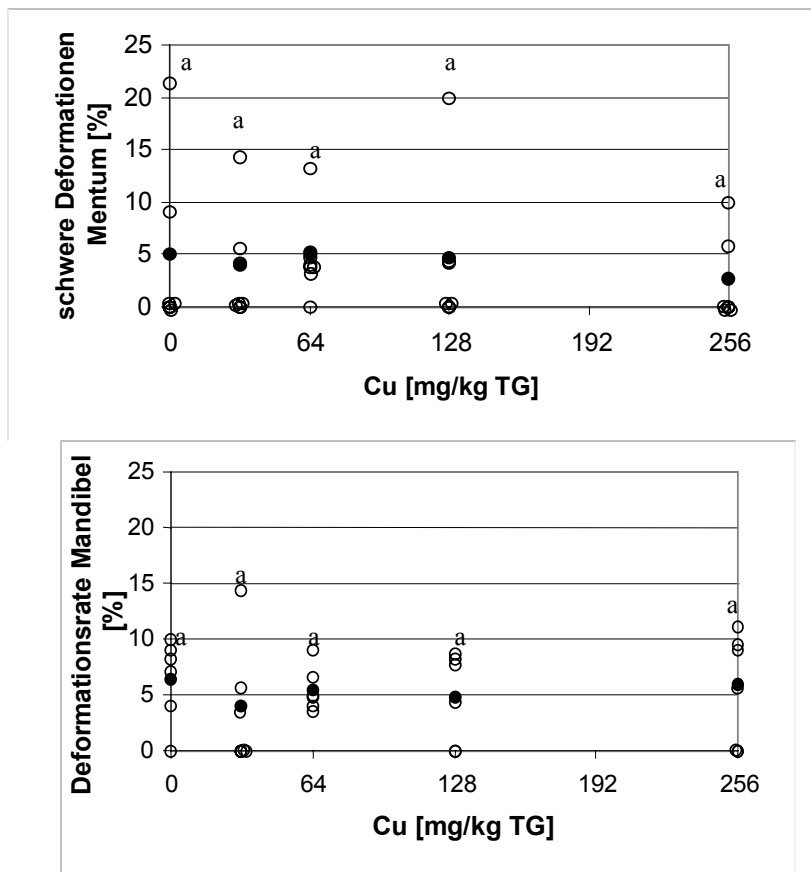


Abb. 3: Ergebnisse der Deformationsuntersuchungen in Mentum und Mandibel bei L4-Larven in Abhängigkeit von der Kupferkonzentration im Sediment. Offene Punkte = Einzelwerten der Replikate, geschlossene Punkte = Mittelwerte, Ansätze gleichen Buchstabens zeigen keinen signifikanten Unterschied zur Kontrolle,  $p < 0,05$  (t-Test).

Eine Wirkungsentfaltung und damit Bioverfügbarkeit von Kupfer läßt sich anhand dieser Ergebnisse also nicht feststellen. Diese zeigt sich jedoch durch eine Zunahme der toxischen Wirkung in Abhängigkeit von der Konzentration durch eine Entwicklungsverzögerung bis zu deutlich letaler Wirkung (Abb. 4).

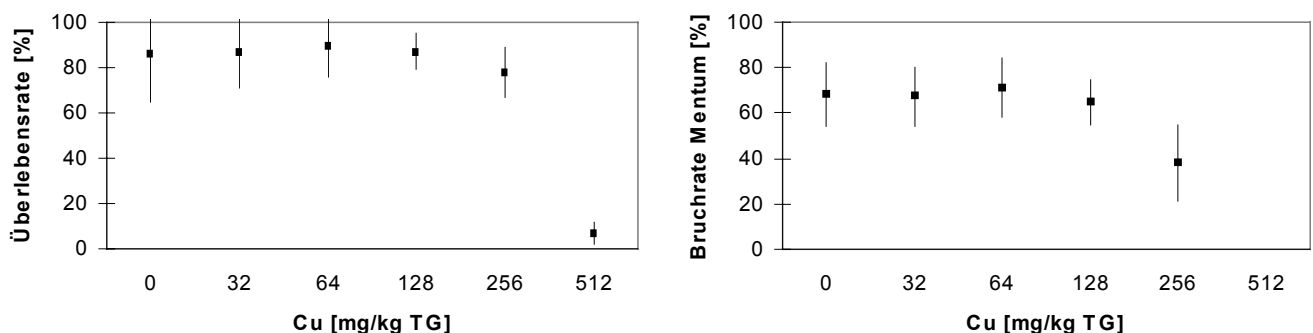


Abb. 4: Mittelwerte und Variationsbreite von Überlebensrate (links) und Bruchrate im Mentum (rechts). Indizien für eine Bioverfügbarkeit sind die Abnahme der Überlebensrate sowie die signifikant niedrigere Bruchrate in der höchsten noch für die Auswertung zur Verfügung stehenden Konzentration,  $p < 0,05$  (t-Test). Da Bruchereignisse durch das Substrat bedingt sind, sollte bei einheitlichem Substrat, wie im Chemikaliertest verwendet, die Rate der Bruchereignisse hauptsächlich abhängig sein von der Expositionszeit der Larven innerhalb eines Larvenstadiums. Eine niedrigere Bruchrate deutet daher auf eine kürzere Expositionszeit innerhalb des letzten Larvenstadiums, und damit auf eine Entwicklungsverzögerung hin.

Trotz dieser dadurch demonstrierten Bioverfügbarkeit ist eine Zunahme der Deformationsrate in Abhängigkeit von der Kupferkonzentration nicht festzustellen, was die Eignung als Testkriterium zunächst nicht in Frage stellt. Als problematisch sind jedoch die unter unbelasteten Bedingungen auftretenden Deformationen zu betrachten, die sowohl in den Kontrollen, als auch in der Zucht festgestellt werden konnten, wobei gerade in der Zucht, in der toxische Einflüsse mit ziemlicher Sicherheit ausgeschlossen werden können, z.T. recht gravierende Veränderungen, wie das Fehlen mehrerer Zähne und „Köhn-Gaps“, beobachtet wurden.

Über die Wirkungsmechanismen, die zur Entstehung von Deformationen führen, ist noch wenig bekannt. Hinweise, wie die Reduktion der Deformationsrate in der F1 einer Populationen mit hoher Deformationsrate durch Hälterung bei sauberen Bedingungen (VAN DE GUCHTE & VAN URK 1989, GROENENDIJK et al. 1998) oder die Tatsache, daß Nachkommen von deformierten Larven bei Hälterung unter sauberen Bedingungen im ersten Larvenstadium keine Deformationen aufweisen (JANSSENS DE BISTHOVEN 1995), obwohl in der L1 durchaus Deformationen beobachtet werden können (Servia et al. 2000), sprechen für die vermutete Induktion durch eine kontaminierte Umgebung. D.h. es würde sich um somatische Veränderungen handeln, die sowohl auf die Störung von enzymatischen Funktionen, als auch auf mutagene Wirkung zurückzuführen sein könnten.

Als weitere Ursachen kommen jedoch auch das spontane Auftreten von Deformationen unabhängig von einer Kontamination in Betracht (SERVIA et al. 2000), sowie eine mögliche Vererbbarkeit oder Inzuchteffekte.

Möchte man Deformationen jedoch als Testkriterium etablieren, ist sicherlich eine kontinuierliche Qualitätskontrolle der Zuchtpopulation im Hinblick auf Variabilität der Nachkommen unterschiedlicher Eipakete und Hintergrunddeformationsrate erforderlich. Zur Vermeidung von Inzuchteffekten könnte sich die regelmäßige Einkreuzung von Freilandindividuen als vorteilhaft erweisen. Diese sollten aus möglichst unbelasteten Bereichen stammen, zum einen zur Gewährleistung einer möglichst geringen Hintergrunddeformationsrate und zum anderen, um die Sensitivität nicht negativ zu beeinflussen, da in Freilandpopulationen durchaus Adaptationen an Belastungen beobachtet werden können (POSTMA et al. 1995), die zwar durch Einkreuzungen von nicht-adaptierten Individuen offensichtlich vermindert werden (GROENENDIJK et al. 1999), sich jedoch trotzdem möglicherweise negativ auf die Sensitivität auswirken. Zu beachten ist jedoch, daß eine niedrige Hintergrundrate keinen größeren Effekt impliziert, wie sich in Untersuchungen an Populationen mit niedriger Deformationshintergrundrate zeigt (JANSSENS DE BISTHOVEN 1995).

Erforderlich ist sicherlich auch ein tiefgehendes Verständnis für die Wirkungsmechanismen, die zur Entstehung von Deformationen führen. Mögliche Ansätze bietet der Einsatz spezifischer Hemmer von Enzymen, die Einfluß auf die Entstehung von Deformationen haben können, wie z. B. Chitinasen, sowie cytogenetische Untersuchungen, die Aufschluß über chromosomale Veränderungen geben könnten.

## Literatur:

- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM) (1995): Standard test methods for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with fresh water invertebrates. ASTM designation E 1706 – 95b
- COHEN J. (1988): Statistical power analysis for the behavioral sciences (2<sup>nd</sup> edition). Hilldale, NJ: Erlbaum
- FLEMING R., CRANE M., VAN DE GUCHTE C., GROOTELAR L., SMAAL A., CIARELLI S., KARBE L., BORCHERT J., WESTENDORF J., VAHL H., HOLWERDA D., LOOISE B., GUERRA M., VALE C., CASTRO O., GAUDENCIO M.J. & P. VAN DEN HURK (1994): Sediment Toxicity Tests for poorly water-soluble substances, Final report to the European Commission. Report No. EC 3738
- FÖRSTNER U., CALMANO W. & W. AHLF. Sedimente als Schadstoffsenken und – quellen: Gedächtnis, Schutzgut, Zeitbombe, Endlager. – In: Frimmel, F. H. (ed.). 1999. Wasser und Gewässer. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin
- GROENENDIJK D., ZEINSTRAL W.M. & J.F. POSTMA (1998): Fluctuating asymmetry and mentum gaps in populations of the midge *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) from a metal-contaminated river. Environ. Tox. Chem. 17: 1999 – 2005

- GROENENDIJK D., VAN OPZEELAND B., DIONISIO PIRES L.M. & J.F. POSTMA (1999): Fluctuating life-history parameters indicating temporal variability in metal adaptation in riverine chironomids. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 175 - 181
- GROTELAAR E.M.M., MAAS J.L. & C. AN DE GUCHTE (1996): Protocol for testing of substances in chronic sediment bioassays with the freshwater dipteran *Chironomus riparius*. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment of the Netherlands (RIZA), Workingdocument 94.086X
- HAMILTON A.L. & O.A. SAETHER (1971): The occurrence of characteristic deformities in the chironomid larvae of several Canadian lakes. *Can. Entomol.* 103: 363 - 368
- JANSSENS DE BISTHOVEN L.G., TIMMERMANS K.R. & F. OLLEVIER (1992): The concentration of cadmium, lead, copper and zinc in *Chironomus* gr. *thummi* larvae (Diptera, Chironomidae) with deformed versus normal menta. *Hydrobiologia* 239: 141 - 149
- JANSSENS DE BISTHOVEN L. (1995): Morphological deformities in *Chironomus* gr. *thummi* (Diptera, Chironomidae) as bioindicators for micropollutants in sediments of Belgian lowland rivers. Dissertationsschrift, Katholieke Universiteit Leuven, Belgien
- JANSSENS DE BISTHOVEN L., HUYSMANS C. & F. OLLEVIER (1995): The in situ relationship between sediment concentrations of micropollutants and morphological deformities in *Chironomus* gr. *thummi* larvae (Diptera, Chironomidae) from lowland rivers (Belgium): a spatial comparison. In: P. Cranston (ed.). *Chironomids: From genes to ecosystems*. CSIRO Publications, East Melbourne: 63 - 80
- KÖHN T. & C. FRANK (1980): Effect of thermal pollution on the chironomid fauna in an urban channel. - In: *Chironomidae. Ecology, systematics, cytology and physiology*. Pergamon Press, Oxford: 187 - 194
- LENAT D.R. (1993): Using mentum deformities of *Chironomus* larvae to evaluate the effects of toxicity and organic loading in streams. *The North American Benthological Society* 12 (3): 265 - 269
- NAYLOR C. & C. RODRIGUES (1995): Development of a test method for *Chironomus riparius* using a formulated sediment. *Chemosphere* Vol. 31 (5): 3291 - 3303
- OECD (2000): OECD Guidelines for the testing of chemicals. Proposal for a new guideline 218. Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment. [www.oecd.org/ehs/test/218.doc](http://www.oecd.org/ehs/test/218.doc)
- POSTMA J.F., KYED M. & W. ADMIRAAL. (1995): Site specific differentiation in metal tolerance in the midge *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae). *Hydrobiologia* 315 (2): 159 - 165
- RISTOLA T. 1999. Effects of sediment type, feeding level and larval density on growth and development of a midge (*Chironomus riparius*). *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 18, 4: 756 - 764
- SERVIA M.J., COBO F. & M.A. GONZALEZ (2000): Incidence and causes of deformities in recently hatched larvae of *Chironomus riparius* MEIGEN, 1804 (Diptera, Chironomidae). *Arch. Hydrobiol.* 149 (3): 387 - 401
- STEGGER P. (2001): Mentum- und Mandibeldeformationen bei Chironomus-Larven: Abhängigkeit von Cu- und Pb-Konzentration in Sedimenten. Diplomarbeit, Westfälische Wilhelms-Universität, Münster
- STRELOKE M. & H. KÖPP (1995): Long-term toxicity test with *Chironomus riparius*: Development and validation of a new test system. Blackwell-Wissenschafts-Verlag
- VAN DE GUCHTE C. & G. VAN URK (1989): Discrepancies in the effects of field and artificially heavy metal contaminated aquatic sediments upon midge larvae. *Heavy Metals in the Environment*, 7<sup>th</sup> Int. Conf., 12 - 15 September 1989, Geneva: 574 - 577
- VAN URK G., KERKUM F.C.M. & H. SMITT (1992): Life cycle patterns, density and frequency of deformities in *Chironomus* larvae (Diptera: Chironomidae) over a contaminated sediment gradient. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2291 - 2299
- VERMEULEN A.C., DALL P.C., LINDEGAARD C., OLLEVIER F. & B. GODDEERIS (1998): Improving the methodology of chironomid deformation analysis for sediment toxicity assessment: a case study in three Danish lowland streams. *Arch. Hydrobiol.* 144 (1): 103 - 125
- WARWICK W.F. (1990): The use of morphological deformities in chironomid larvae for biological effects monitoring. National Hydrology Research Institute Paper Nr. 43, IWD Scientific series No 173: S. 1 - 34
- WIEDERHOLM T. (1984): Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes. *Hydrobiologia* 109: 243 - 249

## **Bottom-Sampler oder Hess-Sampler – Verfahren zur Sedimentbeprobung im Vergleich**

Falko Wagner

Institut für Ökologie, AG Limnologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Winzerlaer Str. 10,  
07745 Jena

Keywords: Methoden, Sampling, Sediment, Fließgewässer, Bottom-Sampler, Ilm (Thüringen)

### **Einleitung**

Der Bereich der Fließgewässersohle wird im Hinblick auf den Stoffhaushalt zunehmend als bedeutendste Komponente des Flußökosystems erkannt. Dort stattfindende Umsatzprozesse sowie Retention und Transport von Nährstoffen sind Grundlagen der Ökosystemfunktion. Sie bestimmen die Qualität und Quantität der Stoffe, die letztendlich über die Systemgrenze in Seen oder das Meer importiert werden. In letzter Zeit wuchs aus diesem Grund die Nachfrage an detaillierten Untersuchungen der Vorgänge in der benthischen Region, die darüber hinaus auch für Fragen des Umweltmonitorings von großem Interesse sind.

Ein quantitatives Beprobieren der Gewässersohle unter nahezu allen Sediment- und Geländebedingungen mit möglichst geringem Aufwand ist dafür notwendig. Die Proben sollten außerdem größenklassenunabhängig alle Partikel in ihrer natürlichen Zusammensetzung enthalten und für Monitoringfragen schnell zur Verfügung stehen.

Alle bisher verwendeten Verfahren werden diesen Anforderungen nicht gerecht (Tab. 1). Bei der Entwicklung des Bottom-Samplers wurde all den genannten Gesichtspunkt Rechnung getragen. Er liefert Sediment-Proben mit dem darin enthaltenen Makrozoobenthos bis zu Tiefen von 1,2 m und mehr.

Mit der neuen Technik wurden unter verschiedensten Sediment und Strömungs-Bedingungen Proben benthischen organischen Materials (BOM) der Ilm (Thüringen) genommen und mit den Ergebnissen des sonst häufig für diesen Zweck genutzten Hess-Samplers verglichen.

Tab. 1 Zusammenfassung der Merkmale der einzelnen Methoden zur Entnahme von Sediment der Gewässersohle, „-“, = nicht gegeben, „(+“ = eingeschränkt, „+“ = gegeben

	quantitativ	alle Partikelgrößen	alle Substrattypen	Probe mit nat. räuml. Struktur	Proben sofort verfügbar	mobiler Einsatz im Gelände	finanzieller, personeller Aufwand, gering
Handaufsammlung (Bretschko, 1990)	(+)	-	+	-	+	+	+
Hess-Sampler (Hess, 1941)	+	-	+	-	+	+	+
Sediment-Stechrohr (Kajak, 1971)	+	+	-	-	+	+	+
Freeze core technique (Niederreiter, pers. Mitteilung)	+	+	+	+	+	-	-
Freeze core technique (Stockert & Williams, 1972)	+	+	+	(+)	-	-	-
Bottom-Sampler	+	+	+	+	+	+	+

## Untersuchungsgebiet und Methoden

Als Untersuchungsgewässer diente die Ilm, ein Mittelgebirgsbach zweiter Ordnung in Thüringen (Deutschland). Sie bietet durch ihre Gewässerstruktur ein breites Spektrum an Sediment- und Strömungsbedingungen und ist somit gut für den Vergleich zweier Sedimentbeprobungsverfahren geeignet. Für die Untersuchung wurden drei je 200 m lange strukturell verschiedenartige Gewässerabschnitte (naturnah, begradigt, wehrbeeinflusst) ausgewählt. Die Festlegung der Probepunkte erfolgte zufällig Knotenpunkten eines 2 mal 2 m Rasters, das die 200 m Abschnitte untergliederte. Im Zeitraum von August 2000 bis Januar 2001 wurden parallel mit Bottom- und Hess-Sampler 60 Sedimentproben entnommen. Das Hess-Sampling erfolgte jeweils 0,5 m flußauf vom Punkt des Bottom-Samplings.

Nach Überführung der Proben ins Labor wurden sie sofort mit Ethanol fixiert. Nach Trennung in 6 Partikelfractionen (4 mm, 1 mm, 0,4 mm, 0,25 mm, 0,071 mm und 0,16 µm) wurde ihre Trockenmasse (TM) und die aschefreie Trockenmasse (AFTM) bestimmt. Der Ergebnis- Vergleich

zwischen Bottom- und Hess-Sampling erfolgte über t-Tests der ln-transformierten Daten für TM und AFDM/m<sup>2</sup>.

### Hess-Sampler (modifiziert)

Das verwendete Gerät entsprach weitgehend dem von Hess (1941) beschriebenen Gerät. Um auch die feinen Partikelfractionen zu erfassen, wies es zusätzlich zwei Klappen auf, mit deren Hilfe die Frontöffnung und die des Gazesacks verschlossen werden konnten (Abb. 1).

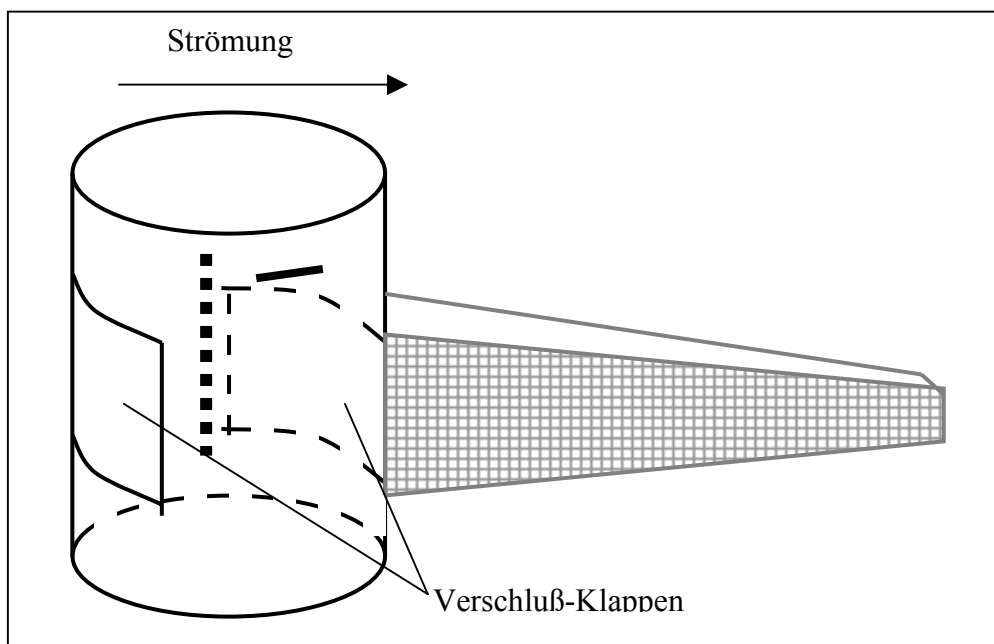


Abb.1 Hess-Sampler (Hess, 1941), modifiziert, zum Verschließen der Frontöffnung und Rückseite durch je eine Klappe

Die Maschenweite der Gaze betrug 0,4 mm. Für die Probenahme wurde der Sampler zunächst im geschlossenen Zustand auf den Gewässerboden aufgesetzt und das Sediment im inneren des Zylinders suspendiert. Anschließend wurden 5 l Probe aus dem Sampler geschöpft, die der Analyse der Partikel-Fractionen < 0,4 mm dienten. Nach Öffnen der beiden Klappen, ohne Lageveränderung des Samplers, wurde dann der Hess-Sampler auf herkömmliche Weise zur Beprobung der Partikel > 0,4 mm benutzt. Aus diese Grund war diese Fraktion vollständig in der Probe enthalten, wogegen die Partikel < 0,4 mm der Schöpfprobe eine Teilprobe darstellten.

### Bottom-Sampler

Das Gerät setzt sich aus zwei Grund-Komponenten (Abb. 2) zusammen, dem hohlen stempelförmigen Sampler und Hülsen. Sie dienen der Abschirmung der Strömung, so daß es beim

Aufsetzen des Samplers kaum zu Partikelverlusten kommt und der folgende Kühlprozeß gleichmäßig stattfindet. Der 1,3 m hohe Sampler selbst besteht aus dem hohlen Kühlzylinder (KüZ), in den von oben das Kühlmittelrohr (KMR) mündet (Abb. 2). Bis auf den Boden des KüZ ist der Sampler isoliert, um den Kühlmittelverbrauch zu minimieren. Die Länge des KMR läßt sich durch Stutzen und Rohre der Wassertiefe anpassen. Dasselbe gilt für die Hülsen, die durch Übereinanderstapeln der Wasserstandssituation angepaßt werden.

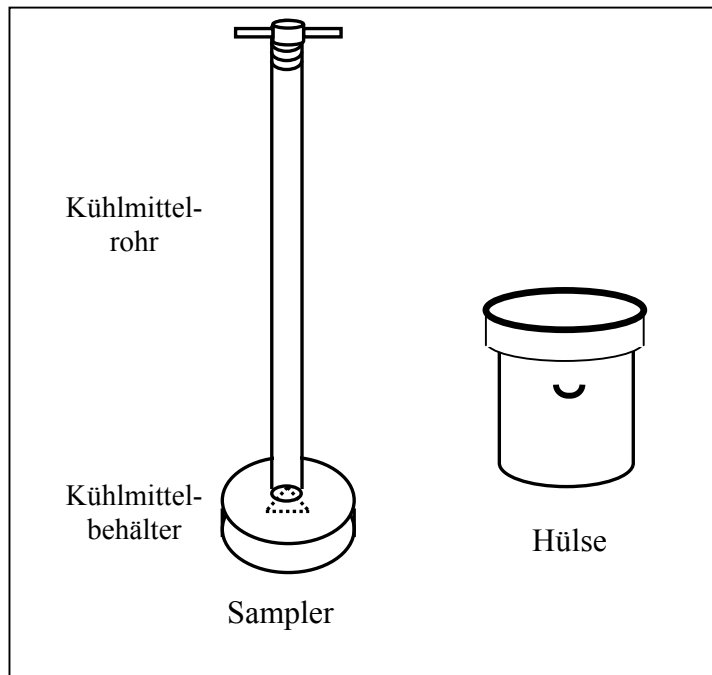


Abb. 2 Schematische Darstellung des Bottom-Samplers, mit seinen zwei Komponenten Sampler und Hülse

Bei der Probenahme wird zuerst die Hülse auf die Sedimentoberfläche plaziert, und anschließend der Sampler langsam hineingestellt. Über das KMR wird flüssiger Stickstoff in den KüZ geleitet. Nach wenigen Minuten bildet sich am Sampler-Fuß eine Eisplatte, die das vollständige Bodensediment umfaßt. Diese Probe wird abgeschlagen und für den Transport in Eimer überführt.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Methoden lieferten voneinander abweichende Ergebnisse. Außer bei der Partikelfraktion 0,071 mm lagen die Werte des Bottom-Samples für die AFTM pro m<sup>2</sup> (Maß für BOM) signifikant über denen der Hess-Samples (Abb. 3). Die Differenz änderte sich mit der Partikelgröße, wodurch

auszuschließen war, daß es sich allein um ein Effekt der kleineren Probemengen des Hess-Samplers (Abb.3) handelte. Betrachtet man die TM (Maß für Probemenge), sieht man, daß sie ebenfalls über die einzelnen Partikelfractionen variierte. Bis zur 0,25 mm-Fraktion vergrößerte sich der Unterschied zwischen der TM in Bottom- und Hess-Sampler, war bei 0,4 mm minimal und nahm dann wieder kontinuierlich zu, je grober die Partikel wurden (Abb. 3).

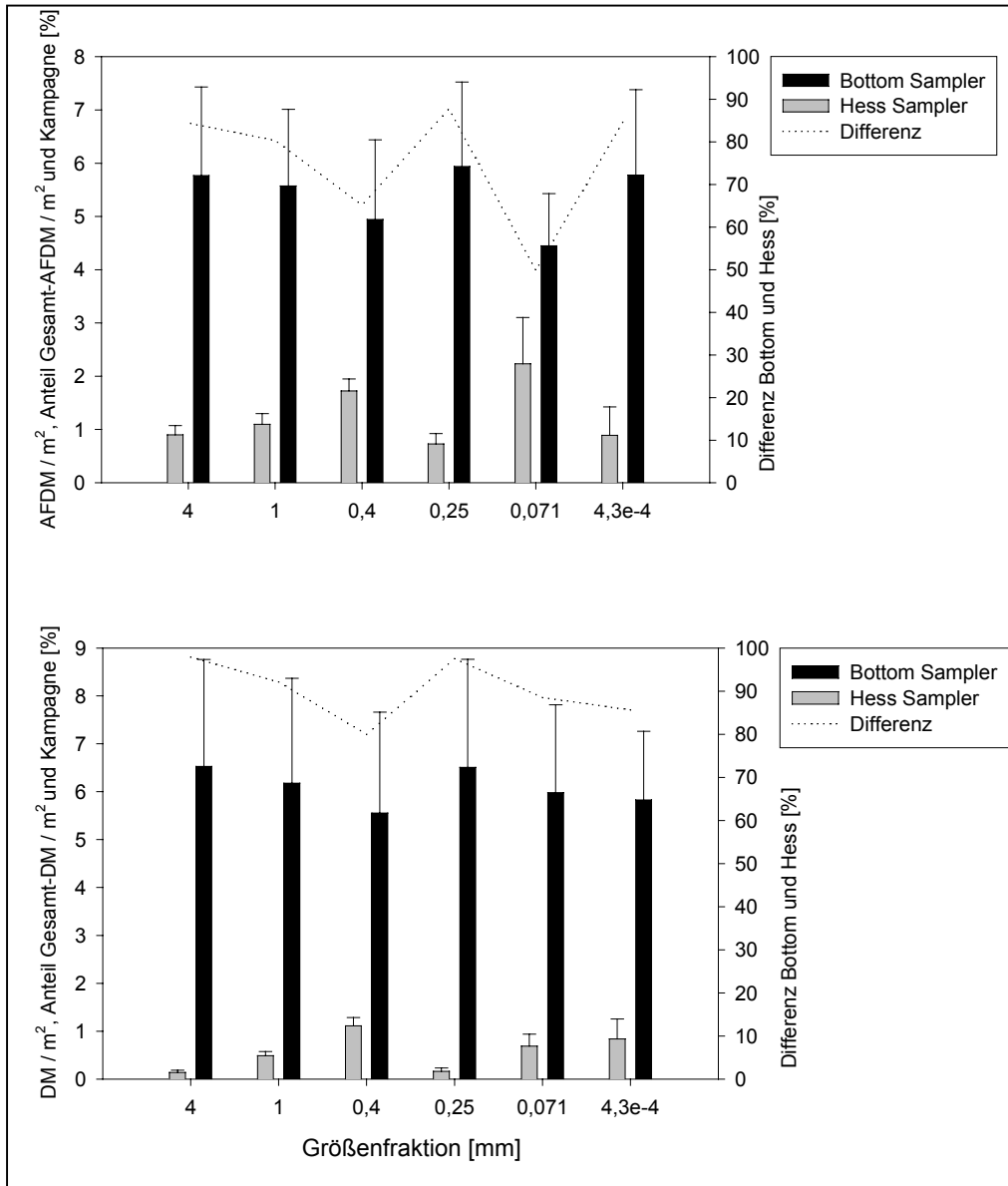


Abb. 3 oberer Graph zeigt die AFDM pro m<sup>2</sup>, der untere zeigt die TM der Proben, schwarz sind die Ergebnisse des Bottom-Samplers und grau die des Hess-Samplers dargestellt, die gepunktete Linie zeigt die Unterschiede zwischen den Techniken

Die Ursache dafür liegt in der Durchführung des Hess-Samplings. Bis 0,25 mm Partikelgröße basierten die Ergebnisse auf der Schöpfprobe, die der gröberen Fraktionen dagegen auf der Gesamtprobe. Vor diesem Hintergrund wird deutlich, je größer die Partikel waren desto unvollständiger wurden sie erfaßt, beim Schöpfen und beim traditionellen Hess-Sampling. Voraussetzung für die Erfassung der partikulären Substanz mit dem Hess-Sampler ist es, daß sie

innerhalb des Zylinders suspendiert vorliegen. Je größer und damit schwerer ein Partikel ist desto schneller setzt es sich wieder ab und ist in der Schöpfprobe oder dem Gasesack nicht enthalten.

Ein anderer Effekt, der das BOM-Ergebniss beeinflusste, waren die großen Unterschiede im Gehalt an organischem Material zwischen den Bottom- und Hess-Samples. Bei letzteren lag der Anteil der AFTM an der TM meist wesentlich höher. Die Ursache dürfte im Dichteunterschied organischer und mineralischer Partikel liegen. Bei gleicher Größe sind die organischen leichter als die mineralischen. Sie verbleiben länger in Suspension und sind in den Probe dadurch vollständiger enthalten als der anorganische Partikelanteil.

Abschließend kann folgendes Fazit gezogen werden. Die großen Unterschiede zwischen Bottom- und Hess-Sampling bei der Abschätzung der BOM-Menge in der Ilm haben ihre Ursachen in der Größenselektivität des Hess-Samplers, der Überschätzung des Anteils organischer Substanz in dessen Proben, sowie in den ungleichen Probemengen der beiden Verfahren.

Die Untersuchung zeigte, daß die auf unterschiedlichen Probeverfahren beruhenden Ergebnisse schlecht vergleichbar sind, und darüber hinaus von den betrachteten Partikelgrößen abhängen. Vergleiche zwischen Untersuchungen des BOM, die nicht auf identische Beprobungstechniken beruhen, sind darum nur mit Einschränkungen zulässig.

## **Literatur**

Bretschko, G. (1990): The dynamic aspect of coarse particulate organic matter (CPOM) on the sediment surface of a second order stream free of debris dams (Ritrodat-Lunz study area). *Hydrobiologia* 203: 15-28

Hill, M. T. R. (1999): A freeze-corer for simultaneous sampling of benthic macroinvertebrates and bed sediment from shallow lakes. *Hydrobiologia* 412: 213-215.

Kajak, Z. (1971): Benthos of standing water. In Edmonson, W.T. & G. A. Winberg (ed.), *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Blackwell Science Publication, Oxford: 25-65.:

Stocker, Z. S. J. & Williams, D. D. (1972): A freezing core methode for describing the vertical distribution of sediment in a streambed. *Limno. Oceanogr.* 17: 136-139

## Quantitative Bestimmung ökotoxisch relevanter Aluminium-Spezies im Freiwasser von Binnenseen

GERLINDE WAUER & RAINER KOSCHEL

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin - Neuglobsow, Tel. 033082-699-10/12, Fax: 033082-699-17, e-mail: gerlinde@igb-berlin.de

Keywords: Aluminium, Al-Analytik, Al-Toxizität

### 1 Einleitung

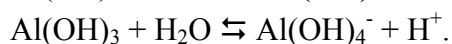
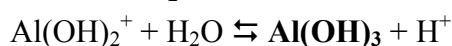
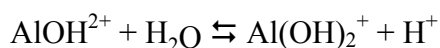
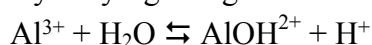
In der Seenrestaurierung hat sich die Zugabe von Aluminiumverbindungen vor allem in Nordamerika als hocheffektive Methode mit langanhaltender Wirkung zur Kontrolle der seeinternen Phosphor-Rücklösung erwiesen. In Deutschland besitzt dieses Verfahren jedoch geringe Akzeptanz, da Aluminium für aquatische Organismen unter bestimmten Bedingungen toxisch wirkt.

Bei Anwendung Al-haltiger Fällmittel in der Seenrestaurierung ist deshalb eine quantitative Abschätzung des Gefahrenpotentials erforderlich. Dabei müssen folgende Fragen geklärt werden:

- Welche Verbindungen sind toxisch?
- Wie wirken sie?
- Welche Dosis wirkt toxisch (Grenzwerte)?
- Welche Analyseverfahren eignen sich, toxische Al-Spezies möglichst selektiv zu messen?

### 2 Aluminium in Wasser

Die Chemie anorganischer Aluminium-Verbindungen in Wasser ist vorrangig durch die folgenden Hydrolysegleichgewichte bestimmt:



Die Gleichgewichtslage ist stark abhängig vom pH-Wert. In dem üblicherweise im Freiwasser von Binnenseen vorherrschenden pH-Bereich zwischen 7 und 9 liegt hauptsächlich das feste  $\text{Al}(\text{OH})_3$  vor. Bei Zugabe eines gelösten Aluminiumsalzes (z. B.  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  oder  $\text{NaAl}(\text{OH})_4$ ) bildet sich eine  $\text{Al}(\text{OH})_3$ -Flocke, die vor allem mit anorganischen Phosphaten eine sorptive Bindung eingeht, rasch absinkt und auch unter reduzierenden Bedingungen (anoxisches Hypolimnium) stabil ist.

$\text{Al}(\text{OH})_3$  ist ein amphoterer Hydroxid, d. h. es löst sich sowohl in Säuren als auch in Laugen. Es zeigt allerdings auch einen Alterungseffekt und neigt zur Polymerisation, wodurch die Löslichkeit herabgesetzt und folglich die Flocke stabilisiert wird.

### 3 Aluminium-Toxizität

Aluminium tritt ubiquitär auf. Feste Verbindungen sind vermutlich biochemisch inert. Bei neutralem pH sind Aluminium-Verbindungen praktisch unlöslich und infolgedessen für bio- und geochemische Transformationen nicht verfügbar. Durch säurehaltige Niederschläge wird Aluminium jedoch zunehmend aus Gesteinen freigesetzt und gelangt als  $\text{Al}^{3+}$ -Ion in erheblichen Konzentrationen ins Grundwasser (4,5 mg/l und mehr) und schließlich in Oberflächengewässer. Erhöhte  $\text{Al}^{3+}$ -Konzentrationen schädigen Pflanzen, Tiere bis hin zum Menschen, wobei verschiedene Wirkmechanismen noch ungeklärt sind (Wilhelm & Dieter, 1991). Der Grenzwert für Trinkwasser wurde auf 0,2 mg Al/l festgelegt.

Die toxischen Wirkungen von Aluminium vor allem auf Fische (vorrangig Kiemenschädigungen) sind zahlreich, hauptsächlich im Zusammenhang mit der Problematik Gewässerversauerung, dokumentiert (Burrows, 1977; Baker & Schofield, 1982; Hutchinson et al., 1989; Howells et al., 1994; Buckler et al., 1995; Poléo, 1995; Duis & Oberemm, 2000).

Es wurde nachgewiesen, dass sich positiv geladene Al-Hydroxide an der Kiemenoberfläche von Fischen anlagern. Das stört den Ionenaustausch und führt zu einer verstärkten Schleimsekretion, wodurch die Kiemenfunktion im schlimmsten Falle bis zur Erstickung beeinträchtigt wird. Die Sensitivität gegenüber Aluminium ist abhängig vom Lebensalter des Organismus und von der Dauer der Einwirkung.

Die Al-Toxizität ist bei pH-Werten unter 6 am größten. Verantwortlich für toxische Wirkungen sind die positiv geladenen Al-Hydroxid-Ionen ( $\text{Al}^{3+}$ ;  $\text{AlOH}^{2+}$ ;  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ), die auch als free Al bezeichnet werden (Pyrzynska et al., 2000). Eine Giftwirkung auf Fische wird bereits bei Konzentrationen über 50  $\mu\text{g}$  free Al/l nachgewiesen.

### 4 Quantitative Analyse von Aluminium – Chromazurol S

Übliche Methoden der Aluminium-Analytik wie AAS oder ICP ermitteln stets Gesamt-Al. Verfahren zur Fraktionierung einzelner Al-Spezies sind sehr aufwendig (Driscoll, 1984).

Im Freiwasser ist eine analytische Methode zweckmäßig, die spezifisch „free Al“ erfassen kann, da das die Fraktion ist, die das Gefahrenpotential bei der Gewässerrestaurierung mit Al-haltigen Fällmitteln darstellt.

Aufgrund ihrer Kinetik sind selektive Farbreaktionen von Al-Ionen mit organischen Komplexbildnern (u. a. Aluminon, Chromazurol S, Erio-Chromcyanin R, Pyrocatecholviolett) geeignet. Die entstehenden Farb-Komplexe werden photometrisch analysiert. Bei der Chromazurol S-Methode bildet  $\text{Al}^{3+}$  mit Chromazurol S, einem Triarylmethanfarbstoff, einen blauvioletten Farblack, dessen Absorptionsmaximum bei 570 nm liegt. Die Reaktion läuft in einem pH-Bereich zwischen 4 und 5 ab, der optimal geeignet ist, freie und labile Al-Spezies zu erfassen.

Die Messung mit Flow Injection Analysis (FIA) bietet eine Reihe von Vorteilen:

- Exakt reproduzierbare Kontrolle der Reaktionszeit.
- Schnell.
- Probenaufnahme und –auswertung automatisiert.

## 5 Literatur

- BAKER, J. P. & SCHOFIELD, C. L. (1982): Aluminum toxicity to fish in acidic waters. - *Water, Air, and Soil Pollution* **18**: 289-309.
- BUCKLER, D. R.; CLEVELAND, L.; LITTLE, E. E. & BRUMBAUGH, W. G. (1995): Survival, sublethal responses, and tissue residues of Atlantic salmon exposed to acidic pH and aluminum. - *Aquatic Toxicology* **31**: 203-216.
- BURROWS, H. D. (1977): Aquatic aluminum chemistry, toxicology, and environmental prevalence. - *Crit. Rev. Environ. Control* **7**: 167-216.
- DRISCOLL, C. T. (1984): A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in diluted acidic waters; *Int. J. Environ. Anal. Chem.* **16**: 267-273.
- DUIS, K. & OBEREMM, A. (2000): Sensitivity of Early Life Stages of Vendace, *Coregonus albula*, to Acid pH in Postmining Lakes: An Experimental Approach. - *Inc. Environ Toxicol* **15**: 214-224.
- HOWELLS, G.; DALZIEL, T. R. K.; READER, J. P. & SOLBE, J. F. (1994): Aluminium and freshwater fish water quality criteria in: *Water Quality for Freshwater Fish. Further Advisory Criteria* von G. Howells : 55-115.
- HUTCHINSON, N. J.; HOLTZE, K. E.; MUNRO, J. R. & PAWSON, T. W. (1989): Modifying effects of life stage, ionic strength and post-exposure mortality on lethality of H<sup>+</sup> and Al to lake trout and brook trout. - *Aquatic Toxicology* **15**: 1-26.
- POLÉO, A. B. S. (1995): Aluminium polymerization – a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish; *Aquatic Toxicology* **31**: 347-356.
- PYRZYNSKA, K.; GUCER, S. & BULSKA, E. (2000): Flow-injection speciation of Aluminium. - *Wat. Res.* **34**: 359-365.
- WILHELM, M. & DIETER, H. H. (1991): Vorkommen, Bedeutung und Nachweis von Aluminium; In: K. Aurrand, U. Hässelbarth, H. Lange-Asschenfeldt & W. Steuer (Hrsg.), *Die Trinkwasserverordnung.*, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin 1991, S. 350-361.
- ZÖLTZER, D. (1982): Entwicklung automatischer Durchflußsysteme zur Bestimmung von Eisen und Aluminium im Wasser und in Bodenlösungen; Diplomarbeit, Institut für Anorg. Chemie der Universität Göttingen.

## SONSTIGE THEMEN

MAUCH, E.: 100 Jahre Saprobien-System

SPIEKER, J.: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht der selbständigen Limnologen

MARTEN, M.: Qualitätssicherung bei Vergabe und Durchführung gewässerbiologischer Freilandarbeiten in Baden-Württemberg

SCHMIDT, A. R., H. DÖRFELT, W. SCHÖNBORN & H. ZIMMERMANN-TIMM: Mikrofossilien im Bernstein – Neue Einblicke in limnisch-terrestrische Mikrozönosen des späten Mesozoikums

KUSBER, W.-H. & R. JAHN: Standards für die Artidentifikation von Algen in der Limnologischen Forschung

LANGE, A., H. HOPFGARTEN & H. ZIMMERMANN-TIMM: Die Literatursammlungen der Abteilung Limnologie in Jena

PLUNTKE, TH. & H.-P. KOZERSKI: Sedimentationsprozesse in unbewachsenen und mit submersen Makrophyten bewachsenen Litoralbereichen des Müggelsees (Berlin)

KOZERSKI, H.-P., T. PLUNTKE & TH. HINTZE: Ablagerungen von feinem organischem Material in der Spree und im Müggelsee

BABOROWSKI, M., J. KRAFT, M. MAGES, B. KARRASCH, W. VON TÜMPLING JR., M. OVARI, G. ZARAY, J. W. EINAX: Untersuchungen zum Eintrag von gelösten und partikulären Stoffen aus der Szamos in die Tisza (Ungarn)

GUNKEL, G., U. LANGE, D. WALDE & J. W. C. ROSA: Umweltbeeinträchtigungen durch Wasserkraftnutzung in Amazonien am Beispiel des 25 Jahre alten Curuá-Una-Staudamms

KRISMANN, M. & E. I. MEYER: Einflussnahme des Kanusports auf die natürliche Driftdiurnalität eines Tieflandflusses

# 100 Jahre Saprobien-system

Erik Mauch

Saprobien-system, Selbstreinigung, Gewässerverschmutzung, Geschichte

## 1 Einleitung

Bei öffentlichen Problemen muß der Staat tätig werden. Nicht selten sind es aufschiebende Aktivitäten: Erteilung von Forschungsaufträgen, Berufung von Ausschüssen oder Gründung einer Behörde. So war es auch vor hundert Jahren. Damals war die Verschmutzung der Flüsse in Deutschland und vor allem in Preußen zu einem öffentlichen Problem geworden.

Forschungsaufträge wurden zum Teil als Preisschrift ausgelobt, vergleichbar den Architekten-Wettbewerben. So etwa die Preisaufgabe des Königs von Sachsen von 1882 "Die Verunreinigung der Gewässer, deren schädliche Folgen, nebst Mitteln zur Reinigung der Schmutzwässer", die Joseph König gewann, Vorstand der landwirtschaftlichen Versuchsstation in Münster.

Dem Beispiel Englands folgend wurden auch in Deutschland Kommissionen berufen, so eine staatliche Kommission zur Untersuchung von Vorflutern im Gebiet von Berlin 1899/1900, in der erstmalig neben Bakteriologen und Chemikern auch Botaniker und Zoologen mitwirkten, um eine mögliche "Grundlage für die wissenschaftliche Behandlung der Biologie verunreinigter Gewässer" mit dem Ziel der "Aufsuchung von etwa vorhandenen Leitorganismen" zu finden, mit deren Hilfe schnell und sicher auf die "Qualität des Wassers rückgeschlossen werden könne". Die Biologen waren der Algologe G. Lindau, der Fischereibiologe Paul Schiemenz und Maximilian Marsson.

Schon seit langem und von vielen war eine zentrale Fachbehörde für Wasser und Abwasser gefordert worden. Der Vorsitzende der o.g. Kommission, Adolf Schmidtman, Mediziner und Hygieniker, setzte sich ebenfalls dafür ein und nannte hierfür als Gründe "bedeutende wirtschaftliche Schäden und beklagenswerthe hygienische Mißstände" als Folge der Flußverunreinigung. Am 01. April 1901 wurde schließlich die "Königliche Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zu Berlin" gegründet, auf die die Aufgaben der Kommission übergingen. Vorsteher der Anstalt wurde ihr Initiator Adolf Schmidtman.

In der Anstalt sollten Bakteriologen, Chemiker, Biologen und Ingenieure zusammenwirken. Als Biologen wurde Maximilian Marsson verpflichtet, der schon an der genannten Vorfluteruntersuchung beteiligt war, sowie als Leiter der Abteilung Biologie der Botaniker Richard Kolkwitz. Auch ein junger Ingenieur war dabei, der einige Jahre später zur Emschergenossenschaft wechselte und dort für ein halbes Jahrhundert der führende Abwasserfachmann Deutschlands war, Karl Imhoff.

## 2 Die Ökologie der Saprobien

Wie es sich für eine ordentliche Anstalt gehört, wurde ein eigenes Publikationsorgan herausgegeben, die "Mitteilungen aus der königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zu Berlin". Die erste Ausgabe erschien bereits 1902 und darin der erste Fachbeitrag war "Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna" von Richard Kolkwitz und Maximilian Marsson.

Die Autoren verallgemeinern ihre Erfahrungen aus der erwähnten Untersuchung verschiedener Vorfluter von Berlin und aus zahlreichen weiteren Gewässeruntersuchungen und stellen sie den in der Literatur schon vorliegenden Angaben zur biologischen Gewässeranalyse gegenüber. Ergebnis ist ihr Konzept der "Leit-Organismen" für Abwasserbelastung. Für die Darstellung des Ansatzes von Kolkwitz & Marsson wird zunächst aus deren Schriften im Wortlaut zitiert; zum Schluß (Abschnitt 5) werden die Grundlinien des Saprobien-systems als Thesen formuliert.

"Wo sich viele organische zersetzungsfähige Substanzen im Wasser finden, da trifft man auch stets eine reichliche Entwicklung von Organismen, welchen diese Stoffe zur Nahrung dienen...Es sind Leitorganismen für mehr oder weniger starke Verunreinigungen".

So "möchten wir die Abwasserorganismen als Saprobien bezeichnen und je nach dem Grade der Verschmutzung als Poly-, Meso- und Oligosaprobien"; dazu kommen die "Katharobien", die Organismen des reinen Wassers.

Die wichtigsten Leitarten werden bereits in den "Grundsätzen" aufgeführt; 1908 bzw. 1908 erscheint die Liste der pflanzlichen bzw. tierischen Saprobien mit zusammen über 800 Taxa. Die Mesosaprobien werden nun in die Alpha- und die Beta-Mesosaprobien unterteilt.

Man kann "in den Flüssen, denen zersetzungsfähige Nährstoffe zugeleitet werden, abgestufte Zonen bis zu der Stelle unterscheiden, wo das ursprüngliche Bild wieder hergestellt ist" wobei "die überwiegende Mehrzahl der in den Gewässern lebenden Tiere weiter in verschmutzte Zonen vorzurücken vermag" wenn nur "der nötige Sauerstoff vorhanden ist".

"Ein Organismus reagiert auf die chemische Beschaffenheit eines Wassers um so schärfer, je mehr er neben saprob im ökologischen Sinne auch ausgesprochen saprophil in ernährungsphysiologischer Hinsicht ist". Während sich die Pflanzen "osmotisch" ernähren, ernähren sich die "für die Selbstreinigung nicht minder wichtigen Tiere durch Fressen der Futterstoffe" ("geformte" Nahrung).

Bei der Untersuchung sei "der Hauptwert...nicht auf die einzelnen Arten zu legen", sondern auf die "Vergesellschaftungen" der Leitarten in den "Leit-Biocoenosen". Die "floristische und faunistische Untersuchungsmethode gehört zum wesentlichen Teil in das Gebiet der Lehre vom Genossenschaftsleben der Organismen, einem bekanntlich erst in neuerer Zeit besonders intensiv bearbeiteten Zweig der Botanik und Zoologie".

Zu erfassen seien daher neben der schon bisher angewandten "Mikroskopischen Wasseranalyse" auch die Mehrzeller und die Makroformen des Gewässerbodens, also das Gesamtbild der Fauna und Flora, und man solle auch nicht einseitig nur das Fischleben berücksichtigen, wie es oft geschehe. Die Leitorganismen sollten immer in höherer Dichte vorliegen; aus vereinzelt Vorkommen dürften keine Schlüsse gezogen werden.

Zur Frage der quantitativen Analyse wird bemerkt, "daß wir in den Organismen auch ein Maß für den Grad der Verschmutzung haben, zwar nicht durch Zahlen, aber durch die Typen der jeweils auftretenden Lebewesen".

Es handelt sich bei der biologischen Analyse "nicht bloß um die Untersuchung des Wassers, sondern um die Ermittlung des gesamten Zustandes eines Vorfluters". Dabei seien alle "Gewässerregionen" (Ufer, Sohle, Schlamm, Freiwasser) sowie die Jahreszeit zu berücksichtigen.

"Durch das Zusammenarbeiten von Chemie, Botanik, Bakteriologie und Zoologie sind wir in neuerer Zeit in der Beurteilung der Beschaffenheit eines Gewässers wesentlich vorwärts gekommen".

In mehreren Publikationen wird auf die praktische Durchführung abwasserbiologischer Untersuchungen und das Vorgehen bei Fischsterben eingegangen. Auch später hat sich Kolkwitz immer wieder mit der Methodik beschäftigt und eine ganze Reihe von Geräten und Apparaten entwickelt, die noch in den 1950er Jahren von der Firma Bergmann & Altmann in Berlin vertrieben wurden.

Kolkwitz & Marsson sprechen von einem "physiologischen System der pflanzlichen Saprobien" und einem "ökologischen System der tierischen Saprobien". Als erster (?) verwendet Julius Wilhelmi, auch Biologe in der Anstalt, 1915 den Begriff "Saprobien-system". Die Begriffe Saprobie bzw. Saprobität zur Kennzeichnung des Prozesses kamen erst in den 1950er Jahren auf.

Kolkwitz und Marsson stellen ihren Entwurf in einen breiten theoretischen und praktischen Zusammenhang. Die im Gewässer ablaufende Selbstreinigung mit den dazu gehörigen Leitbiozöosen des Saprobien-systems und die Verhältnisse bei der biologischen Abwasserreinigung werden dabei ausdrücklich aufeinander bezogen.

Die "Ökologie der Saprobien" , dieser erste Beitrag in den "Mitteilungen" wurde, solange das Organ bestand, in seinem wissenschaftlichen Gehalt, seiner folgerichtigen Gedankenführung, seinem

sprachlichen Niveau und in seiner wegweisenden Bedeutung nicht mehr übertroffen; es war ein großer Wurf von wissenschaftshistorischer Bedeutung, insbesondere was die angewandte Limnologie betrifft.

### **3 Maximilian Marsson und Richard Kolkwitz**

Der ältere, Maximilian Marsson, wurde 1845 als Sohn eines Apothekers in Pommern geboren. Nach einer Ausbildung zum Apotheker studierte er Chemie, Botanik und Anatomie und war dann Apotheker. Als Gerichtssachverständiger und Mikroskopiker erwarb sich Erfahrungen in der Untersuchung von Gewässern, wobei er viele Fließgewässer in Deutschland untersuchte, unter anderem auch zusammen mit Lauterborn den Rhein in 6 Bereisungen. Er wurde Mitglied der eingangs erwähnten Kommission und schließlich wissenschaftlicher Mitarbeiter in der neuen Königlichen Prüfungsanstalt, zusammen mit Richard Kolkwitz. Für seine wissenschaftlichen Leistungen erhielt er den Titel Professor. Marsson starb schon 1909.

Richard Kolkwitz, 28 Jahre jünger als Marsson, wurde 1873 in Berlin geboren, studierte dort Botanik, habilitierte sich bald und war bereits mit 30 Jahren Professor. Sein Freund Graebner widmete ihm den bekannten, rosa blühenden Gartenstrauch, die *Kolkwitzia amabilis*. Kolkwitz wurde mit der Gründung Mitglied der Königlichen Prüfungsanstalt. Die Zusammenarbeit von Kolkwitz und Marsson währte nur 8 Jahre bis zum Tod von Marsson. Kolkwitz erlebte danach noch eine lange und erfolgreiche Laufbahn als Forscher in der Anstalt und als Universitätslehrer. 1950 gab er die 3. Auflage der Ökologie der Saprobien heraus. Kolkwitz starb 1956; wie aus der Vielzahl seiner diesbezüglichen Schriften hervorgeht, war die Formulierung, Verbreitung und Weiterentwicklung des Saprobien-systems überwiegend sein Werk.

## **4 Das gesellschaftliche und wissenschaftliche Umfeld**

### **4.1 Politik, Wirtschaft, Gesellschaft**

Gewinner des deutsch-französischen Kriegs 1870/71 war Preußen; es macht bei dieser Gelegenheit seinen König zum deutschen Kaiser, erneuert das Reich und erlangt in diesem Bundesstaat die politische und wirtschaftliche Führung. Es kam zu einem Wirtschaftsboom, die sogenannten Gründerjahre, und in weniger als einer Generation wandelte sich Preußen vom Agrar- zum Industriestaat, wobei sich auch in den übrigen deutschen Ländern Industriezentren bildeten. So hatte man es "herrlich weit gebracht"; dieses Zitat aus Goethes Faust soll Kaiser Wilhelm II gebraucht haben.

Die Forderungen der aufstrebenden Industrie setzten sich mit dem Hinweis auf "brotlos" werdende Familien und "nationale Interessen" durch, vergleichbar den heutigen Argumenten von "Arbeitsplätzen" und "Standort". "Der Schornstein muß rauchen" war ein Schlagwort. Schnell hat man den geringen volkswirtschaftlichen Wert der Flußfischerei dem der Wasser verbrauchenden Industrie gegenüber gestellt und wenn es sein mußte, die Verluste der Fischerei entschädigt. Die Zahlungen erfolgten - etwa am Main - bis in unsere Tage. Eingriffe in eingerichtete Gewerbebetriebe - so die juristische Formulierung - hat man tunlichst vermieden. "Flüsse sind die natürlichen Dränagen der Landschaft" hieß es, und bei starker Inanspruchnahme durch Abwassereinleitungen hat man Flußabschnitte kurzer Hand zu "Opferstrecken" umgewidmet. Die Selbstreinigung wird's schon richten, argumentierte man. Dieser Begriff kam um die Mitte des 19. Jh. auf und diente 100 Jahre lang den Abwassereinleitern als Freibrief, zuletzt in Form von Abwasserlast-Berechnungen. Der genannten Sprachregelung schlossen sich auch die Fischereibiologen nolens volens an.

Die Natur, die Flüsse, hatten keinen Eigenwert, "Umwelt" war keine Wertkategorie, und so gab es keine Gesetze zu deren Schutz. Es zählte nur ein möglicher Schaden eines Unterliegers, den dieser privatrechtlich auf der Basis des noch gültigen römischen Rechts geltend machte. Erst im letzten Viertel des 19. Jh. entwickelte sich der Naturschutzgedanke. Ein "Internationaler Verein gegen Verunreinigung der Flüsse, des Bodens und der Luft" blieb jedoch wegen seiner Gegnerschaft zur Schwemmkanalisation wirkungslos.

## 4.2 Die öffentliche Hygiene und der wissenschaftliche Hintergrund

Wie das schon gebrachte Zitat von Schmidtman zeigt, sah man beim Problem der Gewässerverschmutzung vor allem zwei Aspekte, die Wirtschaft vor ökonomischen Schäden und die Bevölkerung vor Seuchen zu bewahren. Dabei meinte man den dialektischen Gegensatz zwischen öffentlicher Hygiene und den Wünschen der Wirtschaft im "Gemeinwohl" aufgehoben. Der Fortschrittsglaube des "naturwissenschaftlichen Zeitalters" (Virchow) erwartete eine "Synthese zwischen Physiologie und Technologie" (1869), analog der modernen Hoffnung einer Versöhnung von Ökologie und Ökonomie.

Die Volksgesundheit war in Deutschland im letzten Drittel des 19. Jh. eines der wichtigsten Themen in der öffentlichen Diskussion, es gab eine Hygiene-Bewegung ähnlich der Umweltbewegung der 1980er Jahre. Auch die Titel von zwei führenden Zeitschriften zeigen dies:

Die Deutsche Vierteljahrsschrift für öffentliche Gesundheitspflege ab 1869 (Organ des gleichnamigen Vereins) und die Vierteljahrsschrift für gerichtliche und öffentliche Medizin

Die hygienischen Probleme waren eine Folge der Industrialisierung und der Urbanisierung. Auf Arbeitssuche strömten die Menschen in die rasch wachsenden Städte. Am rasantesten in Deutschland wuchs Berlin, wo 1875 die Millionengrenze überschritten wurde. Doch die Industrialisierung hatte ihre Schattenseiten. Die Folgen des gesellschaftlichen Wandels und die Entstehung des Proletariats sind bekannt und hier nicht weiter zu erörtern. Eng damit verknüpft sind die hygienischen Mißstände in den miserablen Arbeiterquartieren. Was Karl Marx um die Jahrhundertmitte in England sah, war dann 30 Jahre später auch in Deutschland anzutreffen. Die allgemeine Sterblichkeit lag in den großen Städten bei 40/1000, also viermal so hoch wie heute; dazu kamen immer wieder Seuchenzüge, vor allem Typhus und die spektakulären Cholera-Epidemien. Allerdings starben die meisten Menschen ganz unspektakulär an Tuberkulose, der Krankheit der Armut.

Schon in der vor-bakteriologischen Zeit brachte man die Seuchen mit verschmutztem Trinkwasser in Verbindung. Solange die bakteriologischen Methoden noch nicht entwickelt waren, wurde das Trinkwasser und was sich daraus absetzte mit dem Mikroskop betrachtet. Im Anschluß an eine Choleraepidemie in Breslau 1852 untersuchte der Botaniker Ferdinand Cohn (1828-1898) mikroskopisch das Wasser verschiedener Hausbrunnen und stellte fest, daß bestimmte "Organismen des Trinkwassers nicht so wohl an sich einen nachteiligen Einfluß auf das Leben des Menschen...ausüben, als vielmehr ein Anzeichen sind, daß das Wasser, in dem sie vorkommen, eine der Gesundheit nicht zuträgliche Beschaffenheit besitzt". Damit formuliert Cohn als erster den Begriff des Indikators, den Kennwert der biologischen Analyse. Fast zum Ende des Jahrhunderts war Cohn führend in der biologischen Wasseranalyse und ein gesuchter Gutachter bei Gewässerverunreinigungen, so bei dem Entschädigungsprozeß eines Müllers gegen eine Zuckerfabrik in Braunschweig, der die Vorlage bildete für die Novelle "Pfisters Mühle" von Wilhelm Raabe.

Ständige Klagen über das Trinkwasser in London und die Vermutung, daß die Ausbreitung der Cholera über verschmutztes Wasser erfolgt, ließen den Botaniker A. Hassall (1850) das der Themse entnommene Trinkwasser mikroskopisch untersuchen und mit dem Flußwasser und mit Abwasser vergleichen. Seine genauen Zeichnungen der mikroskopischen Bilder führen drastisch vor Augen, wie es im Trinkwasser von Bakterien, Einzellern, Würmern und anderem "Getier" wimmelte. Mit diesem Bericht wurde sein Autor zum Begründer der biologischen Wasseranalyse.

Soweit eine zentrale Wasserversorgung bestand - in Hamburg z.B. seit 1844 - , wurde das Wasser den Vorflutern entnommen und unaufbereitet eingespeist. Die zunehmende Verschmutzung der Flüsse wurde daher für die Wasserversorgung zu einem Problem, das allerdings nur langsam erkannt und nur unzureichend verstanden wurde, solange nicht bekannt war, daß Bakterien die gesuchten "Keime" der Infektionskrankheiten sind.

Mit Louis Pasteur und Robert Koch begann in den 1870er und 1880er Jahren der schnelle Aufstieg der Bakteriologie; dies gab der Hygiene das lange vermißte naturwissenschaftliche Fundament. Man entdeckte, welche Rolle die Bakterien als Krankheitserreger spielen und bis zum Ende des Jahrhunderts auch welche Funktion sie im Stoffkreislauf des Bodens und des Wassers haben; hier

ist Sergej Winogradsky zu nennen. Auch der erwähnte Ferdinand Cohn gehört zu den Vätern der Bakteriologie; er schuf z.B. die Gattungsnamen Bacillus, Bacterium, Spirochaeta und Vibrio.

So mußten die Biologen das Feld der Trinkwasseranalyse den auf Bakteriologie spezialisierten Mediziniern überlassen, denen Robert Koch mit seinen Kulturverfahren ein leistungsfähiges Werkzeug an die Hand gegeben hatte, doch eröffneten Kolkwitz & Marsson und einige weitere Fachgenossen mit der biologischen Analyse der Vorfluter den Biologen ein neues Feld, das sie noch heute mit Erfolg bestellen.

Nur Max von Pettenkofer, der erste Inhaber eines Lehrstuhls für Hygiene, lehnte bis zu seinem Tod 1901 die Erkenntnisse der Bakteriologie ab. Dennoch war die "Assanierung" von München und der drastische Rückgang der Sterblichkeit sein Verdienst, indem er den Bau der zentralen Wasserversorgung und der Schwemmkanalisation durchsetzte. Damit wurden die Schmutzstoffe aus der Stadt heraus und dem Vorfluter zugeführt. Dies bedeutete eine Verlagerung der hygienischen Probleme über die Stadtgrenze hinaus zum Unterlieger, vergleichbar der "Politik des hohen Schornsteins". Für Pettenkofer war die Reinigung des Abwassers eine "cura posterior". Die meisten großen Städte würden ihr Trinkwasser problemlos dem Vorfluter entnehmen, so auch Hamburg, schrieb er 1892. Wenige Monate später forderte dort eine Cholera-Epidemie fast 10 000 Opfer. Gutachter Robert Koch wies nach, daß die Seuche über die städtische Wasserversorgung mit Einspeisung von Wasser aus der Elbe verbreitet worden war.

Einige Berichte über die biologische Untersuchung verschmutzter Flußstrecken aus dem letzten Viertel des 19. Jahrhunderts sind noch zu erwähnen. So der Bericht von Franz Hulwa (1885) über eine Untersuchung der Verschmutzung der Oder und der stattfindenden Selbstreinigung. Er erhebt die chemischen Kennwerte und das mikroskopische Bild, das er auch zeichnerisch dokumentiert. Wichtig für die weitere Entwicklung der biologischen Gewässeranalyse waren die Untersuchungen der Botaniker B. Schorler im Elbe-Gebiet und H. Schenk im Rhein bei Köln sowie der Fischereibiologen Curt Weigelt und Paul Schiemenz. Letzterer war auch Mitglied in der erwähnten Berliner Kommission. Von ihm erhielt der junge August Thienemann eine Einführung in die Fischereibiologie für seine Tätigkeit in der landwirtschaftlichen Versuchsstation unter dem eingangs erwähnten Joseph König.

Schwerpunkt der biologischen Wasser- und Gewässeranalyse war im 19. Jh. Deutschland. Aus anderen Ländern sind, neben dem schon erwähnten A. Hassall in London, M. Gerardin in Paris zu nennen. Er untersuchte 1871 chemisch und biologisch die Seine bei Paris; sein exzellenter und ausführlicher Bericht dokumentiert den Zustand des damals extrem verschmutzten Flusses.

1898 erschien von Carl Mez die "Mikroskopische Wasseranalyse", gewidmet Ferdinand Cohn als dem "Begründer der mikroskopischen Wasseranalyse und Bakteriologie". Das umfangreiche Handbuch für die Praxis faßt das gesamte einschlägige Wissen zusammen; 155 für die "Abwasser-Beurteilung wichtige Organismen" werden klassifiziert und aufgelistet. Dieses Werk ist der unmittelbare Vorläufer des Saprobiensystems.

## **5 Die Grundzüge des Saprobiensystems als Thesen formuliert**

- 1 Das Saprobiensystem ist vom Phänomen der natürlichen Selbstreinigung abgeleitet. Es erfaßt die Belastung der Gewässer mit organischer, fäulnisfähiger Substanz, die im natürlichen Stoffkreislauf ab- bzw. umgebaut wird.
- 2 Die organische Substanz liegt gelöst oder geformt vor und kann als "Detritus" i.w.S. bezeichnet werden.
- 3 Die Saprobien (die Saprobier) sind aerobe, ganz oder teilweise heterotrophe Organismen.
- 4 Das Saprobiensystem wurde zur Bewertung der Verschmutzung von Fließgewässern entwickelt, wo sich durch die fließende Welle der Gradient der Selbstreinigung in Form räumlicher Zonen abbildet. Die Anwendung auf stehende Gewässer und Kläranlagen setzt eigene Kategorien der Bewertung voraus.
- 5 Basis für die Einstufung der Leitorganismen in das Saprobiensystem ist deren Ernährungsphysiologie, nicht deren Sauerstoffbedürfnis. Die Nahrung wird präferiert, niedriger

Sauerstoffgehalt wird ggf. toleriert. Das Saprobiensystem ist ein "Freßsystem", kein "Sauerstoffsystem".

- 6 Die Indikation erfolgt durch das Vorhandensein von Leitarten, nicht durch deren Fehlen.
- 7 Die Abundanz der einzelnen Arten muß erfaßt und bei der Auswertung berücksichtigt werden.
- 8 Die Arbeitsweise ist biozönotisch (synökologisch); die Bewertung stützt sich auf die gesamte Lebensgemeinschaft in ihrem Lebensraum und nicht auf einzelne Leitarten. Die biologische Analyse hat daher alle Habitats zu berücksichtigen mit allen Ernährungstypen (Lebensformtypen), d.h. mit allen mikroskopischen und makroskopischen Gruppen. Über das Besiedlungsspektrum läßt sich der Grad der Belastung des Gewässers halbquantitativ erfassen; auf dieser Grundlage entwickelten Pantle & Buck ihren Saprobien-Index als Messung des Mittelwerts einer ordinalen Skala.
- 9 Ziel ist die Gewässeranalyse, nicht die Wasseranalyse.
- 10 Verkürzungen des Verfahrens sind eher möglich bezüglich der Tiefe der Bestimmung, hier ist die Methode einigermaßen robust; sie ist weniger möglich bezüglich der Breite der Erfassung des biologischen Bildes. Bei sektoraler Analyse verschieben sich die Skalen der Bewertung und diese wird ungenauer.
- 11 Die Selbstreinigung im Vorfluter und der Vorgang der biologischen Abwasserreinigung stimmen überein, sie werden im Saprobiensystem abgebildet; das Verständnis der beiden Prozesse hat sich gleichzeitig entwickelt. Bei der Selbstreinigung im Vorfluter und ebenso bei der biologischen Abwasserreinigung wird ein Teil der organischen Stoffe veratmet und ein Teil wird in lebende Substanz umgewandelt: Übergang von DOM zu POM. Schon Kolkwitz und seine Zeitgenossen sprachen von Dissimilation und Assimilation, von Mineralisation und Inkarnation. Abwasser-Pionier Karl Imhoff hat als Ziel der biologischen Abwasserreinigung formuliert: "die Fremdstoffe aus dem Abwasser herauszubringen...etweder als Gase...oder als Schlamm". Frisches Abwasser ist das Substrat für Bakterien und für Bakterienfresser. So entsprechen die Selbstreinigungsvorgänge im Vorfluter bzw. in der Kläranlage dem 80 Jahre später formulierten microbial loop der Seenlimnologie. Dies erklärt auch, warum die Selbstreinigung in Fließgewässern nie mehr ganz zum Ausgangszustand zurückführt, da ja das neu entstandene POM im Gewässer verbleibt.
- 12 In der "Prager Konvention" (1966) wurde Saprobie als Prozeß formuliert und zwar als Summe der heterotrophen Bioaktivität. Die konsequenteste und allgemeinste Definition findet sich ab 1977 im Lehrbuch der Limnologie von Jürgen Schwoerbel, indem Saprobie als Komplementärbegriff zu Trophie gesetzt wird.

13 "Saprobie" im stoffwechselfynamischen Zusammenhang:

<i>limnologische Sicht:</i>	Trophie	---	<b>Saprobie</b>
<i>Kohlenstoffquelle:</i>	Autotrophie	---	Heterotrophie
<i>Energiequelle (H):</i>	phototroph	---	organotroph
<i>physiologisch:</i>	trophogen	---	tropholytisch
<i>allgemein:</i>	Aufbau	---	Abbau
<i>biochemisch:</i>	Photosynthese	---	Respiration
<i>ökologische Funktion:</i>	Primärproduktion	---	Konsumption
<i>beteiligte Gase:</i>	CO <sub>2</sub>	---	O <sub>2</sub>

*Stoffbilanz:* P/R-Quotient

*Summenformel:* 6 CO<sub>2</sub> + 12 H<sub>2</sub>O + E --- C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub> + 6 H<sub>2</sub>O + 6 O<sub>2</sub>

- 14 Das Saprobiensystem hat einen empirischen Ursprung, es darf daher nicht schematisch und von Ungeübten angewandt werden. Der Bearbeiter muß i.S. von "Empirie" über Erfahrung verfügen; es genügt nicht, nur eine genormte Arbeitsanleitung ausführen.

Anschrift des Verfassers: Dr. Erik Mauch, Mühlangerstraße 11, D-86424 Dinkelscherben, Tel. +49-(0)8292-2212, Fax +49-(0)8292-950778, e-mail Erik.Mauch.Verlag@t-online.de

## Die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht der selbständigen Limnologen

Jürgen Spieker

KLS - Konzepte, Lösungen, Sanierungen im Gewässerschutz, Neue Große Bergstr. 20, 22767 Hamburg  
Internet: <http://www.kls-gewaesserschutz.de>; email: [juergen.spieker@kls-gewaesserschutz.de](mailto:juergen.spieker@kls-gewaesserschutz.de)

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, selbständige Limnologen

### Einführung

Die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - kurz EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2001) - gibt erstmals die Bewertung von Gewässern hauptsächlich nach ökologischen Kriterien vor. Sie berührt daher die Fachwissenschaft der Limnologie in besonderem Maße. Aus dem Text der WRRL ergibt sich eine Vielzahl von Forschungs- und Routineaufgaben, die von den in Wissenschaft und Verwaltung tätigen aber auch von den selbständigen Limnologen bearbeitet werden können. Ob diese Arbeiten überhaupt durchgeführt werden und wer sie letztendlich durchführt, hängt wesentlich vom Engagement und vom Kenntnisstand der beteiligten Limnologen ab. Denn wie alle komplexen Regelwerke enthält auch die WRRL eine Vielzahl von unbestimmten Rechtsbegriffen, die sich erst im Laufe ihrer Anwendung zu festen Normen entwickeln. Erst bei genauer Kenntnis der Richtlinie können neben den Limnologen in Wissenschaft und Verwaltung auch die selbständigen Limnologen daran mitarbeiten, die WRRL im Sinne ihrer Ziele zu verwirklichen. Daraus können sich zahlreiche Arbeitsmöglichkeiten für selbständige Limnologen ergeben.

### Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die Ziele der WRRL sind in Artikel 1 formuliert. An erster Stelle steht die "Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der damit direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete ...". In Artikel 4 (Umweltziele) wird dieses Ziel dann konkretisiert, indem für alle Oberflächengewässer, für das Grundwasser sowie für Schutzgebiete im Sinne der WRRL nach 15 Jahren ein guter Zustand (ökologisch und chemisch) erreicht sein muss. Für künstliche und erheblich veränderte Gewässer muß innerhalb dieses Zeitraumes ein gutes ökologisches Potential und ein guter chemischer Zustand erreicht sein. In Ausnahmefällen ist eine Fristverlängerung um zwei mal sechs Jahre möglich. Weitere Ziele, die oft in der Literatur auftauchen, sind nur Mittel zum Zweck der Erreichung des guten Zustandes:

- Berücksichtigung aller Gewässer (Flüsse, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer, künstliche und erheblich veränderte Gewässer) und des Grundwassers,
- Gewässertypisierung und Ermittlung typbezogener Referenzzustände,
- Planung auf der Grundlage von Flusseinzugsgebieten,
- Einführung von verbindlichen Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen,
- Berücksichtigung des Verursacher- und Kostendeckungsprinzips bei der Ableitung der Wasserpreise,
- Information und Anhörung der Öffentlichkeit.

### Aufbau und Ablauf der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Ablauf und Aufbau der WRRL sind in Abbildung 1 schematisch dargestellt. Weiterhin sind die sich daraus ergebenden offenen Fragen aufgelistet. Die wichtigsten dieser Fragen werden im Folgenden behandelt. Um die WRRL praktisch anwenden zu können, müssen zunächst die rechtlichen und organisatorischen Vorgaben geschaffen werden. Im Falle der föderalen Bundesrepublik müssen sowohl das Wasserhaushaltsgesetz als auch alle Wassergesetze der Länder angepasst werden (Holzwarth & Jekel 2001). Weiterhin müssen die für die Umsetzung zuständigen Behörden benannt werden. Diese Vorarbeiten müssen bis Ende 2003 und die anschließende Bestandsaufnahme muß bis spätestens 2005 abgeschlossen sein. Die wichtigsten Teilschritte der Bestandsaufnahme sind:

- Ausweisung der Gewässer,
- Analyse der Merkmale der Gewässer,
- Erfassung und Beurteilung signifikanter Belastungen der Gewässer,
- Erstellung eines Verzeichnisses der Schutzgebiete nach Anhang 4.

Um die Bestandsaufnahme fachgerecht umsetzen zu können, sind noch einige wichtige Arbeiten durchzuführen bzw. abzuschließen:

- Typisierung der Gewässer,
- Erarbeitung der typbezogenen Referenzbedingungen,
- Erarbeitung von Kriterien zum Erkennen signifikanter Belastungen.

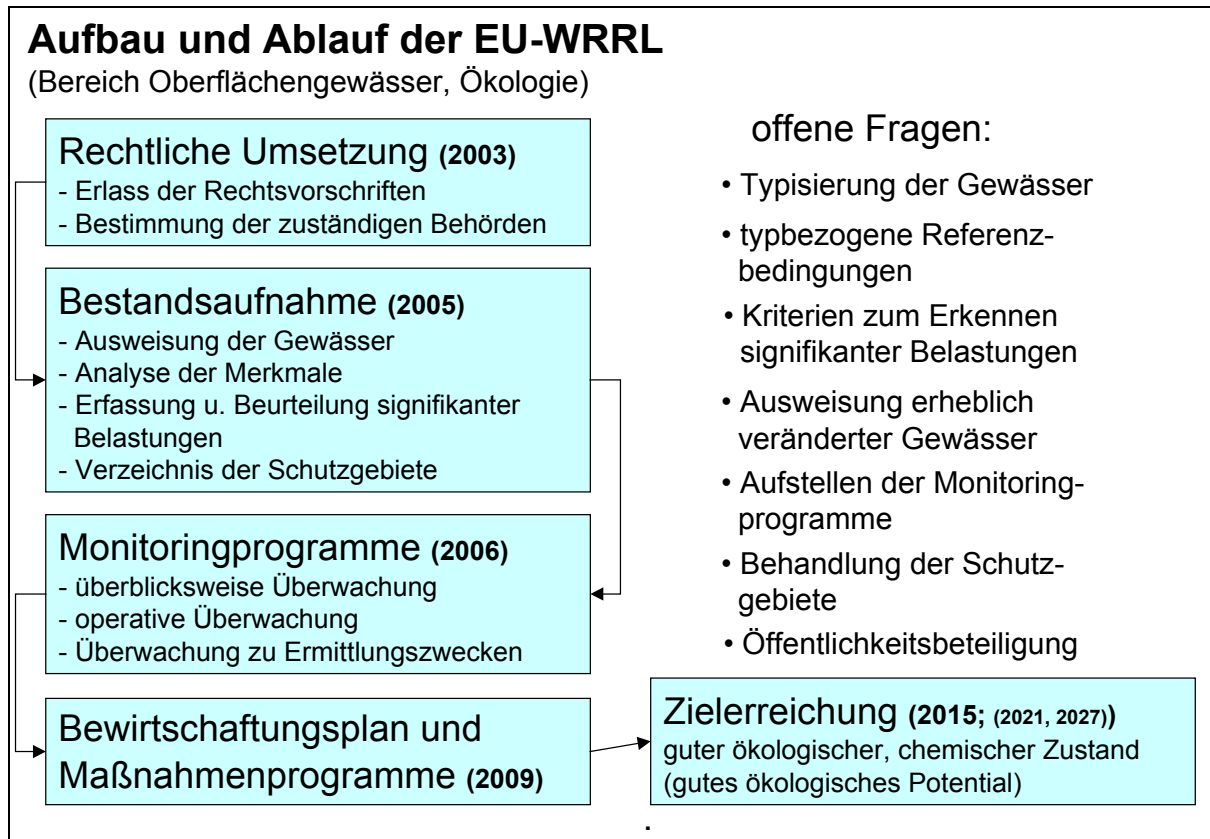


Abbildung 1: Ablauf und Aufbau der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Ergibt die Bestandsaufnahme, dass signifikante Belastungen vorliegen, so muss die Empfindlichkeit des Gewässers überprüft werden. Dies kann anhand vorhandener Daten erfolgen. Das Ergebnis, ob eine Belastung signifikant ist und wie empfindlich das Gewässer auf die Belastung reagiert ist entscheidend für die Durchführung der Monitoringprogramme. Die Monitoringprogramme müssen bis spätestens 2006 einsatzbereit sein. Es wird unterschieden zwischen:

- der überblicksweisen Überwachung,
- der operativen Überwachung und
- der Überwachung zu Ermittlungszwecken.

Die Monitoringprogramme müssen "aufgestellt werden, damit ein zusammenhängender und umfassender Überblick über den Zustand der Gewässer in jeder Flussgebietseinheit gewonnen wird" (Artikel 8 (1)). "Die Überwachung erfolgt anhand der Anforderungen des Anhangs V" (Artikel 8 (2)). Während die Überwachungsanforderungen anhand der Qualitätskomponenten dem Anhang V klar entnommen werden können, ist die Formulierung "zusammenhängend" und "umfassend" noch sehr unbestimmt. Die gegenüber der überblicksweisen Überwachung sehr viel differenzierte operative Überwachung muss dann erfolgen, wenn prioritäre Schadstoffe in ein Gewässer gelangen oder Wasserkörper durch signifikante Belastungen gefährdet sind.

Die Monitoringprogramme sind an die Bewirtschaftungspläne gekoppelt. Sie sollen für den Zeitraum, für den ein Bewirtschaftungsplan gilt, erstellt werden. Die Bewirtschaftungspläne mit den entsprechenden Maßnahmenprogrammen müssen bis spätestens 2009 erstellt sein. Danach müssen sie alle sechs Jahre fort geschrieben werden. Der Ablauf und die fachliche

Umsetzung sind in der Arbeitshilfe der LAWA detailliert beschrieben (Irmer 2001 a). In den Bewirtschaftungsplan fließen alle Informationen über ein Gewässer ein. In den Maßnahmenprogrammen sind die Maßnahmen beschrieben mit denen die Umweltziele erreicht werden. Die Umsetzung der Maßnahmen ist der wichtigste Aspekt der WRRL. Nachdem die Maßnahmen umgesetzt worden sind, wird wiederum mit den Monitoringprogrammen ermittelt, ob die Ziele des guten ökologischen und chemischen Zustandes bzw. des guten ökologischen Potentials für erheblich veränderte Gewässer erreicht worden sind. Falls weiterhin Defizite bestehen, werden diese im nächsten Bewirtschaftungsplan dargelegt und durch neue Maßnahmen abgestellt. Die Frage, ob ein Gewässer erheblich verändert ist oder nicht, kann erst nach Vorliegen aller Informationen geklärt werden. Damit kann erst im ersten Bewirtschaftungsplan ein Gewässer als erheblich verändert ausgewiesen werden. An der Erstellung der Bewirtschaftungspläne ist auch die Öffentlichkeit zu beteiligen (Artikel 14). Entwürfe des Bewirtschaftungsplanes müssen spätestens ein Jahr vor seinem Inkrafttreten der Öffentlichkeit bekanntgegeben werden. Mit einer Frist von sechs Monaten müssen schriftliche Bemerkungen der Öffentlichkeit behandelt werden.

### **Offene Fragen 1: Typisierung und Ausweisung der Gewässer**

Gemäß Anhang II müssen getrennt nach Gewässerkategorien (Flüsse, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer) Gewässertypen unterschieden werden. Die Typisierung der Gewässer in Deutschland ist weitgehend abgeschlossen (von Keitz 2001). In einer Karte der Gewässerlandschaften werden insgesamt ca. 20 verschiedene Fließgewässer- und ca. 13 Seentypen sowie ca. 6 Typen von Übergangs- und Küstengewässern unterschieden. Die Erprobung dieses Systems in der Praxis steht noch aus. Die Typisierung der Gewässer stellt jedoch einen großen Fortschritt gegenüber der bisherigen Praxis der Gewässerbewertung in Deutschland dar. Aufgrund der bisherigen Bewertung des Sauerstoffhaushaltes anhand des Saprobienindex kann ein Bach oder Fluß im Flachland so gut wie nie die Güteklasse I aufweisen (Irmer 2001 b). Mit einer typbezogenen Bewertung kann für jeden Gewässertyp der jeweils beste Zustand angegeben werden. In Deutschland soll eine Gewässernetzgrundkarte erstellt werden, in der Flüsse mit einem Einzugsgebiet ab 10 km<sup>2</sup>, Seen mit einer Oberfläche größer 50 ha, die Übergangsgewässer und die Küstengewässer mit einer Breite von einer Seemeile, ausgehend von der Basislinie dargestellt sind.

### **Offene Fragen 2: Ermittlung der typenbezogenen Referenzbedingungen**

Die Ermittlung der typenbezogenen Referenzbedingungen stellt einen der wichtigsten Bausteine der WRRL dar. Die Referenzbedingungen sollen den weitgehend natürlichen Zustand eines Gewässers abbilden. Dieser Zustand ist vergleichbar mit dem Leitbild der LAWA (2001) und stellt den Zustand dar, "der sich in Zukunft ohne jegliche anthropogene Einwirkung einstellen würde" (Irmer 2001 b). Zu diesem Themenkomplex laufen ca. 40 Forschungsprojekte, an denen hauptsächlich Hochschulen und Landesämter beteiligt sind. Erste Ergebnisse (z.B. Nixdorf et al. 2000) belegen, dass die Ermittlung der Referenzbedingungen wenn überhaupt dann nicht ohne Schwierigkeiten möglich ist. Weiterer Forschungsbedarf ist mit Sicherheit gegeben. Dennoch müssen die Wissenschaftler sich hier zu tragfähigen Aussagen durchringen. Die Praktiker benötigen ein "Buch", in dem geschrieben steht: für den Gewässertyp x stellt die Biozönose der Qualitätskomponente y mit der Abundanz/Biomasse/Altersstruktur z die höchste ökologische Qualität dar. Letztendlich kann aber nur der Wissensstand des betreffenden Bearbeitungsjahres dargestellt werden. Wenn dieser mit einer hohen Wahrscheinlichkeit mit der Wirklichkeit übereinstimmt, muss dies zunächst genügen.

### **Offene Fragen 3: Kriterien zum Erkennen signifikanter Belastungen**

Im Rahmen der Bestandsaufnahme muß bis Ende 2005 die Erfassung und Beurteilung signifikanter Belastungen (Anhang II) abgeschlossen sein. Signifikante Belastungen können sich ergeben aus:

- Punktquellen und diffusen Quellen aus städtischen, industriellen, landwirtschaftlichen und sonstigen Anlagen,
- sowie Wasserentnahmen, Abflussregulierungen und morphologischen Veränderungen.

Weiterhin müssen andere signifikante anthropogene Auswirkungen auf den Zustand des Wassers ermittelt und eingeschätzt, sowie die Bodennutzungsstrukturen und städtische,

industrielle und landwirtschaftliche, wo relevant auch Fischereigeiete und Wälder, in Bezug auf ihr Belastungspotential eingeschätzt werden. Bisher ist noch nicht klar definiert, ab wann eine Belastung auch signifikant ist. Deshalb wird diese Frage in den LAWA Fachausschüssen bearbeitet (von Keitz 2001). Die Definition der signifikanten Belastung wird gewaltige Auswirkungen auf das weitere Vorgehen haben. Ist eine Auswirkung signifikant, besteht das Risiko, dass in dem betroffenen Wasserkörper die Umweltqualitätsziele nicht erreicht werden. In diesem Falle müssen die Überwachungsprogramme und die Maßnahmenprogramme optimiert werden, d.h. es muß eine operative Überwachung oder sogar eine Überwachung zu Ermittlungszwecken nach Anhang V durchgeführt werden. Je nach Gewässerkategorie müssen dann die biologischen Qualitätskomponenten so untersucht werden, "dass für eine zuverlässige Bewertung des Zustandes der relevanten Qualitätskomponente ausreichende Daten beschafft werden". In diesem Fall sind die im Anhang V angegebenen Überwachungsfrequenzen nicht ausreichend.

#### **Offene Fragen 4: Ausweisung erheblich veränderter Gewässer**

Mit der Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer stellt nicht mehr die gute ökologische Qualität sondern das gute ökologische Potential das Umweltziel dar. Der Referenzzustand ist das höchste ökologische Potential, welches dem Zustand nach Durchführung aller Verbesserungsmaßnahmen entspricht. Als erheblich verändert gilt ein Gewässer, wenn es durch anthropogen verursachte physikalische Änderungen wesentlich verändert wurde. Durch hydromorphologische Maßnahmen könnten die Veränderungen an diesen Gewässer wieder rückgängig gemacht werden und entsprechend könnten sich dort auch wieder die Biozönosen einstellen, die für einen guten ökologische Zustand charakteristisch sind. Grundsätzlich könnten also (fast) alle Gewässer in Richtung auf ihren guten ökologische Zustand hin entwickelt werden. Wenn die dafür erforderlichen Maßnahmen jedoch bedeutende negative Auswirkungen auf die Tätigkeiten der Menschen oder auf die Umwelt im allgemeinen haben, können Gewässer als erheblich verändert ausgewiesen werden. Im Einzelnen können bedeutende negative Auswirkungen auf folgende Schutzgüter und Nutzungen zur Ausweisung als erheblich verändert führen (Artikel 4 (3) a):

- Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne,
- Auswirkungen auf die Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, oder die Freizeitnutzung,
- Auswirkungen auf die Tätigkeiten, zu deren Zweck das Wasser gespeichert wird, wie Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung,
- Auswirkungen auf Wasserregulierung und Landentwässerung, Schutz vor Überflutungen,
- Auswirkungen auf andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen.

Mit diesen Formulierungen könnte ein Großteil der Gewässer als erheblich verändert ausgewiesen werden. Einschränkend gilt jedoch (Artikel 4 (3) b), dass ein Gewässer nur dann als erheblich verändert eingestuft werden darf, "wenn die nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder erheblich veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen, aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen". Daraus folgt weiterhin, dass erst nach Überprüfung aller Voraussetzungen eine Ausweisung erfolgen kann. Diese Überprüfung wird im Bewirtschaftungsplan vorgenommen, an dem auch die Öffentlichkeit beteiligt werden muß. Insgesamt ist zu fordern, dass bei der Ausweisung von erheblich veränderten Gewässern wirklich alle Fakten berücksichtigt werden und insgesamt sehr restriktiv vorgegangen wird.

#### **Offene Fragen 5: Aufstellen von Monitoringprogrammen**

Grundsätzlich werden drei Arten von Monitoring- bzw. Überwachungsprogrammen unterschieden:

- überblicksweise Überwachung,
- operative Überwachung und
- Überwachung zu Ermittlungszwecken.

Mit der überblicksweise Überwachung werden Flussgebiete mit einer maximalen Ausdehnung von 2.500 km<sup>2</sup> und Seen mit einer Oberfläche > 10 km<sup>2</sup> erfasst. Nach Irmer (2001 b) wird dieser Überwachungstyp deutschlandweit an ca. 265 Meßstellen an Fließgewässern und an 25 Seen

durchgeführt. Dabei müssen die Qualitätskomponenten und die Überwachungsfrequenzen nach Anhang V eingehalten werden. Die operative Überwachung (nach Anhang V 1.3.2) wird durchgeführt, um:

- "den Zustand der Wasserkörper zu bestimmen, bei denen festgestellt wird, dass sie die für sie geltenden Umweltziele möglicherweise nicht erreichen und
- alle auf die Maßnahmenprogramme zurückgehenden Veränderungen am Zustand derartiger Wasserkörper zu bewerten".

Damit wird an einer Vielzahl von Gewässern eine operative Überwachung notwendig. Dies gilt auch für Gewässer, die möglicherweise als erheblich verändert eingestuft werden sollen. Erst nach detaillierter Kenntnis der Qualitätskomponenten kann diese Ausweisung erfolgen. Die operative Überwachung könnte für kleinere und mittelgroße Fließgewässer und Seen die Standardüberwachung werden. Die Überwachung zu Ermittlungszwecken muß unter anderem dann durchgeführt werden, falls Gründe für "Überschreitungen" unbekannt sind. Ferner soll sie Hinweise liefern, wie mit bestimmten Maßnahmen im Hinblick auf die Verbesserung der Gewässersituation d.h. auf das Erreichen der Umweltziele auswirken. Alle Überwachungsprogramme müssen in den Bewirtschaftungsplänen hinsichtlich ihrer Zuverlässigkeit und Genauigkeit abgeschätzt werden.

### Erwartungen und Forderungen der selbständigen Limnologen an die WRRL

Um einen möglichst objektiven Überblick der Stellung von selbständigen Limnologen und Ökologen zur WRRL zu erhalten, wurden 24 freiberuflich tätige Kolleginnen und Kollegen befragt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2 dargestellt.

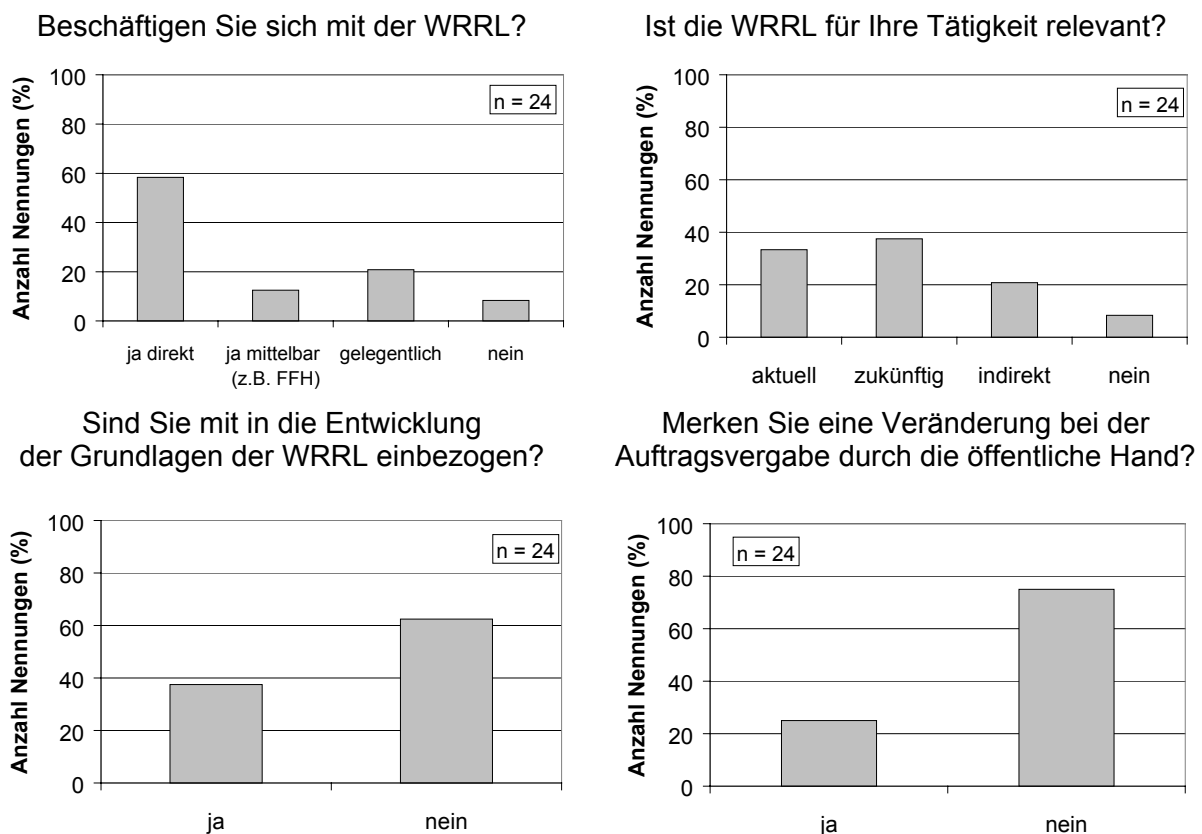


Abbildung 2: Auswertung der Befragung von 24 selbständigen Limnologen/Ökologen

Die inhaltlichen Anmerkungen beziehen sich im wesentlichen auf folgende Punkte:

- Unklarheit über das Zusammenwirken zwischen WRRL und anderen Richtlinien, die in der WRRL genannt werden (z.B. FFH).
- Die Betrachtung der Auen fehlt in der WRRL völlig.
- Die Überwachungsfrequenzen und -parameter für die Qualitätskomponenten sind teilweise nicht ausreichend.

- Mit dem Zooplankton wurde ein wichtige biologische Qualitätskomponente nicht berücksichtigt.
  - Finanzielle Ausstattung für Monitoring und Maßnahmenprogramme?
- Die WRRL bietet den selbständigen Ökologen aber auch eine Reihe von Aufgaben, die über die reine Erfassung der biologischen Qualitätskomponenten hinausgehen:
- Mitarbeit an der Erstellung von Programmen für die operative Überwachung und die Überwachung zu Ermittlungszwecken
  - Mitarbeit an der Erstellung von Maßnahmenprogrammen
  - Öffentlichkeitsarbeit (z.B. als Mediatoren).
- Gleichzeitig kommt den selbständigen Ökologen aber auch eine besondere Verantwortung zu, da sie häufig über politische Grenzen hinweg tätig sind und über zahlreiche Kontakte in alle Ebenen von Verwaltung und Wissenschaft verfügen. Damit können sie einen nicht unbedeutenden Einfluss auf die Entwicklung der WRRL nehmen. Voraussetzung ist allerdings die genaue Kenntnis der Materie.

## Ausblick

Die WRRL bietet die Chance einer ökologisch orientierten Gewässerbewirtschaftung. Momentan besteht noch eine große Unsicherheit, wie die WRRL in der Praxis umzusetzen ist. Von der Art der Umsetzung hängt jedoch die Wirksamkeit hinsichtlich der Zielerreichung des guten Zustandes der Gewässer ab. Entscheidend für Erfolg oder Misserfolg ist die Beantwortung der Fragen hinsichtlich der typbezogenen Referenzbedingungen und der Ausweisung erheblich veränderter Gewässer. Die Referenzbedingungen müssen praktikabel und doch wissenschaftlich korrekt formuliert werden und bei der Ausweisung von erheblich veränderten Gewässern muss äußerst restriktiv vorgegangen werden. Auch die Kriterien zum Erkennen der signifikanten Belastungen und das Aufstellen der Überwachungsprogramme muss nach ökologischen Kriterien erfolgen. In diesem Zusammenhang müssen Limnologen auf allen Ebenen mitarbeiten und ihr Gedankengut mit in die Diskussion einbringen. Selbständigen Ökologen kommt dabei eine wichtige Rolle zu, da sie häufig über politische Grenzen hinweg tätig sind und zahlreiche Kontakte in alle Ebenen von Verwaltung und Wissenschaft verfügen.

## Literatur

- Holzwarth F. & H. Jekel** (2001): Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht.- KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall(2) 48, S: 173 - 182.
- Irmer, H.** (2001 a): Die LAWA-Arbeitshilfe; ein pragmatisches Instrument zur fachlichen Umsetzung.- Tagungsband - EU-Wasserrahmenrichtlinie - Programm für die Zukunft im Gewässerschutz, Kulturbuch Verlag Berlin, S. 59 - 64.
- Irmer, U.** (2001 b): Die EG-Wasserrahmenrichtlinie: Was ist an der Zustandsbewertung der Oberflächengewässer neu?- Tagungsband - EU-Wasserrahmenrichtlinie - Programm für die Zukunft im Gewässerschutz, Kulturbuch Verlag Berlin, S. 65 - 86 - 80.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)** (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer; 1. Auflage 2001. ISBN 3-88961-233-4227-x.
- Nixdorf, B., Knopf, K., Mischke, U., Hoehn, E. & U. Riedmüller** (2000): Literaturstudie über vorhandene Klassifizierungs- und Bewertungsverfahren sowie Ansätze für den Merkmalskomplex Phytoplankton bei Fließgewässern und Seen einschließlich kritischer Wertung bezüglich ihrer Anwendbarkeit entsprechend den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Studie im Auftrag der ATV/DVWK und der LAWA-AK "Gewässerbewertung stehende Gewässer".
- Richtlinie 2000/60/EG** des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (2000): Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 32722. Dezember 2000.
- von Keitz, S.** (2001): Stand der ökologischen und chemischen Bewertung von Oberflächengewässern.- Tagungsband - EU-Wasserrahmenrichtlinie - Programm für die Zukunft im Gewässerschutz, Kulturbuch Verlag Berlin, S. 81 - 86.

## Qualitätssicherung bei Vergabe und Durchführung gewässerbiologischer Freilandarbeiten in Baden-Württemberg

Michael Marten

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Griesbachstr. 1, D-76185 Karlsruhe  
Tel. +49-721-983-1309, Fax: +49-721-983-1541, e-mail: michael.marten@lfuka.lfu.bwl.de.

### 1. Anlass

Zur Wahrnehmung ihrer vielfältigen Überwachungsaufgaben sind die Umweltbehörden zunehmend auf die Vergabe von Untersuchungsaufträgen an freie Laboratorien und Biologen-Büros angewiesen. Die Vergaberichtlinien schreiben je nach anzunehmender Auftragssumme beschränkte (bis 30.000.- Euro) oder öffentliche Ausschreibungen (> 30.000.- Euro) der Leistungen nach der Verdingungsordnung für Leistungen (VOL) oder der Verdingungsordnung für Freiberufler (VOF) vor. Bei Auftragssummen über 200.000.- Euro muss EU-weit ausgeschrieben werden. Der Übergang zur Fremdvergabe an wechselnde, nach Wirtschaftlichkeits-Gesichtspunkten bei jeder Vergabe neu auszuwählende Auftragnehmer, zieht neue Anforderungen an das Qualitäts-Controlling nach sich. Durch den vom engen Arbeitsmarkt hervorgerufenen scharfen Konkurrenzdruck unter den Bietern mit der möglichen Folge nicht leistungsgerechter Vergütung, sowie durch die mittelzuweisungsabhängige Konzentration der Arbeiten in der zweiten Jahreshälfte können Qualitätseinbußen bei den Leistungen in verstärktem Maße auftreten. Aufgrund der noch bestehenden Marktunsicherheit muss mit einem raschen Wechsel im Bieterfeld und auch mit regelmäßigem Wechsel der Mitarbeiter bei einzelnen Bietern gerechnet werden. Angesichts geringer Auftragsvolumina ist keine betriebsinterne Qualitätssicherung zu erwarten, d. h. es entsteht erhöhter Bedarf zur Qualitätssicherung auf Auftraggeberseite.

### 2. Anwendungsobjekt

Die Erfahrungen mit qualitätssichernden Maßnahmen werden am Beispiel biologischer Gewässeruntersuchungen mit Schwerpunkt Makrozoobenthos dargestellt. In Baden-Württemberg wird das Makrozoobenthos im Rahmen zweier Zielsetzungen untersucht: An rund 1700 Untersuchungspunkten werden ausgewählte Indikatoren des Makrozoobenthos zur Bestimmung der Gewässergüte im fünfjährigen Turnus erhoben (Braukmann et al. 1998, LAWA 1995). An 50 Probestellen finden regelmäßige Erfassungen des gesamten Makrozoobenthos statt (vier Beprobungen im Jahr), um für biozönotische Trenderfassungen im Hinblick auf langfristige Wirkungen schleichender Umweltveränderungen die erforderliche Datendichte zu erzielen. An weiteren 50 Probestellen werden in größerem Turnus dreijährige Intensivuntersuchungen zur ökologischen Beweissicherung durchgeführt.

### 3. Qualität und Qualitätssicherung

Qualitätssicherung bedeutet in erster Linie, Maßnahmen zu ergreifen, die die erwartete Qualität der zu erstellenden Produkte gewährleisten (Optimierung der Arbeitsabläufe). Qualitätssicherung bedeutet auch, die Qualität von Produkten zu bewerten und in der Konsequenz ggf. nachbessern zu lassen bzw. das Produkt durch geeignetere Hersteller erstellen zu lassen. Voraussetzung für diese Maßnahmen ist eine hinreichende Definition der Qualität eines Produktes. Bei biologisch-ökologischen Freilanduntersuchungen ist die Definition des Untersuchungsergebnisses allein durch die Vorgabe einer konkreten Untersuchungsmethode und Vorgabe der Analysentiefe möglich, da der Befund per se, anders als z. B. bei Bauaufträgen, im Voraus nicht beschreibbar ist. Die Qualitätssicherung im eigentlichen Sinne umfasst dann Kontrollen der Arbeitsleistung sowohl während der Ausführung, als auch nach Fertigstellung des Produktes, durch Stichhaltigkeitsprüfung. Die Qualitätsbewertung schließt den Abgleich des Untersuchungsergebnisses mit den Ergebnissen vergleichbarer Untersuchungen mit ein. Wesentliche Eingangsgröße für die letztendliche Qualität des Produktes ist die Eignung des Herstellers eines Produktes. Gründliche Vorauswahl bietet zwar nicht die Gewähr für erfolgreiche Arbeitsleistung, ist aber wesentliche Voraussetzung. Über diese ausführungsbezogenen Aspekte hinaus, ist die Qualität eines Untersuchungsergebnisses auch im Gesamtkontext zu bewerten, d. h. die Repräsentativität des Befundes (Stichprobengröße in räumlicher und zeitlicher Dimension) für eine ökologische Gesamtbewertung des Untersuchungsgebietes zu prüfen. Diese Qualitätsprüfung betrifft also nicht (wenn nicht anders vereinbart) die Durchführung der Untersuchung, sondern die Konzeption der Untersuchungsstrategie.

### 4. Methoden der Qualitätssicherung bei limnologischen Auftragsarbeiten in Baden-Württemberg

#### 4.1 Gewässergüteuntersuchungen

Für Gewässergütekartierungen liegt ein Methodenhandbuch vor, mit dem versucht wurde, die Qualität der Gewässergüteuntersuchungen zu definieren und eine landeseinheitliche Durchführung der Untersuchungen zu gewährleisten (Alf et al. 1992). Die historische Sonderrolle von Baden-Württemberg in Hinblick auf die

Entwicklung von Gewässergütebestimmungsverfahren wie dem Karlsruher Verfahren mit 5 Klassen für Sauerstoffversorgung und organisch leicht abbaubare Belastung (Schmitz 1975), dem Saprobienindex (Pantle & Buck 1955) und der Kopplungsanalyse (Buck 1986) haben im Wissen der Vorzüge eines jeden einzelnen dieser Verfahren eine diese Verfahren zusammenfassende Methodenbeschreibung entstehen lassen. Der Wunsch zur Vereinheitlichung der Methodik unter den Bundesländer zur Erstellung einer Bundesgütekarte nach einheitlichen Bewertungskriterien (LAWA-Verfahren, LAWA 1995) führte zur Konfiguration eines Bewertungsschemas, das die Einordnung der unterschiedlichen Auswertergebnisse erlaubt und zur Bestimmung der LAWA-Gütekategorie führt. Diesem ersten Versuch, verschiedene Ansätze zu einem Ergebnis zu führen, muss die Bestimmung der Vergleichbarkeit der zugrundeliegenden Verfahren folgen.

Das Methodenhandbuch bezieht sich auf die Ermittlung eines einzelnen Güteergebnisses einer Probestelle. Der Umfang der methodischen Auslassungen sollte nicht darüber hinweg täuschen, dass selbst bei hinreichender Einhaltung der Vorgaben mit jeder Untersuchung lediglich ein Einzelergebnis erzielt wird. Die Aussagekraft des Befundes muss in Bezug zur Methode und dem 5-jährigen Untersuchungsturnus gesehen werden. Mit einmaligen Beprobungen wird bestenfalls 30 % derjenigen Artengemeinschaft erfasst, die sich bei 12 Untersuchungen verteilt über 3 Jahre beschreiben lässt (Marten 1996). Von diesen 30% sind nur rund 1/3 Indikatoren des noch gültigen DIN-Verfahrens zur Berechnung des Saprobienindex, d. h. es wird auf Basis von höchstens 10% des Gesamtartenbestandes über die Wasserqualität geurteilt (Marten 1998). Die Zufallsauswahl des vorgefundenen Indikatorenspektrums entscheidet zumindest deutlich über das Bewertungsergebnis mit. In der Konsequenz schwankt der Saprobienindex bei monatlichen Erhebungen über 2 Güteklassen im Jahresverlauf (Marten 1998). Dieser Stichprobenfehler beeinflusst das Urteil bei einmaligen Güteerhebungen u. U. stärker als die mehr oder weniger ausgeprägte Präzision bei der Durchführung der einzelnen Probenahme.

#### 4.2 Biozönotische Trenduntersuchungen

Das Konzept der biozönotischen Trenduntersuchungen sieht die Erfassung des Makrozoobenthos an ausgewählten Untersuchungsstellen nach dem aktuellen Stand der Taxonomie vor. In Kenntnis der jahreszeitlichen Dynamik und auch des Stichprobenfehlers wurde von vorneherein eine mehrmalige Beprobung vorgesehen. Nach bisherigen Erfahrungen muss mit 3 Beprobungsjahren bei 4 Beprobungen pro Jahr gerechnet werden, um 90% der Arten zu erfassen. Die hohen Anforderungen an die Bearbeitung erfordern eine gründliche Qualitätskontrolle. Diese beinhaltet folgende Schritte 1. Vorauswahl durch Eignungsprüfung der Werkvertragnehmer und qualitative Bewertung der Angebote, 2. Kontrolle der Werkvertragsleistungen, 3. Durchführung von Vergleichsuntersuchungen am selben Ort und vergleichbaren Termin.

##### 4.2.1. Auswahl geeigneter Bearbeiter

Die qualitative Bewertung des Angebotes ist der erste Schritt zur Auswahl des Bearbeiters eines Werkauftrages. Dabei ist der Grundsatz der Wirtschaftlichkeit zu beachten. Das bedeutet, dass nicht zwingend der preisgünstigste Bieter den Zuschlag erhält. Bedeutsamer als der Gesamtpreis der angebotenen Leistung ist für die Zuschlagserteilung das Preis/Leistungsverhältnis. Die Vergabeentscheidung wird also nicht aufgrund eines Preiswettbewerbes sondern aufgrund eines Leistungswettbewerbes getroffen. Ein im Gesamtpreis recht günstiger Bieter kann z. B. durch einen Konkurrenten geschlagen werden, der sich durch einen von Auftraggeberseite als realistisch eingeschätzten Bestimmungsaufwand (gemessen an der üblichen Probengröße!) im Preis/Leistungsverhältnis auszeichnet (Tabelle 2). Zwar bedeutet eine hohe veranschlagte Stundenzahl für die Bearbeitung der gesammelten Probe nicht, dass die Probe auch sachgerecht bearbeitet wird; unzweifelhaft lässt sich aber auf mangelnde Erfahrung bei der Aufarbeitung von Probenmaterial aus dem Freiland oder aber auf schlechte Sammeltätigkeit während des 2 Stunden Solls für die halbquantitative Beprobung schließen, wenn, wie schon vorgekommen, sogar nur eine Stunde für die Bestimmung der Tiere kalkuliert wird.

**Tabelle 2: Aufwand für einzelne Teilleistungen und Preis/Leistungsverhältnis in % des höchsten Stundenlohnes dreier Bieter (Sammelzeit von 2 Stunden pro Standort vorgegeben, Zeitsammelmethode).**

Bieter	120 Beprobungen	Bestimmung von 120 Proben	Bericht	Gesamtstunden	Gesamtpreis (% d. Maximums)	Preis/Leistung (% d. Maximums)
1	360 h, incl. Fahrzeit(120 h)	330 h (2,75 h /Probe)	105 h	795 h	69,5 %	73,0%
2	330 h, incl. Fahrzeit (90 h)	720 h (6 h /Probe)	60 h	1110 h	94,9 %	71,5 %
3	332 h incl. Fahrzeit (92 h)	420 h (3,5 h /Probe)	40 h	836 h	100 %	100 %

Zur Beurteilung des Bieterspektrums ist oftmals nicht ausreichend, die eingehenden Angebote zu prüfen. Vielmehr gibt die Inaugenscheinnahme des ausführenden Büros ein umfassenderes Bild von der Lei-

stungsfähigkeit. Als Orientierungshilfe wurde ein Betriebs-Begehungsprotokoll aufgestellt, in dem in Form einer Abfrageliste die wichtigsten Betriebsausstattungsmerkmale aufgeführt sind, z. B.: **Anzahl Mitarbeiter:** Qualifikation, Erfahrung, Aufgabenfelder; **Probenahmegeräte:** Streifsack (Anzahl/Größe/Maschenweite), leichte Luftkescher für fliegende Insekten (dto.), Wasserkescher (dto.), Surbersampler (dto.), Sammelchalen/Pinzetten/Lupen, Wathosen, Dredgen/Greifer/Driftnetze, Lichtfallen, Feldmeßgeräte T, O<sub>2</sub>, pH, LF (Typ), Fotoausrüstung, Boot etc.; **Ausstattung Biologisches Labor:** Anzahl der Arbeitsplätze, Binokulare (Typ/Vergrößerung) Mikroskope (dto.), Sortierschalen, Präparierbesteck und -zubehör (Ethanol, Einbettungsmittel), Chemikalien; **Bestimmungsliteratur:** zusammenfassende Werke, spezifische Literatur, Literaturliste; **Vergleichssammlung:** Themenbereich/Tiergemeinschaft, Alkohol-/Trockenaufbewahrung (Organismengruppen), Mikroskopische Präparate (dto.), Umfang (Artenzahl), Taxaliste; **Büroausstattung:** Anzahl der Arbeitsplätze, Hard- und Software-Ausstattung, Spezial-Software zur Auswertung biologischer Daten, Kopierer, Bindemaschine, etc.; **Art und Umfang bisheriger Arbeiten,** Aufgabenstellung (Gewässergüte/ökol. Beweissicherung/faunist. Detailanalyse), verwendete Methoden (aquatisch/terrestrisch, qual./quant.) Ergebnisse (Taxalisten, Bestimmungsniveau), verwendete Bestimmungsliteratur, Auswertung und Bewertung (Methoden/Verfahren), Umfang.

Faunistisch taxonomische Arbeiten erfordern die Ausstattung mit einer biologischen Vergleichssammlung und mit guter Bestimmungsliteratur. Ist Beides nicht vorhanden, liegen auf diesem Gebiet wohl keine einschlägigen Erfahrungen vor. Die Vergleichssammlung gibt Aufschluss über die übliche Bestimmungstiefe des Bieters (z. B. *Baetis spp.*-Larven oder *Baetis*-Larven bis auf Artniveau bestimmt), bzw. dessen Erfahrung im Umgang mit kniffligen Taxa (z. B. *Elmis*-Arten ohne Genitalpräparation ausgewiesen). Namensetiketten lassen Rückschlüsse auf den Kenntnisstand des Bestimmers, bzw. auf die verwendete Literatur zu. Liegt eine Literaturliste vor, so kann sie auf Aktualität geprüft und mit den Angaben anderer Bieter verglichen werden. Der Vergleich der Literaturbestände zweier Bieter anhand des Erscheinungsjahres der Schriftstücke weist Bieter 1 mit 113 gegenüber 256 Zitaten als deutlich weniger gut sortiert aus. Besonders neuere Literatur, etwa ab 1987, wurde weniger gesammelt als von Bieter 2 (Abb. 1). Das Vorhandensein guter Bestimmungsliteratur bedeutet nicht, das auch hinreichend bestimmt wird, bzw. die neue Literatur zwangsläufig besser ist als die bereits Bestehende; in Kenntnis der verschiedenen Neuerscheinungen, wird aber schon deutlich, das sich bei Bieter 1 das Interesse von der Taxonomie entfernt hat.

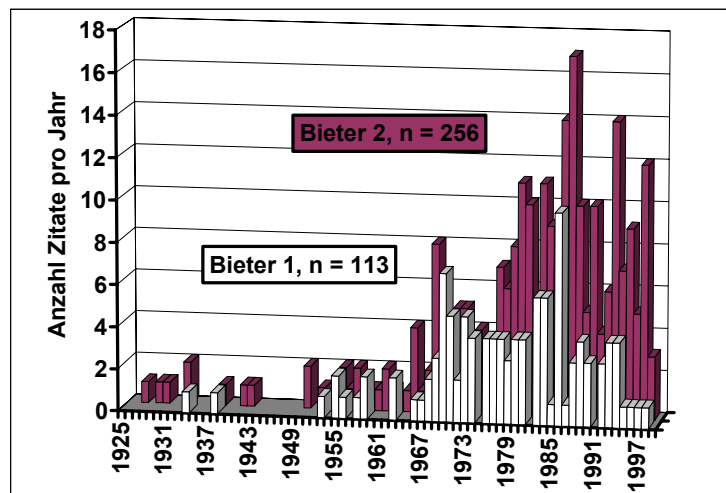


Abb. 1: Datierung der Bestimmungsliteratur zweier Bieter.

#### 4.2.3 Kontrolle der Werkvertragsleistungen

Kontrollierbare Werkvertragsleistungen sind: Abschlußbericht mit textlicher, tabellarischer und graphischer Darstellung der Befunde; Feldprotokolle; Laborprotokolle; Arten-Belegsammlung; Restproben (Probe excl. Tiere der Artenbelegsammlung).

**Feldprotokolle** dienen der Aufzeichnung der aktuellen Standortverhältnisse/Beprobungsbedingungen und dem Festhalten der geschätzten Häufigkeitsanteile der im Freiland unterscheidbaren Taxa. Sie geben einen ersten Überblick über die in der gewonnenen Probe enthaltenen Taxa und ermöglichen die Rückkontrolle ob alle im Freiland gesichteten Taxa auch zur Detailbestimmung/als Beleg in die Probe gelangt sind.

**Laborprotokolle** enthalten die erste Aufzeichnung der exakten Bestimmungsergebnisse und dienen dem Aufspüren von Übertragungsfehlern bei der späteren Weiterverarbeitung der Daten. Anhand zweier Beispiele werden Fehlerquellen bei der Bearbeitung von Untersuchungsaufträgen erläutert:

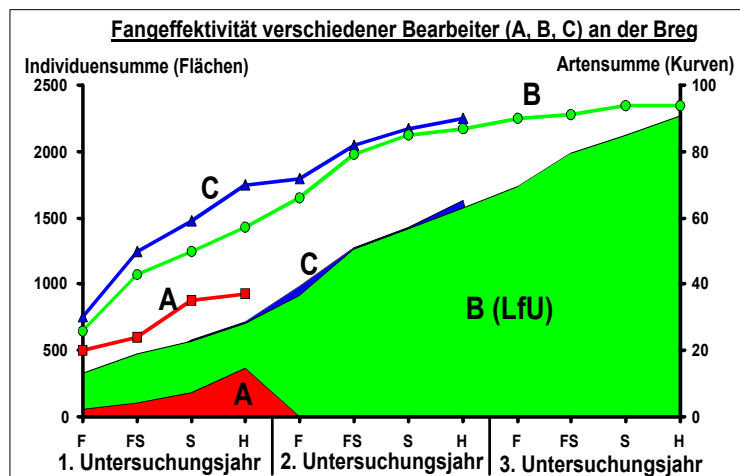
#### Beispiel 1: Kontrolle eines kompletten Untersuchungsganges: Beprobung, Bestimmung, Berichtsfassung

Die Bearbeitung eines Untersuchungsauftrages wird i. d. R. mit einem Bericht mit textlicher, tabellarischer und graphischer Darstellung der Befunde abgeschlossen. Die Durchsicht der Tabellen mit den Bestimmungsergebnissen gibt erste Hinweise auf Umfang und Gründlichkeit der Bearbeitung gemessen an **Bestimmungstiefe** (aktuelle Nomenklatur?) und **Plausibilität der Ergebnisse**. Der simpelste Fehler ist das falsche Aufaddieren der Artnachweise: Für 4 Untersuchungstermine an einer als Stichprobe ausgewählten Probestelle wurde lediglich einmal die richtige Taxazahl ermittelt. Für zwei Termine gibt der Bearbeiter mehr Taxa an als in der Befundliste zu finden sind (22 statt 20 Taxa und 28 statt 20 Taxa), an einem weiteren Termin liegt die angegebene Taxasumme mit 15 statt der 18 in der Befundliste aufgeführten Taxa deutlich geringer. Ein Blick in die **Arten-Belegsammlung** gestattet grundsätzlich zu prüfen, ob alle Arten richtig

angesprochen wurden, sofern die Bestimmungen tatsächlich in allen Fällen belegt sind (in einem Fall waren von 207 im Bericht genannten Arten nur 136 Arten = 66% durch Referenzexemplare belegt). Zur weiteren Kontrolle der Bestimmungen empfiehlt sich eine Stichprobenauswahl aus den **Restproben** nachzuprüfen. Nicht selten wird man dabei Abweichungen in der Individuenzahl einzelner Taxa in der Probe und im Bericht feststellen. Abweichungen von 1-2 Tieren sind als Zählfehler bzw. aus methodischen Gründen (Präparationsverlust) ggf. zu verkraften, sofern die Grundgesamtheit genügend groß ist (> 50 Tiere). Werden aber statt 15 in der Probe auffindbaren 1 cm langen *Isoperla*-Larven lediglich 6 Larven im Bericht genannt, ist die Abweichung nicht nachsehbar. Dies trifft erst recht zu, wenn Arten mit geringer Individuenzahl in der Probe ganz übersehen werden. Typisches Beispiel: 28 Taxa als Befund genannt, aber nur 20 Taxa in der Befundliste angegeben, davon nur 11 Taxa in der Probe, resp. Referenzsammlung enthalten. Zusätzlich aber 6 weitere Taxa in der Probe nachweisbar. Denkbar ist, dass eine einzelne Probe nicht mit der nötigen Sorgfalt bearbeitet wurde. Wenn aber 8 Proben zufällig aus 160 Proben ausgewählt wurden und in diesen im Durchschnitt 43 % (Min 7%, Max. 64,7%) zusätzliche Arten gefunden werden, ist davon auszugehen, dass das gesamte Probematerial ungenügend bearbeitet wurde.

Unzureichende Bestimmung hat Auswirkungen auf den Befund bzgl. der an einer Probestelle nachgewiesenen Artenzahl: Vergleichsuntersuchungen durch den Auftraggeber an der gleichen Probestelle zu vergleichbaren Sammelterminen ergaben bei viermaliger Beprobung pro Jahr 78 Makrozoobenthos-Arten; dem Auftragnehmer gelang lediglich der Nachweis von 41 Arten. Dieser Unterschied ist einerseits auf die Mängel bei der Bearbeitung der Probe zurückzuführen, andererseits auf geringe Sammelaktivität des Auftragnehmers: Während für die vier oben genannten Beprobungen des Auftraggebers eine Abundanzsumme (über alle Arten und Beprobungstermine) von 303 ermittelt wurde, gibt der Auftragnehmer mit dem Wert 92 weniger als 1/3 dieser Abundanz an. Da viele Arten insbesondere artenreicher Taxa wie z. B. *Baetis spp.*, *Hydropsyche spp.* im Freiland nicht unterschieden werden können, häufig aber nebeneinander vorkommen, ist sinnfällig, dass eine geringere Sammelausbeute auch eine geringere Artenzahl nach sich zieht ("aus zwei *Baetis*-Larven lassen sich nicht vier Arten bestimmen").

Mängel in der Beprobungsintensität können nur durch fortlaufende Qualitätskontrolle in Form von Vergleichsuntersuchungen am gleichen Ort im gleichen Zeitfenster von Auftraggeberseite aufgedeckt werden. Auftragnehmer, die durch geringe Aufsammelergebnisse, als auch durch geringe Zahl im Untersuchungszeitraum nachgewiesener Arten auffallen (Bearbeiter A in Abb. 2), unterliegen Bewerbern, die den durch eigene Untersuchungen bekannten (B in Abb. 2), d. h. machbaren Untersuchungserfolg noch übertreffen (Bearbeiter C in Abb. 2).



**Abbildung 2: Sammelerfolg verschiedener Bearbeiter an der Breg bei Katzensteig, gemessen an den Größen kumulierte Abundanz und kumulierte Artenzahl über bis zu 12 Untersuchungstermine.**

#### Fallbeispiel 2: Vergabe der Bestimmung von eigenem Probematerial

Selbst bei bewährten Werkvertragsnehmern können Ausfälle in der Bearbeitungsqualität vorkommen, vielleicht besonders bei Proben, die nicht selbst gezogen wurden. In diesem Fall fehlt möglicherweise die ideelle Bindung an den Untersuchungsgegenstand. Werden Benthosproben zur Bearbeitung vergeben, so besteht die Möglichkeit vor der Vergabe den Umfang des Tiermaterials der Proben zu ermitteln und stichprobenweise Vorbestimmungen durchzuführen. Vorbestimmungen können allerdings nur grob, d. h. ohne Präparationen erfolgen, um die Bestimmbarkeit nicht zu mindern.

Nach Erhalt der Bestimmungsergebnisse vom Auftragnehmer ist eine erneute Kontrolle der zuvor ausgewählten Proben durchzuführen. Der Vergleich vom Vorher- und Nachherbefund mit dem Befund des Auftragnehmers weist dann die Bearbeitungsqualität aus. So mussten in einem der verschiedenen auf diese Weise kontrollierten Fälle deutliche Materialverluste im Zuge der Bearbeitung konstatiert werden: z. B. wurden bei der Vorbestimmung einer Probe noch 250 Tiere gezählt, der Auftragnehmer hat 189 Tiere in der Probe ausgemacht, die Nachkontrolle ergab nur noch 179 Tiere. 71 Tiere (verteilt auf verschiedenen Arten) sind im Zuge der Bearbeitung verschwunden. Die bestimmten Tiere sind aber eben auch nicht alle in die Probe zurückgelangt. Bezogen auf einzelne Arten enthielt die kontrollierte Probe bis zu 50% weniger Tiere als vor der Bearbeitung. Einzelne Tiere können immer einmal während des Bearbeitungsprozesses verloren gehen, wenn aber Arten beim Aufsortieren von Probematerial abhanden kommen (3 von 36 Arten fehlten im

Befund), ist dies ärgerlich. Wenn vom Auftragnehmer mehr Tiere (7) in der Probe gezählt werden, als zuvor (5) und auch nach der Bearbeitung in der Probe waren (5), ist dies verwunderlich.

Bei dem beschriebenen Befund handelt es sich ebenfalls nicht um eine Einzelprobe, die versehentlich oberflächlich bearbeitet wurde, sondern um eine generelle Nachlässigkeit bei der beauftragten Bearbeitung der Proben (siehe Abbildung 3), wie sich aus der Abweichung zwischen dem Ergebnis der Vorkontrolle weiterer Proben (Nr. 2 u. 3, Abb. 3) und dem Befund des Auftragnehmers bzw. auch aus der Nachkontrolle eben dieser Proben sowie weiterer 5 Proben (Nr. 4 - Nr. 8, Abb. 3) ergibt: Im Schnitt wichen die Befunde des Auftragnehmers von den Kontrolluntersuchungen des Auftraggebers am selben Probematerial um mehr als 20% ab. Die Nachkontrolle der Proben Nr. 4 - Nr. 8 war zugleich die Vorkontrolle von Proben für die vom Auftragnehmer durchgeführte 2. Bearbeitung des gesamten Probematerials. Hiernach war die Abweichung des Befundes gegenüber der Vorkontrolle auf nunmehr im Mittel rund 7 % geschrumpft. D. h. auch die Nachbearbeitung durch den Auftragnehmer lässt noch Wünsche offen und es schließt sich die Frage an, welche Fehlerquote ist bei solchen Arbeiten tolerierbar? Bei sorgfältiger Bearbeitung von vorhandenen Proben sollte 1-2 % Zählfehler und Fehlbestimmung nicht überschritten werden. Die Schmerzgrenze liegt sicher bei 5 % Fehler.

**Z  
e  
i  
t  
a  
b  
l  
a**

Entnahme der Proben durch Auftraggeber (56 Proben)									
Vorkontrolle durch Auftraggeber (3 Stichproben)									
1. Bearbeitung der Proben durch WV-Nehmer									
Probestellen:	Nr. 1	Nr. 2	Nr. 3	Nr. 4	Nr. 5	Nr. 6	Nr. 7	Nr. 8	Mittel
Abweichung 1. Befund gegenüber Vorkontrolle:	15,0%	19,0%	29,0%						21,0%
Nachkontrolle des bearbeiteten Materials durch Auftraggeber									
Abweichung 1. Befund gegenüber Nachkontrolle:	10,0%	24,9%	27,5%						20,8%
Nach-/Vorkontrolle weiterer 5 Proben durch Auftraggeber									
Abweichung 1. Befund gegenüber Nachkontrolle:				33,7%	19,4%	33,3%	12,6%	16,6%	23,1%
2. Bearbeitung der Proben durch WV-Nehmer									
Abweichung 2. Befund gegenüber Vorkontrolle:				5,9%	6,4%	9,0%	6,8%	6,0%	6,8%

**Abbildung 3: Ablaufschema der Vor- und Nach-Kontrolle von Proben und Abweichung der Befunde des Auftragnehmers**

**Fazit:** Das Vorhalten von fachlichem Know how bei den auftragsvergebenden Stellen und regelmäßig durchgeführte Qualitätskontrollen steigern erfahrungsgemäß die Qualität der Leistungen erheblich, können periodische Qualitätseinbußen aber letztlich nicht ganz verhindern. In jedem Falle sind eigene Erfahrungen im betreffenden Arbeitsfeld unbedingt erforderlich, um die Qualität der Arbeiten leistungsgerecht beurteilen zu können. Es wird davor gewarnt durch allzu große Vorgaben (Taxaliste, Altbefunde von Untersuchungsstellen) die Einschätzbarkeit der Qualität eines Werkes zu verringern. Die Qualitätssicherung dient der Optimierung von Untersuchungsergebnis und Untersuchungsstrategie und hilft so das richtige Ergebnis zu finden. Qualitätssicherung sichert somit den sinnvollen Einsatz finanzieller und personeller Ressourcen.

**Literatur:**

Alf, A., U. Braukmann, M. Marten & H. Vobis (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung - Arbeitsanleitung. - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe. Handbuch Wasser 2, 1. Aufl.: 52 S. + Anhang. Buck, H. (1986): Vergleichende Gewässergütebeurteilung mit Hilfe der Kopplungsanalyse unter Verwendung statistischer Parameter. - In: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen. Oldenburg, München und Wien: 117-134. LAWA (1995): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland. - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Berlin. Braukmann et al. (1998): Gewässergütekarte Baden-Württemberg. - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Oberirdische Gewässer, Gewässerbiologie 49, Karlsruhe 1998. Marten, M. (1996): Das Makrozoobenthos der oberen Donau, Arteninventar, Erfassungsstand, Längszonierung und saprobiologische Auswertungen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 1995, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 582-586. Marten, M. (1998): Möglichkeiten und Grenzen der Beschreibung und Bewertung der Abweichung des aktuellen Zustandes vom gewässerökologischen Leitbild am Beispiel des Makrozoobenthos. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht 1997, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 695-699. Pantle, R. & Buck, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. - Gas- und Wasserfach, 96, 604. Schmitz, W. (1975): Erläuterungen zur Karte "Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg". - Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg, Herausgegeben vom Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg, Stuttgart.

## **Mikrofossilien im Bernstein – Neue Einblicke in limnisch-terrestrische Mikrozoözen des späten Mesozoikums**

**Alexander R. Schmidt, Heinrich Dörfelt, Wilfried Schönborn & Heike Zimmermann-Timm**

Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, Arbeitsgruppe Limnologie,  
Winzerlaer Str. 10, D-07745 Jena  
alexanderschmidtjena@t-online.de

Bernstein, Mesozoikum, Kreide, Mikrofossilien, Protisten

### **Einleitung**

Wenn wir versuchen, die Ökosysteme vergangener Erdzeitalter zu verstehen, sind wir neben paläoklimatischen, sedimentologischen oder paläogeographischen Daten vor allem auf die überlieferten Fossilien angewiesen. Meist sind jedoch nur die erhaltungsfähigen Exo- oder Endoskelette fossilisiert. Zudem stammen die meisten Fossilien von marinen Organismen. Nichtmarine Fossilien sind seltener, nichtmarine Mikrofossilien sind kaum überliefert. Wir wissen daher meist nicht, wie die Mikroorganismen aussahen, die die limnischen und terrestrischen Ökosysteme bestimmt haben.

Mikrofossilien sind in den letzten Jahren vereinzelt aus verschiedenen fossilen Harzen bekanntgeworden. Besonders reich an Mikroorganismen ist der Bernstein von Schliersee/Oberbayern, der seit vier Jahren am Institut für Ökologie in Jena untersucht wird.

### **Fundort und Alter des Bernsteins**

Der einzige Fundort dieses seltenen Bernsteins liegt an der Leiternase südöstlich von Schliersee. Die Berge der nördlichen Kalkalpen sind hier aus mesozoischen Sedimenten aufgebaut. An einer Wegböschung treten die bernsteinführenden Sandsteine, deren Schichtflächen mit inkohlten Pflanzenresten bedeckt sind, zutage. Die Bernsteine sind winzig, meist unter einem Millimeter groß. Vom Entdecker, Ulf-Christian Bauer (Schliersee), wurden in den achtziger und neunziger Jahren mehrere tausend Stücke geborgen. In der bisherigen Literatur (z.B. Poinar *et al.* 1993a, Vávra 1996) wird der Schliersee-Bernstein als triassisch aufgeführt (Keuper, Karn, etwa 220 Millionen Jahre). Nach dem Aufsuchen des Fundortes kamen uns Zweifel an der Richtigkeit dieser Angabe. Eine gesicherte Neudatierung belegt, daß das Harz in der Kreide (Cenoman) entstanden und somit etwa 100 Millionen Jahre alt ist (Schmidt *et al.* 2001). Die meisten fossilen Harze stammen aus dem Tertiär mit einem Alter von 15 bis 50 Millionen Jahren (z.B. Baltischer, Bitterfelder und Dominikanischer Bernstein). Bernsteine aus der Kreidezeit sind seltener, lassen jedoch tiefere Einblicke in die Evolution der Mikroorganismen zu.

## Methoden

Die aus dem Sediment isolierten Bernsteinsplitter werden mikroskopiert. Wegen der hohen Lichtstreuung in fossilen Harzen sind wichtige Details im Mikrometer-Bereich mit herkömmlichen lichtmikroskopischen Techniken nicht sichtbar. Daher werden die Proben außer mit Differential-Interferenzkontrast-Mikroskopie (Axioplan, Firma Carl-Zeiss Jena) auch mit dem Laser-Scanning-Mikroskop (LSM 510, Firma Carl-Zeiss Jena) untersucht.

## Die Mikroinkluden

Der Schliersee-Bernstein enthält Mikrofossilien, die folgenden Großgruppen zuzuordnen sind (Artenzahlen in Klammern): Ciliata (7), Rhizopoda (8), Euglenophyta (1), Chlorophyceae (3), Zygnematophyceae (1) und Eumycota (3). Darüberhinaus sind fossile Prokaryoten, die morphologisch nicht bestimmbar sind, häufig.

Die Ciliatenfunde werden in Schönborn *et al.* (1999) detailliert beschrieben. *Paramecium triassicum* ist der bekannteste Vertreter der sonst kaum fossil überlieferten Protozoen aus diesem Harz. Aktuopaläontologische Experimente belegen, daß es möglich ist, auch schalenlose Mikroorganismen, wie Ciliaten, Amöben oder einzellige Grünalgen in bestimmten Gymnospermenharzen einzubetten. Besonders geeignet ist hierfür das Harz rezenter Cycadaceen (Foissner *et al.* 1999). Hieraus dürfen jedoch keine Schlüsse auf die Erzeugerpflanze des fossilen Harzes gezogen werden. Nicht alle in der Oberkreide lebenden Koniferenfamilien, die als Harzproduzenten in Frage kommen, existieren heute noch (Kunzmann 1999) und bieten daher keine experimentellen Vergleichsmöglichkeiten. Außerdem können die Harze klimabedingt andere physikalische Eigenschaften aufgewiesen haben. *Paramecium bursaria* und *P. caudatum* wurden in das Harz von *Cycas revoluta* und *C. rumphii* eingebettet. Hierbei war zu beobachten, daß die Paramecien, die in einem Wassertropfen auf das frisch gewonnene Harz pipettiert wurden, in das Harz hineinschwammen und nach etwa einer halben Stunde mit zunehmender Viskosität bei der Aushärtung des Harzes fixiert wurden. Die Cilien sind, wie bei den fossilen Exemplaren, nicht mehr zu sehen. Die Präparate verändern sich nach der Aushärtung des Harzes nicht, so daß selbst Zellorganellen, wie Vakuolen, in einigen Fällen sichtbar bleiben. Wie bei den fossilisierten Taxa sind die Einbettungsbedingungen unmittelbar nach dem Absterben der Organismen entscheidend für deren späteren Erhaltungszustand.

Bemerkenswert ist die Diversität von Testaceen im Schliersee-Bernstein. In einer Ansammlung von etwa zweihundert Individuen von *Phryganella cf. paradoxa* befinden sich einige Individuen, die Cystenbildungen aufweisen. Weitere Arten sind durch Einzelfunde belegt. Dies sind *Centropyxis aculeata*, *C. delicatula*, *C. hirsuta*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Gocevia spec.* und *Hyalosphenia baueri*. Thekamöben sind vor kurzem auch aus dem Präkambrium (740 Millionen Jahre) bekanntgeworden. Diese zunächst zu den sogenannten Acritarchen bzw. Chitinozoen gestellten Mikrofossilien aus den Sedimenten des Grand Canyon (USA) konnten den beschalteten Amöben zugeordnet werden (Porter & Knoll 2000). Poinar *et al.* (1993b) beschreiben aus dem Schliersee-Bernstein eine nackte Amöbe, *Triassamoeba alpha*, bei der Ekto- und Endoplasma deutlich zu erkennen sind. *Amoeba proteus* vermochte im Experiment nicht, sich in das *Cycas*-Harz hineinzubewegen. Eingebettete Exemplare verblieben im Harz, wobei sie unterschiedliche Formen annahmen. Nach der Aushärtung ist das Ektoplasma im Gegensatz zu der von Poinar beschriebenen Inkluse nicht mehr zu sehen.

Die Euglenophyceen und Chlorophyceen aus dem fossilen Harz werden in Schönborn *et al.* (1999) dargestellt. Die rezente Alge *Monoraphidium terrestre* läßt sich problemlos in *Cycas*-Harz konservieren.

Besonders bemerkenswert ist ein Neufund eines Vertreters der Zygnematophyceae. Dörfelt & Schäfer (2000) beschreiben das Fossil als *Palaeozygnema spiralis*. Die Zellen dieser fädigen Jochalge enthalten zum Teil exzellent erhaltene Plastiden. Selbst einige Hypnozygoten, die spiralige Ornamente zeigen, sind überliefert. Es sind auch Rückschlüsse auf die Gametogenese möglich.

Es zeichnet sich ab, daß sich viele limnisch-terrestrische Mikroorganismen seit dem Mesozoikum morphologisch nicht mehr verändert haben und daher von rezenten Arten nicht zu unterscheiden sind. Dies ist bemerkenswert, zumal marine Mikroorganismen, wie Dinoflagellaten oder Foraminiferen, gerade wegen der schnellen Aufeinanderfolge verschiedener Arten als Leitfossilien dienen. Jedoch waren im Mesozoikum noch nicht alle für heutige limnische Ökosysteme bedeutsamen Großgruppen, wie die Bacillariophyceen, vorhanden. So treten die ersten marinen Diatomeen im Unteren Jura auf, die ersten limnischen erst an der Kreide-Tertiär-Grenze (Lipps 1993).

Gegenüber den oben genannten Taxa hat der archaische Pilz *Palaeodikaryomyces baueri* keine rezente Entsprechung. Mit seinem coenocytischen Myzel und den Schlingen- und Schnallenbildungen weist er Merkmale der heutigen Zygomycotina einerseits und der Dikaryomycotina (Ascomycetes und Basidiomycetes) andererseits auf (Dörfelt & Schäfer 1998). Er ist im Schliersee-Bernstein häufig, jedoch noch aus keinem anderen fossilen Harz bekanntgeworden.

Schließlich sind Zellketten von Prokaryoten nicht selten, die am ehesten an bescheidete Bakterien, wie *Leptothrix*, erinnern. Die Zuordnung bleibt jedoch aufgrund der morphologischen Merkmalsarmut ungewiß.

## **Paläogeographie und Sedimentologie**

Die bernsteinführenden Sedimente entstanden in dem sich schließenden Penninischen Ozean zwischen Europa und dem nach Norden driftenden Afrika. Im Zuge der beginnenden alpidischen Orogenese wurden hier Sedimente aufgeschoben, die vorübergehend einen Land- bzw. Inselbogen bildeten. Dieser bestand vom Alb bis ins Turon (Gaupp 1982, von Eynatten & Gaupp 1999) und muß als Herkunftsgebiet des bernsteinführenden Sediments angesehen werden (Schmidt *et al.* 2001). Folglich haben sich die harzproduzierenden Bäume dort befunden.

Kleinere Flüsse transportierten das Sediment zusammen mit dem harzigen Pflanzenmaterial ins Meer. Die geringe Kornrundung der Sandsteine spricht für einen kurzen Transportweg. Die bernsteinführenden Sedimente sind Turbidite, die im tiefmarinen Milieu abgelagert worden sind. Auf den Schichtflächen befinden sich daher turbiditische Ichnozöosen mit charakteristischen Spurenfossilien, wie *Paleodictyon minimum*. Bei der Sedimentation kam es zu einer hohen mechanischen Beanspruchung, so daß mitgeführtes Pflanzenmaterial zerkleinert wurde und nun als inkohlte Pflanzenreste vorliegt.

## Paläoökologie

Ausgehend von der im fossilen Harz vorliegenden Taphozönose und unter Verwendung stratigraphischer, sedimentologischer und paläogeographischer Daten kann nun versucht werden, die Mikro-Biozönosen und Paläoökosysteme zu rekonstruieren.

Die harzproduzierenden Bäume wuchsen im feuchtwarmen Klima der Kreide in Flußnähe. Die durchweg geringe Größe der von inkohlen Pflanzenresten umschlossenen Bernsteinstücke läßt auf einen nur mäßigen Harzaustritt schließen. Das Harz lief nicht, wie z.B. im Baltischen Bernsteinwald, in großen Mengen am Stamm herab, sondern erstarrte in kleinen Mengen an der Baumrinde. Die häufigen Inkluden, wie *Palaeodikaryomyces* und die prokaryotischen Organismen, waren nach unserer Ansicht Bewohner feuchter Baumrinde, wobei sie entweder vom Harz umflossen wurden oder in das noch flüssige Harz hineingewachsen sind.

Die seltenen Fossilien, wie die Protozoen und Algen, sind Vertreter limnischer Mikrozoönosen. Diese Organismen haben in Mikrohabitaten, wie Phytotelmen auf dem harzproduzierenden Baum oder in dessen Wurzelbereich, gelebt.

Angesichts der sedimentologischen Gegebenheiten können die Inkluden der verschiedenen Bernsteinproben aus geographisch getrennten Wäldern stammen. Sie dürfen daher nicht vorbehaltlos als Angehörige einer einzigen Mikrozoönose interpretiert werden.

## Ausblicke

Während bis vor wenigen Jahren fast ausschließlich Arthropoden und Makrophytenreste in Bernsteinen untersucht worden sind, sollte in Zukunft nicht versäumt werden, in sämtlichen fossilen Harzen nach Mikrofossilien zu suchen. Sie bieten eine der wenigen Möglichkeiten, limnische und terrestrische Mikroorganismen aus Meso- und Känozoikum in bestem Erhaltungszustand zu untersuchen. Neben der Aufarbeitung neu gefundener Bernsteine ist eine gründliche Durchsicht bereits bestehender Bernsteinsammlungen wünschenswert. Daß sich diese Mühe lohnt, zeigen unter anderem die Arbeiten von Ting & Nissenbaum (1986), Waggoner (1993, 1994), Waggoner & Poinar 1993, Dörfelt *et al.* (2000) und Rikkinen & Poinar (2000), die in verschiedenen fossilen Harzen Mikrofossilien erkannt haben.

## Zusammenfassung

Der Bernstein von Schliersee/Oberbayern stammt aus der Kreidezeit und enthält ungewöhnlich viele fossile Mikroorganismen. Besonders artenreich vertreten sind Ciliaten und Rhizopoden, besonders häufig sind der zu den Eumycota zählende archaische Pilz *Palaeodikaryomyces* und fädige Prokaryoten. Die meisten Mikrofossilien sind von rezenten Arten morphologisch nicht zu unterscheiden. Mittels petrographischer und sedimentologischer Untersuchungen gelang es, eine sichere Datierung des Bernsteins vorzunehmen und die Sedimentationsgeschichte des Harzes zu rekonstruieren. So sind nunmehr Rückschlüsse auf die Paläoökologie der Mikroorganismen möglich.

## Anmerkungen

Wir danken Ursula Schäfer (Jena) herzlich für ihre ständige Unterstützung der Arbeiten am Bernstein. Ebenso schulden wir Iris John (Wittichenau), Marion Pfeifer (Bad Berka) und Doreen Seidel (Jena) Dank für ihre Hilfe. Ulf-Christian Bauer (Schliersee) hat als Entdecker des Schliersee-Bernsteins die Untersuchungen stets unterstützt. Für die gute Zusammenarbeit bei der Datierung des Bernsteins danken wir Hilmar von Eynatten (Jena), Thomas Voigt (Jena), Michael Wagreich (Wien), Horst Blumenstengel (Jena), Wilfried Krutzsch (Berlin) und Uwe Pflaumann (Kiel). Manfred Barthel (Berlin), Helmut Gottwald (Reinbek), Lutz Kunzmann (Dresden), Charles Greenblatt (Jerusalem) und Norbert Vávra (Wien) gaben uns wertvolle Hinweise zur Analyse des Harzes. Lothar Krienitz (Neuglobsow) und Wilhelm Foissner (Salzburg) danken wir für die gute Zusammenarbeit bei der taxonomischen Bearbeitung zahlreicher Bernsteininklusen. Das Projekt „Schlierseerit“ wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

## Literatur

- Dörfelt, H. & Schäfer, U. (1998) Fossile Pilze im Bernstein der alpinen Trias. *Zeitschrift für Mykologie* **64**(2), 141-151.
- Dörfelt, H. & Schäfer, U. (2000) *Palaeozygnema spiralis*, ein Vertreter der Conjugatophyceae in mesozoischem Bernstein aus Bayern. *Hoppea, Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft* **61**, Bresinsky-Festschrift, 785-793.
- Dörfelt H., Schmidt, A. R. & Wunderlich, J. (2000) *Rosaria succina* spec. nov. - a fossil cyanobacterium from Tertiary amber. *Journal of Basic Microbiology* **40**(5), 311-316.
- Foissner, W., Schönborn, W., Wright, A.-D. G. & Lynn, D. H. (1999) Further studies on fossilized ciliates (Protozoa, Ciliophora) from Triassic amber. In *Soil Zoology in Central Europe. Proceedings of the 5th Central European Workshop on Soil Zoology held in Ceske Budejovice, Czech Republic, April 27-30, 1999* (eds Tajovsky, K. & Pizl, V.), 45-52. Academy of Sciences of the Czech Republic, Ceske Budejovice.
- Gaupp, R. (1982) Sedimentationsgeschichte und Paläotektonik der kalkalpinen Mittelkreide (Allgäu, Tirol, Voralberg). *Zitteliana* **8**, 33-72.
- Kunzmann, L. (1999) Koniferen der Oberkreide und ihre Relikte im Tertiär Europas. Ein Beitrag zur Kenntnis ausgestorbener Taxodiaceae und Geinitziaceae fam. nov. *Abhandlungen des Staatlichen Museums für Mineralogie und Geologie zu Dresden* **45**, 1-134.
- Lipps, J. H. (1993) *Fossil Prokaryotes and Protists*. Blackwell, Boston.
- Poinar, G. O., Jr, Waggoner, B. M. & Bauer, U.-Ch. (1993a) Terrestrial soft-bodied protists and other micro-organisms in Triassic amber. *Science* **259**, 222-224.
- Poinar, G. O., Jr, Waggoner, B. M. & Bauer, U.-Ch. (1993b) Description and paleoecology of a Triassic amoeba. *Naturwissenschaften* **80**, 566-568.
- Porter, S. M. & Knoll, A. H. (2000) Testate amoebae in the Neoproterozoic Era: evidence from vase-shaped microfossils in the Chuar Group, Grand Canyon. *Paleobiology* **26**(3), 360-385.
- Rikkinen, J. & Poinar, G. (2000) A new species of resinicolous *Chaenothecopsis* (Mycocaliciaceae, Ascomycota) from 20 million year old Bitterfeld amber, with remarks on the biology of resinicolous fungi. *Mycological Research* **104**(1), 7-15.

- Schmidt, A. R., von Eynatten, H. & Wagneich, M. (2001) The Mesozoic amber of Schliersee (southern Germany) is Cretaceous in age. *Cretaceous Research* **22**, 423-428.
- Schönborn, W., Dörfelt, H., Foissner, W., Krienitz, L. & Schäfer, U. (1999) A fossilized microcenosis in Triassic amber. *Journal of Eucaryotic Microbiology* **46(6)**, 571-584.
- Ting, W. S. & Nissenbaum, A. (1986) Fungi in Lower Cretaceous amber from Israel. *Special publication by the Exploration and Development Research Center Chinese Petroleum Corporation, Miaoli, Taiwan*. 1-27.
- Vávra, N. (1996) Fossile Harze aus dem alpinen Mesozoikum. In *Bernstein - Tränen der Götter* (eds Ganzelewski, M. & Slotta, R.), 351-356. Glückauf, Essen & Deutsches Bergbau-Museum, Bochum.
- von Eynatten, H. & Gaupp, R. (1999) Provenance of Cretaceous synorogenic sandstones in the Eastern Alps: constraints from framework petrography, heavy mineral analysis and mineral chemistry. *Sedimentary Geology* **124**, 81-111.
- Waggoner, B. M. (1993) Fossil microorganisms from Upper Cretaceous amber of Mississippi. *Review of Palaeobotany and Palynology* **80**, 75-84.
- Waggoner, B. M. (1994) An aquatic microfossil assemblage from Cenomanian amber of France. *Lethaia* **27**, 77-84.
- Waggoner, B. M. & Poinar, G. O. (1993) Fossil habrotrichid rotifers in Dominican amber. *Experientia* **49**, 1-98.

## Standards für die Artidentifikation von Algen in der Limnologischen Forschung

W.-H. Kusber & R. Jahn

Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Straße 6-8, D-14191 Berlin

e-mail: w.h.kusber@bgbm.org; r.jahn@bgbm.org

Keywords: Standards, Algen, Identifikation, AlgaTerra, Internet, Informationssystem

### Problemstellung

Die praktische limnologische Arbeit braucht eindeutig identifizierbare Taxa mit wiedererkennbaren Merkmalen und einer klaren Umgrenzung. Moderne Bestimmungsbücher werden diesen Anforderungen annähernd gerecht.

Der Name einer Alge ist mit dem Typus des Namens verknüpft. Dieser Typus der Erstbeschreiber besteht aus einem Exemplar oder mehreren Individuen (Herbarbeleg bei Makroalgen, Objektträger oder Probenflasche bei Mikroalgen oder publizierte Zeichnung bzw. publiziertes Foto bei nicht dauerhaft konservierbaren Taxa wie vielen zellwandlosen Phytoflagellaten).

Das Problem: Typen sind für den Namen relevant, für die Bestimmungspraxis aber schlecht zu handhaben. Praxisorientierte Konzepte können vom Typus differieren.

### Datenlage und Diskussion

Am Beispiel von *Scenedesmus quadricauda* i.w.S. werden Neubeschreibungen und Neukombinationen formal nach dem International Code of Botanical Nomenclature (Greuter et al. 2000) und inhaltlich, nach taxonomischen Gesichtspunkten, kommentiert (Tab. 1, Fig. 1-3). In einem zweiten Schritt werden interpretierende Konzepte aus praxisorientierten Bestimmungsbüchern (Tab. 2, Fig. 5-6) kommentiert. Um Daten zu einzelnen Taxa zu interpretieren und/oder elektronisch zu erfassen, ist es wichtig, das einer Publikation zugrundeliegende Konzept zu kennen.

1. Beispiel (Fig. 4): Ehrenbergs weites Artkonzept (siehe auch Jahn 1995) von *Scenedesmus quadricauda* (als „*Scenedesmus quadricaudatus*“) umfasst *Sc. quadricauda*-ähnliche Taxa, vielleicht sogar *Sc. quadricauda* in der heutigen Auffassung, aber auch Taxa, die mit zu anderen *Scenedesmus*-Arten gehören. Die Information, die mit *Sc. quadricauda* sensu Ehrenberg (1834) verknüpft ist: „Im Sommer bei Berlin häufig in den Flocken an Wassergewächsen in Torfgräben mit *Micrasterien*. In diesem Jahr im Juni und Juli wieder beobachtet.“ D.h. in Berlin (in den heutigen Stadtgrenzen) wurde *Scenedesmus* erstmals im Sommer im Periphyton von Moorstandorten gemeinsam mit Arten der Gattung *Micrasterias* und/oder *Pediastrum* (die Ehrenberg in *Micrasterias* einschloss) gefunden.

2. Beispiel (Fig. 5): Brunnthalers Konzept von *Sc. quadricauda* ist – ähnlich wie das von Ehrenberg – weit gefasst. Daraus folgt, dass nur Daten, die sich nach diesem Konzept explizit auf *Sc. quadricauda*  $\alpha$  *typicus* beziehen (Fig. 5 a), heute noch mit Einschränkungen akzeptiert werden können. Alle anderen Angaben, die auf diesem Konzept beruhen, gelten als unüberprüfte Daten, die nur vorsichtig interpretiert werden dürfen.

3. Beispiel (Fig. 6): Das Konzept von *Sc. quadricauda* durch Komárek & Fott (1983) ist an R. Chodat orientiert (Fig. 6 a, vgl. Fig. 2), schließt *Sc. communis* E.H. Hegew. (Fig. 6 b, vgl. Fig. 3) ein, aber *Sc. quadricauda* in der ursprünglichen Konzeption (Abb. 1) ausdrücklich aus. Es ist als Grundlage für die Sanktionierung durch das Nomenklatur-Komitee zu verstehen (Greuter et al. 2000, S. 376).

4. Beispiel (Fig. 3): Das Artkonzept von *Scenedesmus communis* E.H. Hegew. 1977 ist eng und klar definiert. Dadurch können dokumentierte Umweltdaten mit diesem Konzept verknüpft werden, die sich auf

die Quelle der Erstbeschreibung oder Komárek & Fott (1983) beziehen (vgl. Fig. 6a). Die Umweltdaten für dieses Taxon nach Freilandfunden im Botanischen Garten Berlin-Dahlem sind (Probenahmen: n=25-27): Wassertemperatur 10,8-22,5 °C (MW 16,9 °C), pH 7,63-9,20 (Median: pH 8,42), Leitfähigkeit 227-808  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (MW 456  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ),  $P_{\text{tot}}$  0,068-0,222  $\text{mg l}^{-1}$  (MW: 0,128  $\text{mg l}^{-1}$ ), SRP: 0,028-0,117  $\text{mg l}^{-1}$  (MW 0,048  $\text{mg l}^{-1}$ ) (Didwiszus, unpubl. Daten von 1991). Das überprüfbare, dokumentierte Vorkommen in Berlin umfasst: Flüsse (u.a. Dahme, Spree), Flusseen (Großer Wannsee, Havel, Tegeler See), Landseen (Grunewaldsee, Neuer See Tiergarten, Nikolassee, Lietzensee) und Kleingewässer (Teich im Birkenhaag) (unpublizierte Daten: Hegewald, Kusber, Rodiger und Ripl et al. in Geissler & Kies in prep.). Weitere überprüfte Funde aus anderen Gewässertypen liegen u.a. für die Brackwasserförde Schlei vor (Fig. 39 in Feibicke 1994), die eine hohe Toleranz des Taxons in Bezug auf die Salinität des Wassers belegen.

Unsere Beispiele zeigen, dass es wichtig ist, die Vorstellungen zu kennen, die einzelne Bearbeiter von den bearbeiteten Taxa haben, um die Daten richtig zu interpretieren und werten zu können. Nur wenn die Taxonkonzepte klar umrissen sind, können auch Konzeptsynonymien erstellt werden. Dies ist die Voraussetzung, um konzeptbezogene Informationen bei einer Namensänderung des Taxons mit dem neuen Algennamen zu verknüpfen. In Beispiel 4 bedeutet dies, dass Informationen, die sich explizit auf *Sc. communis* E.H. Hegew. beziehen, auf *Desmodesmus communis* (E.H. Hegew.) E.H. Hegew. übertragen werden können, nachdem phylogenetische Untersuchungen (Hegewald & Hanagata 2000) gegen den Verbleib des Taxons bei der Gattung *Scenedesmus* sprachen. Die besonderen nomenklatorischen Probleme, die sich seit Compère (1997) und Greuter et al. (2000) ergeben haben, sollen an anderer Stelle diskutiert werden (Hegewald & Kusber, in prep.).

**Tab. 1. Namensinformation zu *Scenedesmus quadricauda* im weiteren Sinne**

Name	Publikation	formale Bewertung <sup>+</sup>	inhaltliche Würdigung	Fig.
<i>Achnanthes quadricauda</i> Turpin	*Mém. Mus. Hist. Nat. <b>16</b> : 311 (1828)	valide Neubeschreibung Basionym von <i>Sc. quadricauda</i> (Turpin) Bréb.	möglicherweise <i>Sc. opoliensis</i> P.Richt.*	1
<i>Scenedesmus</i> [" <i>Scenodesmus</i> "] <i>quadricaudatus</i> (Turpin) Ehrenb.	Abh. K. Akad. Wiss. Berlin, Phys. Kl. <b>1833</b> : 309 (1834)	Neukombination, illegitim, da das Epitheton geändert wurde	siehe <i>A. quadricauda</i> Turpin, zusätzl. Einbeziehung weiterer Taxa	1 p.p. vgl. 4
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Bréb.	*Brébisson & Godey: Alg. Falaise: 66 (1835)	Neukombination, valid nach Art. 32.3	siehe <i>A. quadricauda</i> Turpin	1
<i>Scenedesmus quadricauda</i> R.Chodat	*Z. Hydrol. <b>3</b> : 229, fig. 133 (1926)	Neubeschreibung, illegitim nach Art. 53.1 (späteres Homonym)	Abbildung und Beschreibung von <i>Sc. quadricauda</i> im heutigen Sinne	2
<i>Scenedesmus communis</i> E.H.Hegew.	Arch. Hydrobiol. Suppl. <b>51</b> : 151 (1977)	Neubeschreibung mit einem 1977 legitimen Namen	Erstbeschreibung von <i>Sc. quadricauda</i> im heutigen Sinne (siehe Tab. 2)	3
<i>Desmodesmus communis</i> (E.H.Hegew.) E.H.Hegew.	Arch. Hydrobiol. Suppl. <b>131</b> : 8 (2000)	Neukombination von <i>Scenedesmus communis</i>	Zur Begründung der Gattung siehe An et al. (1999) aufgrund phylogenetischer Befunde	3
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Bréb.	Greuter et al. (2000)	Konservierung des Namens <i>Sc. quadricauda</i> (Turpin) Bréb. mit einem konservierten Typus	Durch Sanktionierung: definierter Typus von <i>Sc. communis</i> wurde auf den Namen <i>Sc. quadricauda</i> übertragen	3

\* Zitat nach Hegewald & Silva (1988), <sup>+</sup> nach Greuter et al. (2000)

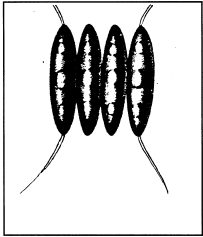


Fig. 1  
*Achnanthes quadricauda*  
Turpin 1828 = *Sc. quadri-*  
*cauda* (Turpin) Bréb.

(Fig. 1-3 nach Hegewald & Silva 1988)

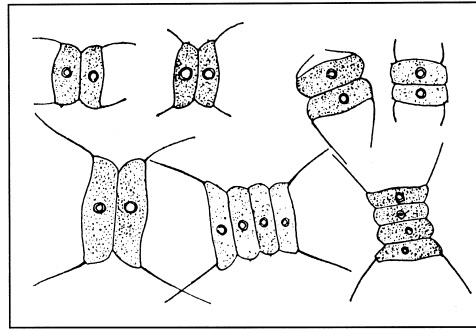


Fig. 2.  
*Scenedesmus quadricauda* R.Chodat  
nom. illeg.

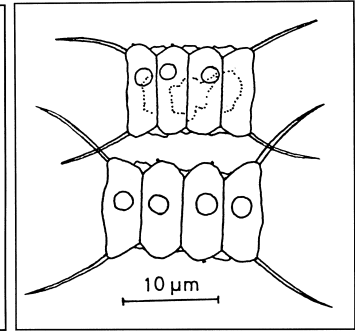


Fig. 3.  
*Scenedesmus communis* E.H.  
Hegew. 1977

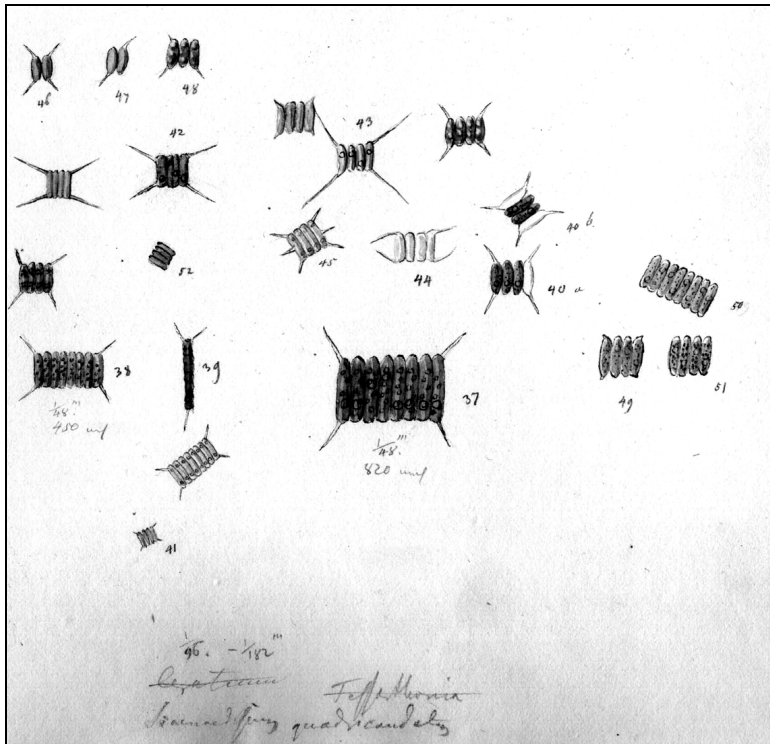


Fig. 4. „*Scenedesmus quadricaudatus*“ C.G. Ehrenberg: Zeichenblatt  
Nr. 140 aus der Ehrenberg-Sammlung (Erläuterung siehe Text).

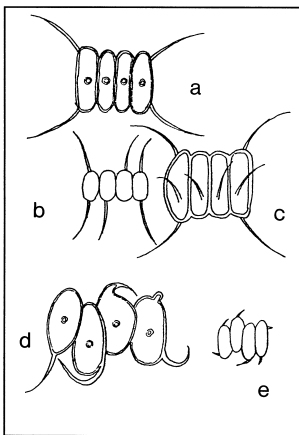


Fig. 5.  
*Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Bréb. sensu Brunn-  
thaler 1915 (nach Brunthaler 1915): *Sc. quadricauda*  
a.  $\alpha$  typicus, b.  $\beta$  setosus, c.  $\delta$  abundans, d.  $\epsilon$  naegelii  
e. *Sc. quadricauda* var. *dispar* (Bréb.) Brunthaler.

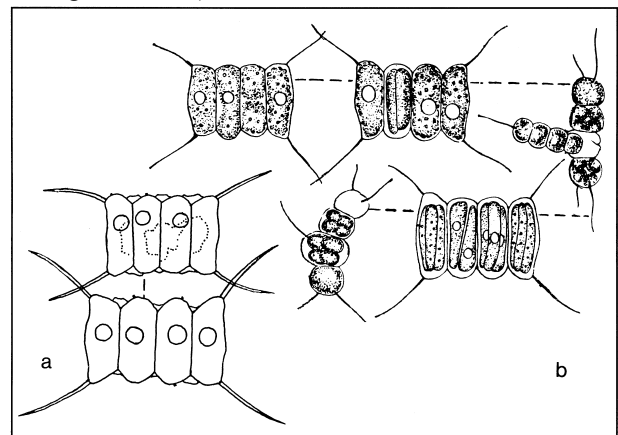


Fig. 6.  
*Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson sensu R.  
Chodat 1926 (nach Komárek & Fott 1983).

**Tab. 2. Behandlung von *Scenedesmus quadricauda* in Bestimmungsbüchern**

zitiertes Name	Bestimmungsbuch	formale Bewertung	inhaltliche Würdigung	Fig.
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Bréb.	Brunnthaler in Pascher (1915): 164.	erweitertes Artkonzept unter Einbeziehung vieler beschriebener Taxa	Brunnthaler ersetzt das ursprüngliche Artkonzept durch eine eigene, mehrdeutige Interpretation (siehe Text)	5a-d
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Bréb. sensu R.Chodat	Komárek & Fott (1983): 928-929.	enges Artkonzept nach Chodat und Hegewald	Komárek & Fott beziehen sich auf ein eindeutiges, definiertes Taxonkonzept	6a-b (cf. 2, 3)

Tabelle 3 stellt Hilfsmittel zur Klärung der Identität von Algentaxa dar, insbesondere im Hinblick auf ihre Internet-Verfügbarkeit.

**Tab. 3 Arbeitshilfen für die systematische und limnologische Forschung**

Quelle	Inhalt	Geltungsbereich	Nutzen	Internetverfügbarkeit
Hegewald & Silva (1988)	Taxa-Katalog der Gattung <i>Scenedesmus</i>	Chlorophyceae: <i>Scenedesmus</i> s.l.	Direkter Zugriff auf Primärdaten der Erstbeschreibungen	nein
Simonsen (1987)	Typenkatalog der Taxa von F. Hustedt	Diatomeen	Direkter Zugriff auf Primärdaten der Erstbeschreibungen	bedingt*
ING (Farr et al. 1979), NCU-3	Katalog der Gattungsnamen	Pflanzen i.w.S.	Hilfsmittel bei Ermittlung der Identität von Taxa, Synonymie von Namen	ja
Brummitt & Powell (1992)	Autornamen von Taxa-beschreibungen	Pflanzen i.w.S.	Hilfsmittel bei Ermittlung der Identität von Taxa	ja
VanLandingham (1967-1979)	Taxaliste	Diatomeen	Hilfsmittel bei Ermittlung der Synonymie von Namen	nein
Fourtanier & Kociolek (1999)	Gattungsliste bis 1997	Diatomeen	Hilfsmittel bei Ermittlung der Synonymie von Namen	ja
Metzeltin & Kusber (2001)	Liste neuer Namen von Lange-Bertalot bis 2000	Diatomeen	Hilfsmittel bei Ermittlung der Synonymie von Namen	nein**
Kusber & Metzeltin (2001)	Liste neuer Kombinationen von Lange-Bertalot bis 2000	Diatomeen	Hilfsmittel bei Ermittlung der Synonymie von Namen	nein**
De Wolf, H. & F.A.S. Sterrenburg (1991)	Sammlungsinformationen	Diatomeen	Hilfsmittel beim Auffinden von Exsikaten und Proben	ja
BIOCISE (Berendsohn et al. 2000)	Sammlungsinformationen	biologische Objekte	Hilfsmittel beim Auffinden von Exsikaten und Proben	ja
<i>AlgaTerra</i>	Informationssystem zu integrierten Daten	limnische und terrestrische Mikroalgen	Hilfsmittel bei Ermittlung der Identität von Taxa, Synonymie von Namen, Zugriff auf Primärdaten	ja, über BGBM-Berlin

\* siehe Crawford & Hinz, \*\* geplant über *AlgaTerra*.

## Standards für die Artidentifikation

In der limnologischen Forschung werden eine Vielzahl von Beobachtungsdaten und experimentellen Daten gewonnen, die sich auf Algensippen beziehen. Diese Daten können zur autökologischen und phyto-geografischen Charakterisierung dieser Sippen herangezogen werden, wenn folgende Kriterien Berücksichtigung finden:

1. Die Umgrenzung der Sippe sollte so eng gewählt sein, dass eine genetisch homogene und ökologisch sich einheitlich verhaltende Gruppe von Individuen erfasst wird. Eng umgrenzte Sippen sind Arten (wenn keine infraspezifischen Taxa beschrieben sind), infraspezifische Taxa (Subspecies, Varietäten, Formen) und Sippen unterhalb bzw. außerhalb der Kategorien des ICBN (Greuter et al. 2000) wie Morphotypen und Populationen (bei Lebenszyklen mit asexueller Vermehrung Klone).
2. Die Umgrenzung und Identität der Sippe sollte durch geeignete Dokumentation kenntlich gemacht werden:
  - a. Angabe des vollständigen Algennamens (Gattungsname, Artzusatz, ggf. infraspezifischer Zusatz, Autor des Taxons, evtl. Jahreszahl der Erstbeschreibung).
  - b. Dokumentation, was unter diesem Algennamen verstanden wird (zugrundeliegendes Taxonkonzept) durch Angabe der Bestimmungsquelle (Angabe des Literaturzitates und der Abbildung). Eine Bestimmung, die die Erstbeschreibung nennt, ist i.d.R. typusbasiert, eine nach Bestimmungsbüchern eher konzeptorientiert.
  - c. eigene Dokumentation und Hinterlegung von Proben.

## Zielsetzung und Ausblick

Im Verbundprojekt *AlgaTerra* ist geplant, ein internetverfügbares Informationssystem zu Mikroalgen aufzubauen. Es baut auf vorhandenen Hilfsmitteln und Standards auf (wie in Tab. 3 gezeigt) und wird enthalten:

- vollständige überprüfte Typusinformation zu limnischen und terrestrischen Algen,
- Information der Erstbeschreibung incl. Bilddaten (Protolog),
- Information zu alternativen taxonomischen Konzepten, entsprechend des Modells der “Potential Taxa” (Berendsohn 1995), dass auch Konzeptsynonymien adäquat darstellen kann, wie in unserem Beispiel 4 gezeigt,
- Umweltinformation (wenn eindeutig einem Konzept zuzuordnen),
- Sammlungsdaten zu Lebendkulturen; bereitgestellt durch die SAG (Universität Göttingen),
- Sammlungsdaten zu Sammlungsobjekten der Ehrenberg-Sammlung; bereitgestellt durch das Institut für Paläontologie, Museum für Naturkunde, Humboldt Universität zu Berlin,
- Sequenzdaten; bereitgestellt durch das AWI, Bremerhaven und die Experimentelle Phykologie und Sammlung von Algenkulturen, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Universität Göttingen.

Durch diesen vom BMBF finanzierten Verbund sollen in einer dreijährigen Pilotphase Informationen über Algen für die Nutzer aus Grundlagen- und angewandter Forschung verfügbar gemacht werden. Die enge Verzahnung mit Forschungsvorhaben zur Phylogenie der Algen (siehe oben) und ökologisch orientierten Vorhaben, wie BIOLOG-Projekten im Afrikanischen Raum (u.a. Ballot et al. 2002) soll Aktualität und hohe Datenqualität sichern. Das Informationssystem soll dann langfristig am BGBM-Berlin weitergeführt werden.

## Danksagung

Wir danken Dr. E. Hegewald (Jülich) für die kritische Diskussion des Manuskripts.

## Literatur

- AlgaTerra: Ein Informationssystem zur Biodiversität terrestrischer Algen: Synthese taxonomischer, molekularer und ökologischer Informationen [<http://www.algaterra.org/>].  
An, S.S., T. Friedl & E. Hegewald (1999): Phylogenetic relationships of *Scenedesmus* and *Scenedesmus*-like coccoid green algae as inferred from ITS-2 rDNA sequence comparisons. – *Plant Biol.* **1**: 418-428.

- Ballot, A., K. Kotut & L. Krienitz (2002): Biodiversität des Phytoplanktons in Standgewässern Kenias: Forschungsansätze. – In: Tagungsbericht 2001 (Kiel) der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL).
- Berendsohn, W.G. (1995): The concept of “potential taxa” in databases. – *Taxon* **44**: 207-212.
- Berendsohn, W.G. (ed., 2000): Recourse identification for a biological collection information service in Europe (BioCISE). – Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem. [<http://www.bgbm.fu-berlin.de/biocise/default.htm>].
- Brummitt, R.K. & C.E. Powell (eds, 1992): Authors of plant names. – Royal Botanic Garden, Kew. [integriert in: <http://www.rbgekew.org.uk/web.dbs/authors.html>].
- Brunnthaler, J. (1915): Protococcales. – In: Pascher, A. (ed.): Süßwasser-Flora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. G. Fischer, Jena.
- Compère, P. (1997): Report of the Committee for Algae: 3. – *Taxon* **46**: 319-321.
- Crawford, R.M. & F. Hinz: Informationen zur Kieselalgensammlung – [<http://www.awi-bremerhaven.de/Research/hustedt3d.html>; <http://www.awi-bremerhaven.de/Research/hustedt1.html>].
- De Wolf, H. & F.A.S. Sterrenburg (1991): International survey of diatom collections. – *Diatom Res.* **6** (1) 205-206 [<http://home.planet.nl/~wolf0334/>].
- Ehrenberg, C.G. (1834): Dritter Beitrag zur Erkenntniss grosser Organisation in der Richtung des kleinsten Raumes. – Abh. Königl. Akad. Wiss. Berlin **1833**: 145-336.
- Farr, E.R., J.A. Leussink & F.A. Stafleu (eds, 1979): Index Nominum Genericorum (Plantarum). – *Regnum Veg.* **100-102**: 1-1896. [<http://rathbun.si.edu/botany/ing/>].
- Feibicke, M. (1994): Strukturelle und funktionelle Studien zum Phytoplankton und Zooplankton in einer hypertrophen Brackwasserförde (Innere Schlei, Westliche Ostsee). – *Diss. Bot.* **225**: 1-144, Anhang 1-76.
- Fourtanier, E. & J.P. Kociolek (1999): Catalogue of the diatom genera. – *Diatom Res.* **14** (1): 1-190 [[http://www.calacademy.org/research/diatoms/#genus\\_project](http://www.calacademy.org/research/diatoms/#genus_project)].
- Greuter, W., J. McNeill, F.R. Barrie, H.M. Burdet, V. Demoulin, T.S. Filgueiras, D.H. Nicolson, P.C. Silva, J.E. Skog, P. Trehane, N.J. Turland, D.L. Hawksworth (eds & compilers, 2000): International Code of Botanical Nomenclature (Saint Louis Code) adopted by the Sixteenth International Botanical Congress St. Louis, Missouri, July - August 1999. – *Regnum Veg.* **138**: XVIII, 1-474. [<http://www.bgbm.fu-berlin.de/iapt/nomenclature/code/SaintLouis/0000St.Luistitle.htm>].
- Hegewald, E. (1977): *Scenedesmus communis* Hegewald, a new species and its relation to *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **51**: 142-155.
- Hegewald, E. (2000): New combinations in the genus *Desmodesmus* (Chlorophyceae, Scenedesmaceae). – *Algol. Stud.* **96**: 1-18.
- Hegewald, E. & N. Hanagata (2000): Phylogenetic studies on Scenedesmaceae (Chlorophyta). – *Algol. Stud.* **100**: 29-49.
- Hegewald, E. & P.C. Silva (1988): Annotated catalogue of *Scenedesmus* and nomenclaturally related genera, including original descriptions and figures. – *Biblioth. Phycol.* **80**: 1-587.
- Index Nominum Algarum, University Herbarium, University of California, Berkeley. Compiled by Paul Silva. [<http://ucjeps.herb.berkeley.edu/INA.html>].
- Jahn, R. (1995): C.G. Ehrenberg's concept of the diatoms. – *Arch. Protistenk.* **146**: 109-116.
- Komárek, J. & B. Fott (1983): Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. – *Das Phytoplankton des Süßwassers* **7** (1): 1-1044.
- Kusber, W.-H. & D. Metzeltin (2001): Checklist of new diatom combinations, replaced names and validations published by H. Lange-Bertalot until the year 2000 and additional validations. – In: Jahn, R., J.P. Kociolek, A. Witkowski & P. Compère (eds): Lange-Bertalot-Festschrift: Studies on Diatoms. Gantner, Ruggell: 585-633.
- Metzeltin, D. & W.-H. Kusber (2001): Annotated list of new diatom taxa described by H. Lange-Bertalot until the year 2000. – In: Jahn, R., J.P. Kociolek, A. Witkowski & P. Compère (eds): Lange-Bertalot-Festschrift: Studies on Diatoms. Gantner, Ruggell: 557-584.
- NCU-3 (1993): Names in Current Use for Extant Plant Genera. *Regnum Veg.* **129**: 1-1464. [<http://www.bgbm.fu-berlin.de/iapt/ncu/genera/Default.htm>].
- SAG: Sammlung von Algenkulturen an der Universität Göttingen [<http://www.gwdg.de/~epsag/phykologia/epsag.html>].
- Simonsen, R. (1987): Atlas and catalogue of the diatom types of Friedrich Hustedt. **1-3**. J. Cramer, Berlin & Stuttgart.
- VanLandingham, S.L. (1967-1979): Catalogue of the fossil and recent genera and species of diatoms and their synonyms. **1-8**. Cramer, Lehre; Vaduz.

## Die Literatursammlungen der Abteilung Limnologie in Jena

ANITA LANGE, HEIDRUN HOPFGARTEN & HEIKE ZIMMERMANN-TIMM

Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, AG Limnologie; ReFIT e.V. Jena

Keywords: Literaturrecherchen; Sonderdrucksammlungen (19./20. Jahrhundert); Datenbanken

### Die drei Jenaer Sonderdrucksammlungen

In der Abteilung Limnologie des Institutes für Ökologie der FSU Jena befinden sich drei wissenschaftlich und historisch wertvolle Sonderdrucksammlungen, die im Rahmen eines Projektes erschlossen wurden und in Datenbanken erfaßt sind:

1. Die Sonderdrucksammlung aus dem Nachlaß von RICHARD KOLKWITZ, dem Leiter der biologischen Abteilung der 1901 gegründeten Königlichen Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in Berlin, der späteren Preußischen Landesanstalt für Wasser-, Boden- und Lufthygiene zu Berlin-Dahlem. Während seiner Tätigkeit wurde RICHARD KOLKWITZ mit allen Aufgaben und Problemen der sich um die Jahrhundertwende rasch entwickelnden Limnologie konfrontiert. Das spiegelt sich auch in den Tausenden von Sonderdrucken wider, die ihm von Fachkollegen aus der ganzen Welt geschickt wurden. Bei den Separaten handelt es sich um Arbeiten etwa vom Ende des 19. Jahrhunderts (der älteste Sonderdruck stammt aus dem Jahre 1852) bis in die 1940er Jahre.
2. Die Sonderdrucksammlung des Limnologen und Fischereibiologen THEODOR SCHRÄDER, des Direktors der ehemaligen Forschungsstelle für Limnologie der Deutschen Akademie der Wissenschaften zu Berlin mit Sitz in Jena. Diese Sammlung umfaßt vor allem Arbeiten aus der Zeit von 1920 - 1974, wobei der besondere Schwerpunkt auf Thüringer Gewässern liegt.
3. Die Sonderdrucksammlung der ehemaligen Limnologischen Station Niederrhein der Max-Planck-Gesellschaft in Krefeld-Hülserberg. Diese umfangreiche Sammlung von Arbeiten, die das gesamte Spektrum limnologischer und hydrobiologischer Themen überstreichen, stellt eine wertvolle Bereicherung des bisherigen Jenaer Literaturbestandes dar.

### Ein „Datenzentrum“ für jedermann

Daß sich in Jena Sonderdrucksammlungen befinden – diese Tatsache allein stellt auf den ersten Blick keine Besonderheit dar. Wer denkt da nicht zunächst an seine eigenen mehr oder weniger

umfangreichen Sonderdruckbestände, die sich im Laufe der Zeit im Schreibtisch oder in Schubladen angesammelt haben. Und wer Bücher oder Zeitschriften einsehen will, kann jederzeit auf entsprechende wissenschaftliche Fachbibliotheken zurückgreifen oder mit Hilfe moderner Kommunikationssysteme Literaturrecherchen durchführen. Weshalb lohnt es sich dennoch, bei der Suche nach Literatur zu speziellen Themen auch die Jenaer Sonderdrucksammlungen zu berücksichtigen?

Eine Antwort darauf ist, daß es sich hier um einen einzigartigen Bestand an unterschiedlichsten gewässerkundlichen Publikationen handelt. Die Literatursammlungen stellen eine besonders interessante und wichtige Dokumentation zur Geschichte der Limnologie, Hydrologie und Ökologie dar. Mit ihrer Erschließung wurde eine Fundgrube eröffnet. Oft sind es Einzelschriften, die seinerzeit nur in geringer Stückzahl gedruckt worden waren. Zum Teil handelt es sich um sogenannte „graue“ Literatur, die im öffentlichen Leihverkehr nicht greifbar ist.

Das wird bereits am Beispiel der Sammlung von RICHARD KOLKWITZ deutlich. Im Rahmen seiner Arbeit an der Preußischen Landesanstalt für Wasser-, Boden- und Lufthygiene zu Berlin-Dahlem war KOLKWITZ vor allem in die gutachterliche Tätigkeit eingebunden, aber auch in die Lehre und in die wissenschaftliche Forschung auf dem Gebiete der Wasserversorgung, der Abwasserbeseitigung und der Reinhaltung der Gewässer. Dieser enge Zusammenhang zwischen Wissenschaft und Praxis spiegelt sich auch im breiten Themenspektrum seiner Sonderdrucksammlung wider. Unter den Separaten befindet sich eine Fülle an Gutachten zu den verschiedensten Gewässern, die kaum in einer anderen Bibliothek zu finden sein dürften. Da die Landesanstalt beispielsweise im Bereich des Rheins, des Mains, der Elbe, der Weser, der Saale und der Werra zusätzliche Überwachungseinrichtungen unterhielt, liegen speziell hierzu viele wichtige Arbeiten vor. Für das Gebiet der Wipper, der Unstrut und des Ober- und Mittellaufs der Saale erforderte die Entwicklung der Kaliindustrie zu Beginn des 20. Jahrhunderts und die große Menge an salzhaltigen Abwässern eine besonders umfangreiche Kontrolle der Gewässer. Somit findet sich in der Sonderdrucksammlung eine Vielzahl überaus wichtiger Gutachten, die über längere Zeiträume hinweg Datensammlungen zur Biologie, zu fischereilichen Verhältnissen und zum physikalisch-chemischen Zustand versalzter Flußgebiete enthalten.

Das ist nur ein Beispiel, denn es ist hier nicht möglich, die Literatursammlungen im einzelnen vorzustellen. Alle drei enthalten Tausende von Publikationen zu den unterschiedlichsten Themen. Der Grundstock für die Sammlungen wurde zu einer Zeit gelegt, in der sich die Limnologie besonders rasch entwickelte, im ersten Viertel des 20. Jahrhunderts. Und so gehören zu den wichtigsten Autoren auch die Bahnbrecher der modernen Limnologie, wie z.B. AUGUST THIENEMANN und EINAR NAUMANN. Die Gründung der Internationalen Vereinigung für

theoretische und angewandte Limnologie beförderte den Gedankenaustausch der Gewässerforscher aus aller Welt außerordentlich. Das spiegelt sich auch in den Literatursammlungen wider, die Untersuchungen von Bächen, Flüssen, Seen und Talsperren aller Kontinente enthalten. Besonders umfangreich ist aber auch der Nordsee-Raum, die Ostsee und das Baltikum sowie ganz Skandinavien vertreten.

Auch die Forschungsarbeit vieler biologischer Stationen Europas ist in den Sammlungen dokumentiert – wobei hier neben solch bekannten Stationen wie Aneboda (Schweden) und Lunz (Österreich) vor allem die Arbeiten der Biologischen Station Moskau oder der Stationen an der Wolga, der Oka, dem Dnjepr und an den Masurischen Seen genannt sein sollen.

Doch nicht nur Limnologen können von den Literatursammlungen profitieren. Viele Publikationen geben einen Einblick in die technischen Anlagen zur Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung von Städten und Industriegebieten Deutschlands bzw. Europas um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert. Andere Beiträge enthalten neben umfangreichen Datensammlungen auch kartographisches Material zu den verschiedensten Gewässern. Ergänzt werden diese Arbeiten häufig durch floristische und faunistische Erhebungen. Dadurch wird es möglich, den heutigen Zustand von Flüssen und Seen mit dem vergangener Jahrzehnte zu vergleichen und so z.B. die Auswirkung von Abwässern oder von wasserbaulichen Maßnahmen zu verfolgen und Sanierungsvorschläge zu unterbreiten. Somit dürfte die Sonderdrucksammlung für alle Hydrobiologen, Wassertechniker oder Mitarbeiter von Umweltbehörden und Einrichtungen der Wasserwirtschaft von Interesse sein.

### Wie können die Literatursammlungen genutzt werden?

Mit der Erschließung der Sonderdrucksammlungen konnte in Jena ein echtes „Datenzentrum“ geschaffen werden. Alle Arbeiten liegen geordnet und mit entsprechenden Signaturnummern versehen für jedermann zugänglich in der Abteilung Limnologie in Jena vor. Die datentechnische Erfassung der Sonderdrucke und die Einrichtung entsprechender Datenbanken erfolgte nach bibliothekarischen Richtlinien in enger Zusammenarbeit mit der Thüringer Universitäts- und Landesbibliothek an der FSU Jena. Durch die Eingabe von „Suchbegriffen“ (z.B. Autor, Titel der Arbeit, Namen gesuchter Gewässer, geographische Regionen, Namen von Arten, viele andere Stichworte) ist es möglich, zu allen gewünschten Themen Literaturrecherchen durchzuführen.

Kontakte unter: ANITA LANGE, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, AG Limnologie, Winzerlaer Str. 10, D - 07745 Jena; e-mail: [anita.lange@uni-jena.de](mailto:anita.lange@uni-jena.de); (<http://www.uni-jena.de/biologie/ecology/>)

# Sedimentationsprozesse in unbewachsenen und mit submersen Makrophyten bewachsenen Litoralbereichen des Müggelsees (Berlin)

Thomas Pluntke & Hans-Peter Kozerski  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin  
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, E-mail: [th.pluntke@iqb-berlin.de](mailto:th.pluntke@iqb-berlin.de)

Keywords: Sedimentation, submerse Makrophyten, Müggelsee, Tellerfalle, Litoral, Hydrodynamik

## 1 Einleitung

Die Fragestellung, ob der Große Müggelsee zu den bistabilen Flachseen gehört, war Anlass die Sedimentationsprozesse im unbewachsenen Litoral und in submersen Makrophytenbeständen zu untersuchen. Eine Vielzahl von Mechanismen spielen beim Übergang vom Makrophyten- in den Plankton dominierten Zustand (oder umgekehrt) eine Rolle. Dazu gehören z. B. die Lichtlimitation durch Schwebstoffe oder Periphyton, Allelopatie und Partikelumlagerungsprozesse. Welchen Anteil diese Prozesse im Einzelfall an dem Umschlag haben, ist zu klären.

Im Allgemeinen wird angenommen, dass submerse Makrophytenbestände die Strömung reduzieren und Wellen dämpfen und so zu einer verstärkten Sedimentation und verringerten Resuspension führen (Petticrew & Kalff 1992, Vermaat et al. 2000). Da dies jedoch nicht immer der Fall zu sein scheint (Fennessy et al. 1994), stellt sich die Frage nach den grundsätzlichen Zusammenhängen zwischen der Sedimentation in Pflanzenbeständen und den hydrodynamischen- und Partikelkennwerten.

Bisher kaum untersucht wurde die Rolle der Pflanzenoberflächen für die Retention von feinpartikulärem Material (FPM), die Dauerhaftigkeit solcher Ablagerungen und deren Verfügbarkeit für Resuspensionsereignisse.

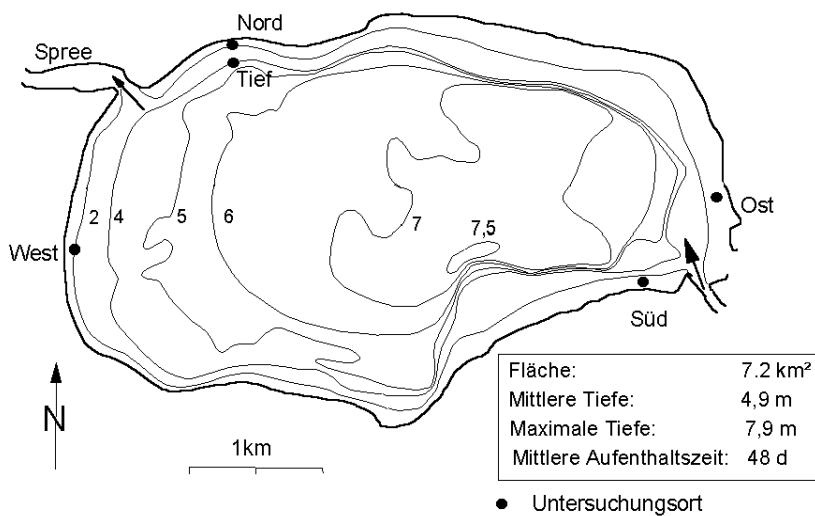
Im Folgenden werden erste Ergebnisse der Strömungsmessungen sowie Sedimentationsraten auf dem Seegrund und auf Pflanzenoberflächen vorgestellt.

## 2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Gegenstand der Untersuchungen war der polymiktische eutrophe Große Müggelsee, der von der Spree durchflossen wird (Abb. 1). Auf der Grundlage des von Körner (2001) kartierten Pflanzenbewuchses wurden 4 Litoralstandorte (Tiefe: ca. 0,8 m) sowie zusätzlich ein Tiefenstandort (Tiefe: 4,0 m) ausgewählt. Da der Pflanzenbewuchs im Müggelsee in diesem Jahr sehr spärlich war, und zusätzlich herbivore Wasservögel einen starken Fraßdruck ausübten, waren nur Messungen in unbewachsenen Bereichen möglich, nicht aber in natürlichen Pflanzenbeständen. Daher wurde ein 2 x 1,5 m großes Metallgestell konstruiert, in dem 270 45 cm große, künstliche Pflanzen vertikal an Gummis befestigt wurden. Dies ließ einerseits eine gewisse Bewegung der Pflanzen zu und ermöglichte andererseits eine schnelle Entnahme einzelner Exemplare. Der künstliche Bestand wurde an 8 Tagen für ca. 5 h am Nord-Ufer des Müggelsees in einer Tiefe von 0,75m exponiert. Die kurze Dauer der Messungen ließ keinen Bewuchs mit Algen und Bakterien zu. Um den Einfluss eines „Biofilms“ auf den Partikelrückhalt zu quantifizieren, wurden zwei Mal einzelne Pflanzen 7 Tage im Müggelsee exponiert. Nach Abschütteln des locker auf den Pflanzenoberflächen liegenden Materials erfolgten die Sedimentationsmessungen parallel für Kunstpflanzen mit und ohne Biofilm.

Die Bestimmung der Sedimentationsraten auf dem Grund des Sees erfolgte mit 2 Tellerfallen (TF) je Standort. Die von Kozerski & Leuschner (2000) entwickelte Tellerfalle ermöglicht durch die ebene Depositionsfläche ein nahezu ungehindertes Wirken der hydraulischen Kräfte und somit nur das Absetzen genügend schwerer Partikel.

Die Exposition der Fallen erfolgte im unbewachsenen Litoral 40cm über Grund. Innerhalb des Bestandes wurden die Sedimentationsmessungen ca. 1,7 m von der angeströmten Kante des Bestandes entfernt 20 cm über Grund durchgeführt.



**Abb. 0: Müggelsee**

Die Bestimmung der Pflanzenauflage erfolgte durch Überstülpen einer speziell angefertigten Plastiktüte über die Pflanze. Nach Herausheben der gefüllten Tüte wurde durch 10-maliges Schütteln die Sedimentauflage in Suspension gebracht und die Partikelkonzentration bestimmt. Es wurden jeweils 3 Pflanzen vom angeströmten Rand und aus der Bestandesmitte entnommen.

Die Bestimmung der Trockenmasse (TM)

der Partikelsuspensionen der Wasserproben, der Sedimentfallen und der Pflanzenauflage geschah durch Filtration (CA-Filter, Sartorius, 0,45  $\mu\text{m}$ ) und anschließender Trocknung bei 105°C.

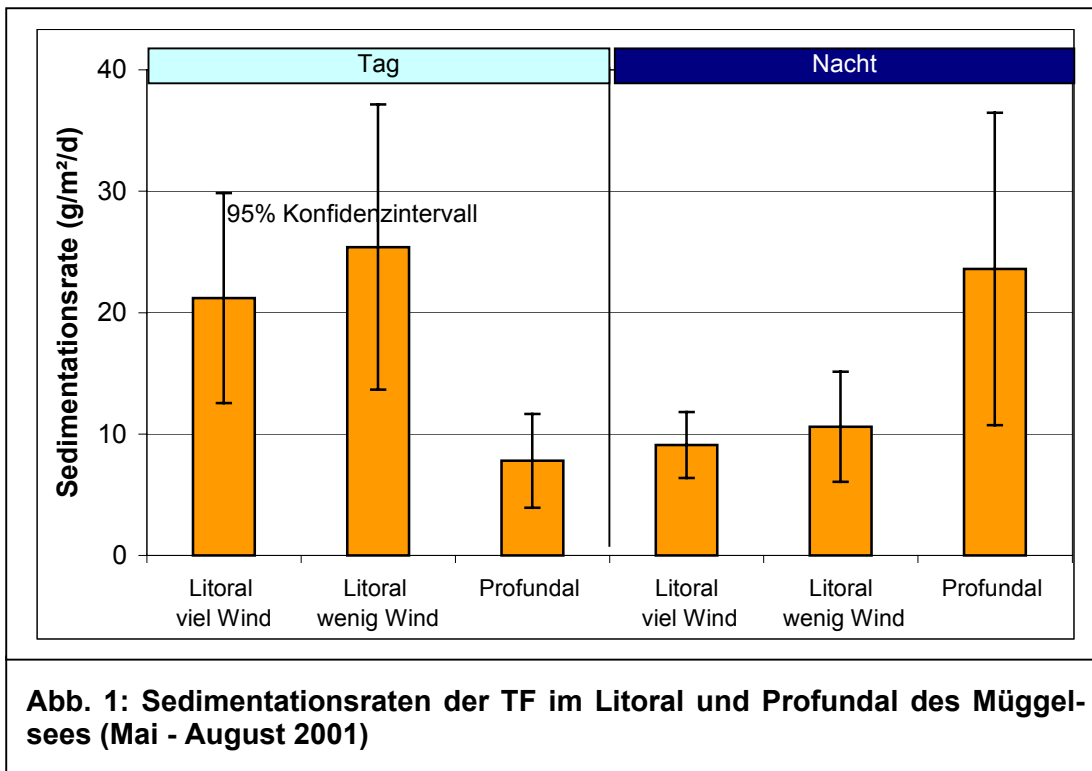
Zur Ermittlung der hydrodynamischen Kennwerte wie Strömung und Turbulenz wurde ein auf akustischer Basis beruhendes 3-dimensionales Strömungsmessgerät eingesetzt (ADV, Fa. Dantec). Für die Dauer von 100-200 s (je nach Wellengang) wurden mit einer Frequenz von 25 Hz sämtliche Strömungskomponenten gemessen. Parallel zu den Sedimentationsmessungen im künstlichen Pflanzenbestand wurden Vertikalprofile der Strömung 10 cm und 1 m hinter dem angeströmten Rand des Bestandes sowie außerhalb durchgeführt. Während der Sedimentationsmessungen an den unbewachten Litoral- und Profundalstandorten wurde die Strömung auf Höhe der Sedimentfallen zu Beginn und Ende der Exposition und tagsüber zusätzlich noch einmal bestimmt.

Daten zu den Windverhältnissen werden kontinuierlich an einer Klimastation auf dem Dach eines Institutsgebäudes des IGB am Nordufer des Sees aufgezeichnet.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Sedimentation im Litoral und Profundal

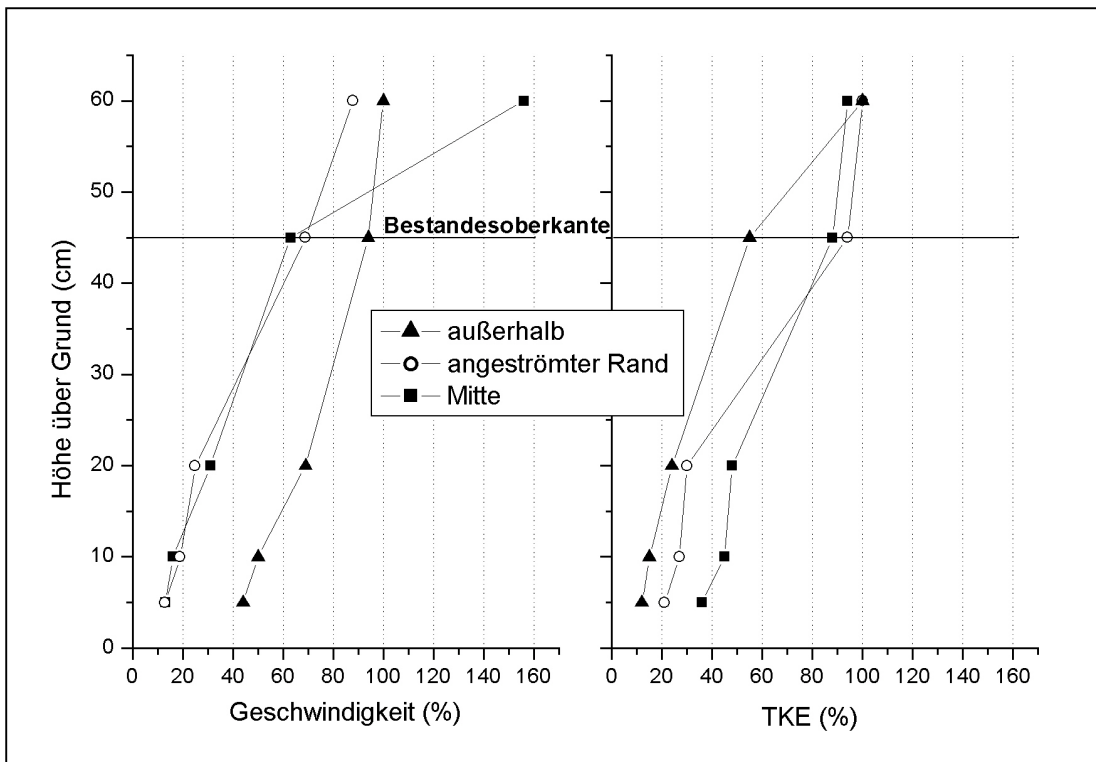
Da bisher kaum reale Werte für die Sedimentation im Müggelsee vorliegen wurden neben dem eigentlichen Untersuchungsgegenstand, dem Litoral, auch Messungen im Profundal durchgeführt. Die Messwerte der Sedimentation eines Tages lassen sich meist nicht in einen direkten Zusammenhang mit Parametern, wie die Sestonkonzentration, die Strömungs- oder Windgeschwindigkeit und den Turbulenzen bringen. Zu erwarten wären hohe Sedimentationsraten bei hohen Sestonkonzentrationen und geringer Turbulenzintensität, Fließ- und Windgeschwindigkeit. Da der Partikelgehalt im Wasser auch von den Strömungsbedingungen abhängt, z. B. bei hoher Turbulenz Partikel durch Resuspension in die Wassersäule gelangen, liegen gleichzeitig die Sedimentation hemmende und fördernde Bedingungen vor. Parameter wie die Sinkgeschwindigkeit und Kohäsivität der Partikel sind ebenso Einflussfaktoren auf die Sedimentation. Das heißt, es besteht ein komplexes Ursachengefüge. Für statistische Analysen, die sämtliche Einflussfaktoren mit in Betracht ziehen, liegen z. Z. noch zu wenig Messwerte vor. Bisher deuten sich positive Korrelationen zwischen Sestonkonzentration und der turbulenten kinetischen Energie (TKE, ein Parameter, der sich aus den Varianzen der 3 Geschwindigkeitskomponenten berechnet) bzw. Fließgeschwindigkeit sowie negative Korrelationen zwischen der Sedimentationsrate und TKE bzw. Fließgeschwindigkeit bzw. Sestonkonzentration an.



Deutliche Unterschiede treten auf, wenn man sämtliche bisher gemessenen Trappingraten in Tag- und Nacht-, in Litoral- und Profundalmessungen und in zwei Windgeschwindigkeitsklassen (Grenzwert:  $2 \text{ m s}^{-1}$ ) unterteilt. Abb. 2 zeigt, dass tagsüber im Mittel zwischen  $21$  und  $25 \text{ g TM m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  im Litoral sedimentieren. Dagegen sind es im Profundal nur  $7,5 \text{ g TM m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . In der Nacht kehren sich diese Verhältnisse um. Die Windverhältnisse haben bei dieser Art der Datenmittelung keinen starken Einfluss auf die Sedimentationsraten im Litoral. Zu erwarten wäre dies ohnehin erst bei Kenntnis der lokalen Windverhältnisse. Die Ursache der erheblichen tageszeitlichen Differenzen zwischen der Tiefen- und Flachwasserzone wird in dem Tagesgang des Windes gesehen. Tagsüber frischt der Wind auf, erreicht sein Maximum am frühen Nachmittag und nimmt dann wieder ab. Mit zunehmendem Wind werden die Wellen größer, und es wird partikuläres Material im Litoral resuspendiert. Dieses sedimentiert auf Grund der hohen mittleren Partikelsinkgeschwindigkeit (gemessen:  $1 - 3 \text{ m d}^{-1}$ ) im Litoral noch tagsüber. Nach einer horizontalen Ausbreitung der partikelhaltigen Wassermassen erreichen die sinkenden Partikel erst nachts tiefere Schichten des Sees. Eine andere Ursache könnten Konvektionsströme sein, die sich aus der unterschiedlichen Erwärmung und Abkühlung der flachen und tiefen Standorte ergeben (Lorce 1998) und zu Verlagerungen der partikelreichen Wassermassen führen könnten. Die Summe des im Litoral und Profundal abgelagerten Materials über einen gesamten Tag sind sehr ähnlich (Abb. 2). Jedoch können im Litoral abgelagerte Partikel schon durch kleinere Windereignisse wieder resuspendiert werden. Nicht so im Profundal. In der Tiefe hat das Material genügend Zeit zu konsolidieren und kompaktieren und wird nur selten resuspendiert.

### 3.2 Hydrodynamische Beeinflussung durch - und Sedimentation in Pflanzenbeständen

Die Beeinflussung der Strömung durch submerse Pflanzenbestände findet auf mehreren Wegen statt. Dargestellt ist in Abb. 3 das mittlere Verhalten aus 9 Messungen. Um die Messwerte, die bei sehr unterschiedlichen Strömungs- und Turbulenzbedingungen aufgenommen wurden, vergleichen zu können, wurden sie mit dem Messwert von außerhalb - 60cm über Grund - normiert. Am angeströmten Rand des Bestandes wird über die gesamte Tiefe, aber besonders stark in der unteren Hälfte des Bestandes, die Geschwindigkeit reduziert. In der Bestandesmitte wird das Wasser über den Pflanzen beschleunigt, im Bestand jedoch weiter abgebremst. Dies deckt sich mit Untersuchungen von Sand Jensen & Mebus (1996), die belegen, dass sich in verschiedenen submersen Makrophytenbeständen das Minimum der Geschwindigkeit im Bestand nach  $1/3$  bis  $2/3$  der Bestandeslänge ( $0,6$  bis  $4,6 \text{ m}$ ) einstellt.



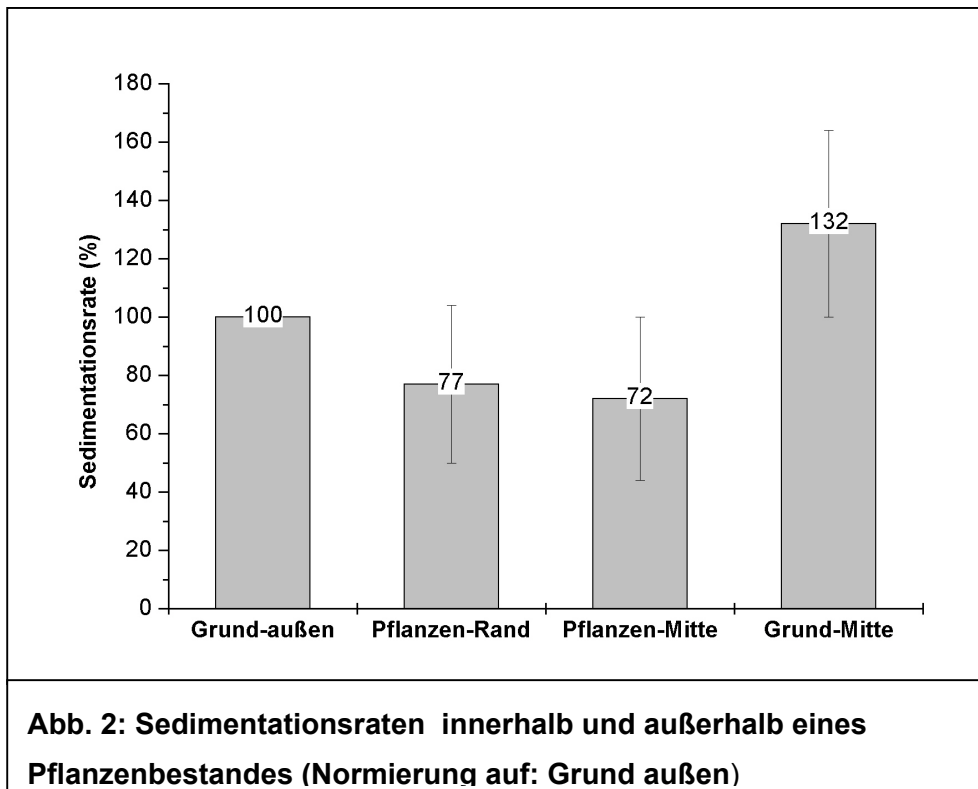
**Abb. 2: Verteilung der horizontalen Geschwindigkeit und Turbulenten kinetischen Energie an verschiedenen Positionen im Bestand (normiert mit Wert: außerhalb 60cm)**

Gleichzeitig wird die Strömung oberhalb und neben den Pflanzen beschleunigt. Vorerst bleibt ungeklärt, weshalb letzteres bei den Strömungsmessungen am Rand des künstlichen Bestandes nicht der Fall war. Obwohl die Strömungsgeschwindigkeit abnimmt, erhöht sich die turbulente kinetische Energie zunehmend innerhalb des Pflanzenbestandes (Abb. 3). Über den Makrophyten bleibt sie nahezu konstant. Das heißt, dass Turbulenzen aus der Wechselwirkung der Schubspannung des Wassers mit den rauen Oberflächen der Pflanzen generiert werden. Untersuchungen anderer Autoren zeigen, dass einerseits Makrophyten in Seen zur Dämpfung der Wellen beitragen (Vermaat et al. 2000) und in Flüssen große Turbulenzstrukturen zerstört werden. Andererseits werden Turbulenzen generiert, die den geometrischen Skalen der Pflanzen entsprechen (Nepf & Koch 1999).

Die mittlere Sedimentation ( $n=8$ ) auf den Grund des Bestandes sowie auf die Pflanzen, die ebenso auf die Fläche des Grundes bezogen wird, unterscheidet sich von der Sedimentationsrate außerhalb des Bestandes (Abb. 4). Wegen der geringen Datenmenge sind die Unterschiede noch nicht signifikant. Es treten sehr starke Schwankungen an den einzelnen Messtagen auf, im Mittel sedimentiert aber im Vergleich zum unbewachsenen Litoral 25 % weniger auf den Pflanzen und 32 % mehr auf den Bestandesgrund. Für den künstlichen Makrophytenstandort, dessen Grund nahezu komplett von Pflanzen überdeckt wird, bedeutet das durch die parallele Sedimentation auf den Grund und die Pflanzen eine Verdoppelung der Partikelretention gegenüber dem unbewachsenen Litoral. Auf den Pflanzen am angeströmten Rand lagert sich etwas mehr (nicht signifikant) als in der Bestandesmitte ab (Abb. 4). Eine spürbare Verarmung an Partikeln mit hoher Sedimentationsneigung ist auf der kurzen Entfernung noch nicht erkennbar. Grund für die Abnahme der Pflanzenauflage im Zentrum des Bestandes ist eher die erhöhte TKE. Es ist vorstellbar, dass die Blätter durch die erhöhte Turbulenz anfangen zu schwingen und deshalb weniger auf den Oberflächen liegen bleibt. Erhöhte turbulente Diffusions- (Nepf 1999) und Austauschkoefizienten (Koch & Gust 1999) in Pflanzenbeständen wurden bei Rinnen- und Freilandversuchen sowohl bei gleichförmiger Durchströmung als auch unter Welleneinwirkung festgestellt.

Die beiden Tests zur Wirkung des Biofilms zeigten, dass die einwöchige Vorlagerung der Kunstpflanzen im Müggelsee zu einer Verdopplung der Trappingrate führt. Bekannt ist, dass Aufwuchsorganismen Substanzen absondern, die stark adhäsiv wirken und somit die Wahrscheinlich-

keit des Heruntergleitens oder Resuspendierens eines sedimentierten Partikels verringern. Dieser Befund ist ein Anhaltspunkt für die, gegenüber den Experimenten, in der Realität noch zusätzlich wirkenden Retentionsmechanismen.



#### 4 Zusammenfassung

Die Sedimentationsraten im Litoral und Profundal des Müggelsees weisen erhebliche Tag / Nacht Schwankungen auf. Abhängig sind sie von einer Vielzahl von Einflussfaktoren, wobei die Turbulenzverhältnisse am bedeutendsten sind. Submerse Makrophytenbestände reduzieren zwar die Strömungsgeschwindigkeit, erzeugen jedoch kleinskalige Turbulenzen. Die Veränderung des hydrodynamischen Regimes führt zu einer erhöhten Partikelretention in Unterwasserpflanzenbeständen. Die Pflanzenoberflächen stellen dabei einen wichtigen Ablagerungsort für feinputikuläres Material dar. Der Aufwuchs auf den Blättern führt zu einer wesentlichen Zunahme des Partikelrückhalts, weshalb er bei künftigen Untersuchungen stärkere Beachtung finden muss. Die im Müggelsee durchgeführten Experimente halfen die Frage zu beantworten, ob der viel in der Literatur beschriebene Effekt der erhöhten Partikelretention in Pflanzenbeständen durch eine verstärkte Sedimentation oder eine verringerte Resuspension oder beide Prozesse verursacht wird. Es konnte gezeigt werden, dass die Sedimentation ein Grund dafür ist.

#### 5 Literatur

Fennessy FS, Brueske CC, Mitsch WJ: Sediment deposition patterns in restored freshwater wetlands using sediment traps. *Ecological Engineering* 1994;3:409-428.

Koch EW, Gust G: Water flow in tide- and wave-dominated beds of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Mar Ecol Prog Ser* 1999;184:63-72.

Kozerski HP, Leuschner K: A new plate sediment trap: design and first experiences. *Verh Internat Verein Limnol* 2000;27:242-245.

Körner S: Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton dominated-state. *Arch Hydrobiol* 2001 (in press).

Lorce A: Investigation of turbulent mixing in shallow lakes using temperatur microstruktüre measurements. *Aquatic Sciences* 1998;60:210-219.

Nepf HM: Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation. *Water Resour Res* 1999;35:479-489.

Nepf HM, Koch EW: Vertical secondary flows in submerged plant-like arrays. *Limnol Oceanogr* 1999;44:1072-1080.

Petticrew E, Kalff J: Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Can J Fish Aquat Sci* 1992;49:2483-2489.

Sand-Jensen K, Mebus JR: Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *OIKOS* 1996;76:169-180.

Vermaat JE, Santamartia L, Roos PJ: Water flow across and sediment trapping in submerged macrophyte beds of contrasting growth form. *Arch Hydrobiol* 2000;148:549-562.

**Andere Ursache:** Karbonatausscheidungen durch Pflanzen oder Algen?

Müßte in Seston erkennbar sein, ist ansatzweise aus Vergleich N1-N3 erkennbar -am N-ufer wenig Seston, deshalb bei N3 immer geringe Konzentr.

Nachts:	Seston	N3>N1	in 3 von 5 Fällen
	Seston	N3>Litoral	in 1 von 6 Fällen
tags:	Seston	N1>N3	in 2 von 3 Fällen
	Seston	Litoral>N3	in 2 von 2 Fällen
Nachts	N1	N3	Litoral
2-3.5.	7	14.5	10
3-4.5.	7	8.3	12.1
25-26.7.	9	6.5	10.2
26.27.7.	7.4	6.8	10.6
28-29.8.	11.5	12.8	23.3
18-19.6.		21	27 (nur W)
Tagsüber			
3.5.	6	7.2	10
26.7.	7.8	7.7	9.9
19.6.	22,5	20	

**Tab. 1: mittlere Sestonkonzentrationen aus korrel-beziehg...xls**

-erstaunlich das es solche Beziehung gibt, da Mittel über sämtliche Litoralwerte, und an Litoralstandorten und an versch. Tagen jeweils andere hydrodyn. Beding. herrschen  
 -Mothes fand Sedimentationsraten in Zylinderfallen: pro Jahr: in 5 m: 816g/m<sup>2</sup>/a (2,2g/m<sup>2</sup>d)  
 in 7m: 1270g/m<sup>2</sup>/a (3,5g/m<sup>2</sup>d)

	TF außen	TF innen	Pfl-Rand	Pfl.-mitte
TF außen	-	0,141	0,238	0,168
TF innen	0,141	-	0,143	0,105
Pfl-Rand	0,238	0,143	-	0,175
Pfl.-mitte	0,168	0,105	0,175	-

**Tabelle 1: (sed-im Kpfl.bestand.sav) 2-seitige Signifikanz bei abhängigen Stichproben (T-Test)**

Die alten Regularien gelten weiterhin:

- maximal 5 Seiten incl. Abbildungen
- Beachtung der Verkleinerung auf DIN A 5 bei Schriftgröße, Abbildungen und Bezeichnungen
- Vorlagen bitte cameraready auf weißem Papier, nicht knicken! keine Farbvorlagen
- Diskette beilegen, soweit möglich (Word oder RTF-Format)
- keine harten Formatierungen
- Schriftgröße 12, Überschriften 14, übliche Schriftart (z.B. Ariel)
- mindestens 2 cm Seitenrand; 1. Seite oben 3 cm
- keine Seitenzahlen einfügen!
- Abbildungen wenn möglich als gif- oder jpg-Format
- E-mail Adressen angeben.

## **Ablagerungen von feinem organischen Material in der Spree und im Müggelsee**

**Hans-Peter Kozerski, Thomas Pluntke & Thomas Hintze**

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
12587 Berlin, Müggelseedamm 301, kozerski@igb-berlin.de

### **Fragestellungen**

In Seen, Häfen und alten Flußarmen sammeln sich Millionen von Tonnen feinen organischen Materials und entziehen damit den aktuellen Stoffkreisläufen große Mengen von Kohlenstoff, Nähr- und Schadstoffen. In einigen Fällen kann man mit bloßem Auge beobachten, daß ein Gewässer mit der Fließstrecke immer klarer wird.

Obwohl die grundsätzlichen Prozesse der Sedimentation bereits sehr gut verstanden werden, reichen die bisherigen Kenntnisse nicht aus, Verlandungsgeschwindigkeiten und pelagische Verluste an Organismen und Stoffen exakt zu quantifizieren. Probleme bereitet es, die Wechselwirkungen mit der Hydrodynamik und den Makrophyten quantitativ zu beschreiben.

Ziel der Untersuchungen war es deshalb, Messungen zur Sedimentation in den Bereichen durchzuführen, in denen dies bisher in Ermangelung entsprechender Meßgeräte kaum möglich war. Mit der Einführung der Tellerfallen-Technik ergaben sich dazu neue Möglichkeiten, die hier vorgestellt werden sollen. Die Frage lautet, welche Fortschritte haben diese Fallen in den vergangenen 2 Jahren für die Sedimentationsuntersuchungen in Flüssen und Flachseen erbracht?

### **Methoden**

Bei der Tellerfalle handelt es sich um eine flache Sedimentfalle, die bei Kozerski & Leuschner (1999) beschrieben worden ist. In der Mitte der kreisrunden, ebenen und horizontal exponierten Fläche ( $d = 35$  cm) sammeln sich die Partikel entsprechend der auf sie einwirkenden Schwer- und Schubspannungskraft wie am Gewässerboden. Die Menge der sedimentierten Partikel je Flächen- und Zeiteinheit wird als Trappingrate bezeichnet. Wird diese durch die Konzentration an suspendiertem Material dividiert, entsteht eine Trappinggeschwindigkeit [m/d], die Vergleiche zuläßt. Parallel zu den Tellerfallen wurden in der Regel stets traditionelle Zylinderfallen mit einem Innendurchmesser von 4,7 cm und einer Höhe von 36 cm eingesetzt. Die Exposition erfolgte meist für 2 bis 10 Stunden 40 cm über dem Gewässergrund. Unmittelbar stromauf der Tellerfalle wurden die Fließgeschwindigkeit mit einem SEBA-Meßflügel oder mit einem elektromagnetischen Messgerät (Flow-Mate) aufgenommen.

Die Extrapolation von gemessenen Einzelwerten der Trappingrate auf den gesamten Meßquerschnitt erfolgte mit der von Kozerski et al. (2001) beschriebenen Methode auf der Basis gemessener Strömungsgeschwindigkeitsverteilungen.

Zur Quantifizierung der Muddeablagerungen wurde ein einfacher Peilstab und ein neu entwickeltes Stabpenetrometer verwendet, das die zum Teil äußerst weiche Sediment-Oberfläche mit einem Reflexsensor ertastet und mit Hilfe eines Kraftsensors die Festigkeit einzelner Schichten zu erfassen vermag.

Die Trockenmassebestimmung der Partikel erfolgte durch Filtration mit Membranfiltern (0,45 µm) nach Trocknung bei 105 Grad Celsius.

Die Messungen wurden in der Spree bei Freienbrink (ca. 10 km oberhalb der Stadtgrenze von Berlin) vorgenommen, in einem linksseitigen Bühnenfeld der Elbe am Stromkilometer 420,9 (Havelberg) und im Großen Berliner Müggelsee, einem von der Spree durchflossenen Flachsee (F = 7,8 km², mittlere Tiefe 4,85 m) im Osten der Stadt. Die untersuchten Gewässer sind eutroph. Die Schwebstoffe hatten stets einen hohen organischen Gehalt.

### Ermittlung der Sedimentation in der Spree bei Freienbrink

1999 und 2000 wurden in Nähe der Meßstation regelmäßig Fallenmessungen an einem Steg am rechten Ufer dieses Flachlandflusses durchgeführt. Abb. 1 zeigt die sechs Meßwerte der Tellerfallen vom 23. Mai 2000. Man erkennt eine Abnahme der Trappingrate (traT) mit dem Abstand vom rechten Ufer, einhergehend mit einer zunehmenden Fließgeschwindigkeit (V). Diese betrug in Ufernähe 2 cm/s und in Strommitte 40 cm/s.

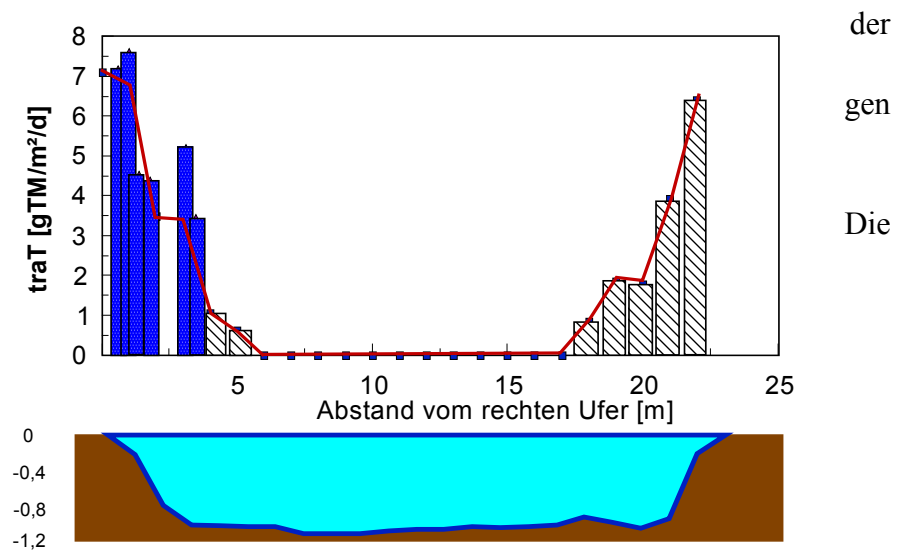


Abb. 1: Querschnitt und Trappingraten der Tellerfallen (traT) in der Spree vom 23.5.00 (dunkle Säulen – gemessen; Linie und schraffierten Säulen – berechnet)

Die Abhängigkeit  $traT = f(V)$  wurde für jede einzelne Messserie in einer Regression erfasst und als Grundlage für die Berechnung von Raten für die Stellen im Querprofil benutzt, an denen nur die

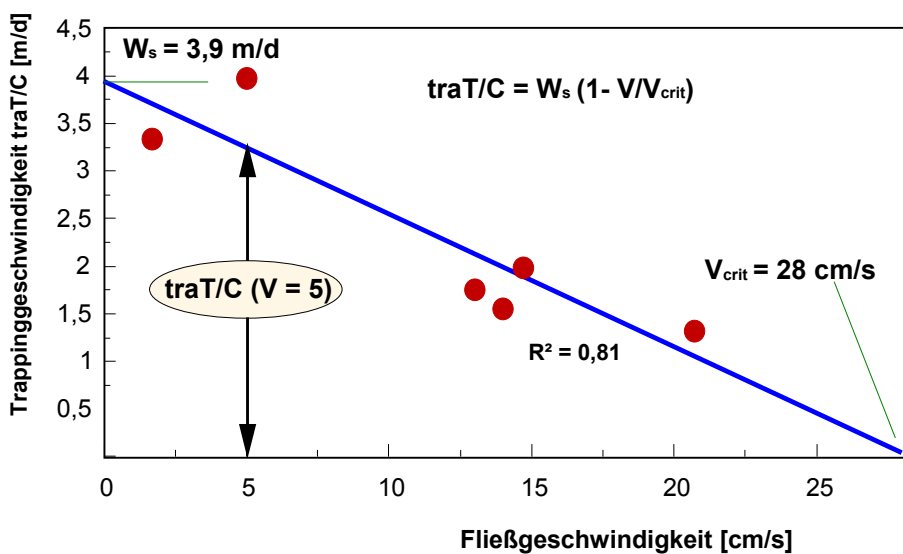


Abb. 2: Regression von Trapping- und Fließgeschwindigkeit in der Spree am 25. 7. 2000. Neben den Meßwerten (Kreise) und der Geraden sind auch die Parameter  $W_s$  und  $V_{crit}$  angegeben. Bei  $V = 5$  wird ein Referenzwert für Vergleicheszwecke angedeutet.

Fließgeschwindigkeit gemessen wurde. Als anschauliches Beispiel ist in Abb. 2 die Regression von Trappinggeschwindigkeit (Quotient aus Trappingrate der Tellerfalle und Sestonkonzentration - traT/C) und Fließgeschwindigkeit gezeigt. Man kann diese Gerade im Sinne von WESTRICH (1988) auch als Funktion der Trappinggeschwindigkeit von der durchschnittlichen Sinkgeschwindigkeit der Partikel in Ruhe ( $W_s$ ) und

von der Fließgeschwindigkeit ( $V$ ) sowie einer kritischen Fließgeschwindigkeit ( $V_{crit}$ ) deuten, oberhalb der keine Sedimentation mehr stattfindet (KOZERSKI et al. 2001). Aus der Grafik ergeben sich in diesem Fall:  $W_s = 3,9$  m/d und  $V_{crit} = 28$  cm/s. Die Extrapolation auf den gesamten Fließquerschnitt der Spree erbrachte für den 23. Mai 2000 eine mittlere Sedimentation<sup>1</sup> von 1,4 gTM/m<sup>2</sup>/d oder rund 30 kgTM/d für den laufenden Kilometer.

### Messungen an Makrophytenbeständen

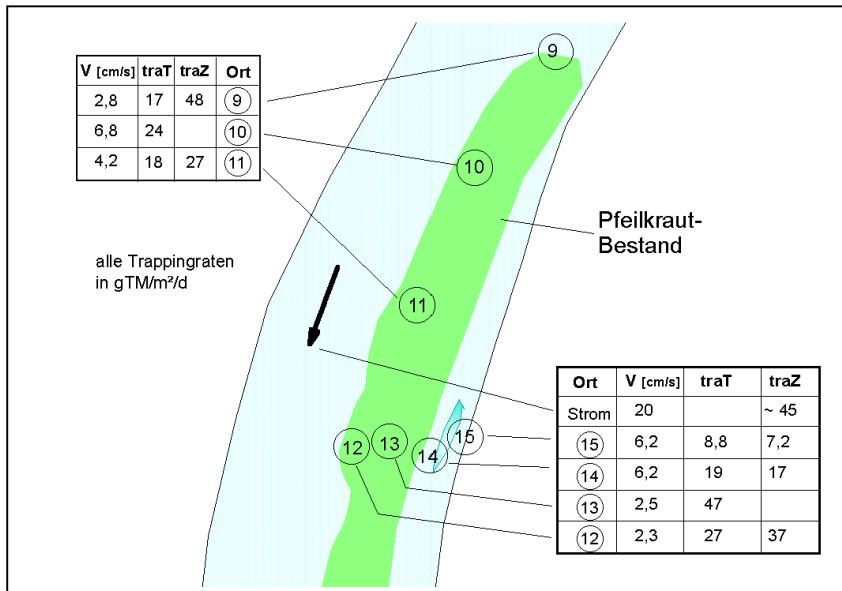


Abb. 3: Pfeilkraut-Bestand in der Spree bei Freienbrink, Meßorte und Meßergebnisse der Fließgeschwindigkeiten sowie der Teller- und Zylinderfallen am 2./3.8.01

Von den Makrophytenbeständen ist bekannt, daß sie den Partikelrückhalt fördern. Zu klären ist, wo und wie stark sie dies tun. Orientierende Messungen dazu sind im Sommer 2001 u.a. an einem längeren Bestand des Pfeilkrauts (*Sagittaria sagittifolia* L.) in der Spree ca. 200 m unterhalb der Station Freienbrink durchgeführt worden. Teller- und Zylinderfallen wurden vor, neben und innerhalb installiert und parallel die Fließgeschwindigkeit gemessen. Abb. 3 zeigt die Meßanordnung. Die

Geschwindigkeiten variieren zwischen 2 und 7 cm/s und erreichen nur im Hauptstrom den für die Niedrigwassersituation typischen Wert von 20 cm/s. Der Makrophytenbestand ist sehr schwach durchströmt. Die Trappingraten der Tellerfallen sind mit Werten zwischen 8,8 und 47 gTM/m<sup>2</sup>/d recht hoch. Interessant sind besonders die beiden Extremwerte: Der höchste Wert tritt inmitten des Bestandes auf und erreicht ein Niveau, das sonst nur von den Zylinderfallen im Hauptstrom und am Anfang des Bestandes erreicht wird. Dies deutet darauf hin, daß an der Station 13 ideale Sedimentationsbedingungen herrschten. Es waren kaum Schubspannungen vorhanden, die der Sedimentation entgegenwirken konnten, wohl aber eine ausreichend starke Nachlieferung von suspendiertem Material, wobei nicht auszuschließen ist, das dieses Material bereits auf den Blättern der Wasserpflanzen zwischengelagert und aggregiert worden war. Der Minimalwert von 8,8 gTM/m<sup>2</sup>/d wurde ganz nahe am linken Ufer gefunden. Auch hier stimmten Teller- und Zylinderfalle (bei der sich die eigentliche Sedimentation in der Tiefe des Zylinders unter stark beruhigten Strömungsbedingungen vollzieht) nahezu überein. Was hier fehlte, war die Nachlieferung von schnell sinkenden Partikeln. Die hydrodynamischen Bedingungen für die Sedimentation waren ideal. Man erkennt an diesem Beispiel, daß Makrophyten den Fluß in mehrere Ströme mit unterschiedlicher Wasserqualität aufteilen können. Soll die gesamte Retentionskapazität eines Flusses und seiner Makrophytenbestände genutzt werden, dann bedarf es der fortwährenden Wiedervermischung mit dem partikelreichen Wasser des Hauptstromes. Alle einzelnen Meßwerte gesondert zu deuten, ist bei diesen orientierenden Messungen leider noch nicht möglich.

<sup>1</sup> Vergleiche (Kozerski 2001) zeigen, daß die Trappingraten der Tellerfalle als gute Näherung für die Sedimentation zum Gewässerboden angesehen werden kann.

## Muddeablagerungen im Fluß

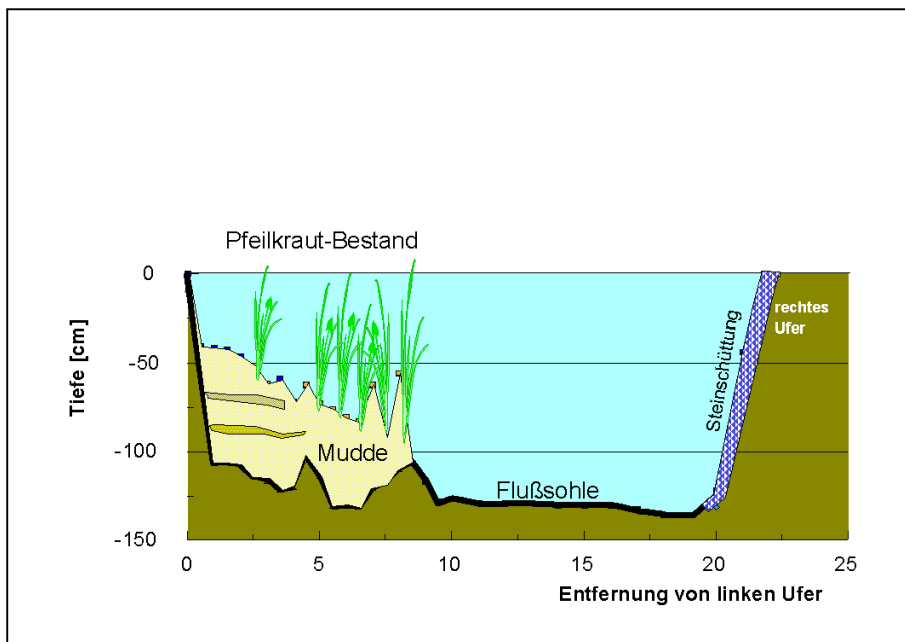


Abb. 4: Muddeablagerungen unter einem Pfeilkrautbestand in der Spree bei Freienbrink, Meßpunkte 12 – 15 in Abb. 3

Kozerski et al. (2001) konnten für ein Bühnenfeld der Elbe zeigen, daß die Muster intensiver Partikel-sedimentation (gemessen mit Tellerfallen) weitestgehend mit den Mustern der Dauerablagerungen stark organogener Mudden übereinstimmen. Penetrometermessungen an dem o.g. Makrophytenbestand bestätigen dies für die Spree. Abb. 4 zeigt das betreffende Querprofil. Man erkennt unter den Makrophyten Ablagerungen bis über 50 cm

Dicke. Dies demonstriert, wie gut hier Schwebstoffe sedimentieren und gegen einen Weitertransport gesichert sind. Mit dem Penetrometer waren auch Einlagerungen von Sandschichten festzustellen, was darauf hindeutet, daß die Ablagerungen ganz nahe dem linken Ufer schon mehrere Jahre alt sind. Sie haben bereits mehrere Perioden mit stärkeren Wasserführungen überstanden, in denen die relativ weichen Mudden mit sandigem Material überlagert wurden. Die noch relativ homogenen Ablagerungen in der Nähe der Flußmitte müssen demzufolge erst in den letzten Jahren entstanden sein, in denen sich die Makrophytenbestände explosionsartig ausgebreitet haben.

## Zeitliche Schwankungen der Sedimentation im Fluß

Aus den in Abb. 2 gezeigten Abhängigkeiten geht hervor, daß die Sedimentation durch den Jahresgang der Schwebstoffkonzentration und den ebenfalls sehr variablen Wasserstand (Fließgeschwindigkeit) deutlichen Schwankungen ausgesetzt sein muß. Es ergibt sich die Frage nach dem Einfluß der Sedimentationseigenschaften der Schwebstoffe und der morphometrischen Gegebenheiten des Flußbettes auf die Sedimentation. Durch systematische Tellerfallenmessungen am Steg in Freienbrink (siehe Abb.1) im nahezu 14-tägigen Rhythmus im Jahr 2000 sind wir dem ersten Teil dieser

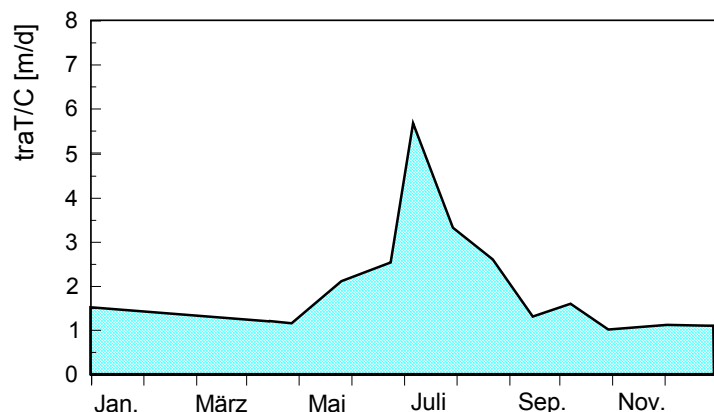


Abb. 5: Jahresgang der Trappinggeschwindigkeit  $traT/C$  der Tellerfallenmessungen in der Spree im Jahr 2000 bei einer Referenzfließgeschwindigkeit von 5 cm/s

Fragestellung nachgegangen. Da ein einfacher Vergleich der zu den einzelnen Terminen bei unterschiedlichen Sestonkonzentrationen und Fließgeschwindigkeiten gemessenen Raten hier nicht zum Ziel führt, mußte der Einfluß der bereits bekannten Faktoren durch die Verwendung der Trappinggeschwindigkeit bei gleicher Referenz-Fließ-Geschwindigkeit (hier  $V = 5 \text{ cm/s}$ ) eliminiert werden. Für diese Trappinggeschwindigkeit zeigt sich ein klarer Jahresgang (Abb. 5). Es trat ein Maximum im Juli auf, das durch ebenfalls erhöhte Werte im Mai und August abgesichert ist. Das bedeutet, daß im Sommer die Sedimentations-Neigung der Schwebstoffpartikel deutlich größer als zu anderen Jahreszeiten ist. Im Jahr 1999, für das nicht so viele Messungen vorhanden sind, lagen zwei von drei hohen Werte ebenfalls im Hochsommer. Zwei Ursachen können aus der in Abb. 2 gezeigten Formel in Betracht gezogen werden: Eine Steigerung von  $W_s$  und eine Verringerung von  $V_{\text{crit}}$ . Nähere Untersuchungen zeigten, daß der Jahresgang vor allem aus  $W_s$  resultierte, während  $V_{\text{crit}}$  nur modifizierend wirksam war. Weitere Untersuchungen müssen ermitteln, ob diese sehr interessanten Erscheinungen mit einer verstärkten Aggregation der organischen Partikel untereinander, mit Fällungsprozessen mineralischen Materials, mit einer erhöhten Klebrigkeit der Partikel, mit der Wirkung von Makrophyten, mit der geringen Wassertiefe des Flusses oder mit anderen Faktoren in ursächlichem Zusammenhang steht.

### **Sedimentationsmessungen im Flachsee (Müggelsee)**

In einem flachen See sind die Sedimentationsbedingungen wesentlich komplizierter als in einem Fluß, weil Richtung und Betrag der vom Wind angetriebenen Wasserbewegungen in kurzen Zeitintervallen wechseln und Wellenbewegungen mit zum Teil großer Energie hinzukommen. Diese treiben Resuspensionsprozesse an und sorgen damit dafür, daß zeitweise neben dem pelagisch frisch produzierten Partikeln auch große Mengen an hochgradig aggregiertem Material aus früheren Ablagerungen zur Sedimentation kommen. Auf der einen Seite des Sees können hydrodynamisch ideale Sedimentationsbedingungen und sehr geringe Konzentrationen sedimentierfähigen Materials herrschen, während auf der anderen Seite des Sees bei hohen Konzentrationen und starkem Wellengang keine Sedimentation möglich ist. Nur in den Zylinderfallen findet diese immer statt und führt hier zu sehr hohen Trappingraten, die weit über den Werten liegen, die unter den gegebenen Partikelproduktionsbedingungen als realistisch für den Netto-Stofffluß zum Gewässerboden anzusehen sind (Kozerski & Kleeberg 1998). Die von Mothes et al. (1986) durchgeführten Messungen waren daher i.w. nur als grobes Maß für die Resuspensionsprozesse zu verwenden. Mit den Tellerfallen bestimmt man realistischere Raten, weil auf der Meßfläche die Schubspannungen ähnlich wie auf den Seeboden wirken. Damit fällt der Hauptmangel der Zylinderfallen weg. Wenn bei starker Turbulenz Resuspension stattfindet, mißt man hier keine Sedimentation. Dennoch werden die Tellerfallenmessungen durch die Resuspension gestört, da das resuspendierte Material noch einige Zeit nach dem Resuspensionsvorgang im Wasser verbleibt und verfrachtet wird und sich primäre und sekundäre Sedimentation überlagern. Wie schwierig es ist, aussagefähige Muster der Sedimentation im Müggelsee zu finden, zeigen die Untersuchungen, die Pluntke und Kozerski (2002, in diesem Tagungsband) vorgestellt haben.

## **Zusammenfassung:**

1. Mit der Tellerfalle ist es möglich, realistische Raten der Netto-Sedimentation in Flüssen zu bestimmen. Sie liegen in der Spree bei wenigen Gramm pro Quadratmeter und Tag.
2. Makrophytenbestände erhöhen die Sedimentation von Schwebstoffen beträchtlich, wenn die Zufuhr partikelreichen Wassers nicht vermindert wird, wie dies bei großen Makrophytenbeständen vorkommen kann.
3. Im Bereich von submersen Makrophytenbeständen bilden sich relativ schnell dicke Muddeablagerungen, die bei Hochwasser nur z. T. erodieren und stellenweise von Sanden überlagert werden können.
4. In der Spree konnten deutliche jahreszeitliche Schwankungen der Partikelsedimentation festgestellt werden, die nicht nur aus unterschiedlichen Schwebstoffkonzentrationen und Fließbedingungen, sondern auch aus einer im Sommer gesteigerten Sedimentationsneigung der Schwebstoffpartikel resultieren.
5. Die Verfügbarkeit von Tellerfallen hat wesentlich geholfen, die Kenntnisse über die Sedimentation im bewegten Wasser zu erweitern.

## **Dank**

Wir danken Birgit Heim, Thomas Kuhn, Karina Rinke, Markus Schulz, Rene Schwartz und allen weiteren Helfern für ihre Unterstützung.

## **Literatur**

- Kozerski, H.P. & Leuschner, K. (1999) Plate sediment traps for slowly moving waters. *Wat. Res.* 33, 2913-2922.
- Kozerski, H.P. (2002) Determination of areal sedimentation rates in rivers by using plate trap measurements. *Wat. Res.* in press.
- Kozerski, H.P., Kuhn, T. and Totsche, O. (2001) In-situ Messungen der Sedimentationsraten partikulären Materials in Bühnenfeldern der Elbe. *Dt. Gesell. Limnol. Tutzing.* 121-126.
- Kozerski, H.P. & Kleeberg, A. (1998) The sediments and benthic-pelagic exchange in the shallow lake Müggelsee (Berlin, Germany). *Int.Rev.ges.Hydrobiol.* 83 (1), 77-112.
- Mothes, G., Dollan L., Hoffmann I., Kozerski H.P., Steinmann J. (1986) Der Phosphoraustausch zwischen Sediment und Pelagial im Grossen Müggelsee. *Acta Hydrophysica* 30, 91-137.
- Westrich, B. (1988) Fluvialer Feststofftransport – Auswirkungen auf die Morphologie und Bedeutung für die Wassergüte. *Schriftenreihe Wasser-Abwasser*, 22, R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.

## Untersuchungen zum Eintrag von gelösten und partikulären Stoffen aus der Szamos in die Tisza (Ungarn)

Martina Baborowski<sup>1</sup>, Jörg Kraft<sup>2</sup>, Margarete Mages<sup>1</sup>, Bernhard Karrasch<sup>1</sup>, Wolf von Tümpling jr.<sup>1</sup>, Michael Ovari<sup>3</sup>, Gyula Zaray<sup>3</sup>, Jürgen W. Einax<sup>2</sup>

<sup>1</sup>UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, e-mail: [babo@gm.ufz.de](mailto:babo@gm.ufz.de)

<sup>2</sup>Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Lehrbereich Umweltanalytik  
Lessingstraße 8, 07743 Jena

<sup>3</sup>ELTE Universität Budapest, Institut für Chemische Technologie und Umweltchemie, Pazmany Peter alley 1a, Budapest XI H 1117, Hungary

Keywords: Szamos, Tisza, Wasserbeschaffenheit, Stofftransport, Faktorenanalyse

### 1 Einleitung

Ein Cyanidunfall (SOLDAN et al. 2000) in einer rumänischen Aufbereitungsanlage für goldhaltige Sedimente nahe Baia Mare (Szamos, Januar 2000) sowie ein Unfall in einer rumänischen Bleimine (Oberlauf der Tisza, März 2000) führten temporär zu einer erhöhten Belastung der Tisza mit Cyaniden und Schwermetallen, wie Kupfer, Zink, Cadmium und Blei. Eine weitere Veränderung der Belastungssituation der Tisza ergab sich durch Sedimentumlagerungen während und nach dem Extremhochwasser im April 2000.

Im Juni 2000 sowie im Februar 2001 wurden gemeinsam mit der ELTE Universität Budapest und der Friedrich-Schiller-Universität Jena Längsprofiluntersuchungen von Sediment- und Wasserproben vorgenommen, um die Langzeitauswirkungen der Unfälle auf die Tisza zu ermitteln. Im Beitrag werden Ergebnisse der Wasseruntersuchungen im Hinblick auf die Änderung der Konzentration und Zusammensetzung ausgewählter gelöster und suspendierter partikulärer Stoffe nach Einmündung der Szamos in die Tisza vorgestellt.

### 2 Untersuchungsgebiet und Methodik

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Lage der Probennahmestellen im Einzugsgebiet.



Abb. 1: Lage der Probennahmestellen

Die Probennahmestellen 1 und 2 befinden sich im Oberlauf der Tisza, 3 bis 7 im Unterlauf der Szamos sowie 8 bis 17 in der Tisza nach dem Zusammenfluß mit der Szamos. Die Probennahmestellen 12 und 13 markieren Ein- bzw. Auslauf des 27 km langen, bis zu 6 km breiten, von der Tisza durchflossenen Tiszastausees. In dem künstlich angelegten See mit zahlreichen Altarmen, Kanälen und Inseln hat sich im Laufe der Zeit ein eigenes Ökosystem entwickelt. Durch Wehre u.a. wasserbauliche Regeleinrichtungen ist es möglich, den See bei Bedarf vor Belastungseinträgen aus der Tisza zu schützen.

#### *Parameterspektrum und Methodik*

Vor Ort wurden pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, Wassertemperatur sowie die Partikelgrößenverteilung ( $N_{\text{ges}}$ ) der suspendierten partikulären Stoffe (SPM) ermittelt (BABOROWSKI 1999).

Nach Vakuumfiltration (-200 mbar) über Glasfaserfilter (Whatman, GF/F) wurden Trockenrückstand (2 Stunden Trocknung bei 105°C) und Glührückstand (4 Stunden Glühen bei 500°C) bestimmt. Die Filtration für POC/PON und Chlorophylla erfolgte analog.

Die Bestimmung der Gesamtelementgehalte wurde nach Mikrowellenaufschluß ( $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ ) mittels ICP-OES (Al, Mn, Fe, Zn) und ICP-MS (B, V, Cr, Co, Ni, Cu, As, Rb, Sr, Ba, Ti, Pb, U) vorgenommen.

Anorganische Nährstoffe wurden photometrisch (Deutsche Einheitsverfahren 1997, 38405-D19, 38405-D10) mit einem Skalar San<sup>plus</sup>-Segmented-Flow-Analyzer bestimmt. Die Bestimmung des Gesamtphosphors (TP) erfolgte nach  $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ -Aufschluß als Phosphat-Molybdatkomplex photometrisch bei einer Wellenlänge von 880 nm. Der CSB wurde nach den Deutschen Einheitsverfahren (38405-D11) bestimmt.

Die Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes erfolgte nach katalytischer Oxidation der Proben ( $\text{O}_2$ -Trägergas) bei 850°C und anschließender Detektion des freigesetzten  $\text{CO}_2$  (Dimatoc 100), bei zeitgleicher Detektion des  $\text{NO}_x$  zur Ermittlung der PON-Konzentration.

Als Maß für die Phytoplanktonbiomasse im Gewässer kam die Chlorophyll-a-Bestimmung mittels HPLC (Ethanolextraktion, zweimaliges Einfrieren und Auftauen des Filters) zur Anwendung.

Abundanz und Biomasse der Bakterien wurden nach HOBBIÉ et al. (1977) bestimmt. Die Abundanzbestimmung erfolgte durch direkte Zählung (AOCD-Technik) am Zeiss Axioplan Epifluoreszenz Mikroskop, die Berechnung der Biomasse nach SIMON & AZAM (1989).

Zur Bestimmung der Abundanz und Biomasse der heterotrophen Nanoflagellaten (HNF) wurde die Methode von HAAS (1982) angewendet. Filtration und Zählung (Proflavin-Methode) erfolgten analog der der Bakterien, die Berechnung der Biomasse nach BØRSHEIM & BRATBAK (1987).

Die Virenabundanz wurde nach NOBLE & FUHRMAN (1998) ebenfalls mittels Epifluoreszenz-Mikroskopie ermittelt.

#### *Datenauswertung*

Auf Grund der Vielzahl der gemessenen Parameter wurden Methoden der multivariaten Statistik wie die Clusteranalyse (Ward-Methode, Quadrierte Euklidische Distanzen) und Faktorenanalyse (EINAX et al. 1997) zur Auswertung genutzt.

### **3 Ergebnisse**

In den Dendrogrammen der Clusteranalyse wird eine Gruppierung der Probennahmestellen nach einzelnen Bereichen des Einzugsgebiets sichtbar. Für die dreizehn im Juni 2000 beprobten Stellen wird dies in Abbildung 2 dargestellt. (Die im Dendrogramm nicht enthaltenen Probennahmestellen 1, 4, 5 und 6 wurden während der zweiten Probennahmekampagne im Februar 2001 zusätzlich in das Untersuchungsprogramm aufgenommen). Danach ist eine Differenzierung zwischen der Tisza vor und nach Mündung der Szamos sowie der Szamos selbst möglich. In der Vegetationsperiode sind darüber hinaus Unterschiede im Flußabschnitt der Tisza oberhalb (Probstellen 8-11) und unterhalb des Tiszastausees (Probstellen 14-17) zu erkennen, die sich sowohl in der Partikelkonzentration als auch im Spektrum der Partikelgrößenverteilung widerspiegeln (Abbildung 3a-d).

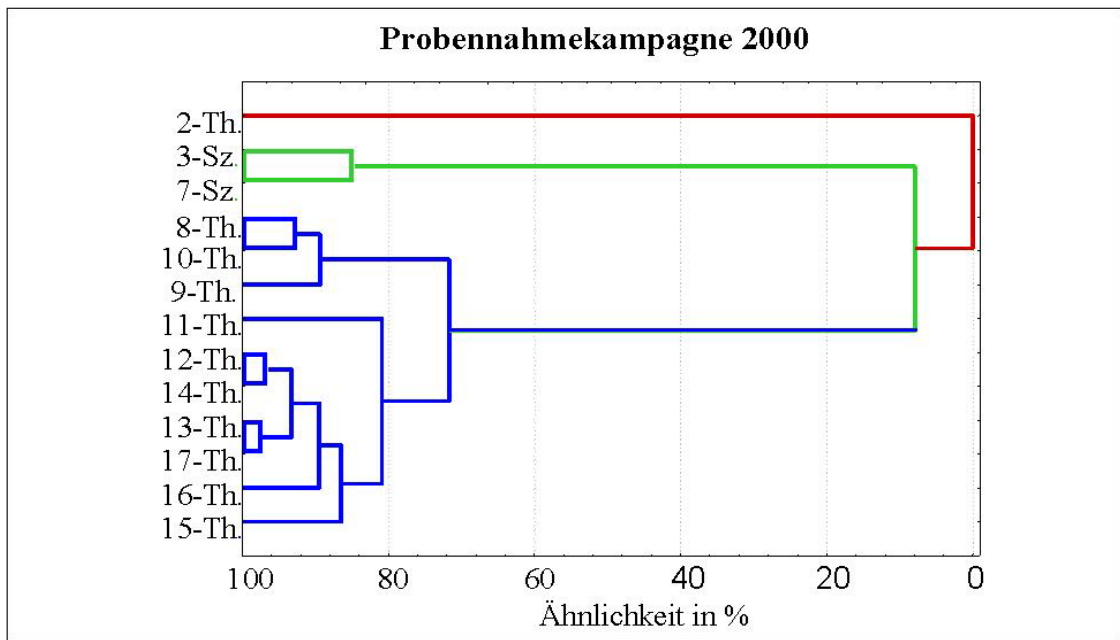


Abb. 2: Ergebnisse der Clusteranalyse für Proben der Szamos (Sz.) und Tisza (Th.)

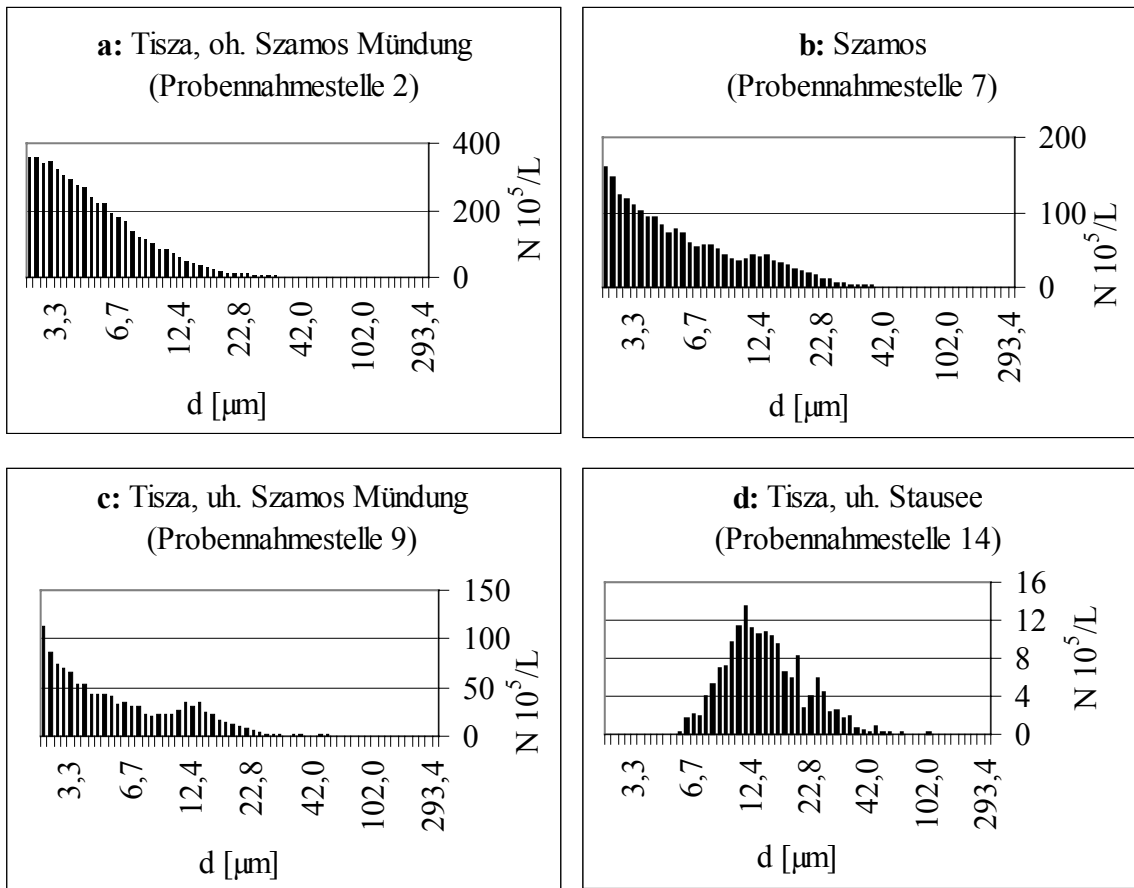


Abb. 3a-d: Spektrum der Partikelgrößenverteilung des SPM ausgewählter Probennahmestellen (x-Achse in logarithmischer Skalierung, y-Achse nicht größennormiert)

In Tabelle 1 und 2 sind die Ergebnisse der Faktorenanalyse, zur besseren Übersichtlichkeit getrennt für klassische Wasserparameter und Elementgehalte, wiedergegeben. Es werden nur Ladungen  $>0,6$  berücksichtigt.

Der Hauptteil der Varianz der klassischen Wasserparameter läßt sich sowohl für die erste Meßkampagne 06/2000 als auch für die zweite Meßkampagne 02/2001 durch 3 Faktoren beschreiben. Bezogen auf die Messungen im Juli 2000 enthält der Faktor 1 Parameter, die im Oberlauf der Tisza gegenüber der Szamos in deutlich erhöhter Konzentration vorlagen, der Faktor 2 Parameter, die aus der Szamos in höherer Konzentration in die Tisza eingetragen wurden. Der Faktor 3 beschreibt Nährstoffe, die vermutlich auf Grund landwirtschaftlicher Nutzung, in der Tisza oberhalb des Tiszastausees sowie im Bereich seines Einlaufs in erhöhter Konzentration gemessen wurden (Probennahmestellen Nr. 11 und 12).

Während der Messungen 02/2001 lagen alle im Faktor 1 enthaltenen Parameter in der Szamos gegenüber der Tisza in erhöhter Konzentration vor. Eng an die ausbleibende Phytoplanktonentwicklung in der Winterperiode gekoppelte Parameter sind in den Faktoren 2 und 3 enthalten.

Tab.1: Ergebnisse der Faktorenanalyse, Variablen klassischer Wassergüteparameter

Parameter	06/2000			02/2001		
	Ladungen Faktor 1	Ladungen Faktor 2	Ladungen Faktor 3	Ladungen Faktor 1	Ladungen Faktor 2	Ladungen Faktor 3
T <sub>w</sub>		0,84		-0,60		
Leitfähigkeit	0,94			0,79		
O <sub>2</sub>					0,74	
PH		0,68				
NH <sub>4</sub> -N			-0,78	0,82		
NO <sub>2</sub> -N			-0,74		0,59	
NO <sub>3</sub> -N			-0,60		0,89	
TP	-0,61			0,78		
Gesamtpartikelzahl		-0,82		0,92		
Partikel < 20µm		-0,87		0,91		
Partikel > 20µm				0,82		
Trockenrückstand		-0,89		0,91		
Glühverlust		0,64				0,82
Chlorophylla	0,82				0,84	
POC	0,8			0,88		
PON	0,69			0,93		
DOC	0,9					0,74
CSB	0,92			0,78		
Anteil an Gesamtvarianz in %	30,1	29,1	16,2	47,3	15,7	14,8

Faktor 1 (Tabelle 2) der Meßkampagne 06/2000 enthält Elemente, die im Oberlauf der Tisza in höherer Konzentration als in der Szamos vorlagen, Faktor 2 mit Ausnahme von Kobalt Elemente, die aus der Szamos in die Tisza in erhöhter Konzentration eingetragen wurden. Eine weitere Ausnahme bildet der Faktor 3. Die Borkonzentration war in der Szamos höher, als im Oberlauf der Tisza, nahm im Gegensatz zu Elementen des Faktors 2 aber nach Mündung der Szamos in die Tisza weiterhin zu. Während der Messungen des Folgejahres beschreibt der Faktor 1 Elemente, die aus der Szamos in die Tisza eingetragen wurden und deren Konzentration, wiederum mit Ausnahme von Kobalt gegenüber den Messungen des Vorjahres erhöht waren. Elemente des Faktors 2 wurden ebenfalls aus der Szamos eingetragen. Ihre Konzentration nahm unterhalb der Szamos-Mündung im Vergleich zum Vorjahr ab bzw. war bereits in der Szamos im Vergleich zum Vorjahr erniedrigt.

Tab. 2: Ergebnisse der Faktorenanalyse, Elementgehalte

Parameter	06 / 2000			02 / 2001	
	Ladungen Faktor 1	Ladungen Faktor 2	Ladungen Faktor 3	Ladungen Faktor 1	Ladungen Faktor 2
B			-0,77		0,81
Al	0,96				0,82
Ti	0,96				0,80
V	0,96				0,69
Cr	0,93			0,79	
Mn		0,86		0,65	0,70
Fe	0,95			0,63	0,74
Co	0,61	0,72		0,82	
Ni	0,86			0,87	
Cu		0,90		0,73	0,60
Zn		0,90		0,68	
As		0,60		0,85	
Rb	0,95				0,87
Sr		0,76			0,85
Ba	0,97				0,73
Pb				0,83	
U				0,81	
Anteil an Gesamtvarianz in %	48,0	24,6	7,7	42,4	41,0

Innerhalb des Spektrums der biologischen Meßparameter zeigte die Abundanz der Viren die größten Schwankungen (Abbildung 4a und 4b). In beiden Meßkampagnen wurden in der Szamos höhere Virenkonzentrationen als in der Tisza ermittelt.

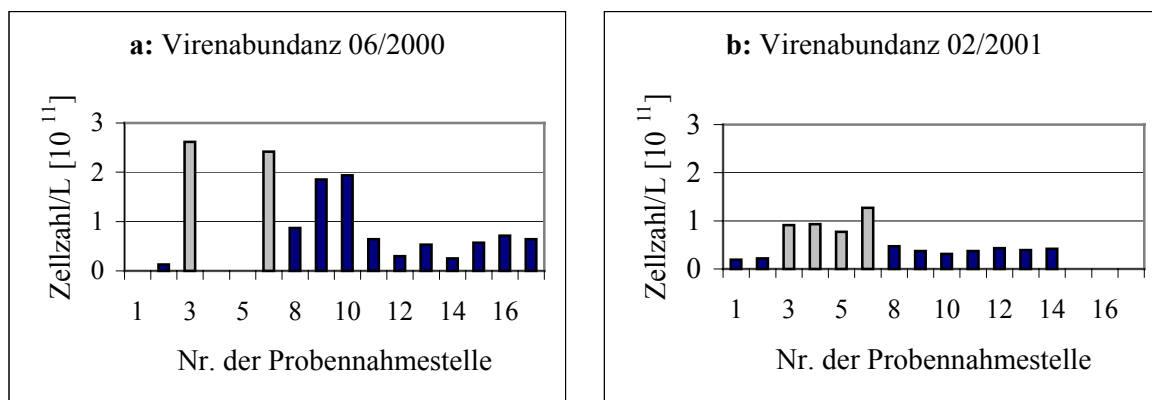


Abb 4a und b.: Abundanz der Viren in Szamos (graue Säulen) und Tisza (schwarze Säulen)

Die Abundanz und Biomasse der Bakterien schwankte 06/2000 zwischen  $1,7-6,7 \times 10^9$  Zellen/L sowie  $24,3-76,6 \mu\text{g C/L}$  in der Tisza, im Vergleich zu  $3,8 \times 10^9$  Zellen/L und  $204,5 \mu\text{g C/L}$  in der Szamos. In der Winterperiode 02/2001 wurden in der Tisza  $0,9-1,4 \times 10^9$  Zellen/L und eine Biomasse von  $13,8-23,0 \mu\text{g C/L}$  sowie  $0,9-1,3 \times 10^9$  Zellen/L und eine Biomasse von  $13,9-22,3 \mu\text{g C/L}$  in der Szamos ermittelt. Die Abundanz und Biomasse der heterotrophen Nanoflagellaten betrug während der Vegetationsperiode 06/2000  $1,1-3,1 \times 10^6$  Zellen/L und  $0,7-2,5 \mu\text{g C/L}$  in der Tisza sowie  $2,3 \times 10^6$  Zellen/L und  $1,5 \mu\text{g C/L}$  in der Szamos. Im Winter 02/2001 betrug diese  $0,9-3,2$  Zellen/L und  $0,3-1,1 \mu\text{g C/L}$  in der Tisza sowie  $1,3-1,7$  Zellen/L und  $0,4-0,8 \mu\text{g C/L}$  in der Szamos.

## 4 Diskussion

Die Auswertung der Meßergebnisse deutet auf eine klare Strukturierung des Tisza-Einzugsgebiets in die Bereiche der Tisza oberhalb und unterhalb der Szamos-Mündung sowie die Szamos selbst hin. Unterhalb der Szamos-Mündung ist in der Vegetationsperiode eine weitere Unterscheidung zwischen dem Bereich oberhalb und unterhalb des Tiszastausees möglich.

Die Ergebnisse der Faktorenanalyse vermitteln einen Überblick über vorrangig aus der Szamos in die Tisza eingetragene Stoffe.

Während der Vegetationsperiode wurden in der Szamos gegenüber der Tisza deutlich höhere POC-, PON-, DOC- und Chlorophyll-a-Konzentrationen gemessen.

Abundanz und Biomasse der Bakterien schwankten im Bereich der Werte anderer Flüsse (z.B. Elbe, Donau). Abundanz und Biomasse der heterotrophen Nanoflagellaten waren im Vergleich zur Elbe geringer. Beide Meßkampagnen ergaben höhere Virenkonzentrationen in der Szamos gegenüber der Tisza, insgesamt jedoch vergleichbar mit unteren Konzentrationen in Elbe und Saale.

Aus der Szamos werden Salze und eine Vielzahl von Schwermetallen in die Tisza eingetragen. Der Vergleich beider Probenahmen ergab bei einer ähnlichen Abflußsituation im Februar 2001 erhöhte Konzentrationen an Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Pb, Cd, und U, geringere Konzentrationen an B, Rb, Sr und Ti gegenüber der Beprobung im Juni 2000. Eine Aussage über die Ursache der erhöhten Konzentrationen einzelner Elemente, z.B. als Folge eventueller Rücklösungsprozesse aus dem Sediment, kann erst nach Fertigstellung aller Sedimentanalysen getroffen werden.

Die Ergebnisse der statistischen Untersuchungen lassen Aussagen zur Optimierung künftiger Probenahmestrategien zu. Wegen der Strukturierung des Einzugsgebiets erscheint es sinnvoll, die zeitlich aufwendige Ausdehnung der Probenahmen im Längsprofil zu Gunsten verdichteter Messungen im Oberlauf der Tisza, in der Szamos sowie oberhalb und unterhalb des Tisza-Stausees zu reduzieren.

## Danksagung

Claudia Kraft und Karsten Rahn danken wir für die Unterstützung bei der Probenahme, dem Ungarischen Umweltministerium und dem Internationalen Büro des BMBF für die Förderung des Projekts.

## Literatur

- Baborowski, M : Bestimmung der Partikelgrößenverteilung von suspendierten partikulären Stoffen mit dem PARTMaster, in: Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern/ [vom DVWK-Arbeitskreis "Schweb- und Schadstoffe in Fließgewässern erarb.]-Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, 1999 (Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 128) ISBN 3-89554-111-7, 383-384
- Børshøj, K. Y. & Bratbak, G. (1987): Cell volume to cell carbon conversion factors for a bacteriophage *Monas* sp. Enriched from seawater. Mar. Ecol. Prog. Ser. 36: 171-175
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 1997, 39. Lieferung. WILEY-VCH, Weinheim
- Einax, J. W., Zwanziger, H. W., Geiß, S. (1997): Chemometrics in Environmental Analysis. VCH (Weinheim), ISBN 3-527-28772-8, 384 pp.
- Haas, L. W. (1982): Improved epifluorescence microscopy for observing planktonic micro-organisms. Annals L'Institute Oceanographic. 58: 261-266
- Hobbie, J. E.; Daley, R. J. & Jaspers, S. (1977): Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. Appl. Environ. Microbiol. 33 (5): 1225-1228
- Noble, R. T. & Fuhrman, J. A. (1998): Use of SYBR Green I for rapid epifluorescence counts of marine viruses and bacteria. Aquat. Microb. Ecol. 14: 113-118
- Simon, M. & Azam, F. (1989): Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. Mar. Ecol. Prog. Ser. 51: 201-213
- Soldan, P.; Pavonic, M.; Boucek, J. & Kokes, J. (2000): Baia Mare Accident-Brief Ecotoxicological Report of Czech Experts. Ecotoxicology and Environmental Safety 49, 255-261

## Umweltbeeinträchtigungen durch Wasserkraftnutzung in Amazonien am Beispiel des 25 Jahre alten Curuá-Una-Staudamms

Gunkel, Günter<sup>1</sup>, Lange, Uwe<sup>2</sup>, Walde, Detlef<sup>3</sup> and Rosa, João W. C.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Technische Universität Berlin, FG Wasserreinhaltung, Berlin

<sup>2</sup> Technische Fachhochschule, Wasserbau- und Wasserwirtschaft, Berlin

<sup>3</sup> Universidade de Brasília, Instituto de Geociências, Brazil

Keywords: Curuá-Una, Amazonien, Stausee, Holzabbau, Eisen, Eutrophierung

### 1. Einleitung

Der Curuá-Una Stausee, nahe Santarém/Pará im brasilianischen Amazonasgebiet gelegen, ist mit 25 Jahren einer der ältesten Stauseen in Amazonien; er wird ausschließlich für die Energiegewinnung genutzt, die installierte Leistung beträgt 31 MW. Das ehemalige Flusstal des Curuá-Una mit den beiden Hauptzuflüssen Rio Mojuí dos Campos und Rio Mujú wurden eingestaut, und es entstand ein Stausee von 90 km Länge und einer maximalen Breite von 2,7 km. Die maximale Wassertiefe beträgt 19,5 m, die mittlere Wassertiefe liegt bei nur 6 m. Die Wasseraustauschzeit ist mit 3 bis 11 Wochen gering. Das Einzugsgebiet erstreckt sich 120 km in Ost-West-Richtung und 220 km in Nord-Süd-Richtung, ein Gebiet, dass mit Ausnahme der Region von Santarém ursprünglich mit primärem Regenwald bestanden war.

Der Bau eines Stausees führt generell zu einer ganzen Vielzahl von Umweltbelastungen, einige dieser Effekte können leicht quantifiziert werden, so z. B. der Verlust des Waldes, kultureller Werte und der terrestrischen Fauna und Flora. Dagegen ist die Beeinträchtigung des aquatischen Ökosystems ein vergleichsweise komplexer Prozess: Nach der Dammschließung entwickelt sich ein neues Ökosystem mit einem neuen Gleichgewichtszustand der wasserchemischen Parameter und der weitgehend unbekannt biologischen Prozesse. Bislang sind nur wenige Daten über die Entwicklung eines Stausees in Amazonien vorhanden, u. a., weil die Erkenntnisse aus anderen klimatischen Zonen nicht direkt auf die Stauseen in Amazonien übertragen werden können.

Zur Bewertung und Quantifizierung der Umweltbeeinträchtigungen der Stauseen in Amazonien wurde die bereits lange bestehende Anlage des Curuá-Una mit einem vergleichsweise kleinem Aufstau untersucht. Ziel war es, sowohl die Beeinträchtigungen zu erfassen, die sich durch die Veränderungen in den verschiedenen Teileinzugsgebieten ergeben, als auch die Prozesse zu quantifizieren, die die Nutzung des Staukörpers beeinträchtigen. Eine besondere Aktualität erhält diese Arbeit, weil die brasilianische Regierung plant, im nächsten Jahrzehnt, die vorhandenen 6 Stauseen um 73 zu erweitern, da ein erhebliches Energieversorgungsdefizit in Amazonien besteht und fossile Energieträger nicht zur Verfügung stehen.

## 2. Ergebnisse

### 2.1. Wasserchemische und biologische Parameter

Der Curuá-Una ist ein Schwarzwasserfluss mit einer Sichttiefe von 2 – 3 m, er durchquert im Oberlauf eine Region mit ionenreichen Latosolböden, die zu einer erhöhten Leitfähigkeit von 40  $\mu\text{S}/\text{cm}$  führen, die beiden anderen Zuflüsse (Rio Mojuí dos Campos und Rio Mujú) liegen in einem Gebiet tertiärer Sedimente und sind deutlich ionenärmer ( $\text{LF} = 12 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) und saurer ( $\text{pH} = 4,7 - 5,1$ ). Im Stausee entwickelt sich ein Mischplankton mit geringer Biomasse ( $< 10^4$  Zellen/ml), u. a. die Cyanophyceae *Merismopedia tenuissima*, *Chlamydomonas*-Arten, und *Trachelomonas volvocina*. Es findet eine intensive Entwicklung der flotierenden Vegetation statt mit *Polygomun portoriense*, eine Polygonaceae, als dominierende Art.

### 2.2. Umweltbelastungen und Nutzungsbeeinträchtigungen des Stausees

Die zentralen Probleme des Curuá-Una Stausees sind heute:

- die Entwaldung und Landnutzung in Einzugsgebiet als Folge der Migration der Menschen,
- das Auftreten neuer Krankheiten in dem Gebiet, z. B. die an Waldränder gebundene Leishmania oder die ans Wasser gekoppelte Malaria,
- die Eutrophierung mit einer massenhaften Entwicklung der flotierenden Vegetation,
- der nicht stattfindende Abbau des überfluteten Waldes,
- die Eisenkorrosion an den technischen Anlagen und
- die Mobilisierung von Hg und eine entsprechende Kontaminierung der Region.

#### 2.2.1. Veränderung des Einzugsgebietes

Es wurde ein Wasser-Informationssystem entwickelt auf der Grundlage von Satellitenkarten, Höhenlinien, topographischen Karten und geologischen Karten. Durch UTM-Projektion lassen sich hieraus z. B. das Entwässerungssystem, die Entwaldungszonen und die erosionsgefährdete Bereiche erfassen. Durch die Migration und Siedlung der Menschen entlang der (nur sporadisch passierbaren) Wege fand eine Entwaldung durch Brandrodung statt, die sich Stichstraßen ähnlich fast 10 km tief in den Regenwald erstreckt und auch in großer Entfernung vom Stausee festzustellen ist.

Dies führt zu einer starken Erhöhung der Erosionsgefährdung, und es ergeben sich im Süden des Einzugsgebietes des Curuá-Una Regionen mit sehr hoher Erosionsgefährdung, in dieser Region kommt eine andere geologische Formation (Latosole) vor, mineralienreiche kristalline Gesteine, die charakteristisch für den Randbereich des Amazonasbeckens sind. Die Verwitterung und die anthropogen erhöhte Erosion führt zu einer Eutrophierung des Stausees, die erhöhten P-Einträge sind im Zufluss des Curuá-Una mit  $> 50 \mu\text{g}/\text{l}$  P feststellbar. Auch ist der Ca-Gehalt des Curuá-Una Zuflusses mit  $2,8 \text{ mg}/\text{l}$  deutlich erhöht, ein Hinweis auf die stattfindende Erosion.

#### 2.2.2. Eutrophierung

Die Eutrophierung eines neu angelegten Staudammes ist ein gut bekannter Prozess, und es sind hier drei Phasen zu unterscheiden, die explosionsartige trophische Entwicklung als Folge des Aufstaus,

dann die trophische Depression, an der sich eine langfristige kulturelle Eutrophierung anschließt. Für den Curuá-Una liegen einige Daten zur Makrophytenbedeckung als Maß für die Trophie vor, dieser Eutrophierungsprozess als Folge des Einstaus ist nicht ein Prozess von Jahren, sondern von Jahrzehnte.

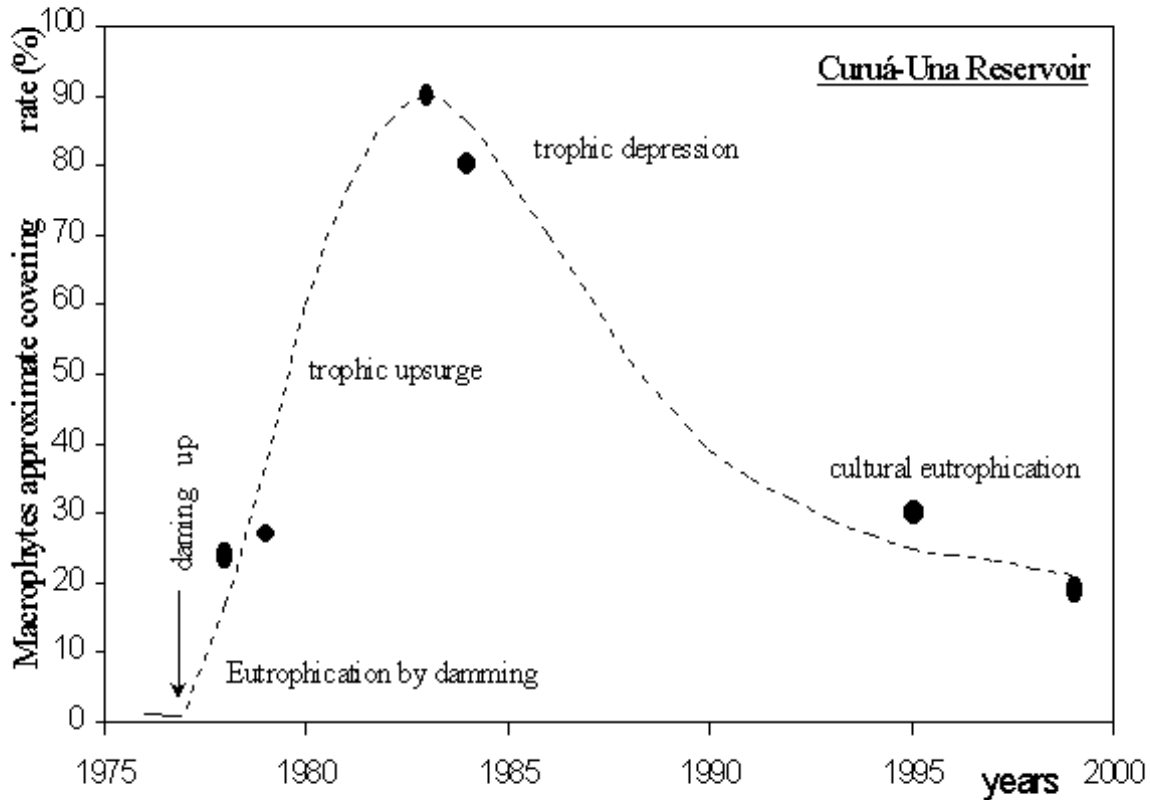


Abb. 1. Trophic upsurge des Curuá-Una anhand der Entwicklung flotierender Makrophyten (unter Verwendung von Daten von Junk (1982)).

Heute, 25 Jahre nach Einstau, ist das Hypolimnion des Stausees noch sauerstofffrei, und es werden meist Phosphorkonzentrationen von 20 – 30 µg/l P total gefunden. Die höchsten Phosphorkonzentrationen treten im Zulauf des Curuá-Una auf mit Werten 55 µg/l – zweifellos bedingt durch die Erosion der Latosole.

Als Folge der Nährstoffeinträge tritt intensive Entwicklung der flotierenden Makrophyten auf und heute noch wird ein Deckungsgrad von 20 – 30 % erreicht, nahezu alleinige vorkommende Art ist *Polygonum portoriense*.

### 2.2.3. Abbau der eingestauten Vegetation

Die im See verbliebene abgestorbene Vegetation stellt heute ein großes Problem dar, denn der erwartete Abbau erfolgte bislang nicht und heute noch ragen die abgestorbenen Bäume aus dem Wasser (Abb. 2).



Abb. 2. Abgestorbene Bäume im Staubereich des Curuá-Una, 23 Jahre nach dem Einstau.

Der Holzabbau in einem Stausee der Tropen kann durch Bakterien und Pilze erfolgen, Termiten treten dagegen auf den im Wasser stehenden Bäumen nicht auf. Daneben tritt auch eine Insektenlarve auf, *Asthenopus curtus*, eine Ephemeroptera, die Gänge in das Holz bohrt. Die Larve selber nutzt die Gänge als Wohnröhre und ist ein Planktonfiltrierer. *Asthenopus* konnte auch im Curuá-Una nachgewiesen werden, auch war Phytoplankton im Wasser vorhanden, so dass eine Nahrungslimitierung von *Asthenopus* nicht die Ursache für den fehlenden Holzabbau sein kann. Auch die Vermutung, dass der Holzabbau durch Versauerung gehemmt ist, hat sich nicht bestätigt – die pH-Werte im Hauptbecken des Stausees sind moderat. Eine Limitierung des Vorkommens von *Asthenopus* kann aber über die Wasserstandsschwankungen im See erfolgen, da *Asthenopus* sehr sensibel gegen Sauerstoffmangel ist und nur im Bereich der Oberfläche von Gewässern lebt. Häufige Wasserstandsänderungen führen dazu, dass die Larven entweder trocken fallen oder hoch überstaut werden und dann letal geschädigt werden. Zusammenfassend muss hervorgehoben werden, dass der Holzabbau in den tropischen Stauseen (und auch in Stauseen der gemäßigten Breiten) ein langwieriger Prozess über viele Jahrzehnte ist.

Der fehlende Holzabbau führt zur Behinderung des Bootsverkehrs, eine fischereiliche Bewirtschaftung mit Netzfischerei ist nicht möglich und die Vollzirkulation des Wassers ist erschwert. Zudem tritt über viele Jahrzehnte ein Eintrag von Huminsäuren und Nährstoffen durch die Mineralisierung der Biomasse auf.

#### 2.2.4. Eisenkorrosion

Ein zentrales Problem bei der Nutzung des Curuá-Una Stausees stellt heute die Eisenkorrosion dar – Rohre werden durch ausfallendes Eisen zugesetzt, an der Turbine tritt Korrosion auf, und die Drainage des Damms sintert zu. Als Quelle des Eisens in Flüssen Amazoniens können drei Vorgänge genannt werden: Eine Lösung des Fe aus dem Boden im Einzugsgebiet durch saure

Niederschläge, eine Erosion der Böden im Einzugsgebiet bzw. der Flusssohle und die chemische Reduktion von Fe<sup>3+</sup> im Flusslauf und Stausee. Eine Bestandsaufnahme von Furch (1985) zeigt, dass die Eisengehalte des Curuá-Una hoch sind, aber noch in dem für Amazonien typischen Bereich liegen.

Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass die hohen Eiseneinträge mit > 2 mg/l Fe nur über den Curuá-Una erfolgen, und die Stratifizierung des gelösten Eisens zeigt eindeutig, dass hohe Konzentrationen an gelöstem Eisen nur im Hypolimnion unter Sauerstoffarmut auftreten; über redoxchemische Prozesse wird das in den Fluss eingetragene Eisen mobilisiert und bis zur Staumauer transportiert. Durch Sauerstoffzutritt tritt dort dann eine Fällung auf und führt zu den Korrosionsproblemen. Somit ist die Eutrophierung des Stausees ursächlich dafür verantwortlich, dass Eisenkorrosion auftritt.

### 2.2.5. Eisen- und Quecksilbermobilisierung

Eng verknüpft mit der Freisetzung von Eisen im Einzugsgebiet des Curuá-Una ist die Mobilisierung von Quecksilber: Die Böden im Amazonasgebiet, u. a. im Bereich des Curuá-Una, sind natürlicherweise stark quecksilberhaltig, die Aktivität des Minings führt dagegen nur zu einer geringen Erhöhung des Hg-Bestandes im Boden. Im Einzugsbereich des Curuá-Una fand bzw. findet eine sukzessive Veränderung der Böden statt, beginnend mit der Migration der Leute und der Brandrodung. Eine direkte Folge ist die Zerstörung der organischen Anteile der obersten Bodenschicht durch Luft- und UV-Zutritt und der mineralische Horizont wird freigelegt, das in bzw. an den organischen Anteilen gebundene Quecksilber wird hierbei freigesetzt und mit dem sauren Niederschlagswasser ausgespült. Die nächste Stufe ist die Versandung ("sandification"), hierbei erodiert der Starkregen die feinkörnigen Schluffanteile sowie damit assoziierte Fe-oxyhydrate aus dem Boden und es kommt zu einem Export von Eisen und Hg, die überwiegend an die feinkörnige Fraktion gebunden sind. Der anschließende Prozess ist die bekannte Podsolierung: versickernde saure Niederschläge führen zur vertikalen Verlagerung von Eisen und Aluminium sowie von gelösten organischen Stoffen, und Fe als auch Hg kann komplex gebunden mit dem Schichtenwasser exportiert werden (Roulet et al. 1998, 1998a).

Heute ist die Curuá-Una Region extrem mit Quecksilber kontaminiert – letztendlich eine Folge des Staudammbaus und der dadurch ausgelösten Migration der Menschen.

### 3. Umweltökologische Bewertung des Curuá-Una Stausees

Heute lassen sich zahlreiche Umweltbeeinträchtigungen am Curuá-Una erkennen, die zur einer nachhaltigen Beeinträchtigung der Umwelt und der Menschen führen (Tab. 1), und der ökonomische Effekt des Wasserkraftwerkes und des Stausees sind in einem extremen Ungleichgewicht zu diesen Umweltbelastungen (Gunkel et al. 2000, 2001).

Weitreichende Effekte eines Damms:	Situation des Curuá-Una
Mikroklima	kein Effekt
Wasserbilanz, Grundwasserhydraulik	keine Daten vorhanden
Landnutzung im Einzugsgebiet	Zunahme der Bevölkerung, Entwaldung, Erosion und Nährstoffaustrag, Hg-Mobilisierung

Entwicklung landgebundener Krankheiten	Leishmania
Entwicklung wassergebundener Krankheiten	Malaria, Bilharziose (?)
<b>Auswirkungen eines Dammes:</b>	
Verlust an Land	~ 102 km <sup>2</sup>
Verlust an Holz	~ 50 • 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Verlust an Fauna und Flora	keine Daten vorhanden
Verlust anthropogener/geologischer Monumente	keine schützenswerten Monumente
Umsiedlung der Bevölkerung	war nicht notwendig
Ufererosion	Wasserspiegelschwankungen von 6 m, keine Entwicklung der Litoralvegetation
Erhöhte Sedimentablagerung im Stausee	kein signifikanter Effekt
Eutrophierung	anoxisches Hypolimnion, Massenentfaltung flotierender Makrophyten
Beeinträchtigung der Wasserqualität	hohe Fe-Konzentrationen, Eisenkorrosion
Abbau der eingestauten Vegetation	5 • 10 <sup>3</sup> t/a Treibhausgas, erhöhte Sauerstoff-Zehrung, Versauerung
Abbau der überfluteten Bäume	kein signifikanter Abbau, Behinderung des Bootsverkehrs und der Fischerei
Einwanderung neuer Arten	einige Neophyta und Neozoa sind aufgetreten
<b>Auswirkungen unterhalb eines Dammes:</b>	
Abflussregulierung	keine Daten vorhanden
Veränderte Hochwasserdynamik	keine Daten vorhanden
Fehlendes Geschiebe im Flussbett	keine Daten vorhanden
Unterbrechung der Durchgängigkeit	keine Daten vorhanden

### Zitierte Literatur:

- Furch, K. & Junk, W. J. (1997) Physicochemical conditions in the floodplains. In: Junk, W. J. (ed). The Central Amazon Floodplain. Ecological Studies 126, 69-108. Springer.
- Gunkel, G., Lange, U., Walde, D. & Rosa, J. W. C. (2001) Environmental and Operation impact of a reservoir in Amazon, Curuá-Una, Pará/Brazil. Lakes & Reservoirs (subm.)
- Gunkel, G., Lange, U., Walde, D. & Rosa, J. W. C. (2000) Environmental Impact of the Curuá Una Reservoir - Amazon: Limnological State. Proceedings of the German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems: SHIFT-Forum (in press)
- Junk, W. J. (1982) Zur Entwicklung aquatischer Makrophyten in Curuá-Una, dem ersten Stausee in Zentralamazonien. Arch. Hydrobiol., 95, 169-180.
- Roulet, M., Lucotte, M., Saint-Aubin, A., Tran, S., Rhéault, I., Farella, N., De Jesus da Silva, E., Dezencourt, J., Sousa Passos, C.-J., Santos Soares, G., Guimarães, J.-R.D., Mergler, D. & Amorim, M. (1998) The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. Sci Total Environ 223, 1-24.
- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Rhéault, I., Tran, S., De Freitas Gog, Y. G., Farella, N., Souza do Vale, R., Sousa Passos, C.-J., De Jesus da Silva, E., Mergler, D. & Amorim, M. (1998a) Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. Sci Total Environ 223, 203-211.

Keywords: Kanusport, Ems, Störungsökologie, Driftdiurnalität

## **Einflussnahme des Kanusports auf die natürliche Driftdiurnalität eines Tieflandflusses**

**Mario Krismann und Elisabeth I. Meyer**

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Ökologie der Tiere, Abt. für Limnologie

Hüfferstr. 1, 48149 Münster; Email: [mariokrismann@gmx.de](mailto:mariokrismann@gmx.de)

### **Einleitung**

Zunehmender Freizeitdruck auf die Fließgewässer in NRW führte in den letzten Jahren zu einem steigenden Konfliktpotenzial zwischen dem Kanusport auf der einen und dem Schutz der Lebensgemeinschaften an Fließgewässern auf der anderen Seite. Streng wissenschaftlich erhobene Daten über mögliche Auswirkungen des Kanufahrens fehlen jedoch bisher weitgehend. In dem interdisziplinären, zweijährigen Forschungsprojekt „Kanusport und Naturschutz“ der Universität Münster wurden am Institut für Evolution und Ökologie der Tiere limnologische und am Institut für Landschaftsökologie ornithologische Fragestellungen bearbeitet. Die hier geschilderten Untersuchungen gewähren nur stichprobenartig einen Einblick in das Forschungsvorhaben und können daher nicht die aus der Gesamtheit aller Untersuchungsergebnisse gewonnenen Erkenntnisse und abgeleiteten Schlussfolgerungen widerspiegeln.

### **Untersuchungsgebiet**

Im Rahmen des gesamten Forschungsvorhabens wurden an fünf nordrhein-westfälischen Fließgewässern (Ems, Werse, Eltingmühlenbach, Lippe, Ruhr) limnologische Untersuchungen durchgeführt (vgl. Abb. 1). Während die Probestellen an der Ruhr bei Arnsberg im Mittelgebirgsraum liegen, befinden sich alle übrigen Gewässer in der Westfälischen Tieflandsbucht. Die Auswahl der Untersuchungsgewässer erfolgte nach den Kriterien „Wassertiefe“ (Grundberührung!), „Geographische Region“ sowie dem „Sohlsubstrat“. Im Folgenden werden ausschließlich die Untersuchungsergebnisse der Probestelle „E3“ an der Ems wiedergegeben. Diese Probestelle befindet sich an der Überquerung der B481 (km 10,8 der Kilometrierung des Kanuverbandes NRW). Dort wurde eine gewerblich intensiv genutzte Ein- und Aussatzstelle für Kanuten eingerichtet. Der betrachtete Emsabschnitt kann aus Sicht des Kanusports als mäßig tiefes Fließgewässer mit sandiger Sohle charakterisiert werden, so dass es bei der Befahrung mit Kanus kaum zu direkten Bodenkontakten kommt.

### **Methodik**

Im Umfeld von E3 wurde in Gegenwart von ein- und aussetzenden Kanus (Kajaks und Kanadier) die Drift benthischer Invertebraten erfasst. Verwendet wurden ufernah, ca. 5 - 10 cm über der Gewässersohle arretierte Gaze netze (Maschenweite 250  $\mu$ m, Expositionsfläche 0,05 m<sup>2</sup>). Es wurden drei Netze folgenderweise positioniert: Das vorderste Netz (Netz 1) wurde 25 m stromaufwärts der



Ein- und Aussatzstelle, das mittlere Netz (Netz 2) ca. 5 - 7 m dahinter und das dritte Netz 25 m weiter stromabwärts aufgestellt. Das Aufstellen der Netze erfolgte unter Berücksichtigung der ufernahen Strömungsmuster (Driftkörpermethode). Die Drift wurde zum einen während des tatsächlich auftretenden Kanuverkehrs (unten nicht weiter vorgestellt) und zum anderen im Rahmen eines mit

**Abb. 1:** Lage aller Probestellen und Untersuchungsabschnitte

Punkte: Limnologische Probestellen, Linien: Ornithologische Untersuchungsabschnitte

Kanuten des Albersloher Kanu-Clubs e.V. durchgeführten Experimentes erfasst. Aufgabe einer zehnköpfigen Gruppe war es, von einer ca. 150 m gewässeraufwärts liegenden Sammelstelle aus in ansteigenden Anzahlen (1, 3, 6, 10 Kajaks) die Ein- und Aussatzstelle zunächst möglichst diszipliniert, dagegen in einem zweiten Untersuchungsteil möglichst undiszipliniert anzufahren, auszusetzen und abschließend wieder zum Ausgangspunkt zurückzupaddeln. Vor und nach den Kanubefahrungen wurden Nullmessungen durchgeführt. Die Driftintervalle betragen 15 min.

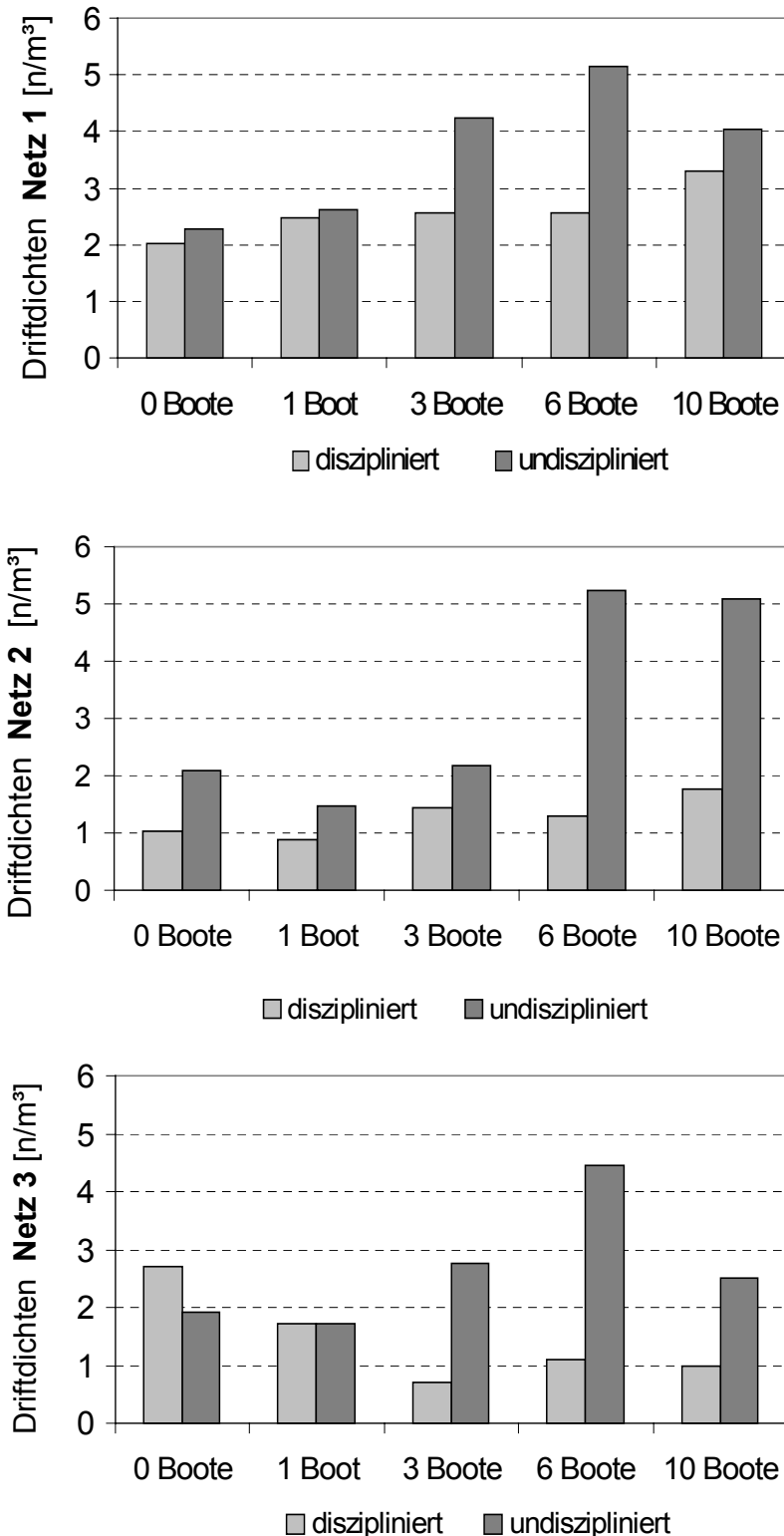
Zusätzlich zu den direkt mit dem Kanusport in Bezug stehenden Untersuchungen wurden an E3 am 9.6.99 mit einem Driftnetz wenige Meter unterhalb der Ein- und Aussatzstelle spätabendliche Driftmessungen (zw. 17:45 Uhr – 23:58 Uhr, 14 Intervalle über 25 min) durchgeführt. Ziel dieser Untersuchungen war es, das Ausmaß der natürlichen Driftdiurnalität den Veränderungen der Driftichten, welche durch den Kanusport verursacht werden, gegenüberzustellen.

Die abgedrifteten Organismen wurden vor Ort in 1l - PE-Flaschen überführt, lebend ins Labor gebracht, belüftet, ausgelesen und zur späteren Determination in 70%- Ethanol (Milben in Koenike-Lösung) konserviert. Nach dem Auslesen der Organismen wurde zusätzlich die in den Driftproben enthaltene Menge des abgedrifteten partikulären organischen Materials (POM) bestimmt (Trocknung über 24h bei 104°C, Verglühung über 4,5h bei 560°C). Schließlich wurden nach dem Aus- und Einsetzen der Wassersportler vom Ufer aus mit einem an einer Stange befestigten Schöpfer Wasserproben gewonnen. Diese sollten das räumliche Ausmaß und den zeitlichen Verlauf einer Veränderung der Wasserbeschaffenheit dokumentieren (Bestimmung der Konzentration des anorganischen- und organischen Anteils ungelöster Wasserinhaltsstoffe).

## Ergebnisse

### Experimentelle Kanubefahrungen auf der Ems

Während des an E3 am 6.7.99 durchgeführten Kanuexperimentes führte die Ems mit ca.  $6,5 \text{ m}^3/\text{sec}$  vergleichsweise wenig Wasser. Dies entspricht in etwa der durchschnittlichen Abflusssituation des Tieflandflusses während der Sommermonate. Fremde Boote störten das zwischen 13:45 Uhr und 16:35 Uhr durchgeführte Feldexperiment nicht. Die Wassertiefen an den drei Netzen lagen bei 66 cm bis 97 cm. Die mittlere Fließgeschwindigkeit der Ems betrug  $0,45 \text{ m}/\text{sec}$ .



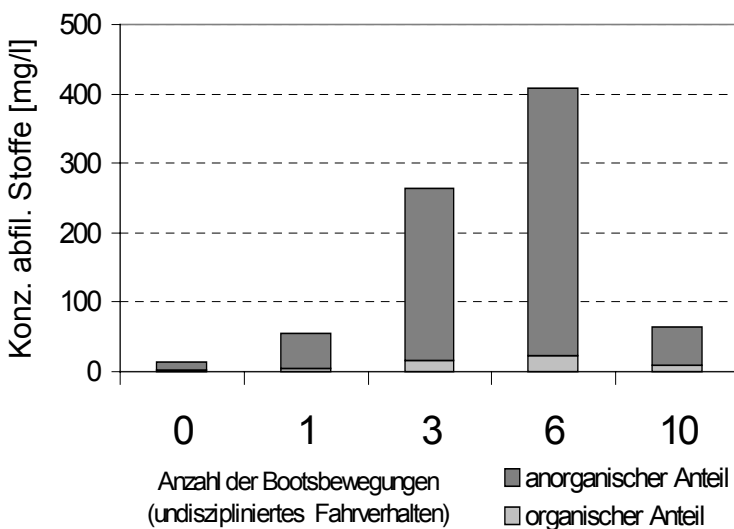
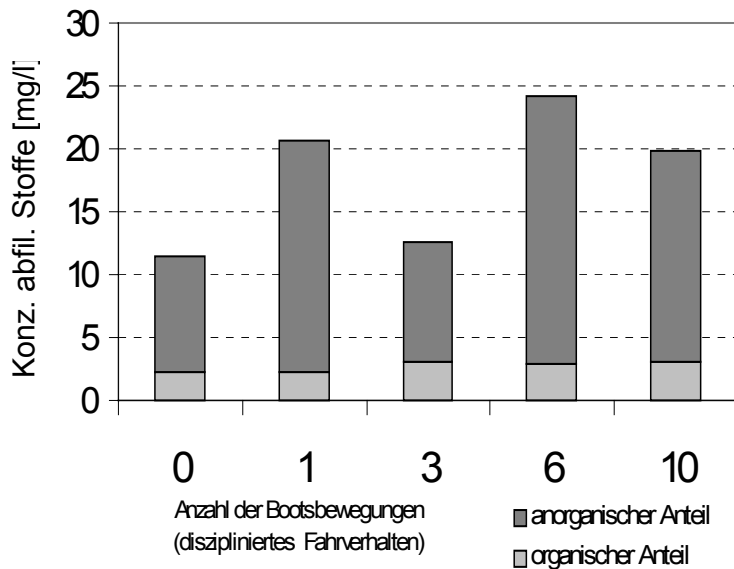
Die Abb. 2 veranschaulicht, dass an allen Netzen während des bewusst undisziplinierten Aus- und Einsetzens der Kanugruppe ausnahmslos höhere Driftdichten als während der diszipliniert vorgenommenen Befahrungen auftraten. Während am Netz 1 dieser Effekt schwächer ausgeprägt war, wurden an den Netzen 2 und 3 um  $2,5\times$  bis  $4\times$  höhere Driftdichten festgestellt. Gegenüber den Nullmessungen erhöhten sich die Driftdichten bei diszipliniertem Fahrverhalten nicht, dagegen überstiegen die Driftdichten bei undisziplinierter Fahrweise am Netz 1 um bis zu dem Faktor  $2,5\times$ ,

**Abb. 2:** Standort Ems (E3), 6.7.99: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven, experimentell vorgegebenen Befahrensintensitäten sowie unterschiedlichem Fahrverhalten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten.

Abfluss der Ems (Pegel Haskenau):  $6,40 \text{ m}^3/\text{sec}$  entspricht ( $\text{MNQ} \times 2$ ), mittlere Fließgeschwindigkeit an den Netzen:  $0,45 \text{ m}/\text{sec}$ .

Driftdichten in Abwesenheit von Bootsverkehr:  $0,41 - 2,72 \text{ n}/\text{m}^3$  ( $n=43$  an acht Untersuchungstagen bei Abflüssen von  $4,7 - 8,8 \text{ m}^3/\text{sec}$  (Pegel Haskenau)).

am Netz 2 um bis zu dem Faktor  $3,3\times$  und am Netz 3 um bis zu dem Faktor  $2\times$  die Nullmessungen. Nach den undisziplinierten Fahrmanövern überstiegen die Driftdichten an allen drei Netzen deutlich die Schwankungsbreite der Driftdichtenentwicklung in Abwesenheit von Wassersportlern ( $n=43$ , Ergebnisse von an acht Untersuchungstagen durchgeführten Nullmessungen). Sämtliche Vergleichsuntersuchungen fanden unter ähnlichen Abflussverhältnissen, zur gleichen Jahres- und Tageszeit und am identischen Standort statt.



Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass im Rahmen dieses Feldexperimentes durch das bewusst undisziplinierte Aus- und Einsetzen einer Kanugruppe sowohl eine Vorbeifahrt als auch unterhalb der Ein- und Aussatzstelle höhere Driftdichten in der Ems auftraten. Dieser Effekt war bei der Vorbeifahrt am Netz 1 am schwächsten und am Netz 2, ca. 6 m unterhalb der Ein- und Aussatzstelle, am stärksten ausgeprägt.

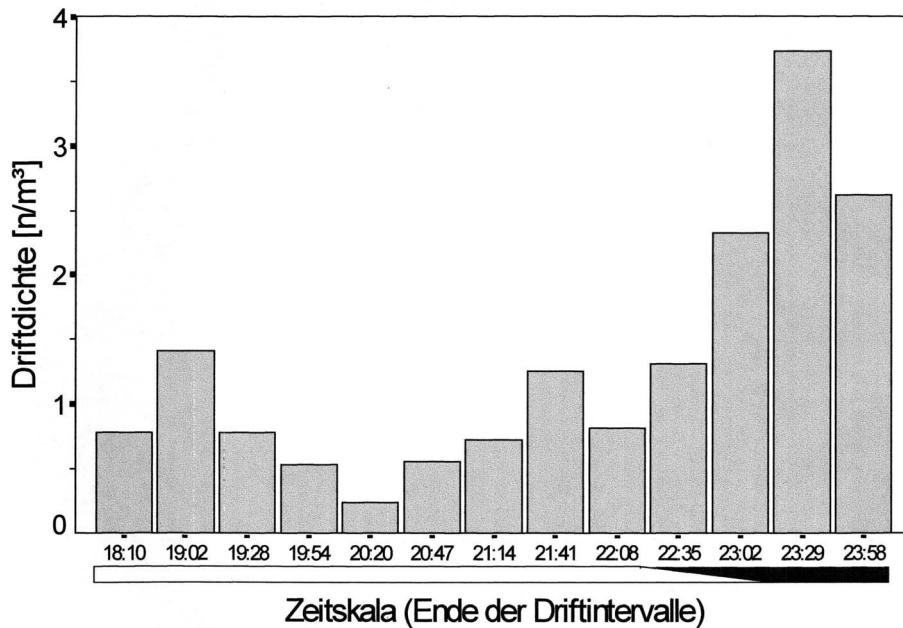
Während des Kanuexperimentes wurden nach einer undisziplinierten Fahrweise der Kanuten ein Anstieg der POM-Konz. bis um den Faktor  $6x$  und der Schwebstoffkonz. (ungelöste Wasserinhaltsstoffe) bis um den Faktor  $20x$  (vgl. Abb. 3) nachgewiesen.

**Abb. 3:** Ems (E3), 6.7.99: Konzentrationen der Menge abfiltrierbarer Stoffe aus ca. 5-8 m unterhalb der Ein- und Aussatzstelle entnommenen Schöpfproben.

### Natürliche Driftdiurnalität der Ems

Während der spätabendlichen Driftmessungen am 6.9.99 passierten nur zwei Kanus in der Nähe des gegenüberliegenden Ufers die Ems. Ein Driftnetz wurde ca. 5 m unterhalb der Ein- und Aussatzstelle in einer Tiefe von 89 cm aufgestellt. Die mittlere Fließgeschwindigkeit betrug  $0,55$  m/sec.

Anhand der Abb. 4 ist zu erkennen, dass mit Einbruch der Dämmerung die benthischen Driftdichten mehr oder weniger kontinuierlich bis Mitternacht um den Faktor  $4\times$  anstiegen.



19,0 m³/sec)

**Abb. 4:** Spätabendliche Driftmessungen an der Ems (E3), 9.6.1999 – Darstellung der Driftdichten entlang einer Zeitskala. Abfluss der Ems (Pegel Haskenau): 8,80 m³/sec (MNQ = 3,40 m³/sec, MQ =

### Schlussfolgerungen

Es wurde nachgewiesen, dass das Ein- und Aussetzen von Kanugruppen sowohl höhere Driftdichten benthischer Invertebraten als auch höhere Frachten an partikulärem organischen Material (POM) in der Ems hervorrufen kann. Dieser Effekt ist numerisch nicht sehr stark ausgebildet (Driftdichte max. Faktor 3,3×, POM max. Faktor 6×). Als Ursache hierfür werden die dünnen Besiedlungsmuster der strukturarmen Ems (Ergebnisse weiterer Untersuchungen: Hohe Patchiness →  $\chi^2_{\text{ind}} = 285$ ,  $n = 10$ , vgl. ELLIOTT (1977)) sowie die beträchtliche Größe des Fließgewässers (Verdünnungseffekt) angesehen.

Dieser Zusammenhang wird auch anhand der sehr schwach ausgeprägten Driftdiurnalität (etwa Faktor 4×) ersichtlich. Der durch das Aus- und Einsetzen von Booten maximal induzierte Driftdichtenanstieg entspricht somit in etwa der Variationsbreite der diurnalen Driftrhythmik und wird daher trotz der zahlenmäßig geringen Intensität als eine erhebliche Störung der Driftentwicklung eingestuft. Als ganz entscheidend für diese Störung der organismischen Drift erwies sich das Fahrverhalten der Wassersportler. So beeinflusste eine undisziplinierte Fahrweise die Driftdichten deutlich stärker als die Anzahl der Boote. Da allein nach einer undisziplinierten Vorbeifahrt, bereits vor dem Aus- und Wiedereinstieg, sowohl die Driftdichten als auch die POM-Frachten anstiegen (vgl. Abb. 2, Netz 1), kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch ohne direkten Bodenkontakt (75 cm Wassertiefe) durch den Kanusport die benthischen Driftdichten gestört werden können. Dies wird aus gewässerökologischer Sicht besonders kritisch beurteilt, da in diesem Fall Auswirkungen auf die Benthosfauna nicht auf das Umfeld der Ein- und Aussatzstellen beschränkt bleiben.

## **Bewertung**

Eine differenzierte Bewertung sowie die Formulierung möglichst konkreter Maßnahmenvorschläge sind wichtige Bestandteile des Forschungsvorhabens. Durch die Unterscheidung hierarchischer Ebenen des Ökosystems „Fließgewässer“ (Individuum – Teilpopulation – Population – Biozönose) (vgl. STOCK ET AL. 1994) erfolgte eine nachvollziehbare Kategorisierung der Ergebnisse. Darüber hinaus wurde bezüglich der Störintensität eine einheitliche Beurteilungsskala erarbeitet:

„Keine Beeinträchtigungen“ – „geringfügige Beeinträchtigungen“ – „potenziell gravierende Beeinträchtigungen“ – „gravierende Beeinträchtigungen“.

Dieser Skala wurden mögliche Auswirkungen des Kanusports gegenübergestellt:

„Veränderung der Driftdichte“, „Veränderung der POM-Fracht“, „Anstieg der Wassertrübung“, „Störung der invertebraten Besiedlungsstrukturen“, „Zerstörung von Uferstrukturen“.

Schließlich wurden auch auf verschiedene Fließgewässertypen bezogene Bewertungen vorgenommen.

Zusammenfassend kann im Rahmen des hier nur kurz skizzierten Bewertungsmusters für die Ems festgestellt werden, dass durch die Ausübung des Kanusportes max. gravierende Beeinträchtigungen von Teilpopulationen, aber nur max. geringfügige Beeinträchtigungen von Populationen oder der Biozönose hervorgerufen werden können. Potenziell gravierende Auswirkungen auf Ebene der Population oder der gesamten Biozönose sind demgegenüber ausschließlich an stark befahrenen, flachen Fließgewässern (<0,3 m Wassertiefe auf längeren Abschnitten) zu erwarten.

## **Literatur**

Stock, M., Bergmann, H.-H., Helb, H.-W., Keller, V., Schnidrig-Petrig, R. & H.-C. Zehnter (1994): Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. - Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 49-57.

Elliott, J.M. (1977): Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. - Sci. Publ. 25 Freshwat. Biol. Ass.

<b>GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN</b>	<b>Seite</b>
ABERLE, N. & K.H. WILTSHIRE: Untersuchungen zur Abundanz und Diversität des Mikrophytobenthos im Schöhsee	229
BABOROWSKI, M., J. KRAFT, M. MAGES, B. KARRASCH, W. VON TÜMPLING JR., M. OVARI, G. ZARAY, J. W. EINAX: Untersuchungen zum Eintrag von gelösten und partikulären Stoffen aus der Szamos in die Tisza (Ungarn)	879
BALLOT, A., K. KOTUT & L. KRIENITZ: Biodiversität des Phytoplanktons in Standgewässern Kenias: Forschungsansätze	571
BANGEL, H., G. SCHERNEWSKI & M. WIELGAT: Spatial, seasonal and long-term changes of phosphorus concentrations in the Oder estuary	466
BÄTHE, J. & E. CORING: Sauerstoffdefizite in großen Flüssen - ein gelöstes Problem ?	444
BECHER, P.; A. WACKER & E. VON ELERT: Futterqualitätseffekte bei Dreissena polymorpha: Die Bedeutung von Fettsäuren im Futterangebot	653
BECKER, G.: Biomasse, Wachstumsraten und biochemische Zusammensetzung koexistierender Trichopteren (Weidegänger) eines Mittelgebirgsbachs im Jahresverlauf	662
BECKMANN, M.; CH. MATTHÄI & F. SCHÖLL: Auswirkungen der Rheinhochwasser auf das Makrozoobenthos seiner Nebenflüsse im Mittelrheingebiet	670
BEECK, P. & J. BORCHERDING: Die frühe Piscivorie von 0+ Flußbarschen (Perca fluviatilis): Konkurrenzvermeidung einmal anders	11
BEILHARZ, M.; J.H.E. KOOP & K. MÜLLER: Struktur und Regeneration des Makrozoobenthos der Oberelbe	675
BERGHAHN, R., M. FEIBICKE, M. GABRIEL, D. GRABMANN, S. LOTH, S. MEINECKE, S. MOHR, T. OTTENSTRÖER, M. SCHMIDT & R. SCHMIDT: Erste Ergebnisse aus der Einfahrphase (Kalibrierungsphase) des Fließgewässer-Mesokosmos des Umweltbundesamtes	772
BETHWELL, C., M. MUTZ, R. SAACK & D. MENZ: Organische Feinsedimente – ein geeigneter Tracer für Retentionsuntersuchungen in Bächen?	777
BLEUL, C.; M. SCHUPPLER; E. JACOBS & I. RÖSKE: Anwendung molekularbiologischer Methoden zur Analyse mikrobieller Populationen in Sedimenten	264
BLÖCHL, A. & W. WEIDEMANN: Untersuchungen zur Produktionsbiologie von Baggerseen in der Weseraue	371
BÖDER, N. & M. SCHIRMER: Kleingewässer in den Borgfelder Wümmewiesen	545
BÖHME, M., V. GERHARDT, S. HEIDER: Messung von Respiration und Parametern der Photosynthese-Licht-Beziehung von Phytoplankton der Elbe	435
BÖHMER, J. : Die ökologische Gewässerbewertung nach der Wasser-rahmenrichtlinie der EU im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischen Notwendigkeiten	34
BRAUNE, M., W. WEIDEMANN: Zur Bedeutung von Morphologie und Lage für die Produktionsbiologie flussnaher Kieseeseen der Weseraue	368
BRETHAUER, B. & M. MUTZ: Prozesse der laubgebundenen mikrobiellen Respiration in einem natürlich sauren Gewässer	539

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	Seite
BRÜDERN, U.; K. HIRCHE, W. WEIDEMANN & S. KUNST: Anwendbarkeit von in-place-Verfahren zur Dokumentation anthropogener Gewässerbelastungen	783
BRUNKE, M., A. SUKHODOLOV & CH. ENGELHARDT: Sunk und Wellenschlag durch Schiffe in Wasserstraßen: Hydraulische Kräfte und Litoralfauna	412
BUSCH, D. & ST. TACKMANN: Ergänzung der Strukturgütekartierung im Emschersystem	169
CASPER, P., ON CHIM CHAN, M. SIEGESMUND & TH. GONSIORCZYK: Strukturelle Diversität methanogener Archaea in Gewässersedimenten	280
CLABEN, S. & H. T. RATTE: Biozönotische Untersuchungen an einem anthropogen stark geprägten Tieflandbach (Nette, NRW)	120
DENEKE, R.; K. STÖBEL & B. NIXDORF: Welche Rolle spielt das Grazing des Metazooplankton für die Phytoplanktonentwicklung in sauren Tagebauseen (pH 2 - 4)?	401
DETTINGER-KLEMM, A. : Drought-Tolerance and the Impact of the Photoperiod on Growth and Adult Emergence in <i>Polypedilum tritum</i> 1 (Walker, 1856) (= <i>Polypedilum uncinatum</i> Goetghebuer, 1921 syn. nov.)2	681
DRESSEL, A. & H.-W. BOHLE: Larvenwachstum und Entwicklungszyklus von <i>Metreletus balcanicus</i> (ULMER) (Ameletidae), einer Ephemeroptere sommertrockener Fließgewässer	709
DUFFEK, A. & M. SCHULTZE: Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flusswasser	406
ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN: Planktonentwicklung in Abgrabungsgewässern im südlichen Bereich der niederrheinischen Bucht	375
EIDNER, R., V. KIRCHESCH, H. GUHR, M. BÖHME & D. MÜLLER: Untersuchungen zum Stoffumsatz in Bühnenfeldern der Elbe	423
EIXLER, S., U. SELIG & U. KARSTEN: Einfluss von Phosphatangebot und Phosphatmangel auf die Bildung intrazellulärer Phosphorverbindungen autotropher Plankter	575
ENDER R., D. LEBMANN & B. NIXDORF: Zur Phosphorbindung im Sediment des Tagebausees Plessa RL 117 (Grünwalder Lauch)	396
EYDELER, I., R. HÄMMERLING & J. SPIEKER: Praxiserfahrung beim Aufbau eines Flussgebietsmanagements in Polen	214
FELD, CH., ST. PAULS, M. SOMMERHÄUSER & D. HERING: Biozönotische Bewertung der ökologischen Qualität am Beispiel norddeutscher Tieflandfließgewässer	75
FINK, P. & E. VON ELERT: <i>Daphnia</i> -induzierte Coenobienbildung bei <i>Scenedesmus obliquus</i> – chemische Charakterisierung des Kairomons	579
FRANK, CH.: Anwendung der LAWA-Bewertungsrichtlinie für stehende Gewässer in verschiedenen Regionen Baden-Württembergs	65
FRAUENDORF, J., C. GLÄBER, C. OLBERT & J. FISCHER: Beobachtung limnologischer Parameter aus der Vogelperspektive - Am Beispiel von Tagebaurestseen -	16
FREY, W.: Der Einfluss naturnaher Umgestaltungsmaßnahmen auf Gewässergüte und Selbstreinigungskraft eines kleinen Fließgewässers	181
FRUTIGER, A., M. PLATTNER, P. BURGHERR & J. ZOLLHÖFER: Monitoring the Biodiversity in Switzerland: how suitable are benthic macroinvertebrates?	102

GERKE, N.: Untersuchungen zu den Wirtsfischspektren heimischer Großmuscheln (Fam.: Unionidae) mittels einer molekulargenetischen Artdiagnose der parasitischen Larven (Glochidien)	715
GONSIORCZYK, TH., P. CASPER, G. GINZEL & R. KOSCHEL: Externe und interne Nährstoffbelastung und ihre Auswirkung auf die Seengüte im Rheinsberger-Fürstenberger Seengebiet	274
GREY, J. : Food web analysis with stable isotopes	556
GRÜNERT, U. & M. PUSCH: Gewässer- und auenökologische Grundlagenuntersuchungen zur Sanierung der Spree oberhalb Berlins	186
GUNKEL, G., U.LANGE, D.WALDE & J. W. C. ROSA: Umweltbeeinträchtigungen durch Wasserkraftnutzung in Amazonien am Beispiel des 25 Jahre alten Curuá-Una-Staudamms	885
HAAG, I. & B. WESTRICH: Empirische Identifikation der für den Stoffhaushalt im Neckar maßgebenden Prozesse	439
HAASE, P. & S. LOHSE: Leitbildbeschreibung naturnaher Buntsandsteinbäche in den deutschen Mittelgebirgen	99
HAHN, H.-J. : Grundwasserfaunistische Forschung als Grundlage für den Arten- und Biotopschutz und die Eingriffsregelung	488
HAIDEKKER, A. & D. HERING: Untersuchungen zum Temperaturhaushalt zweier Fließgewässertypen im Mittelgebirge	533
HÄMMERLING, R., I. EYDELER & B. NIXDORF: Bestimmung des limnologischen Zustandes der Gewässer und Lokalisierung der Nährstoffquellen im Cybina-Einzugsgebiet	208
HÄSE, C.: Entwicklung eines Fernerkundungs-Algorithmus zur Bestimmung der Primärproduktion im Bodensee	788
HEMM, M., A. HOFFMANN, U. MISCHKE & B. NIXDORF: Natürliche Seen Deutschlands – Aktueller Stand zur Dokumentation, Typisierung und Bewertung anhand des Phytoplanktons	55
HOFMANN, R.: Relationen zwischen bakteriologischen und limnologischen Qualitätsparametern bei den sächsischen Badegewässern	217
HORN, H.: Das autotrophe Pikoplankton der Talsperre Saidenbach: Saisonalität und Langzeitentwicklung	295
HORN, W., B. KOCH & H. HORN: Langzeitentwicklung des Rotatorienplanktons der Talsperre Saidenbach: Trends und Hintergründe	301
HÜBNER, D., J. FISCHER, D. BORCHARDT & H.W. BOHLE: Auswirkungen der Eutrophierung und die Veränderung der hyporheischen Milieubedingungen auf die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche ( <i>Thymallus thymallus</i> ).	753
HÜNKEN, A., M. MUTZ & B. EHRLICH: Der hydraulische Fingerabdruck von Sandbächen Tracerversuche und Modellierung - eine geeignete Methode zur Charakterisierung von Fließstrecken ?	794
IHLE, T. & S. JÄHNICHEN: Raum-zeitliche Verteilung von Cyanobakterien in einer hocheutrophen Talsperre	291

JÖHNK, K.D. : Simulation klimatisch bedingter Temperaturvariationen in europäischen Seen	269
KAHL, U., R.-J. RADKE & J. BENNDORF: Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil	324
KAISER, O., S. KAGA & W. KONOLD: Bewertung und Entwicklung urbaner Fließgewässer am Beispiel der Gewerbekanals in Freiburg	114
KAPPES, H. : Impact of abiotic factors on the cladoceran coenosis in a dystrophic-eutrophic shallow lake during its recovery from eutrophication	245
KASTEN, J. : Überschwemmungsbeeinflussung versus Gewässerhistorie die Dynamik der Phytoplanktonzönosen des Fluss-Auen-Systems Unteres Odertal - Brandenburg	471
KATECHAKIS, A. & H. STIBOR: Auswirkungen von Produktivität und Omnivorie auf die Länge limnischer planktischer Nahrungsnetze	564
KIEL, E. & D. MATZKE: Hochmoor-Renaturierung aus gewässerökologischer Sicht: Untersuchungen zur Wiederbesiedlung aquatischer Lebensräume im Hochmoor	509
KLEEBOURG, A. & M. HEIDENREICH: Freisetzung von Phosphor und Stickstoff aus Makrophytenbeständen sommerlich trocken gefallener Sedimente einer eutrophen Talsperre	307
KLEUCKER, R. & M. SCHIRMER: Die Chironomiden-Fauna des Vorder- und Hinterwerders in den Jahren 1998 bis 2000	455
KLOEP, F. & I. RÖSKE: Transport von Algen im hyporheischen Interstitial der Elbe	503
KÖHLER, J. : Auswirkungen von Änderungen in Durchfluss und Morphometrie auf Sauerstoffhaushalt und Planktondynamik der unteren Spree - Modellrechnungen	461
KÖNIG, M., J.H.E. KOOP & J. BENNDORF: Vergleichbarkeit zweier Fließgewässer: Abiotische Umweltfaktoren und Makrozoobenthosbesiedelung	724
KOOP, J.H.E; M. KÖNIG; C. WINKELMANN & J. BENNDORF: Voraussetzungen für die Durchführung eines paarweisen Ökosystemexperiments in Fließgewässern	735
KORNEK, K.; J.H.E. KOOP J. BENNDORF: Ein Transplantationsexperiment zur Erklärung unterschiedlicher Gammaridenvorkommen in drei Fließgewässern	729
KÖRNER, S.: Bistabilität - ein Phänomen auch in tieferen Flachseen?	254
KOZERSKI, H.-P., T. PLUNTKE & TH. HINTZE: Ablagerungen von feinem organischen Material in der Spree und im Müggelsee	873
KRANICH, J. & K.-P. LANGE: Das Interstitial der Elbe – Verbindung zwischen Grund- und Oberflächenwasser	498
KRETSCHMER, S.; M. LAUTENSCHLÄGER & P. PODRAZA: Die Besiedlung von Ufermauern durch Imagines von Wasserinsekten entlang eines kleinen, urbanen Fließgewässers	718
KRIENITZ, L., E. HEGEWALD, D. HEPERLE & M. WOLF: Systematisches Konzept von Familien und Gattungen coccaler Grünalgen: Morphologie versus 18S rRNA-Gen-Sequenzen	585

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	Seite
KRISMANN, M. & E. I. MEYER: Einflussnahme des Kanusports auf die natürliche Drift-diurnalität eines Tieflandflusses	891
KÜMMERLIN, R. & H.-B. STICH: Algen zählen oder Pigmente bestimmen – Zwei Wege zur korrekten Biomassebestimmung?	805
KUSBER, W.-H. & R. JAHN: Standards für die Artidentifikation von Algen in der Limnologischen Forschung	858
LANGE, A., H. HOPFGARTEN & H. ZIMMERMANN-TIMM: Die Literatursammlungen der Abteilung Limnologie in Jena	864
LEESE-BARTRAM, S., U. KOSMAC, A. SCHATTMANN & K.-B. KÜHNAPFEL: Gewässerentwicklungsplanung unter Berücksichtigung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in einer durch Bergsenkungen beeinträchtigten Landschaft	202
LEBMANN, D. & B. NIXDORF: Aspekte der saisonalen Phytoplankton-entwicklung in sauren Tagebauseen	392
LEU, E., A. KRIEGER-LISZKAY & E. GROSS: Wirkung von Allelochemikalien aus submersen Makrophyten auf die Photosynthese	611
LORENZ, A., P. ROLAUFFS & D. HERING: Bewertung von Bächen und Flüssen mit silikatisch geprägtem Einzugsgebiet - wirkt sich gewässermorphologische Degradation auf das Makrozoobenthos aus?	87
MAABEN, S., D. UHLMANN & I. RÖSKE: Die Auswirkung mikrobieller und chemischer Prozesse in Talsperrensedimenten auf die Trophie	313
MÄHLMANN, J., R. KUSSEROW, U. SCHRÖTER-BOBSIN, I. RÖSKE, R. DUMKE, R. ARNOLD & H. FUCHS: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel ( <i>Dreissena polymorpha</i> ) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor	800
MARTEN, M.: Qualitätssicherung bei Vergabe und Durchführung gewässerbiologischer Freilandarbeiten in Baden-Württemberg	847
MARTIN, P., S. WIEDENBRUG, E. STUR & I. SCHRANKEL: Wassermilben (Hydrachnidia, Acari) als Parasiten an quellbewohnenden Zuckmücken (Chironomidae, Diptera) - erste Befunde aus dem Nationalpark Berchtesgaden	691
MARTIN-CREUZBURG, D. & E. VON ELERT: Untersuchungen zur Futterqualität von Cyanobakterien: Der Einfluss von Fettsäuren und Sterolen auf das Wachstum von <i>Daphnia</i>	632
MATTHES, M., J. H. E. KOOP & J. BENNDORF: Klonale Diversität bei <i>Daphnia pulex</i> unter Biomanipulationsbedingungen	22
MAUCH, E.: 100 Jahre Saprobien-system	835
MEIER, C., CH. FELD & A. LORENZ: Vergleichende Untersuchungen zur Besiedlung von Auengewässern entlang von Tiefland- und Mittelgebirgsflüssen und ihre Bedeutung für die Fließgewässerbewertung	93
MEYBOHM, A., S. STOTTMEISTER & M.-G. WERNER: Die fischereiliche Bewirtschaftung der Trinkwassertalsperre Dröda - Der Ausgangszustand und die geplante Bewirtschaftung	318
MEYER, E. I. & R. POEPPERL: Vergleichende Nahrungsnetzanalysen an einem Tiefland- und Mittelgebirgsbach	558

<b>GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN</b>	<b>Seite</b>
MILER, O. & PH. FISCHER: Verteilung und Migrationsverhalten von Trüschelarven bei der Einwanderung ins Litoral des Bodensees	758
MÖLLGAARD, M, J. KASTEN & W.-H. KUSBER: Limnologische Charakterisierung dreier Überschwemmungsflächen nach dem Frühjahrshochwasser der Oder 1996	476
MOOG, O., R. WIMMER, I. STUBAUER, A. SCHMIDT-KLOIBER, A. RÖMER, TH. OFENBÖCK, B. JANECEK, W. GRAF, V. KOLLER-KREIMEL & A. CHOVANEC: Vorschläge zur Indikation des „ökologischen Zustandes“ von Fließgewässern durch die benthische wirbellose Fauna in Österreich	151
MÜLLER, A. & B. SCHARF: Die Trichopterenzönosen des Eu- und Hypokrenals Harzer Bäche	665
NOLDEN, M., K.-H. CHRISTMANN & H. MANN: Wechselwirkungen zwischen Grund- und Seewasser an einem Baggersee im Kreis Neuss	364
OCKENFELD, K.: Primärproduktion in Hauptstrom und Bühnenfeldern der Elbe: ein Vergleich	429
OFENBÖCK TH., O. MOOG, J. GERRITSEN & M. BARBOUR: Multimetrische Methoden zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes österreichischer Fließgewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie	157
ON CHIM CHAN, M. WOLF, D. HEPERLE & P. CASPER: Archaeal community in the sediment of an artificially divided acidic bog lake - as revealed by DGGE analysis of 16S rRNA gene	284
OPITZ, M. & A. NICKLISCH: Blaualgen auf Wanderschaft ?! Bedeutung von saisonalem Habitatwechsel für die Ausbildung eines Cyanobakterien-Tiefenmaximums	589
ORENDT, C. : Gliederung nördlicher Alpenvorlandflüsse anhand von Chironomiden	687
OTTO, C.-J. & P. MARTIN: Die Chironomiden-Emergenz (Diptera, Chironomidae) eines norddeutschen Quellbaches und ihre Parasitierung durch Wassermilben (Acari, Hydrachnidia)	697
PACKROFF, G. & J. CLASEN: Elimination von Planktonorganismen bei der Trinkwasseraufbereitung	340
PETZOLDT, TH., K. SIEMENS & G. ACKERMANN: Kombinierte Mengen-Güte-Bewirtschaftung einer flachen Talsperre: Vorschlag für ein optimiertes Abstauregime.	345
PLUNTKE, TH. & H.-P. KOZERSKI: Sedimentationsprozesse in unbewachsenen und mit submersen Makrophyten bewachsenen Litoralbereichen des Müggelsees (Berlin)	867
PÖHLER, I.; D. F. WENDEROTH, K. WENDT-POTTHOFF & M. G. HÖFLE: Biozönotische Struktur und Tiefenverteilung des Bakterioplanktons in einem sauren Bergbaurestsee	388
POTTGIESSER, T. & TH. EHLERT: Eine kurvenreiche Zukunft für Flüsse? Typologie und Leitbilder für die Flüsse des Tieflandes in Nordrhein-Westfalen*	81
PRAWITT, O. & D. KRAUSE: Bedeutung einzelner Fischarten und Größenklassen für den Fraßdruck auf die Cladoceren in einem polytrophen Flachsee im Frühjahr	248
PTACNIK, R. & U. SOMMER: Auswirkungen von Produktivität, Omnivorie und Mixotrophie auf marine planktische Nahrungsnetze	551

<b>GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN</b>	<i>Seite</i>
RADKE, R.- J., U. KAHL & J. BENNDORF: Die Seeforelle ( <i>Salmo trutta</i> forma lacustris) als Instrument zur Nahrungsnetzsteuerung in einer tiefen, mesotrophen Talsperre: Auswirkungen der zeitlichen und räumlichen Verteilung von Räuber und Beute	330
RAFFEL, M. & M. SCHIRMER: Analyse der mit der Krebschere ( <i>Stratiotes aloides</i> L.) assoziierten Makroinvertebratenzönose	741
RAWER-JOST, C. & J. BÖHMER: Entwicklung eines multimetrischen Index zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge	139
REMY, D.: Gräben und Grabensysteme Mitteleuropas - Grundzüge einer Typologie	527
RINKE, K. & T. PETZOLDT: Ein Modell zur diurnalen Vertikalmigration von <i>Daphnia</i> : Populationsdynamik und individuelle Schicksale	638
ROBERTS, E., S. KÖRNER & A. NICKLISCH: Periphyton-Dynamik in einem eutrophen Flachsee	259
RÖCK, S.: Wie natürlich können künstliche Gewässer sein?	108
ROLAUFFS, P., S. JÄHNIG, D. HERING & M. SOMMERHÄUSER: Entwicklung saprobieller Leitbilder als Beitrag zur Revision des Saprobiensystems und einer typspezifischen Fließgewässerbewertung vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie	134
RÖNICKE, H.; M. BEYER & M. SCHULTZE: Einfluss der Flusswasserflutung des Tagebaues Goitsche auf seine Phytoplanktondynamik	359
ROTTERMUND, U.: Entwicklung von Handlungsrahmen für die angelfischereiliche Bewirtschaftung von Abtragungsgewässern durch praxisnahe Erfassung und Zuordnung relevanter Parameter sowie deren verwertbare Aufbereitung als Grundlage nachhaltiger Entwicklung (BMBF FKZ 1707100)	352
SANDROCK, ST.; E.-M. SCHARF & T. QUANDT: Erste Ergebnisse aus Laborversuchen zur Auswirkung der Zugabe von Ton als Restaurierungsmethode auf die limnische Biozönose von Standgewässern: Teil 1: Plankton	814
SCHARF, E.-M. & ST. SANDROCK: Wie hat ein durchflossener Flachsee auszusehen – Probleme bei der Definition des Referenzzustandes	70
SCHAUMBURG, J., M. COLLING, I. SCHLÖSSER & B. KÖPF: Typisierung bayerischer Seen mit Phytoplankton unter Verwendung von Biomasse, Planktonzusammensetzung und Autökologie	61
SCHEFFLER, W., A. NICKLISCH & D. HEPERLE: Dimorphismus und Entwicklungszyklus der planktischen Diatomee <i>Cyclotella pseudocomensis</i>	594
SCHINDLER, H. & H. J. HAHN: Ansatz einer faunistisch begründeten Leitbildentwicklung für Quellen in Rheinland-Pfalz	521
SCHLIEF, J. & M. MUTZ: Laubabbau in extrem sauren Gewässern der Bergbaufolgelandschaft in der Niederlausitz	27
SCHMALZ, W., M. SIEGESMUND & H.-P. HACK: Untersuchungen der Wirksamkeit akustischer Signale an ausgewählten Fischarten zum Schutz der Fischfauna vor Turbinenschäden	762
SCHMIDT, A. R., H. DÖRFELT, W. SCHÖNBORN & H. ZIMMERMANN-TIMM: Mikrofossilien im Bernstein – Neue Einblicke in limnisch-terrestrische Mikrozönosen des späten Mesozoikums	852

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	Seite
SCHMIDT-HALEWICZ, S. & D. HEPERLE: OPTICOUNT – ein verbessertes tool zur mikroskopischen Planktonzählung	810
SCHMIDT-KLOIBER A., TH. OFENBÖCK & O. MOOG: Aquatische Bioregionen - Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen	145
SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP: Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Uferröhrichte des Bodensees	620
SCHÖL, A.; V. KIRCHESCH & D. MÜLLER: Modellgestützte Sauerstoffbilanz der deutschen Saar	450
SCHRENK-BERGT, CH., D. KRAUSE, N. ASH, & CH. STEINBERG: Einsatzmöglichkeiten großer enclosure zur Erfolgsabschätzung einer Biomanipulation	240
SCHULZ, C.-J., K. BILLERT, J. MICHEL, U. THOMA & N. WENZL: Der Weg zum „guten ökologischen Zustand“: Fallbeispiel thüringische Leine	51
SCHUMPELICK - DEUSCHEL, B. : Zyklomorphose und Zooplanktonbiomasse, Zusammenhänge und potentielle Ursachen	644
SCHWARTZ, R. & H.-P. KOZERSKI: Die Bühnenfelder der unteren Mittelelbe Geschichte, Bedeutung, Zukunft	417
SCHWEIKER, D., B. KAPPUS, S. BOGUSCH & J. BÖHMER: Ökologische Bewertung des Erlenbachs (Zufluss zur Jagst im Landkreis Hohenlohe) anhand benthosbiologischer Analysen – Beispiele zum Vorgehen und zur Ableitung von Maßnahmen	128
SIEGESMUND, M., W. SCHMALZ & K. THÜRMER: Betrachtung zeitlicher Migrationsmuster verschiedener Fischarten bei Effizienzkontrollen an Fischwanderhilfen	767
SIPOS, V. K, U. VEIT & A. KOHLER: Quantitative Kenngrößen als Instrument zur Charakterisierung und zum Vergleich der Makrophyten-Vegetation von Fließgewässern	614
SPIEKER, J.: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht der selbständigen Limnologen	841
STEGGER, P.; H.W. RISS; E. BLÜBAUM-GRONAU & E.I. MEYER: Mentum- und Mandibeldeformationen bei Chironomus-Larven (Diptera: Chironomidae) als Testkriterium für Sedimentkontaktteste: Ein kritischer Beitrag	819
STELZER, M.; F.-J. WICHOWSKI & T. METZGER: Wiederansiedlung der Flussperlmuschel im Hessischen Spessart	746
STUBAUER I. & O. MOOG: Verfahren zur Anpassung des Saprobien-systems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich	163
SUNDERMANN, A. & A. DETTINGER-KLEMM: Autökologische Untersuchungen an Stempellina spec. nov. (Diptera: Chironomidae) - eine köcherbauende Chironomidae aus Sumpfquellen (Helokrenen)	703
SÜB, J.; E. - J. CLEVEN & H. ARNDT: Erstaunliche Vielfalt der Protozoengemeinschaften in ausgewählten Grundwasserleitern Deutschlands	493
TACKMANN, St. & D. BUSCH: Strukturgütekartierung im ländlichen Raum - Bewertungsprobleme an den Sandbächen des Tieflandes	175
TÄUSCHER, L.: Beitrag zum Phytoplankton nordostdeutscher Kanäle	599

<b>GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN</b>	<b>Seite</b>
TENT, L.: Forelle 2010 - Restrukturieren von Großstadtbächen mit engagierten Bürgern	192
TEUBNER, K. : 14C-Photosynthese und Pigmentmuster: Adaptation der Größenfraktionen des Phytoplanktons in alpinen Seen.	604
TREMP, H.: Limnologische Untersuchungen an den polymiktischen Stuttgarter Wildparkseen	234
VOGT, CH. & A. SCHÄFER: Entwurf eines biologisches Bewertungssystem für kleine Einzugsgebiete in der Region Trier	124
VON ELERT, E.: Futterqualität bei <i>Daphnia galeata</i> : Limitierung durch hochungesättigte Fettsäuren	627
WACKER, A. & E. VON ELERT: Einfluss der Futterqualität auf die Reproduktionsleistung von <i>Dreissena polymorpha</i>	658
WAGNER, F.: Bottom-Sampler oder Hess-Sampler – Verfahren zur Sedimentbeprobung im Vergleich	825
WANNER, S. C.: Retention von partikulärem organischem Material im Tieflandfluss Spree – Bedeutung von Gewässerstruktur und hydrologischem Regime	2
WAUER, G. & R. KOSCHEL: Quantitative Bestimmung ökotoxisch relevanter Aluminium-Spezies im Freiwasser von Binnenseen	831
WAWRA, B.; I. SEYDELL & N. SAENGER: Kritische Betrachtung von Naturversuchen zum hydraulischen Austausch zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone	483
WESSELER, E.: Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein: Teil Seen	46
WETZEL, M. A.: Einfluss von Trockenlegung und Wiedereinstau auf Sedimentresuspension und Wassergüte der Talsperre Bautzen	335
WICHOWSKI, F.-J. & M. STELZER: Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen eines Langzeitmonitorings (Fischfauna und Gewässerstrukturgüte) in einem Fließgewässersystem des Hessischen Spessarts	197
WILLKOMM, M. & H. ARNDT: Temperaturtoleranz und nicht-fraßbedingte Mortalität am Beispiel des heterotrophen Flagellaten <i>Entosiphon sulcatum</i> (Euglenida)	647
WITTHÖFT-MÜHLMANN, A., K. O. ROTHHAUPT & W. TRAUNSPURGER: Meiobenthische Lebensgemeinschaften im Flussmündungsgebiet der Schussen, Bodensee. Ansätze zur Anwendung der Intermediate Disturbance Hypothesis	515
WOLTER, K.: Umsetzung der EU- Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein- Teil Fließgewässer	40
ZAISS, U., TH. SCHMAHL & F. FRUTH: Sanierung eines Badesees, u.a. mit Hilfe eines Pflanzenfilters	223
ZIPPEL, B.: Untersuchungen zur Planktonsukzession im schwefelsauren Tagebaurestsee Niemegk (Goitsche) im Zusammenhang mit limnophysikalischen Messungen	382

ISBN 3-9805678-5-0